

En Gran Canaria, al igual que en el resto del Archipiélago, el caladero de pesca es de libre acceso tanto para los pescadores profesionales artesanales como para los recreativos. Con el paso del tiempo, se han alcanzado unos niveles de explotación pesquera que no resultan sostenibles desde un punto de vista ecológico, pues ha ocasionado el declive de muchas especies objetivo de la pesquería.

Hasta la fecha, el modelo de gestión vigente no ha sido capaz de adecuar el poder y esfuerzo de pesca a la capacidad natural de renovación de los recursos pesqueros y, desde la Administración, tampoco se han propuesto estrategias alternativas que permitan hacer frente a este problema. En este contexto, la presente tesis doctoral pretende describir la situación del sector pesquero, al tiempo que estudia estrategias que permitan alcanzar patrones de explotación sostenibles para la isla de Gran Canaria. Para ello, se han tenido en consideración las recomendaciones de la Unión Europea así como las nuevas metodologías enfocadas a una gestión de la pesca basada en el ecosistema.

En primer lugar, se ha realizado una caracterización del sector pesquero existente en la Isla, tanto profesional como recreativo, a partir de estudios científicos, encuestas y estadísticas pesqueras locales. Con la información disponible se determinó la eficiencia técnica de la flota pesquera artesanal, cuyos resultados se tuvieron en cuenta en la siguiente parte del estudio a la hora de plantear nuevas estrategias de gestión pesquera.

En el siguiente paso, se desarrolló un modelo de equilibrio de masas con el software Ecopath with Ecosim, que permitió determinar la estructura, funcionamiento y estado del ecosistema marino. Esto, permitió a su vez cuantificar el impacto de la actividad pesquera y los resultados obtenidos sirvieron para plantear los nuevos modelos de gestión. Las simulaciones temporales y espaciales mostraron el riesgo que supone continuar con el modelo de gestión vigente y la necesidad urgente de regular la pesca recreativa.

TESIS DOCTORAL

# Diagnósis de la pesquería artesanal en la isla de Gran Canaria

María Lorena Couce Montero





Anexo I

**D<sup>a</sup> MARÍA ISABEL PADILLA LEÓN, SECRETARIA DE LA FACULTAD DE CIENCIAS DEL MAR, ÓRGANO RESPONSABLE DEL PROGRAMA DE DOCTORADO EN GESTIÓN COSTERA, DE LA UNIVERSIDAD DE LAS PALMAS DE GRAN CANARIA.**

**CERTIFICA,**

Que el Consejo de Doctores del Programa de Doctorado en Gestión Costera, en su sesión de fecha 4 de mayo de 2015, tomó el acuerdo de dar el consentimiento para su tramitación, a la tesis doctoral titulada:

*“Diagnosis de la Pesquería Artesanal en la Isla de Gran Canaria”*

presentada por la doctoranda: **D<sup>a</sup> María Lorena Couce Montero**  
y dirigida por los Doctores  
D. José Juan Castro Sánchez  
D. Ángelo Santana del Pino  
D<sup>a</sup> Lourdes Trujillo Castellano.

Y para que así conste, a efectos de lo previsto en el Artº 6 del Reglamento para la elaboración, tribunal defensa y evaluación de tesis doctorales de la Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, firmo el presente en Las Palmas de Gran Canaria, a cuatro de mayo de dos mil quince.





Facultad de Ciencias del Mar  
Programa de Doctorado en Gestión Costera

## **Diagnosis de la pesquería artesanal en la isla de Gran Canaria**

Memoria presentada por Dña. María Lorena Couce Montero para la obtención del Doctorado en Gestión Costera en la Universidad de Las Palmas de Gran Canaria y dirigida por el Dr. José Juan Castro Hernández, el Dr. Ángelo Santana del Pino y la Dra. Lourdes Trujillo Castellano

El Director

El Director

La Directora

La Doctoranda

Las Palmas de Gran Canaria, a 5 de Mayo de 2015



TESIS DOCTORAL

---

# Diagnóstico de la pesquería artesanal en la isla de Gran Canaria

---

María Lorena Couce Montero

Doctorado en Gestión Costera

Facultad de Ciencias del Mar

Universidad de Las Palmas de Gran Canaria

2015



*“ Qué inapropiado llamar Tierra a este planeta,  
cuando es evidente que debería llamarse Océano ”*

(Arthur C. Clarke)



# Agradecimientos

A lo largo de estos años, son muchas las personas que me han apoyado y ayudado a culminar esta tesis, a todos ellos, gracias.

En primer lugar me gustaría agradecer a mis padres el apoyo incondicional que siempre me han brindado. Sin su ayuda hubiera sido imposible llegar hasta donde estoy hoy.

A Josu, por su comprensión durante estos años y en especial por su infinita paciencia en esos días que todo se hacía cuesta arriba, gracias por aguantar hasta el final. A Emma y Jesús también me gustaría agradecerles las continuas muestras de cariño y afecto.

A mis directores de tesis, el Dr. José Juan Castro Hernández, el Dr. Ángelo Santana del Pino y la Dra. Lourdes Trujillo Castellano, por darme la oportunidad de seguir investigando y porque esta tesis no hubiese sido posible sin ellos. A José Juan por iniciarme en el mundo de la biología pesquera cuando todavía era una estudiante, tus consejos y entusiasmo a lo largo de esta década me han ayudado a crecer como persona e investigadora. A Ángelo por su ayuda inestimable en el tratamiento de las series de datos y por conseguir que las matemáticas fuesen algo más entretenidas. A Lourdes Trujillo por confiar en mí desde el momento en que nos conocimos y por aportarme sus conocimientos en estos últimos años.

A todos los amigos que me han acompañado estos años, los que con el tiempo se han convertido en mi “familia canaria”, por compartir tantos momentos de risas y alegrías y por el apoyo, los ánimos y consejos que me habéis dado.

A los pescadores de la isla de Gran Canaria por su paciencia al aguantar tantas horas de encuestas. También quiero extender mi agradecimiento a los secretarios de las Cofradías de Arguineguín y Mogán y a Leo de “La Moganera” por los datos facilitados.

A la gente del Departamento de Análisis Económico Aplicado por el buen recibimiento y por hacer el doctorado mucho más llevadero.

También debo dar mi más sincero agradecimiento a Antonio Álvarez, por brindarme su ayuda y colaboración en las estimaciones de eficiencia.

Por último, a la Universidad de Las Palmas de Gran Canaria por la beca FPU que permitió la realización de esta tesis.

# Índice de contenidos

Índice de Figuras.....	i
Índice de Tablas.....	iii

## PARTE I. INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS

<b>1. Introducción general.....</b>	<b>3</b>
1.1. Antecedentes.....	3
1.2. Justificación e interés del estudio.....	5
1.3. Objetivos.....	6

## PARTE II. LA PESCA EN LA ISLA DE GRAN CANARIA

<b>2. El sector pesquero en Gran Canaria.....</b>	<b>11</b>
2.1. Introducción.....	11
2.2. Material y métodos.....	14
2.3. Resultados.....	15
2.3.1. Descripción del caladero.....	15
2.3.2. Ordenación pesquera.....	16
2.3.3. Descripción de la flota artesanal.....	19
2.3.4. Capturas.....	22
2.3.5. Esfuerzo pesquero.....	25
2.3.6. Aspectos económicos.....	27
2.4. Discusión.....	28
<b>3. Eficiencia técnica del sector pesquero artesanal.....</b>	<b>35</b>
3.1. Introducción.....	35
3.2. Modelo teórico.....	37
3.2.1. Efectos de la ineficiencia.....	39
3.3. Eficiencia en el sector pesquero bajo un enfoque paramétrico: evidencia empírica.....	40
3.4. Datos y especificación del modelo.....	42
3.4.1. Datos.....	42
3.4.2. El modelo.....	44
3.5. Resultados.....	45
3.6. Discusión.....	54

### PARTE III. MODELIZACIÓN ECOLÓGICA DE LA ISLA DE GRAN CANARIA

<b>4. Modelización ecológica: estructura del ecosistema marino e impactos de la pesca</b> .....	61
4.1. Introducción .....	61
4.2. Metodología.....	62
4.2.1. Área y período de estudio.....	62
4.2.2. Descripción del modelo.....	63
4.2.2.1. Ecuaciones principales.....	64
4.2.2.2. Consideraciones previas a la construcción del modelo.....	67
4.2.3. Definición de los grupos funcionales.....	68
4.2.4. Origen y análisis de los datos.....	70
4.2.4.1. Biomosas.....	70
4.2.4.2. Producción/Biomasa (P/B).....	74
4.2.4.3. Consumo/Biomasa (Q/B).....	78
4.2.4.4. Información trófica (DC).....	80
4.2.4.5. Capturas.....	87
4.3. Ajuste del modelo.....	88
4.4. Calidad del modelo.....	90
4.5. Análisis del modelo e indicadores ecológicos del ecosistema.....	92
4.5.1. Indicadores ecológicos por grupo funcional e interacciones tróficas.....	92
4.5.2. Indicadores ecológicos y estructura del ecosistema.....	95
4.5.3. Índices de reciclaje y análisis de la red trófica.....	96
4.5.4. Indicadores de información.....	97
4.5.5. Indicadores del estado de la pesquería.....	97
4.6. Resultados.....	98
4.6.1. Pedigrí del modelo.....	98
4.6.2. Análisis a nivel de grupo funcional e interacciones tróficas.....	98
4.6.2.1. Niveles tróficos y eficiencia ecotrófica.....	98
4.6.2.2. Índice de omnivoría.....	104
4.6.2.3. Mortalidades.....	104
4.6.2.4. Impactos tróficos mixtos.....	105
4.6.2.5. Especies clave.....	108
4.6.3. Estructura del ecosistema e indicadores ecológicos.....	110
4.6.4. Impacto de la actividad pesquera.....	112
4.7. Discusión.....	119
<b>5. Modelización ecológica: simulaciones temporales y espaciales</b> .....	121
5.1. Introducción.....	121
5.2. Metodología.....	122
5.2.1. Módulo dinámico Ecosim.....	122

5.2.1.1. Datos.....	124
5.2.1.2. Escenarios de simulación temporal.....	125
5.2.2. Módulo espacial Ecospace.....	127
5.2.2.1. Mapa base.....	127
5.2.2.2. Escenarios de simulación espacial.....	128
5.2.2.3. Definición de hábitats y regiones.....	129
5.2.2.4. Preferencia de hábitats y tasas de dispersión.....	131
5.2.2.5. Asignación de flotas pesqueras.....	135
5.3. Resultados.....	139
5.3.1. Simulaciones dinámicas temporales.....	139
5.3.2. Simulaciones dinámicas espaciales.....	146
5.4. Discusión.....	154

#### **PARTE IV. DISCUSIÓN GENERAL Y CONCLUSIONES**

<b>Discusión general.....</b>	<b>159</b>
<b>Conclusiones.....</b>	<b>165</b>
<b>Referencias.....</b>	<b>169</b>
<b>ANEXOS.....</b>	<b>197</b>
Anexo A.....	199
Anexo B.....	205



# Índice de Figuras

<b>Figura 2.1.</b> Áreas de pesca de las cofradías y cooperativas de pescadores de la isla de Gran Canaria. La zona sombreada se corresponde con la batimetría de menos de 200 m. y la más oscura marca la cota batimétrica hasta los 1000 m. de profundidad.....	20
<b>Figura 2.2.</b> Características de la flota por cofradía o cooperativa durante el periodo 2005-2013.....	21
<b>Figura 2.3.</b> Composición media anual de las capturas de la flota artesanal para el periodo 2005-2013.....	23
<b>Figura 2.4.</b> Comparación de las capturas de los pescadores profesionales y los pescadores recreativos durante el periodo 2005-2013.....	25
<b>Figura 2.5.</b> Evolución de las licencias de pesca recreativa vigentes en la isla de Gran Canaria durante el periodo 2005-2013.....	26
<b>Figura 2.6.</b> Valor de las capturas realizadas por la flota artesanal durante el periodo 2005-2013.....	27
<b>Figura 3.1.</b> Representación de la frontera de producción estocástica.....	38
<b>Figura 3.2.</b> Comparación de la eficiencia técnica entre las cofradías/cooperativas.....	49
<b>Figura 3.3.</b> Test K-W para confirmar diferencias entre las cofradías/cooperativas durante todo el periodo 2005-2010.....	50
<b>Figura 3.4 (a,b).</b> Composición de las capturas y evolución de la eficiencia técnica media de cada una de las cofradías/cooperativas.....	51
<b>Figura 3.5.</b> Diferencias en la eficiencia técnica de las embarcaciones durante la época de túnidos...	53
<b>Figura 4.1.</b> Mapa del Archipiélago Canario y localización del área de estudio.....	63
<b>Figura 4.2.</b> Representación de los niveles tróficos a partir de la <i>Lindeman spine</i> .....	102
<b>Figura 4.3.</b> Diagrama de flujos tróficos del modelo ecosistémico de la isla de Gran Canaria.....	103
<b>Figura 4.4.</b> Porcentaje de mortalidad por pesca (F), mortalidad por depredación (M2) y otra mortalidad (M0).....	105
<b>Figura 4.5.</b> Matriz mixta de impacto (MTI). El tamaño de cada círculo es proporcional al posible impacto.....	106
<b>Figura 4.6.</b> Análisis del índice de especies clave del ecosistema marino de la isla de Gran Canaria. El tamaño de los círculos es proporcional a la biomasa de cada grupo funcional.....	109
<b>Figura 4.7.</b> Composición de las capturas de las flotas.....	112

<b>Figura 4.8.</b> Nivel trófico de captura y desembarques efectuados por la flota artesanal durante el período 2005-2013.....	113
<b>Figura 4.9 (a,b,c).</b> Análisis de los impactos tróficos mixtos (MTI) de las distintas flotas incluidas en el modelo. La raya roja marca la separación entre los grupos funcionales y los distintos tipos de flotas incluidas en el modelo.....	116
<b>Figura 5.1.</b> Definición espacial de los hábitats y regiones considerados para los escenarios 1-4 con el módulo Ecosim. <b>1:</b> 0-50 m. sebadales; <b>2:</b> 0-50 m. rocas; <b>3:</b> 0-50 m. arena; <b>4:</b> 50-200 m.; <b>5:</b> 200-1000 m.....	129
<b>Figura 5.2.</b> Definición espacial de los hábitats y regiones considerados para el escenario 5. <b>1:</b> 0-50 m. sebadales área profesionales; <b>2:</b> 0-50 m. rocas área profesionales; <b>3:</b> 0-50 m. arena área profesionales; <b>4:</b> 50-200 m. área profesionales; <b>5:</b> 200-1000 m. área profesionales; <b>6:</b> 0-50 m. sebadales área recreativos; <b>7:</b> 0-50 m. rocas área recreativos; <b>8:</b> 0-50 m. arena área recreativos; <b>9:</b> 50-200 m. área recreativos; <b>10:</b> 200-1000 m. área recreativos; <b>rosa:</b> AMP La Aldea; <b>verde:</b> AMP Las Canteras; <b>lila:</b> AMP Gando-Arinaga.....	130
<b>Figura 5.3.</b> Representación gráfica de la tasa de dispersión.....	135
<b>Figura 5.4.</b> Escenario 1: variación de la biomasa relativa de los grupos funcionales sometidos a explotación pesquera durante el período 2005-2030.....	142
<b>Figura 5.5.</b> Escenario 2: variación de la biomasa relativa de los grupos funcionales sometidos a explotación pesquera durante el período 2005-2030.....	143
<b>Figura 5.6.</b> Escenario 3: variación de la biomasa relativa de los grupos funcionales sometidos a explotación pesquera durante el período 2005-2030.....	144
<b>Figura 5.7.</b> Escenario 4: variación de la biomasa relativa de los grupos funcionales sometidos a explotación pesquera durante el período 2005-2030.....	145
<b>Figura 5.8.</b> Escenario 1: Simulación espacial de la distribución de la biomasa relativa para los grupos funcionales de interés pesquero.....	147
<b>Figura 5.9.</b> Escenario 2: Simulación espacial de la distribución de la biomasa relativa para los grupos funcionales de interés pesquero.....	148
<b>Figura 5.10.</b> Escenario 3: Simulación espacial de la distribución de la biomasa relativa para los grupos funcionales de interés pesquero.....	149
<b>Figura 5.11.</b> Escenario 4: Simulación espacial de la distribución de la biomasa relativa para los grupos funcionales de interés pesquero.....	150
<b>Figura 5.12.</b> Escenario 5: Simulación espacial de la distribución de la biomasa relativa para los grupos funcionales de interés pesquero.....	151

# Índice de Tablas

<b>Tabla 2.1.</b> Tallas mínimas de captura del caladero canario y tallas de primera madurez.....	18
<b>Tabla 2.2.</b> Resultados del Test Kruskal-Wallis para las características de las flotas.....	21
<b>Tabla 3.1.</b> Definición de las variables del modelo.....	43
<b>Tabla 3.2.</b> Estadísticos descriptivos de las variables referentes a la flota pesquera artesanal.....	44
<b>Tabla 3.3.</b> Resultados del modelo de producción de frontera estocástica y del modelo de ineficiencia técnica.....	46
<b>Tabla 3.4.</b> Test de hipótesis para los parámetros de la frontera de producción y el modelo de ineficiencia.....	47
<b>Tabla 3.5.</b> Test estadístico para confirmar diferencias en la eficiencia atendiendo al material del casco y a la pesca de túnidos.....	53
<b>Tabla 4.1.</b> Parámetros de crecimiento de la curva de von Bertalanffy utilizados para el cálculo de la mortalidad natural de los grupos funcionales de peces.....	76
<b>Tabla 4.2.</b> Valores de P/B para aquellos grupos funcionales o especies de los que no existen estudios.....	78
<b>Tabla 4.3.</b> Valores de Q/B para aquellos grupos funcionales de los que no existe información en la zona de estudio.....	80
<b>Tabla 4.4.</b> Fuentes consultadas para la construcción de la matriz de dietas. Los datos con asterisco hacen referencia al área de estudio.....	81
<b>Tabla 4.5.</b> Matriz de dietas depredador-presa de los grupos funcionales del modelo ecosistémico de Gran Canaria ajustado.....	83
<b>Tabla 4.6.</b> Parámetros básicos de entrada del modelo Ecopath de la isla de Gran Canaria.....	91
<b>Tabla 4.7.</b> Parámetros estimados por el modelo Ecopath de la isla de Gran Canaria.....	99
<b>Tabla 4.8.</b> Eficiencias de transferencia de energía entre niveles tróficos enteros.....	101
<b>Tabla 4.9.</b> Principales estadísticos e índices ecológicos del modelo Ecopath de la isla de Gran Canaria.....	111
<b>Tabla 5.1.</b> Asignación de hábitats preferidos de distribución para cada uno de los grupos funcionales. Los valores oscilan entre 0 y 1, considerando este último como una preferencia por ese hábitat del 100%.....	132
<b>Tabla 5.2.</b> Asignación de hábitats preferidos de distribución para cada uno de los grupos, diferenciando pescadores profesionales y pescadores recreativos. Los valores oscilan entre 0 y 1, considerando este último como una preferencia por ese hábitat del 100%.....	133

<b>Tabla 5.3.</b> Asignación de las diferentes flotas a los hábitats definidos en los modelos Ecospace.....	136
<b>Tabla 5.4.</b> Asignación de las diferentes flotas a los hábitats definidos en el modelo Ecospace que incluye áreas diferenciadas para pescadores profesionales y pescadores recreativos, así como áreas marinas protegidas.....	137
<b>Tabla 5.5.</b> Resultados comparando la biomasa inicial (Bi) y la biomasa final (Bf), expresadas en $t\text{km}^{-2}$ en los años 2020 y 2030 de los grupos funcionales con interés pesquero para cada uno de los escenarios propuestos. En rojo se resaltan las pérdidas de biomasa superiores al 90%.....	141
<b>Tabla 5.6.</b> Variación en el volumen de capturas entre 2005 y 2030 para cada uno de los escenarios propuestos y para cada una de las flotas consideradas en el estudio.....	146
<b>Tabla B1.</b> Revisión de artículos de eficiencia bajo un enfoque paramétrico.....	205

# PARTE I

---

## Introducción y objetivos



Nieves Sánchez Montero, *Jalandó el chinchorro*, 1965. Archivo de Fotografía Histórica de la Fundación para la Etnografía y el Desarrollo de la Artesanía Canaria (FEDAC).

Imagen tomada de:

[http://www.fedac.org/fotos-antiguas/fotos-antiguas-acceso?view=cards&start=1#prettyPhoto\[galeria\]/1/](http://www.fedac.org/fotos-antiguas/fotos-antiguas-acceso?view=cards&start=1#prettyPhoto[galeria]/1/)

# Capítulo 1

## Introducción general

### 1.1. Antecedentes

Los términos pesca industrial y pesca artesanal se emplean frecuentemente en la literatura pesquera pero, aunque parezca que la distinción entre ambos es simple, no existen referencias claras que permitan establecer las características físicas que definan cuando una pesquería es artesanal. Es tal la heterogeneidad que existe entre las diferentes pesquerías artesanales del mundo, que muchas pesquerías artesanales de los países en desarrollo serían consideradas como de subsistencia en los países desarrollados, mientras que algunas pesquerías artesanales en estos últimos no se diferencian de las pesquerías industriales más que por los volúmenes y destino de las capturas. Según la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO, 2015), la pesca artesanal es aquella que hace uso de métodos tradicionales y posee un marcado componente familiar, que requiere una cantidad relativamente pequeña de capital para su desarrollo, emplea barcos de pequeño tamaño que permiten realizar mareas cortas y próximas a la costa, y donde las capturas están destinadas principalmente al consumo local.

Sin embargo, a pesar de que la pesca artesanal engloba el 90% de los pescadores en activo a nivel mundial, la falta de interés por parte de las diferentes instituciones gubernamentales y la no inclusión de este sector dentro de las principales políticas nacionales y regionales, que favorecen a la pesca industrial, no hacen sino obstaculizar su desarrollo y gestión (Berkes *et al.*, 2001; FAO, 2014). Como dato a tener en cuenta, en la Unión Europea, aproximadamente el 80% de la

flota de los países costeros está compuesta por barcos considerados artesanales (IFREMER, 2007).

A diferencia de lo que ocurre con las pesquerías industriales, la relevancia de las pesquerías artesanales trasciende a los intereses meramente económicos, aunque también los incluye. El objetivo principal dentro de cualquier sistema económico reside en encontrar un equilibrio entre la oferta y la demanda, buscando cierta estabilidad económica que permita obtener beneficios positivos a lo largo del tiempo. No obstante, en el caso de las pesquerías a pequeña escala interviene también el componente social, pues la pesca juega un papel esencial en la creación de empleo y el establecimiento de la población en las áreas costeras, contribuyendo a su sostenibilidad económica. Asimismo, genera un efecto multiplicador en la creación y desarrollo de empleo en otros sectores y servicios.

Este tipo de pesquerías se caracterizan por su complejidad, por ser multiespecíficas y por su polivalencia, empleando distintos tipos de artes que se combinan y alternan atendiendo a la época del año y en función de los ciclos biológicos de las especies objetivo. Esta elevada heterogeneidad, así como la alta dispersión geográfica de las unidades extractivas, tienen un impacto negativo en la evaluación y gestión de los recursos, ya que resulta complicado obtener estadísticas fiables de capturas y una aproximación realista del esfuerzo y poder de pesca. Esto dificulta enormemente la labor de los científicos así como la toma de decisiones efectuada por los organismos de gestión (Castro-Hernández, 2013a).

Por otro lado, la mayoría de estadísticas pesqueras se recopilan a nivel de países, aunque ciertos organismos como la FAO, se encargan de agrupar y analizar toda la información disponible. Pero esta información, como norma casi general, únicamente hace referencia a la pesca industrial, dejando a un lado la pesca artesanal (Johnson, 2006; FAO y WFC, 2008; Pauly, 2009). Esto también es aplicable a la pesca recreativa, que se considera pesca a pequeña escala y para la cual apenas existen datos (Chuenpagdee *et al.*, 2006). Esta escasez de información, junto con la pesca ilegal, la no declarada y la no reglamentada, no permite dimensionar

correctamente el impacto de la sobrepesca, impidiendo que las estrategias de gestión y el tipo de ordenación establecida no sólo no sirvan para gestionar de manera correcta los recursos explotados, sino que incluso agraven el problema (ej. Totales de captura permitidos –TACs- sobredimensionados), comprometiendo la integridad de los ecosistemas marinos (Pauly *et al.*, 2002; Mora *et al.* 2009).

Hasta la fecha, todos los países han hecho uso de los recursos biológicos para su desarrollo económico y social. Sin embargo, datos históricos han demostrado que la perturbación que la acción humana ha tenido sobre los ecosistemas mundiales está ligada a la pérdida de biodiversidad y al colapso de determinadas especies (Castro-Hernández, 2013a). Consciente de esta problemática, la Unión Europea aprobó la Directiva marco sobre la Estrategia Marina (Directiva 2008/56/CE) en el año 2008, a fin de proteger y restablecer los ecosistemas marinos europeos, garantizando a su vez la viabilidad ecológica de las actividades económicas relacionadas con el medio marino. Esta directiva considera también la perturbación biológica que los pescadores recreativos tienen sobre el ecosistema, y junto con las normativas planteadas dentro de la Política Pesquera Común, está orientada hacia la reducción gradual del esfuerzo pesquero y la capacidad de pesca de la flota. De esta forma, la estimación y gestión del poder de pesca se convierten en elementos clave para tratar de paliar los impactos negativos asociados al sector pesquero.

## **1.2. Justificación e interés del estudio**

La zona costera canaria se caracteriza por su gran riqueza ecológica así como la intensa actividad humana, y en ella se produce la interacción de diferentes procesos biológicos, físicos, climáticos y socio-económicos (Aguilera-Klink *et al.* 1994). En esta área confluyen actividades que afectan directamente a los ecosistemas marinos, como pueden ser: la sobrepesca, la ocupación de la costa y franja submareal, la contaminación y eutrofización por aportes terrestres, la acuicultura, actividades recreativas y el cambio climático.

El sistema de gestión de los recursos pesqueros llevado a cabo hasta la fecha en el Archipiélago Canario se fundamenta en enfoques particulares y en parte sesgados por la carencia de información pesquera, actuando sobre especies determinadas pero no sobre el conjunto del ecosistema, por lo que no se tienen en cuenta las interacciones existentes entre los distintos organismos. Además, la normativa existente es de carácter generalista, tomando el Archipiélago como un conjunto ecológicamente homogéneo, no teniendo en cuenta las particularidades locales debidas a la variabilidad en la estructura geomofológica, oceanográfica y de las comunidades biológicas, a parte de las debidas a la propia idiosincrasia de las distintas sociedades de pescadores de cada isla (Barrera-Lujan, 2011). En el caso concreto de la isla de Gran Canaria esto ha ocasionado el agotamiento de los principales recursos pesqueros, poniendo de manifiesto la necesidad de un cambio en la organización y explotación de los mismos (Castro y Bilbao-Sieyro, 2014).

Teniendo en cuenta lo anterior, es necesario desarrollar un manejo integral de los recursos marinos existentes en la isla que permita realizar una pesca eficaz, dentro de los valores de rendimiento máximo sostenible. Para ello, es primordial realizar una valoración del estado del ecosistema marino y su biomasa explotable, así como una estimación real del esfuerzo y poder de pesca de las flotas artesanal y recreativa. Esto permitirá identificar buena parte de las variables que están influyendo negativamente en la estabilidad de los ecosistemas marinos insulares y en la dinámica poblacional de los recursos sometidos a explotación.

### **1.3. Objetivos**

En este trabajo se plantean diversos objetivos que tratan de aportar información sobre el estado de salud del ecosistema marino, a partir del análisis de su red trófica y el impacto que genera en el mismo la pesca a pequeña escala, tanto artesanal como recreativa.

El primero de ellos consiste en cuantificar la eficiencia técnica de la flota artesanal operativa en la isla de Gran Canaria en relación al volumen de capturas y comprobar,

a su vez, si existe heterogeneidad entre las distintas cofradías/cooperativas de pescadores.

El segundo objetivo es analizar la estructura y funcionamiento del ecosistema marino a partir de una aproximación ecosistémica, empleando el software Ecopath with Ecosim (EwE). Esto permitirá ampliar los conocimientos sobre las interacciones biológicas a partir del papel de los distintos organismos en la red trófica, al tiempo que evalúa el impacto de la actividad pesquera mediante indicadores ecológicos estimados por el modelo.

El último objetivo es examinar el impacto que tendría sobre el ecosistema marino la implementación de diversas políticas de gestión, a corto y medio plazo, empleando para ello módulos de simulación temporal y espacial.



## PARTE II

---

# La pesca en la isla de Gran Canaria



María Lorena Couce Montero, *Flota de Mogán*, Puerto de Mogán, 2009. Archivo de la autora.

## Capítulo 2

### El sector pesquero en Gran Canaria

#### 2.1. Introducción

La pesca en las islas Canarias, y particularmente en Gran Canaria, ha estado tradicionalmente fuertemente influenciada por el entorno geográfico próximo, y más concretamente por la cercanía al conocido como Banco Canario-Sahariano, sin duda una de las zonas pesqueras más ricas del mundo (Bas *et al.*, 1995). Y ha sido dicha proximidad la que permitió el desarrollo de una importante industria pesquera en las islas, orientada a la explotación de los caladeros africanos próximos, hasta bien entrada la década de 1980 (García-Cabrera, 1970; Balguerías *et al.*, 2000; Martínez-Milán, 2006). Sin embargo, históricamente, las flotas industriales (principalmente arrastreros y cerqueros) y de grandes artesanales que operaban en los caladeros africanos tenían sus bases en los principales puertos de las islas, como es el caso del de La Luz y de Las Palmas (García-Cabrera, 1970; Bas *et al.*, 1995), y su actividad permitió en gran parte el desarrollo de dichas infraestructuras portuarias. No obstante, tuvieron poco impacto en el desarrollo de la actividad pesquera en el resto de la isla.

Este importante peso económico y social de la pesca industrial, orientada a la explotación de los ricos bancos del noroeste africano, también ha provocado que los análisis de las pesquerías insulares se hayan visto fuertemente distorsionados por dicho entorno geográfico. Así, de forma casi generalizada, se ha confundido la pesca desde Canarias (principalmente realizada por las flotas industriales) con la pesca en Canarias (de modo artesanal y recreativo) (García-Cabrera, 1970; Popescu y Ortega-Gras, 2013).

La pesca artesanal que tiene lugar en aguas de las Islas Canarias se ha centrado históricamente en tres grupos de especies de peces: bento-demersales, pelágico-costeros y túnidos, que se capturan con diferentes modalidades de pesca y en diferentes periodos del año (Bas *et al.*, 1995). Esta estrategia de pesca ha permitido el desarrollo de una flota multiarte y polivalente, que alterna la explotación de las distintas especies objetivo según los ciclos biológicos de estas y la arribada estacional de las diferentes especies de túnidos (González-Ramos, 1992; Bas *et al.*, 1995; González-Pajuelo, 1997; Rico *et al.*, 1999), de una forma similar a lo descrito para otras pesquerías artesanales europeas (Maynou *et al.*, 2011, 2013; Guyader *et al.*, 2013).

Existe constancia de que las especies bentodemersales muestran síntomas de agotamiento desde principios de la década de 1970 (García-Cabrera, 1970), pero esta circunstancia no ha motivado cambios significativos en la estrategia de explotación. En cambio, las especies pelágico-costeras han tenido una menor importancia económica y consecuentemente un menor grado de explotación, a pesar de su relativa mayor abundancia. Por este motivo, especies como la caballa y similares han sido históricamente consideradas como subexplotadas. Así, Pastor y Delgado de Molina (1985) estimaron que la biomasa de este grupo de especies rondaba las 73000 t. en todo el Archipiélago, biomasa que ha permanecido prácticamente invariante hasta finales de la década de 1990 (Bordes *et al.* 1987, 1993, 1995, 1997, 1998, 1999). Sin embargo, el informe REPESCAN (González, 2008) resalta la falta de información existente sobre este grupo de especies y sobre el estado de sus stocks, y quizás por este motivo, no fue posible prever el aparente colapso de la pesquería de sardina (*Sardina pilchardus*) y de la caballa en aguas de Gran Canaria (la sardina durante la segunda mitad de la primera década de los 2000 y la caballa en 2010), posiblemente como resultado de la combinación de una inadecuada estrategia de pesca y de condiciones climáticas adversas para ambas especies<sup>1</sup>.

---

<sup>1</sup> En 2012, el stock de caballa pareció recuperarse permitiendo una menor actividad extractiva que la existente previamente, pero en 2014 volvió a dar síntomas de agotamiento, sin que se hayan tomado medidas de gestión orientadas a su recuperación.

Por otro lado, en relación a la pesquería de túnidos, ésta se encuentra regulada por la Comisión Internacional para la Conservación del Atún Atlántico (ICCAT), y la captura de algunas especies, como es el caso del atún rojo (*Thunnus thynnus*), están sometidas a estrictas cuotas de captura que impiden el pleno desarrollo de su pesquería en las islas (Resolución 1591 de 11 de febrero; BOE 41 de 17 de febrero de 2015). Curiosamente, García-Cabrera (1970), en vista al limitado desarrollo de la pesquería bentodemesal hace 40 años, sugirió, como parte de una estrategia futura de desarrollo de la pesca canaria, reorientar la flota de pesca a la explotación de túnidos, particularmente en las cercanas aguas africanas y diseñar una industria pesquera en base a la manufactura y procesado de estas especies.

Desgraciadamente, en la actualidad las expectativas de futuro de la pesca en Canarias no son muy claras, principalmente debido al agotamiento de los recursos y el sobredimensionamiento de las flotas de pesca artesanal y recreativa.

Como resultado de la falta de información, es imposible disponer de certeza a la hora de determinar el estado de los stocks de peces en las aguas entorno a las islas. Esta incertidumbre requiere el uso de aproximaciones basadas en información generada con otros objetivos distintos a la evaluación pesquera, con lo que sus conclusiones deben ser tomadas con precaución. Desgraciadamente, esta aproximación es la única opción disponible y el panorama que dibuja no difiere significativamente de lo descrito (González, 2008). En este sentido, el aumento del poder de pesca en Canarias, como resultado de las mejoras en la flota e infraestructuras, junto con el espectacular crecimiento de la pesca recreativa (Castro *et al.*, 2010), ha generado un incremento significativo del esfuerzo de pesca a pesar de la progresiva disminución del número de barcos y pescadores profesionales entre 1968 y 2014.

La información presentada a continuación pretende realizar una caracterización general del sector pesquero de la isla de Gran Canaria, incluyendo a la flota profesional y a la pesca deportiva, para así sentar las bases de los posteriores capítulos incluidos en esta tesis doctoral.

## 2.2. Material y métodos

La información necesaria para la construcción de este capítulo se obtuvo a partir de una exhaustiva revisión bibliográfica (García-Cabrera, 1970; Bas *et al.* 1995; Pajuelo y Lorenzo, 1995; Hernández-García *et al.*, 1998; Melnychuck *et al.*, 2001; González, 2008; Couce-Montero, 2009; entre otros), y trabajo de campo, con el objetivo de agrupar el conocimiento existente sobre el sector pesquero de la isla de Gran Canaria y los agentes que intervienen.

La Viceconsejería de Pesca del Gobierno de Canarias facilitó los datos oficiales de primera venta de la flota artesanal correspondientes al periodo 2005-2013 que incluyen, entre otros, los datos de captura desglosados por especie y el número de días que la flota ha salido a pescar.

El esfuerzo pesquero es una variable que surge de combinar el número de jornadas de pesca, la potencia de los motores, el tiempo de calado de las artes y el rendimiento de las mismas. Sin embargo, obtener información verídica de todos estos parámetros resulta una tarea ardua y en ocasiones imposible, por ello, y siguiendo la estela de trabajos anteriores (i.e. Hernández-García *et al.*, 1998), se empleó como medida de esfuerzo el número de jornadas de pesca. Esta decisión se fundamenta en que, durante el periodo 2005-2013, la flota artesanal y las infraestructuras que le dan apoyo en tierra no han sufrido cambios sustanciales que hayan podido modificar significativamente el poder de pesca. Lo mismo ha ocurrido con las estrategias de pesca, que se han mantenido invariables en este periodo. Por ello, y asumiendo que el poder de pesca de la flota artesanal se ha mantenido constante, las variaciones en el esfuerzo están relacionadas directamente con el número de jornadas de pesca desarrolladas.

En la base de datos de captura y esfuerzo también se incluyen características de las embarcaciones, tales como la eslora, potencia y arqueado, sin embargo la información referente a la matrícula, nombre del barco o identificador asignado por el Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente estaba codificado. Para poder identificar correctamente toda la flota, se cruzó la información con la base de

datos del Registro de la Flota de la Comisión Europea. Una vez identificados todos los barcos, se eliminaron aquellos que no tenían su puerto base en la isla de Gran Canaria o que habían realizado sus capturas fuera del área de estudio.

A fin de obtener información sobre la ordenación pesquera vigente en los caladeros canarios, se realizó una revisión de la legislación comunitaria, estatal y autonómica.

Por otra parte, desde mayo de 2011 hasta octubre de 2012 se realizaron un total de 107 encuestas a los pescadores artesanales de las distintas Cofradías y Cooperativas existentes en la isla de Gran Canaria (Anexo A). Todas las entrevistas se realizaron cara a cara a fin de obtener información más detallada sobre la actividad pesquera, tales como formación/capacitación y características de las embarcaciones, caladeros y artes de pesca empleadas. Las encuestas también proporcionaron información socio-económica sobre el sector pesquero artesanal, que se complementó con datos de precios de primera venta extraídos de los albaranes comerciales facilitados por “La Moganera S.L”.

Por último, y con el objetivo de realizar un análisis más exhaustivo del sector pesquero, se intentó complementar la información disponible con datos sobre las subvenciones concedidas a la flota artesanal a través del Fondo Europeo de Pesca (FEP) y el Instrumento Financiero de Orientación de la Pesca (IFOP).

## **2.3. Resultados**

### **2.3.1. Descripción del caladero**

La isla de Gran Canaria forma parte del Archipiélago Canario y está situada al noroeste del continente africano, entre la latitud 28° N y la longitud 15° 35' O. Está construida sobre un edificio geológico claramente independiente del resto de las islas del Archipiélago, con profundidades que alcanzan los casi 3000 m. en el canal que la separa de la isla de Tenerife y superiores a 2000 m. en su separación con la isla de Fuerteventura (Bas *et al.*, 1995). Los fondos marinos de la isla se caracterizan por

contar con una plataforma insular abrupta y estrecha que se extiende hasta los 100-200 metros de profundidad (sensus Bas *et al.*, 1995). Dicha plataforma presenta un patrón irregular, siendo más extensa en la vertiente oeste de la isla, desde la Punta de Sardina, en el noroeste, hasta la Punta de Maspalomas, en el sur, y en el lado sureste de la misma (al sur de Arinaga).

Esta geomorfología actúa como factor limitante de la actividad pesquera, pues no solo condiciona el tipo de artes que se pueden emplear, sino también la abundancia de las especies, la cual es mayor en la zona nerítica de la isla (Bas *et al.*, 1995). Es por ello que la flota artesanal de la isla opera desde la zona intermareal hasta la cota batimétrica de los 1000 m. de profundidad, pues es donde se encuentran las principales especies objetivo. En este marco geográfico operan a su vez los pescadores recreativos en sus diferentes modalidades.

El área aproximada desde la orilla hasta la batimetría de 1000 m. se estimó en 2146 Km<sup>2</sup>, calculada a partir de los mapas vectoriales del Plan Regional de Ordenación de la Acuicultura (PROAC).

### **2.3.2. Ordenación pesquera**

En el Archipiélago Canario, la normativa legal vigente en materia de ordenación y regulación pesquera marina, tanto profesional como recreativa y marisqueo, se fundamenta de tres cuerpos legislativos:

- i. Legislación autonómica (Ley 17/2003 de 10 de abril; desarrollada mediante el Decreto 182/2004, de 21 de diciembre): de aplicación exclusiva en las aguas interiores (Constitución española Art.148.1.11) de la Comunidad Autónoma de Canarias. Regula el uso y limitación de las diferentes artes o modalidades de pesca, las especies cuya captura está prohibida, las tallas mínimas, los periodos de veda y el acotamiento de zonas de pesca.

- ii. Legislación estatal (Ley 3/2001 de 26 de marzo): de obligado cumplimiento en las aguas exteriores de todo el territorio nacional. Regula el uso de las artes o modalidades de pesca, puede establecer periodos y áreas específicas de veda atendiendo a las características de las especies de interés y es el organismo encargado de establecer cuotas de captura para determinados stocks.
- iii. Legislación europea: encargada de establecer normas y directivas enfocadas a plantear cuestiones relacionadas con el recurso y su explotación sostenible. La Unión Europea, al igual que en los casos anteriores, también puede establecer limitaciones sobre artes y buques de pesca.

Entre todas las medidas existentes, la regulación de tallas mínimas, la limitación del esfuerzo pesquero y la asignación de cuotas de capturas para las especies de túnidos son las que están más enfocadas a limitar el esfuerzo pesquero y reducir la intensa explotación a la que están sometidas algunas poblaciones de peces e invertebrados. En el caso de la pesca recreativa, además de las tallas mínimas establecidas también existe una limitación de captura diaria por pescador o grupo de pescadores, así como de zonas de pesca para determinadas modalidades.

La pesca que se desarrolla en la isla es multiespecífica, incluyendo más de 150 especies, sin embargo el número de éstas que están reguladas no llega al 20% de total objetivo de explotación. Las tallas mínimas autorizadas para el caladero canario se pueden consultar en la Tabla 2.1. (Real Decreto 560/1995, de 7 de abril), junto con las tallas de primera madurez determinadas para dichas especies por diferentes autores (González *et al.*, 2012).

Tabla 2.1. Tallas mínimas de captura del caladero canario y tallas de primera madurez.

Especie	Nombre común	Talla mínima	Talla primera madurez	
			Hembras	Machos
<i>Belone belone gracilis</i>	Agujón	25 cm.	30,4 cm.	30,4 cm.
<i>Boops boops</i>	Boga	11 cm.	13,4 cm.	13,4 cm.
<i>Brama brama</i>	Peje tostón	16 cm.	30 cm.	50 cm.
<i>Dentex gibbosus</i>	Sama de pluma	35 cm.	34,7 cm.	38,6 cm.
<i>Dentex macrophthalmus</i>	Cachucho	18 cm.	19,8 cm.	19,8 cm.
<i>Dicentrarchus labrax</i>	Lubina	36 cm.*	23-42 cm.	17-37 cm.
<i>Diplodus sargus cadenati</i>	Sargo	22 cm.	21,6 cm.	20,1 cm.
<i>Diplodus vulgaris</i>	Seifía	22 cm.	20,9 cm.	19,5 cm.
<i>Engraulis encrasicolus</i>	Longorón / Anchoa	12 cm.*	8,3-10,1 cm.	9-10,5 cm.
<i>Epinephelus marginatus</i>	Mero	45 cm.	52-62 cm.	67-98 cm.
<i>Liza aurata</i>	Lisa	14 cm.	21,9-27 cm.	21,4-34 cm.
<i>Mullus surmuletus</i>	Salmonete	15 cm.	16,6 cm.	16,6 cm.
<i>Mycteroperca fusca</i>	Abade	35 cm.	33,5 cm.	33,5 cm.
<i>Pagellus acarne</i>	Besugo / Aligote	12 cm.	19,4 cm.	15,8 cm.
<i>Pagellus erythrinus</i>	Breca	22 cm.	17,4 cm.	23,2 cm.
<i>Pagrus pagrus</i>	Bocinero	33 cm.	22,6 cm.	26,7 cm.
<i>Sardina pilchardus</i>	Sardina	11 cm.	15 cm.	15 cm.
<i>Sarpa salpa</i>	Salema	24 cm.	29,4 cm.	22,6 m.
<i>Scomber colias</i>	Caballa	18 cm.	20 cm.	20 cm.
<i>Serranus atricauda</i>	Cabrilla	15 cm.	19,3 cm.	19,3 cm.
<i>Serranus cabrilla</i>	Cabrilla reina	15 cm.	16,6 cm.	16,6 cm.
<i>Sparisoma cretense</i>	Vieja	20 cm.	21,3 cm.	23,3 cm.
<i>Sparus aurata</i>	Sama Zapata	19 cm.	33-40 cm.	20-30 cm.
<i>Spondyliosoma cantharus</i>	Chopa	19 cm.	17,3 cm.	22,7 cm.
<i>Trachurus trachurus</i>	Chicharro	15 cm.*	16-25 cm.	16-25 cm.
<i>Thunnus albacares</i>	Rabil	3.2 Kg.	95-120 cm.	95-120 cm.
<i>Thunnus obesus</i>	Tuna / Patudo	3.2 Kg.	120 cm.	120 cm.
<i>Thunnus thynnus</i>	Patudo / Atún rojo	30 Kg.**	97,5 cm.	97,5 cm.

\*Reglamento (CE) N° 850/98 del Consejo, de 30 de Marzo de 1998.

\*\* Reglamento (CE) N° 643/2007 del Consejo, de 11 de Junio de 2007.

En lo referente al esfuerzo de pesca desarrollado por los pescadores artesanales en la isla de Gran Canaria, cada embarcación puede tener como máximo 60 nasas, 25 tambores de morenas y 1000 anzuelos, aunque solamente se podrá pescar con 500 anzuelos simultáneamente. Las limitaciones de las artes de enmalle y cerco se refieren a la profundidad mínima a la que deben ser caladas, su longitud, la luz de malla y a las áreas y periodos permitidos de aplicación.

La práctica de la pesca marítima de recreo está regulada a nivel estatal y autonómico y podrá ser de superficie con embarcación (1ª Clase), submarina (2ª Clase) y de orilla (3ª Clase). Para la pesca submarina no está permitido el uso de equipos autónomos que permitan la respiración en inmersión ni el desplazamiento motorizado bajo el agua. En la Ley 17/2003 se detallan las principales limitaciones impuestas tanto a nivel de esfuerzo pesquero como de capturas para cada modalidad.

### **2.3.3. Descripción de la flota artesanal**

En referencia al caso particular de la isla de Gran Canaria, se entiende por pesca artesanal aquella que se realiza en aguas neríticas de las isla o en aguas cercanas a la plataforma insular, por barcos cuya eslora no suele superar los 12 metros y que no faenan fuera de estos límites a excepción de la época de túnidos (zafra). De acuerdo con los datos facilitados por la Viceconsejería de Pesca del Gobierno de Canarias, la flota artesanal que ha estado operado en aguas de Gran Canaria entre 2005 y 2013 ha estado conformada por 195 embarcaciones. Este número es ligeramente superior al dado por otros autores en trabajos previos (Rico *et al.*, 1999; Morales-Malla, 2011).

La flota está compuesta por embarcaciones de pequeño tamaño construidas en madera o fibra, con una eslora media de 9,09 metros (SD=2,65), una potencia media de los motores de 43,94 CV (SD=38,80) y una antigüedad media de la flota que ronda los 40 años (SD=21,72). Cada una de estas embarcaciones se encuentra asociada a una de las cofradías o cooperativas de pescadores existentes en la isla y acostumbra a operar en un área definida (Fig. 2.1.), aunque esto no impide que los pescadores

puedan faenar en cualquier parte del Archipiélago, como ocurre durante la zafra del atún.

El análisis de las características de las embarcaciones pone de relieve que existen diferencias significativas entre fracciones de flota cuando las embarcaciones se agrupan por entidades pesqueras (Kruskal-Wallis ANOVA;  $p < 0,05$ ; Fig. 2.2. y Tabla 2.2). Estas diferencias entre cofradías probablemente guarden relación con la ubicación de las áreas de pesca de las mismas, ya que la vertiente sur y suroeste de la isla se caracterizan por zonas de calma, lo que favorece el empleo de barcos de mayor envergadura y potencia, mientras que la zona norte de la isla suele presentar mar de fondo y las embarcaciones generalmente presentan un menor tamaño (sensus Pascual-Fernández, 1999).

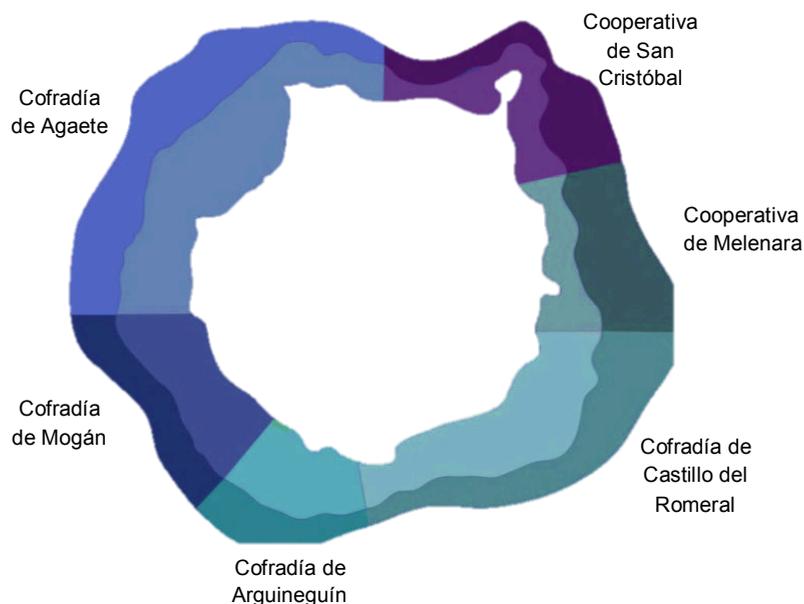


Figura 2.1. Áreas de pesca de las cofradías y cooperativas de pescadores de la isla de Gran Canaria. La zona sombreada se corresponde con la batimetría de menos de 200 m. y la más oscura marca la cota batimétrica hasta los 1000 m. de profundidad.

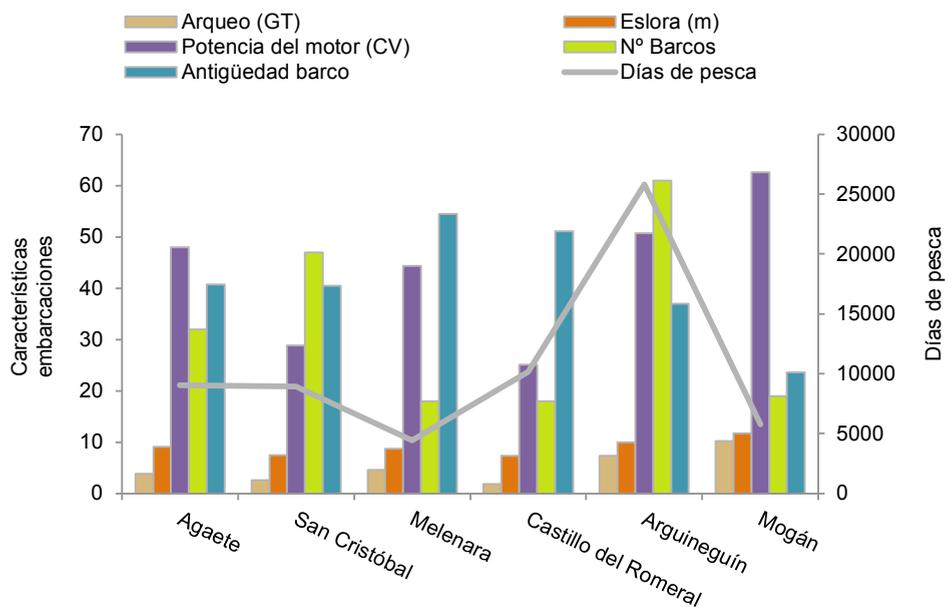


Figura. 2.2. Características de la flota por cofradía o cooperativa durante el periodo 2005-2013.

Tabla 2.2. Resultados del Test Kruskal-Wallis para las características de las flotas

	Arqueo (GT)	Potencia motor (C.V.)	Antigüedad barco	Eslora (m.)	Nº barcos/mes	Días de pesca/ mes
H	16,985	29,414	16,985	48,527	67,435	61,173
N	195	195	195	195	72	72
p-valor	0,0000	0,0000	0,0045	0,0000	0,0000	0,0000

La pesca artesanal que se desarrolla en la isla se caracteriza por un marcado componente familiar, ya que las tripulaciones suelen estar formadas por miembros de una misma familia lo cual favorece su estabilidad. Asimismo, existe poco relevo generacional en todo el sector y la media de edad de los pescadores se encuentra por encima de los 34 años en todos los puertos, siendo esta información similar a la descrita por Pascual-Fernández (1991). Las tripulaciones están generalmente compuestas por 2-4 integrantes, incluyendo al patrón, aunque este número puede incrementarse durante la época de la zafra en el caso de las embarcaciones de mayor eslora.

La flota artesanal de bajura es la más numerosa, y se dedica mayoritariamente a la pesca con nasas, que alterna con otras artes tradicionales tales como las redes de enmalle (trasmallos y cazonales), redes de cerco (traíñas y salemeras), tambores de morenas, nasas camaroneras, palangres de fondo y liñas de mano. La zafra del atún, que ocurre entre la primavera y el otoño, se realiza también de manera artesanal, mediante la utilización de cañas y cebo vivo.

### **2.3.4. Capturas**

En las Islas Canarias, no existe un límite máximo de capturas para las especies objetivo de la flota artesanal, a excepción de algunas especies procedentes del marisqueo y el atún rojo (*Thunnus thynnus*), cuya cuota anual de captura está regulada por la Comisión Internacional para la Conservación del Atún Atlántico (ICCAT, por sus siglas en inglés).

La pesca de túnidos, pese a su carácter estacional, tiene una gran importancia para los pescadores grancanarios, ya que constituye el 36% de las capturas totales anuales (Fig. 2.3.). La especies de túnidos más capturadas, en orden de importancia, son: el bonito listado (*Katsuwonus pelamis*), el patudo (*Thunnus obesus*), el rabil (*Thunnus albacares*), el atún blanco (*Thunnus alalunga*) y el atún rojo (*Thunnus thynnus*).

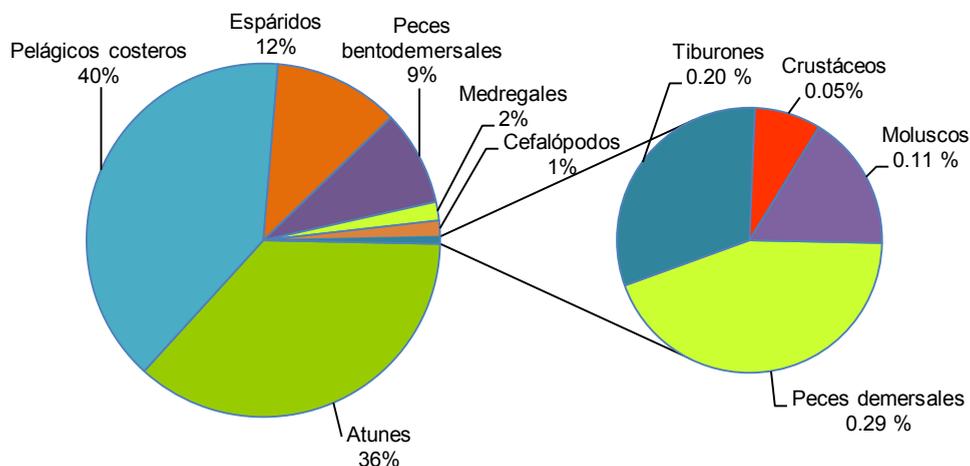


Figura 2.3. Composición media anual de las capturas de la flota artesanal para el periodo 2005-2013.

Otro grupo muy importante en cuanto al volumen de capturas, es el formado por los pelágicos costeros (Fig. 2.3), constituido principalmente por la caballa (*Scomber colias*), el chicharro (*Trachurus picturatus*), la alacha (*Sardinella aurita* y *Sardinella maderensis*), la sardina (*Sardina pilchardus*) y la boga (*Boops boops*).

Los espáridos se encuentran entre las principales especies objetivo de los pescadores, tanto artesanales como recreativos (MAPyA, 2006; González, 2008), siendo sus especies más relevantes la sama roquera (*Pagrus auriga*), la sama de pluma (*Dentex gibbosus*), el bocinegro (*Pagrus pagrus*), la chopo (*Spondyliosoma cantharus*), la herrera (*Lithognathus mormyrus*), la breca (*Pagellus erythrinus*), el besugo (*Pagellus acarne*), la salema (*Sarpa salpa*) y los sargos (*Diplodus spp.*).

Además de los espáridos, existen unas cuantas especies bentodemersales de especial interés para los pescadores, éstas son: el abade (*Mycteroperca fusca*), el mero (*Epinephelus marginatus*), el cherne (*Polyprion americanus*), la cabrilla

(*Serranus cabrilla* y *Serranus atricauda*), el salmonete de roca (*Mullus surmuletus*), la vieja (*Sparisoma cretense*) y el gallito verde (*Stephanolepis hispidus*).

Los recursos de aguas profundas están sometidos a una menor presión pesquera, como se puede extraer del porcentaje de capturas (Fig. 2.3.), y las especies objeto de mayor interés son las siguientes: la fula de altura (*Beryx spp.*), el congrio (*Conger conger*), el jediondo (*Mora moro*), la merluza europea (*Merluccius merluccius*), el agriote (*Phycis physis*), el conejo (*Promethichthys prometheus*), el bocanegra (*Pontinus kuhlii*), el obispo (*Helicolenus dactylopterus*) y el sable negro (*Aphanopus carbo*).

Pese al bajo porcentaje de capturas, la pesca de tiburones supone un desembarco medio anual en torno a las tres toneladas y está enfocada principalmente a la pesca del cazón (*Mustelus mustelus*). Durante el periodo 2005-2010, aproximadamente un 30% de las capturas de tiburones correspondieron a angelotes (*Squatina squatina*) sin ser esta una especie objetivo. En el 2010, la Unión Europea incluyó al angelote en la lista de especies prohibidas como medida de protección y conservación (Reglamento Europeo, 23/2010).

En lo referente a la pesca de recreo, se estimó que en el año 2005 las capturas para la isla de Gran Canaria fueron de aproximadamente 3000 toneladas (MAPyA, 2006). Este valor es muy superior al obtenido por el conjunto de la flota artesanal operativa y representa el 60% de las capturas totales realizadas ese año en la isla. Las capturas de los pescadores recreativos para el periodo 2006-2013 se estimaron teniendo en cuenta los resultados obtenidos en el trabajo de Castro *et al.* (2010), que establece diferentes rendimientos de captura dependiendo del tipo de licencia.

En la Figura 2.4. se realiza una comparación entre las capturas declaradas por los pescadores profesionales y las capturas estimadas para los pescadores deportivos considerando todas sus modalidades.

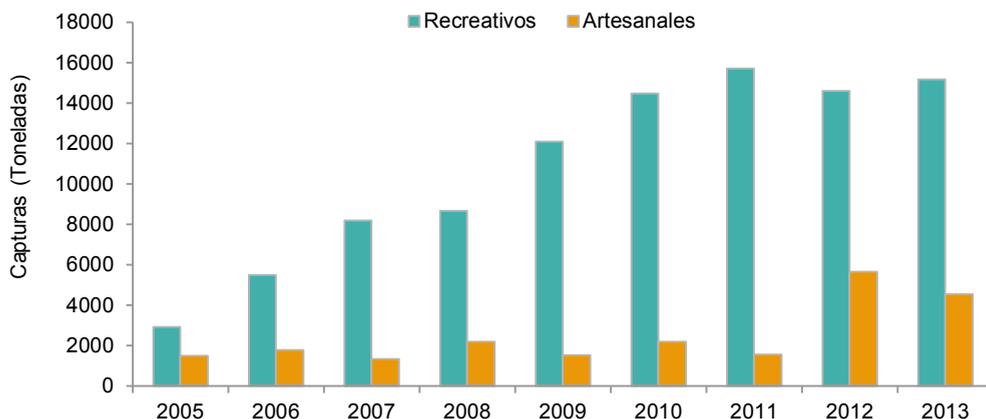


Figura 2.4. Comparación de las capturas de los pescadores profesionales y los pescadores recreativos durante el periodo 2005-2013.

### 2.3.5. Esfuerzo pesquero

La flota artesanal que opera en Gran Canaria emplea múltiples artes o modalidades de pesca, dificultando la estimación del esfuerzo pesquero. No obstante, la nasa se configura como el principal instrumento de pesca utilizado a lo largo de toda la isla. Es por ello que, tras analizar toda la información disponible, se consideró acertado emplear el número de jornadas de pesca como medida de esfuerzo, ya que dicha información ofrece resultados más fiables.

Las embarcaciones operan principalmente en aguas costeras, cerca de sus puertos base y realizan mareas de un solo día. La mayoría de ellas están clasificadas como de artes menores. Es decir, pueden utilizar diversas modalidades de pesca durante el desarrollo de su actividad. Y, aunque teóricamente no pueden utilizar más de una modalidad en una jornada de pesca, la realidad en que es común que se combinen varias de ellas en una misma salida. Así, los pescadores artesanales emplean diferentes tipos de artes y aparejos, siendo la nasa para peces el más empleado, seguido de los cordeles. Los resultados extraídos de las encuestas

efectuadas a los pescadores y otros trabajos realizados en la isla (Hernández-García *et al.*, 1998; Castro-Hernández y Santana-Ortega, 2008; Couce-Montero, 2009), sugieren que el número de nasas con las que opera cada embarcación duplica, en la mayoría de casos, el legalmente establecido. El número medio de nasas levadas por día y barco es de 33 y la captura media por jornada de pesca ronda los 35 Kg, aunque estos valores dependen de la época del año y el área de pesca.

Por otra parte, la captura media por jornada de pesca entre los pescadores recreativos es de 9,79 Kg., sin embargo los datos muestran una alta heterogeneidad dependiendo de la modalidad de pesca empleada, mostrando un mayor rendimiento en las capturas realizadas desde embarcación (MAPyA, 2006). Según se extrae de los datos facilitados por la Viceconsejería de Pesca del Gobierno de Canarias, el número de licencia de pesca recreativa vigentes aumentó progresivamente hasta alcanzar un máximo en el año 2011. En el año 2005 existían aproximadamente 5680 licencias vigentes, y se corresponde con el valor más bajo obtenido en toda la serie. En el 2013 ese número se multiplicó por seis, lo que supone un incremento del 460% respecto al año 2005 (Fig. 2.5.). Se puede, por tanto, asumir que el esfuerzo de pesca, en jornadas, realizado por este colectivo aumentó en la misma proporción.

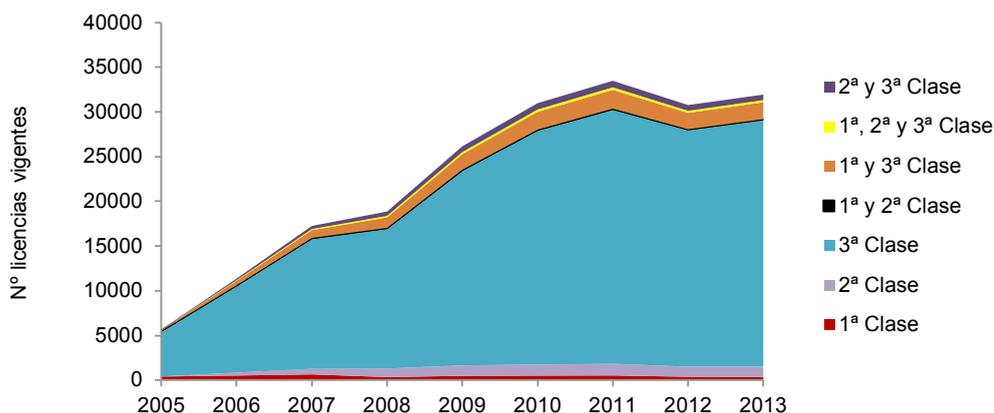


Figura 2.5. Evolución de las licencias de pesca recreativa vigentes en la isla de Gran Canaria durante el periodo 2005-2013.

### 2.3.6. Aspectos económicos

El sistema retributivo dentro de cada embarcación artesanal es la que se conoce como “a la parte”, donde, tras descontar los gastos derivados de la actividad pesquera, se dividen las ganancias a partes iguales entre el armador, la tripulación y el barco. En aquellas ocasiones en las que el importe resultante es pequeño, se suele sacrificar la parte correspondiente al barco y si el armador es a su vez el patrón de la embarcación, generalmente, sólo percibe una parte.

En la Figura 2.3. se observa que el 76% de las capturas totales corresponden a túnidos y pelágicos costeros, sin embargo estas no son las principales especies objetivo de la pesquería, únicamente son las más abundantes. Analizando los datos de las capturas por su valor en euros (Fig. 2.6.), se puede comprobar que las especies bentodemersales, pese a su menor representación en el peso de las capturas, son las que generan mayores rendimientos económicos.

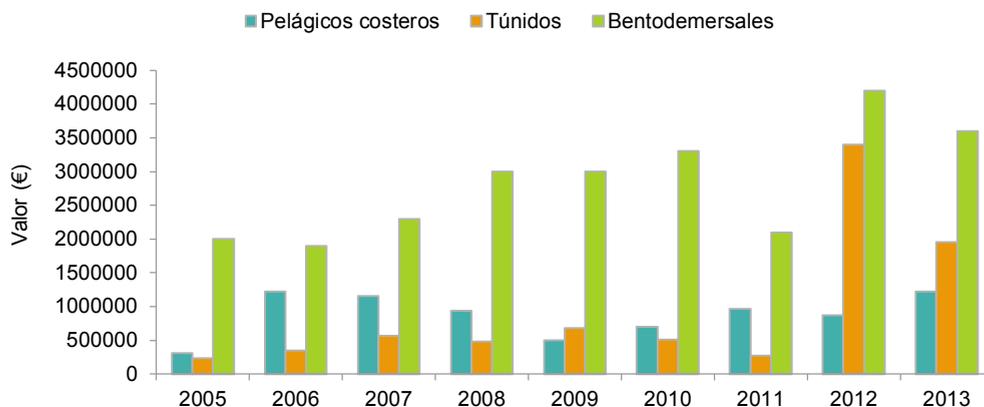


Figura 2.6. Valor de las capturas realizadas por la flota artesanal durante el periodo 2005-2013.

Debido a cambios en la legislación referente a datos de carácter público (Real Decreto 1720/2007, de 21 de diciembre de desarrollo de la Ley Orgánica de Protección de Datos), únicamente se pudo recopilar información sobre las subvenciones recibidas por la flota para el periodo 1996-2006. Durante este periodo, la flota artesanal recibió aproximadamente 4 millones de euros, donde el 68,1% se invirtió en la construcción de nuevas embarcaciones, el 26,6% en el desguace de barcos y el 5,3% en la modernización de la flota. El 60 % de estas subvenciones se concedieron entre los años 2002 y 2006. Todos los barcos que recibieron subvenciones para nueva construcción o mejoras de la embarcación se encuentran en activo.

### **2.4. Discusión**

La falta de continuidad de la plataforma a lo largo del Archipiélago, conformado por edificios insulares separados entre sí por profundidades próximas a los 2000 m (excepto entre Fuerteventura y Lanzarote), tiene importantes repercusiones en la distribución de las especies y en sus características biológicas y, por tanto, ha de ser considerada en la gestión de la explotación pesquera de cada isla (Castro *et al.*, 2002). Las discontinuidades que presenta la plataforma son las responsables de que la zona submarina localizada sobre la plataforma insular actúe también a modo de isla para las especies bentónicas y bentopelágicas, así como para algunas especies pelágico-costeras que habitan sobre la misma. Asimismo, las grandes profundidades que rodean a la isla de Gran Canaria, más allá de la plataforma insular, actúan como barrera física infranqueable para muchas de las formas adultas de estas especies (Sangil *et al.*, 2013). Por ello, se puede considerar que las poblaciones (o stocks) de estas especies de peces, así como los crustáceos y moluscos que componen la fauna marina de la isla se encuentran limitados geográficamente a las aguas que rodean a la misma.

En Gran Canaria, la flota artesanal de bajura actual es grande en comparación con la presente en otras islas (aproximadamente unas 200 unidades) y se concentra mayoritariamente en las vertientes este y sur de la isla. Son, generalmente, embarcaciones de pequeño tamaño, de carácter familiar, construidas en madera o fibra, y relativamente antiguas (40 años de media). No obstante, existen diferencias significativas en las características de las fracciones de la flota asociada a las diferentes cofradías/cooperativas de pescadores, predominando los barcos de mayor envergadura y potencia en el sur y suroeste. Esta flota polivalente y multiarte, está mayormente clasificada como de artes menores, pero fundamentalmente pesca con nasas y cordeles, aunque en menor medida también usa redes de enmalle del tipo cazonal (Bas *et al.*, 1995; Rico *et al.*, 1999).

La mayor presión pesquera se localiza en las áreas a resguardo de los vientos reinantes (alisios procedentes mayoritariamente del noreste), que coinciden en gran parte con la zona de mayor dimensión de la plataforma (Bas *et al.*, 1995) y con las áreas donde se concentra la mayor abundancia de los stock explotados (Pastor y Delgado de Molina, 1985; Bordes *et al.*, 1987, 1993, 1995, 1998, 1999). Por ello, no es de extrañar que también sea en la proximidad de estos lugares donde se concentra la mayor parte de la flota insular y de las infraestructuras pesqueras.

La gestión de esta pesquería, y del conjunto del ecosistema afectado, se encuentra con diversos problemas, que abarcan desde la complejidad y escasa adaptabilidad de la normativa, no exenta de arbitrariedades, al marco ecológico donde actúa la flota, hasta la cuantificación de las capturas y esfuerzo de pesca, pasando por el sobredimensionamiento del poder de pesca real. Así, uno de los problemas que presenta la normativa vigente en materia pesquera reside en la división de competencias entre las distintas administraciones, que no hace sino complicar todavía más la gestión de los recursos así como su protección (Barrera-Luján, 2011). Pero, además, englobando todo el Archipiélago bajo un marco normativo general, no se tienen en cuenta las singularidades de los diferentes sistemas insulares, no solo desde el punto de vista de las flotas, modalidades y posibilidades de pesca, sino incluso en lo referente a los mecanismos de funcionamiento de los diferentes

ecosistemas y comunidades de especies objetivo, riesgos y presiones antrópicas bien diferenciadas.

En este contexto, desde 1986, la regulación pesquera aplicada se ha basado, fundamentalmente, en establecer normas que limitan el tipo y la cantidad de artes y aparejos, tanto entre pescadores profesionales como recreativos, así como en reducir el número de embarcaciones artesanales. No obstante, estas medidas no han podido evitar la sobrecapacidad (sensus ECOA, 2011) y la sobrepesca (González, 2008).

Un elemento importante, a nuestro entender, en el fracaso de la gestión pesquera en las islas, ha sido la poca atención que ha tenido el enorme crecimiento de la pesca recreativa, que juega un papel importante en la explotación de los recursos bento-demersales. En este sentido, en 2005, la pesca recreativa representó el 40% de la captura total desembarcada en el conjunto del Archipiélago, mientras que en Gran Canaria contribuyó con el 63% de la captura total según estimaciones del MAPyA (2006). Este fenómeno parece ser común a lo que ocurre en otras zonas del país donde el sector náutico-turístico es importante, como es el caso de las Islas Baleares (Morales-Nin *et al.*, 2005).

Además, el Archipiélago Canario presenta una alta biodiversidad (Brito *et al.*, 1996) y más de un centenar de estas especies son objetivo de la pesquería. Sin embargo, apenas existe regulación sobre la captura de la mayoría de ellas, limitándose a regular la talla mínima de captura de una treintena de especies, incluyendo los túnidos, o prohibir la pesca de especies muy enrarecidas, casi exóticas (ej., caballito de mar) (Decreto 182/2004 de 21 de diciembre; BOC 4 de 7/1/2005). Además, las tallas mínimas vigentes establecidas para algunas especies no consideran la información biológica disponible, estableciéndose tallas de captura inferiores a las tallas de primera madurez estimadas en aguas de Canarias (Lozano y González, 1993; Pajuelo *et al.*, 1997; Bustos-León, 2008; Pajuelo y Lorenzo, 1995, 1998, 1999, 2000; Méndez *et al.*, 2002; entre otros).

Por otra parte, el volumen de capturas de los pescadores artesanales ha sufrido oscilaciones en los últimos años, presentando una tendencia creciente a partir de

2011. Sin embargo, al considerar los datos totales se está enmascarando la realidad, pues este incremento en los desembarcos se debe principalmente a las capturas de túnidos, que son estacionales, pelágicos costeros y especies de profundidad, que en conjunto representan más del 75% de las capturas totales. Además, en algunos puntos de desembarco se registran capturas obtenidas en caladeros africanos o en otras islas (i.e. Fuerteventura), como si hubiesen sido capturadas en aguas de Gran Canaria. Sin embargo, la mayoría de las especies bento-demersales muestran una tendencia decreciente continuada en el tiempo.

Tanto los sectores profesionales como el recreativo centran su esfuerzo principalmente en especies de alto valor económico o de atractivo como trofeo. Así, los espáridos, serránidos y otras especies bento-demersales (ej.: salmonetes, viejas, etc.) soportan una mayor presión pesquera. Esto, junto a la captura de juveniles para cebo vivo en la pesquería de túnidos y, posiblemente, factores ambientales no evaluados, ha acentuado el problema crónico de la sobreexplotación de los diferentes stocks pesqueros (García-Cabrera, 1970; Bas *et al.*, 1995; González-Pajuelo, 1995; Mancera-Rodríguez, 2000; Almonacid-Rioseco, 2006; González, 2008; Couce-Montero, 2009; entre otros). Por ello, y en vista de que los pescadores profesionales y recreativos comparten las especies objetivo, resulta evidente que de nada sirve regular exclusivamente la pesca profesional artesanal, con limitaciones en las capturas y artes de pesca, si no se limita simultáneamente el esfuerzo ejercido por el sector recreativo.

Por otro lado, las subvenciones al sector pesquero artesanal de Gran Canaria, aunque han servido para renovar una flota antigua y obsoleta, han aumentado el impacto negativo sobre los stocks de peces, pues han contribuido a incrementar el esfuerzo pesquero efectivo, favoreciendo unos niveles de sobreexplotación a los que sería difícil llegar sin tales ayudas. Actualmente, la Unión Europea se ha propuesto prohibir todos los subsidios que sirven para aumentar el poder de pesca. Por ello, en Canarias, desde el año 2010 las subvenciones a la pesca costera artesanal están destinadas a reducir el esfuerzo pesquero mediante la adopción de medidas de carácter voluntario, a través de la paralización temporal y la paralización definitiva de

las embarcaciones de pesca (Orden de 3 de Agosto de 2010, BOC). Sin embargo, esta visión tradicional de evaluar el esfuerzo de pesca a través del poder de pesca directamente asociable a las unidades extractivas (i.e. barcos y artes), no necesariamente implica una reducción en el poder de pesca real, tal y como se ha comentado anteriormente.

El desarrollo de la capacidad de pesca ha excedido la capacidad productiva de las aguas insulares. La progresiva disminución de la biomasa de muchos stocks puede ser la antesala del colapso no sólo de la pesquería artesanal en la isla, sino que predispone al sistema ecológico a múltiples desequilibrios (la proliferación de la eriza no es más que un síntoma de dichos desequilibrios; Tuya *et al.*, 2004a,b). Desgraciadamente, este fenómeno no es nuevo en el Archipiélago; en 1970, García-Cabrera alertaba que los caladeros de todas las islas con profundidades menores a 100 m. estaban sobrepescados. Es más, el informe REPESCAN (González, 2008) confirmó la situación descrita por García-Cabrera treinta y ocho años antes e indicó que este fenómeno se había extendido a todos los caladeros de pesca y a todo el rango de profundidades sobre el que actuaba la flota. No obstante, el impacto de la pesca puede ser espacialmente variable, principalmente debido a diferencias en el nivel de agregaciones de hábitats (Stobart *et al.*, 2012), las variaciones climáticas, en la orografía y la pendiente de la plataforma, así como aquellas relacionadas con el poder de pesca de cada fracción de la flota artesanal y las infraestructuras disponibles en tierra. Por ello, en un escenario de caída generalizada en la productividad pesquera, y como una excepción a la regla, existen pequeños puertos que mantienen una cierta estabilidad en sus capturas históricas (Ej. Castillo del Romeral).

Adicionalmente, ha sido ampliamente documentada la vulnerabilidad de los ecosistemas insulares a las variaciones climáticas, y quizás uno de los efectos más visibles de este fenómeno es la presencia de nuevas especies como consecuencia de la tropicalización de la fauna y la flora marina en el Archipiélago (Brito *et al.* 2005; Sangil *et al.*, 2011). Sin embargo, también hay cambios más sutiles, como la elevada variabilidad en la abundancia de algunas especies, particularmente aquellas con estadios larvarios pelágicos (Caballero-Alfonso *et al.*, 2010; Polanco *et al.*, 2011) o

aquellas cuyas rutas migratorias son afectada por las condiciones climáticas, como en el caso de los túnidos (Solari *et al.*, 2003a; Ganzedo-López, 2005). Este fenómeno (la sobrepesca), según lo sugerido por Hsieh *et al.* (2006), puede ser un factor que ha contribuido al colapso de la sardina y las fuertes oscilaciones observadas en las capturas de caballa y otras especies bento-demersales, a través del truncamiento inducido por la pesquería en la estructura de edad de estas especies, lo que reduce la capacidad de las poblaciones para amortiguar el efecto de los eventos ambientales adversos.



## Capítulo 3

### Eficiencia técnica de la flota pesquera artesanal

#### 3.1. Introducción

En los últimos años se ha generado un creciente interés, tanto a nivel económico como académico, por estudiar el rendimiento de las diferentes flotas pesqueras. Actualmente, las políticas de gestión pesquera llevadas a cabo en el marco de la Unión Europea tienen como objetivo principal controlar la capacidad de pesca de las flotas mediante regulaciones en el nivel de esfuerzo. Sin embargo, el esfuerzo pesquero no depende únicamente del número de jornadas de pesca, las artes o las características técnicas de las embarcaciones. En la década de 1980, Squires (1987) concluyó que las políticas pesqueras que tienen en cuenta únicamente el esfuerzo pesquero como si de un índice se tratase, pero no así la tecnología productiva de las flotas, están abocadas al fracaso; especialmente en las pesquerías multiespecíficas. Trabajos similares apoyaron dicha teoría, sosteniendo que el tamaño de las flotas, así como su tecnología, condicionaban no solo la rentabilidad de la pesquería sino también la productividad del sector (Huppert y Squires, 1987; Herrick y Squires, 1989).

Algunos estudios recientes incluyen nuevos datos relativos a la tecnología de las flotas, así como otras consideraciones socio-económicas que podrían estar influyendo en el volumen de los desembarques (Pascoe y Mardle, 2003).

Los análisis empleados en estos trabajos están enfocados principalmente a determinar la eficiencia técnica del sector pesquero, así como la capacidad de utilización de las flotas, a fin de obtener una mejor comprensión sobre los factores que influyen en su productividad. Esto permite evaluar la eficacia de los programas de

control de esfuerzo vigente y explorar la aplicación de nuevas medidas de control que permitan mejorar el desempeño del sector que se está analizando.

El trabajo presentado por Farrell (1957), sirvió como base para la mayoría de las metodologías empleadas actualmente en la evaluación de la eficiencia técnica de unidades productivas. La eficiencia técnica refleja si los recursos están siendo explotados al máximo de su capacidad productiva o no, realizando comparaciones entre firmas y asignando un nivel de eficiencia a cada firma analizada a través de la estimación de fronteras de producción. La frontera de producción sirve para determinar la cantidad máxima de bienes -i.e. captura- que una unidad extractiva es capaz de producir en un determinado período y a partir de unos factores de producción y unos medios tecnológicos dados.

Las fronteras de producción se pueden clasificar bajo diferentes supuestos, tales como el tipo de datos, las variables empleadas, la interpretación que se realice de las desviaciones con respecto a la frontera o la técnica matemática empleada para su construcción. Atendiendo a la técnica matemática empleada, se pueden dividir en dos grupos: métodos no paramétricos, que se sirven de la programación lineal para resolver el modelo; y métodos paramétricos, que emplean técnicas econométricas para estimar la frontera.

La elección de un enfoque u otro está determinado por una cuestión más empírica que teórica, dependiendo principalmente de las características de la información disponible y del caso concreto de estudio.

En este capítulo se efectuarán estimaciones de eficiencia técnica para los barcos que componen la flota artesanal de la isla de Gran Canaria durante el periodo 2005-2010, empleando como metodología de estimación el enfoque de frontera estocástica. Toda la flota artesanal operativa se encuentra asociada a una de las 6 cofradías o cooperativas presentes en la isla: Agaete, San Cristóbal, Melenara, Castillo del Romeral, Arguineguín y Mogán. El objetivo principal es determinar si existe heterogeneidad productiva en la actividad pesquera, analizando las diferencias

existentes entre las distintas embarcaciones y las entidades pesqueras a las que están adscritas.

### 3.2. Modelo teórico

Aigner, Lovell y Schmidt (1977) e independientemente Meeseun y van den Broeck (1977), propusieron simultáneamente los modelos de fronteras de producción estocásticas. Estos modelos consideran que las desviaciones de la frontera de producción podrían no depender únicamente de la unidad productiva del estudio, permitiendo separar el efecto de perturbaciones aleatorias, tales como eventos climáticos o la suerte, de los efectos derivados de variaciones en la eficiencia técnica.

El modelo general para estimar una frontera de producción estocástica variante en el tiempo se puede plantear de la siguiente manera:

$$\ln(y_{it}) = x_{it}\beta + v_{it} - u_{it}; \quad i = 1,2,\dots,N \quad ; \quad t = 1,2,\dots,N \quad (3.1)$$

Donde  $y_{it}$  representa el nivel de producción de la firma  $i$  para un periodo de tiempo  $t$ ,  $x_{it}$  es el vector de factores-insumos,  $\beta$  corresponde a un vector de parámetros por estimar,  $v_{it}$  es el término para designar el error estocástico (ruido) y  $u_{it}$  es la ineficiencia técnica de la firma  $i$ . El término de error  $v_{it}$  se asume que es independiente e idénticamente distribuido como variable aleatoria normal con media cero y varianza constante,  $N(0, \sigma_v^2)$ , a lo largo de todas las unidades y del tiempo, además de ser independiente de las variables explicativas  $x_{it}$  como también de los errores  $u_{it}$ .

Se considera que este modelo es una función frontera de producción estocástica porque los valores de producto están limitados arriba por la variable estocástica  $\exp(x_{it}\beta + v_{it})$ . El error aleatorio,  $v_{it}$ , puede ser positivo o negativo y los valores de salida de la frontera estocástica varían alrededor de la parte determinística del modelo  $\exp(x_{it}\beta)$  (Coelli *et al.*, 2005).

En la Figura 3.1 se muestran dos empresas, A y B; la empresa A obtiene un nivel de output  $y_A$  a partir de un nivel de insumos  $x_A$ , mientras que la empresa B obtiene un

nivel de output  $y_B$  a partir de un nivel de insumos  $x_B$ . Si no se considera que existe ineficiencia ( $u_A=0, u_B=0$ ), el nivel de output obtenido para cada una de las firmas es  $y_A^*$  e  $y_B^*$ , respectivamente (color rojo).

Estos valores se encuentran por encima de la frontera determinística si  $v_{it}>0$  y por debajo de ella si  $v_{it}<0$ . Si se considera que existe ineficiencia (color verde), el output obtenido por la firma  $i$  se encontrará por debajo de la frontera cuando la suma del ruido y los efectos asociados a la ineficiencia tenga signo negativo ( $v_{it}-u_{it}<0$ ).

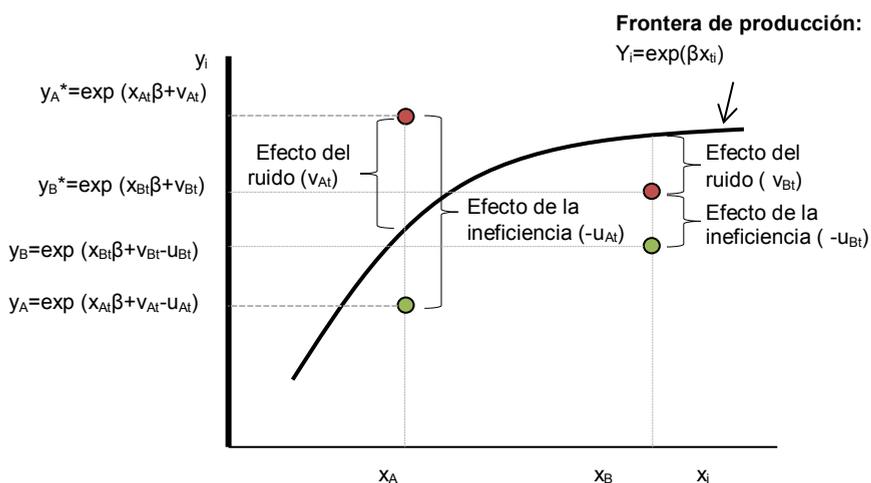


Figura 3.1. Representación de la frontera de producción estocástica.

La eficiencia técnica de la firma  $i$  en un periodo de tiempo  $t$  se estima de la siguiente manera:

$$ET_{it} = \exp(-u_{it}) \tag{3.2}$$

La eficiencia técnica (ET) de la unidad productiva  $i$  toma un valor entre 0 y 1, y dependerá del valor que tome  $u_{it}$ . Si la firma obtiene una ineficiencia estimada igual a cero, el valor de ET será 1; para el resto de los supuestos, ET será menor que la unidad.

### 3.2.1. Efectos de la ineficiencia

Battese y Coelli (1995), especifican los efectos de la ineficiencia técnica en el modelo de frontera estocástica definido anteriormente. Este componente adicional en el modelo, permite conocer cuáles son los factores que influyen en la magnitud de la ineficiencia técnica. Estos autores redefinen el término asociado a la ineficiencia técnica como una función de los factores específicos de cada firma, y viene representada por:

$$u_{it} = z_{it}\delta + w_{it} \quad (3.3)$$

donde  $z_{it}$  es el vector de aquellas variables específicas de las firmas que pueden afectar a los niveles de eficiencia técnica,  $\delta$  es un vector de parámetros a ser estimado y  $w_{it}$  es un término de error aleatorio independiente e idénticamente distribuido.

La eficiencia técnica de la firma  $i$  para un instante de tiempo  $t$ , se determina mediante la siguiente ecuación:

$$ET_{it} = \exp(-z_{it}\delta - w_{it}) \quad (3.4)$$

A partir del método de máxima verosimilitud se realiza la estimación simultánea de los parámetros incluidos en la frontera estocástica y en el modelo de ineficiencia. La función de máxima verosimilitud se expresa en función de los parámetros de las varianzas,  $\sigma^2 = \sigma_v^2 + \sigma_u^2$  y  $\gamma = \frac{\sigma_u^2}{\sigma^2}$ .

Aquí  $\gamma$  corresponde a un parámetro que tiene un valor entre 0 y 1. Si todos los parámetros de  $\delta$  y el parámetro  $\gamma$  son iguales a cero, entonces el modelo es equivalente a una función tradicional de producción que se podría estimar de forma eficiente a través de mínimos cuadrados ordinarios (MCO).

Las hipótesis paramétricas con interés de ser estudiadas, como por ejemplo si el modelo de ineficiencia propuesto por Battese y Coelli (1995) es la mejor opción o si

determinados parámetros incluidos en el modelo son realmente necesarios, pueden ser testeadas usando el estadígrafo de razón de verosimilitud generalizada, definido por:

$$\lambda = -2[L(H_0) - L(H_1)] \quad (3.5)$$

donde  $L(H_0)$  corresponde al valor del logaritmo de la función de verosimilitud para el modelo restringido (especificado en la hipótesis nula), y  $L(H_1)$  es el valor del logaritmo de la función de verosimilitud del modelo general estipulado en la hipótesis alternativa. Este test se distribuye asintóticamente como una distribución chi-cuadrada con grados de libertad igual a la diferencia entre el número de parámetros estimados bajo ambas hipótesis.

### **3.3. Eficiencia en el sector pesquero bajo un enfoque paramétrico: evidencia empírica**

Los primeros trabajos que emplean estimaciones de eficiencia técnica y capacidad de utilización de las flotas pesqueras datan de los años 90. No obstante, es en los últimos años cuando se ha producido un aumento considerable en el número de trabajos que emplean modelos de frontera en este sector.

Sin embargo, prácticamente la totalidad de los modelos están enfocados a pesquerías industriales, dejando al margen las pesquerías a pequeña escala. Es por ello que resultaría interesante de cara a la toma de decisiones en materia de regulación pesquera, el comprobar si los resultados obtenidos en los trabajos de pesca industrial son similares a los obtenidos en las pesquerías artesanales, especialmente en aquellas áreas marinas donde existe competencia entre ambas flotas.

Los estudios realizados hasta la fecha pueden clasificarse, de manera general, en tres grupos principales:

- i. El primer grupo es el más numeroso y engloba aquellos trabajos realizados en pesquerías que están bajo algún tipo de medidas regulatorias, tales como la limitación del esfuerzo pesquero o la implantación de cuotas de captura. La mayoría de autores comparan el papel que han jugado estas medidas restrictivas en la evolución temporal de la eficiencia técnica y la capacidad de utilización de la flota (Kirkley *et al.*, 1995; Campbell y Hand, 1998; Eggert, 2001; Pascoe *et al.*, 2001; Felthoven, 2002; García del Hoyo *et al.*, 2004; Kompas *et al.*, 2004; Sharp *et al.*, 2004; Kompas y Che, 2005; Chowdhury *et al.*, 2010; Pascoe *et al.*, 2011).
- ii. Los estudios que se centran en los aspectos metodológicos de la determinación de la eficiencia técnica, así como aquellos que proponen nuevas metodologías que pueden ayudar a obtener una mejor estimación de los modelos, conforman el segundo grupo (Sharma and Leung, 1999; Kirkley *et al.*, 2004; Orea *et al.*, 2005; Tingley *et al.*, 2005; Felthoven *et al.*, 2009; Tomberlin y Holloway, 2009; Do-Hoon et a., 2010).
- iii. El tercer grupo incluye aquellos trabajos cuyo objetivo principal consiste en determinar qué factores son los responsables de la ineficiencia en el sector al tiempo que plantean posibles soluciones. Estos estudios destacan por mostrar especial interés en las características de la flota y/o las habilidades de la tripulación para explicar los resultados obtenidos (Kirkley *et al.*, 1998; Pascoe y Coglan, 2002; Fousekis y Klonaris, 2003; Herrero y Pascoe, 2003; Vinuya, 2009; Gee-thean *et al.*, 2012).

Esta revisión de la literatura académica sirvió como base para el desarrollo del presente estudio, pudiéndose encontrar un resumen detallado de estos artículos en la Tabla B1 incluida en el Anexo B.

### **3.4. Datos y especificación del modelo**

#### **3.4.1. Datos**

Los datos empleados para el análisis de la eficiencia técnica de la flota artesanal de la isla de Gran Canaria, han sido extraídos de la base de datos de primera venta facilitada por la Viceconsejería de Pesca del Gobierno de Canarias y de las encuestas realizadas a los pescadores artesanales (Anexo A).

La base de datos contiene observaciones mensuales para el periodo de estudio 2005-2010, ya que son los únicos años en los cuales los datos están desglosados por embarcación. Para las estimaciones del modelo, se construyó un panel de datos no balanceado que comprende 195 embarcaciones y un total de 7279 observaciones.

Las flotas de carácter artesanal que desarrollan su actividad en aguas de Gran Canaria utilizan una gran variedad de técnicas de pesca, algunas de ellas muy poco o nada selectivas, por lo que las capturas incluyen numerosas especies y no únicamente las especies objetivo de la pesquería.

Las capturas de la flota durante todo el periodo incluyen más de 150 especies diferentes, por lo que para simplificar la muestra, se ha creado una única variable que recoge el volumen total de capturas para cada una de las embarcaciones sin hacer distinción entre las especies.

La eslora y la potencia del motor actúan como factores fijos que influyen en los rendimientos de pesca, pues permanecen invariantes durante el periodo de estudio. Por el contrario, la tripulación y el número de jornadas de pesca son inputs variables específicos de cada embarcación. Con la variable jornadas de pesca se intenta aproximar el esfuerzo pesquero efectuado por cada barco en cada mes, actuando como una “proxy” del nivel de uso de insumos variables en las operaciones de pesca<sup>2</sup>. Otra variable de entrada relevante en la obtención de capturas es la antigüedad de las

---

<sup>2</sup> En el apartado 2.2 del presente documento se encuentra una justificación detallada de por qué el número de jornadas de pesca es una variable adecuada para cuantificar el esfuerzo pesquero.

embarcaciones, pues ésta guarda relación con la obsolescencia tecnológica de la flota.

Como se ha mencionado en el capítulo anterior, la estacionalidad de la pesca de túnidos y las diferencias existentes entre las flotas de las distintas cofradías/cooperativas tienen consecuencias directas sobre el volumen total de capturas. Estas diferencias en los desembarcos existen entre embarcaciones de una misma flota, entre entidades pesqueras y a lo largo del tiempo, por lo que resulta recomendable incluir estas fuentes de variación en el modelo.

Una descripción de las variables empleadas en la construcción del modelo y la forma de definir las se puede encontrar en la Tabla 3.1.

Tabla 3.1. Definición de las variables del modelo

Variable	Descripción
Capturas	Capturas totales mensuales realizadas por cada una de las embarcaciones de estudio. La variable está expresada en kilogramos.
Días	Número de jornadas de pesca efectuadas por cada una de las embarcaciones para cada mes de estudio.
Eslora	Representa la eslora total, que indica la longitud, en metros, tomada entre los dos puntos más extremos del navío.
Potencia	Proporciona información sobre los motores de las embarcaciones. La unidad de medida empleada para su cuantificación es el caballo de vapor (C.V).
Trip	Número de operarios presentes en cada embarcación, incluido el capitán, y para cada uno de los meses.
Atún	Variable ficticia que indica si una embarcación ha realizado pesca de túnidos en un mes determinado. Adquiere el valor 1 si existen capturas de túnidos y 0 en caso contrario.
Casco	Variable ficticia que indica el material de construcción del casco de la embarcación. Toma el valor 1 si la embarcación es de fibra y 0 si es de madera.
Mes	Variable ficticia que representa los meses del año. Para la ejecución del modelo se excluyó la variable correspondiente al mes de Enero.
Año	Variable ficticia que representa los años incluidos en el periodo 2005-2010. Se excluyó la variable correspondiente al año 2005.
Cofradía	Variable ficticia que representa la cofradía o cooperativa a la que está ligada cada una de las embarcaciones. Se excluyó la variable ficticia correspondiente a la Cofradía de Agaete.
Ant	Representa la antigüedad de las embarcaciones. Se estimó considerando el año de entrada en servicio, por lo que los valores más elevados se corresponden con las embarcaciones más modernas

La Tabla 3.2 muestra los estadísticos descriptivos de las variables incluidas en la base de datos.

Tabla 3.2. Estadísticos descriptivos de las variables referentes a la flota pesquera artesanal.

Variable	Unidad de medida	Media	Mediana	Desviación estándar	Mínimo	Máximo
Capturas	Kilogramos / mes	4517,80	1057,5	12600,16	3	141032,5
Días	Días / barco / mes	8,74	8	5,94	1	27
Eslora	Metros	9,09	8,2	2,65	3,57	17,6
Potencia	Caballos de vapor	43,94	29	38,80	4	200
Tripulación	Operarios / mes	2,41	2	0,64	2	4
Antigüedad	Año entrada servicio	1970,17	1971	21,72	1904	2009

### 3.4.2. El modelo

Para la estimación de la frontera estocástica, se empleó el modelo con efectos de ineficiencia propuesto por Battese y Coelli (1995), bajo la forma funcional Cobb-Douglas:

$$\ln Capturas_{it} = \beta_0 + \beta_1 \ln Días_{it} + \beta_2 \ln Eslora_i + \beta_3 \ln Potencia_i + \beta_4 \ln Trip_{it} + \beta_5 Atún_{it} + \beta_6 Casco_i + \sum_{m=1}^{11} \phi_m Mes_m + \sum_{a=1}^5 \varphi_a Año_a + \sum_{c=1}^5 \eta_c Cofradía_c + v_{it} - u_{it} \quad (3.6)$$

donde  $\ln Capturas_{it}$  son las capturas realizadas por la embarcación  $i$  en el mes  $t$ ;  $\ln Días_{it}$  es el número de mareas realizadas por la embarcación  $i$  en el mes  $t$ ;  $\ln Eslora_i$  mide la eslora total de cada embarcación;  $\ln Potencia_i$  mide la potencia de cada embarcación;  $\ln Trip_{it}$  representa el número de tripulantes para cada embarcación  $i$  durante el mes  $t$ ;  $Atún_{it}$  es una variable ficticia específica para la pesca de túnidos que identifica si una embarcación  $i$  ha realizado capturas de atunes durante el mes  $t$ ,

tomando el valor 1 en caso de que la pesca de túnidos tenga lugar y 0 de no ser así;  $Casco_i$  es una variable ficticia que proporciona información sobre el material empleado en la construcción de cada embarcación  $i$ , que toma el valor 1 si el barco es de fibra y 0 si es de madera;  $Mes_m$  y  $Año_a$  son vectores de variables ficticias que recogen el carácter estacional de la actividad pesquera y controlan posibles variaciones en el nivel de stock de peces y  $Cofradía_c$  también representa vectores de variables ficticias asociados al puerto base de las embarcaciones;

Respecto a la parte estocástica del modelo,  $v_{it}$  es una variable independiente de  $u_{it}$  y que representa una perturbación aleatoria (ruido) que se supone idéntica e independientemente distribuida (iid),  $N(0, \sigma_v^2)$ ;  $u_{it}$  es la variable no negativa asociada con la ineficiencia técnica en la producción pesquera, la cual se estima bajo el supuesto de que es idéntica y distribuida de manera independiente y normal truncada en cero,  $N(\mu_{it}, \sigma_u^2)$ , siendo:

$$u_{it} = \delta_0 + \delta_1 \ln Ant_{it} \quad (3.7)$$

donde  $\delta_0$  y  $\delta_1$  son vectores de parámetros a estimar y  $\ln Ant_{it}$  recoge la antigüedad de las embarcaciones como variable explicativa del término asociado a la ineficiencia. Para crear esta variable se consideró el año de entrada en servicio de los barcos, por lo que los valores más elevados corresponden a las embarcaciones más modernas.

### 3.5. Resultados

Los parámetros del modelo se estimaron con el software STATA 12.0 y los resultados obtenidos se pueden consultar en la Tabla 3.3.

Tabla 3.3. Resultados del modelo de producción de frontera estocástica y del modelo de ineficiencia técnica.

	Parámetro	Coefficiente	Error estándar	Z	p> z	
<b>Frontera de producción estocástica</b>						
Constante	$\beta_0$	-0,524	0,059	-8,75	0,000	***
LnDías	$\beta_1$	1,111	0,123	89,88	0,000	***
LnEslora	$\beta_2$	1,366	0,087	15,55	0,000	***
LnPotencia	$\beta_3$	0,034	0,019	1,78	0,075	*
LnTrip	$\beta_4$	1,322	0,092	14,34	0,000	***
Dummy Atún	$\beta_5$	0,797	0,040	20,12	0,000	***
Dummy Casco	$\beta_6$	0,068	0,023	2,90	0,004	***
Dummy Febrero	$\phi_2$	0,065	0,052	1,25	0,211	
Dummy Marzo	$\phi_3$	0,054	0,051	1,06	0,289	
Dummy Abril	$\phi_4$	0,119	0,051	2,36	0,018	**
Dummy Mayo	$\phi_5$	0,241	0,051	4,77	0,000	***
Dummy Junio	$\phi_6$	0,220	0,050	4,37	0,000	***
Dummy Julio	$\phi_7$	0,168	0,051	3,31	0,001	***
Dummy Agosto	$\phi_8$	0,161	0,051	3,15	0,002	***
Dummy Septiembre	$\phi_9$	0,120	0,051	2,36	0,018	**
Dummy Octubre	$\phi_{10}$	0,005	0,051	0,11	0,914	
Dummy Noviembre	$\phi_{11}$	-0,012	0,051	-0,24	0,808	
Dummy Diciembre	$\phi_{12}$	0,039	0,052	0,75	0,452	
Dummy Año 2006	$\varphi_1$	0,083	0,039	2,12	0,034	**
Dummy Año 2007	$\varphi_2$	0,068	0,038	1,77	0,076	*
Dummy Año 2008	$\varphi_3$	0,087	0,038	2,31	0,021	**
Dummy Año 2009	$\varphi_4$	0,169	0,038	4,45	0,000	*
Dummy Año 2010	$\varphi_5$	0,040	0,039	1,04	0,300	
Dummy San Cristóbal	$\eta_1$	0,743	0,036	20,43	0,000	***
Dummy Melenara	$\eta_2$	0,440	0,046	9,66	0,000	***
Dummy Castillo del Romeral	$\eta_3$	0,218	0,042	5,17	0,000	**
Dummy Arguineguín	$\eta_4$	0,326	0,032	10,15	0,000	***
Dummy Mogán	$\eta_5$	-0,129	0,042	-3,04	0,002	***
<b>Modelo ineficiencia técnica</b>						
Constante	$\delta_0$	-8,444	4,111	-2,05	0,040	**
LnAnt	$\delta_1$	-320,657	129,88	-2,47	0,014	**
$\sigma_u$		0,775	0,314	2,47	0,014	**
$\sigma_v$		0,868	0,008	106,79	0,000	***
Log likelihood		-9362,073				
$\sigma^2$		1,354				
$\gamma$		0,443				
Eficiencia técnica media		0,918				

\*\*\* Significativo al 99 %, \*\* Significativo al 95%, \* Significativo al 90%

Se ha contrastado el modelo propuesto con una serie de hipótesis alternativas más restrictivas. La primera hipótesis nula asume ausencia de ineficiencia en el proceso de captura. La segunda hipótesis nula considera que la pesca de túnidos no afecta a la producción. La última hipótesis nula considera que el puerto base de cada embarcación no tiene influencia sobre la producción. Los resultados de los test se encuentran en la Tabla 3.4 y, como puede apreciarse, todas las especificaciones contrastadas son rechazadas en favor del modelo propuesto.

Tabla 3.4. Test de hipótesis para los parámetros de la frontera de producción y el modelo de ineficiencia.

Hipótesis nula	Logaritmo - verosimilitud	Test verosimilitud ( $\lambda$ ) *	Grados de libertad	Valor crítico	Decisión
$H_0: \gamma=\delta_0=\delta_1=0$	-9399,45	74,76 **	3	10,501	Rechazar $H_0$
$\beta_5=0$	-9564,27	404,40	1	6,635	Rechazar $H_0$
$\eta_1=\eta_2=\eta_3=\eta_4=\eta_5=0$	-9643,53	562,92	5	15,086	Rechazar $H_0$

\* Todos son significativos al 99 %.

\*\* El estadígrafo  $\lambda$  se distribuye aproximadamente como una distribución chi cuadrada mixta. En este caso, el valor crítico se obtuvo de Kodde y Palm (1986).

Los signos de los coeficientes de la frontera estocástica resultaron ser los esperados y los t-ratios mostraron valores satisfactorios. La eslora, la potencia del motor y la tripulación obtuvieron coeficientes positivos y significativamente distintos de cero, planteando la hipótesis de que las embarcaciones de mayor tamaño obtienen mayores niveles de captura. La variable correspondiente al número de jornadas de pesca también obtuvo un coeficiente positivo y significativamente distinto de cero, lo que sugiere una relación directa entre el incremento de esfuerzo pesquero y el aumento del volumen de capturas.

Los coeficientes para las variables ficticias que recogen la estacionalidad mensual, mostraron valores positivos y significativos para los meses en los que tiene lugar la pesquería de túnidos. Los coeficientes correspondientes a las variables ficticias de los años de estudio mostraron valores positivos y significativos a excepción

del 2010 que no resultó significativo. La variable ficticia relativa a los puertos fue significativa al 99% en todos los casos.

La variable referente a la pesca de atún también resultó positiva y significativa lo que, junto a los resultados obtenidos con las variables mensuales, avala la hipótesis de que la pesca estacional de túnidos (zafra) actúa como condicionante del nivel de capturas. El coeficiente para el material del casco también resultó positivo y significativo respecto de sus efectos sobre la frontera de producción.

En el modelo de ineficiencia únicamente se incluyó la variable relativa a la antigüedad del barco. El coeficiente obtenido para esta variable es negativo y significativo al 95%, lo que indica que este parámetro tiene un efecto positivo en la eficiencia de la pesquería, obteniéndose mejores resultados cuando operan las embarcaciones más modernas.

Al emplear la forma funcional Cobb-Douglas, los coeficientes obtenidos para las variables se corresponden con las elasticidades, y su suma sirve para determinar el tipo de rendimientos en los que está operando el sector pesquero artesanal.

La suma de las elasticidades es 3,833 lo que indica que la función de producción presenta rendimientos a escala crecientes, es decir, con un incremento del 10% de todos los factores, la producción aumentaría un 38,33 %.

La estimación del parámetro gamma ( $\gamma$ ) se interpreta como la proporción de la variación residual que está asociada con los efectos de la ineficiencia. En este modelo se obtuvo un valor de 0,443, lo que indica que aproximadamente el 56% de las desviaciones respecto de la frontera de producción pueden atribuirse al componente aleatorio (ruido estadístico).

La eficiencia técnica media de toda la flota es 0,918 (Tabla 3.3), y prácticamente la totalidad de las estimaciones mostraron niveles de eficiencia por encima del 75%, con una mayor proporción de barcos con eficiencias comprendidas entre el 90 y 99 %.

La flota del puerto de Mogán resultó ser la más eficiente durante todo el periodo, mientras que la perteneciente al puerto de Castillo del Romeral obtuvo los valores más bajos (Fig. 3.2).

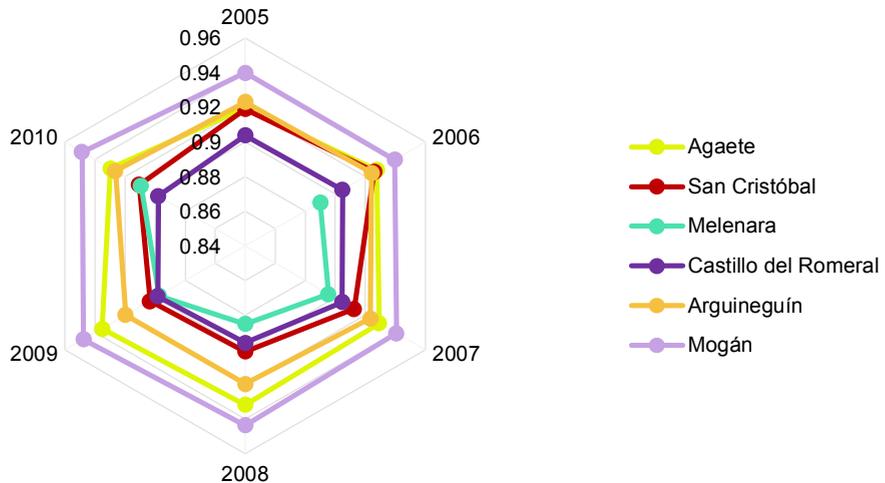


Figura 3.2. Comparación de la eficiencia técnica entre las cofradías/cooperativas.

Para comprobar si las diferencias en la eficiencia técnica entre las distintas cofradías eran significativas, se aplicó la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis (Kruskal and Wallis, 1952) tras descartar la normalidad de los datos. Los resultados del test se pueden consultar en la figura 3.3 y confirman la hipótesis de que existen diferencias significativas entre los distintos puertos.

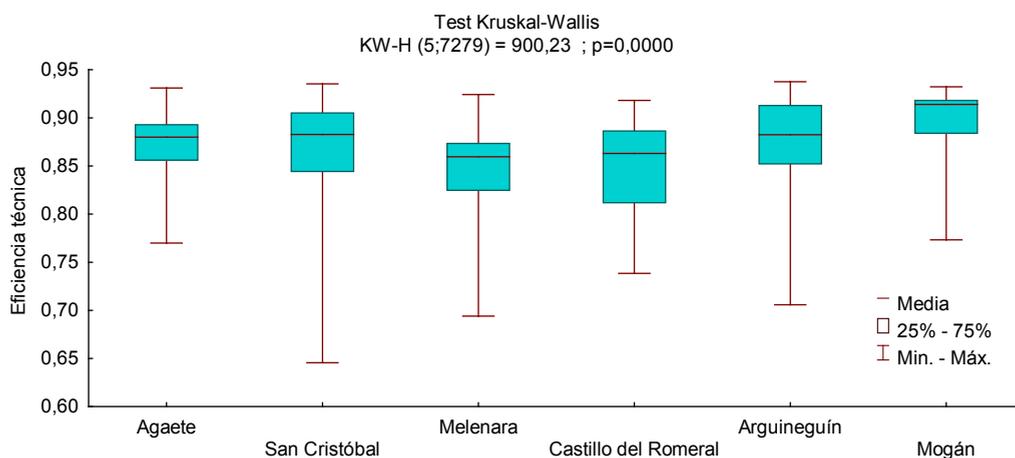


Figura 3.3. Test K-W para confirmar diferencias entre las cofradías/cooperativas durante todo el periodo 2005-2010.

En las figuras 3.4a,b se muestra la tendencia de la eficiencia técnica media entre 2005-2010 para cada una de las entidades pesqueras, así como la composición de las capturas en Kilogramos. Este gráfico indican una marcada estacionalidad en el volumen de capturas durante los meses de primavera y verano y pone de manifiesto la importancia que tiene la pesca de túnidos y pelágicos costeros en determinadas cofradías/cooperativas.

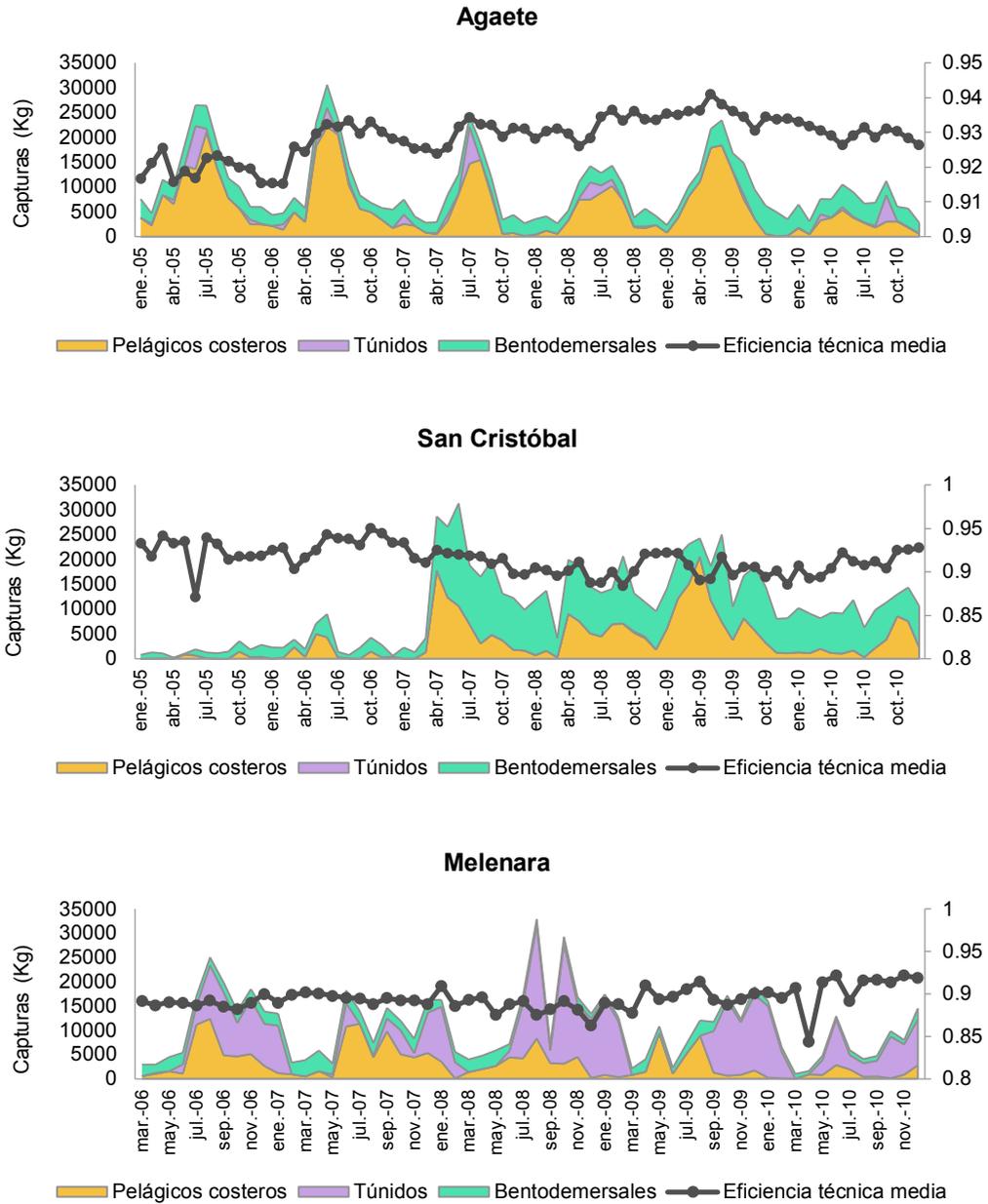


Figura 3.4a. Composición de las capturas y evolución de la eficiencia técnica media de cada una de las cofradías/cooperativas.

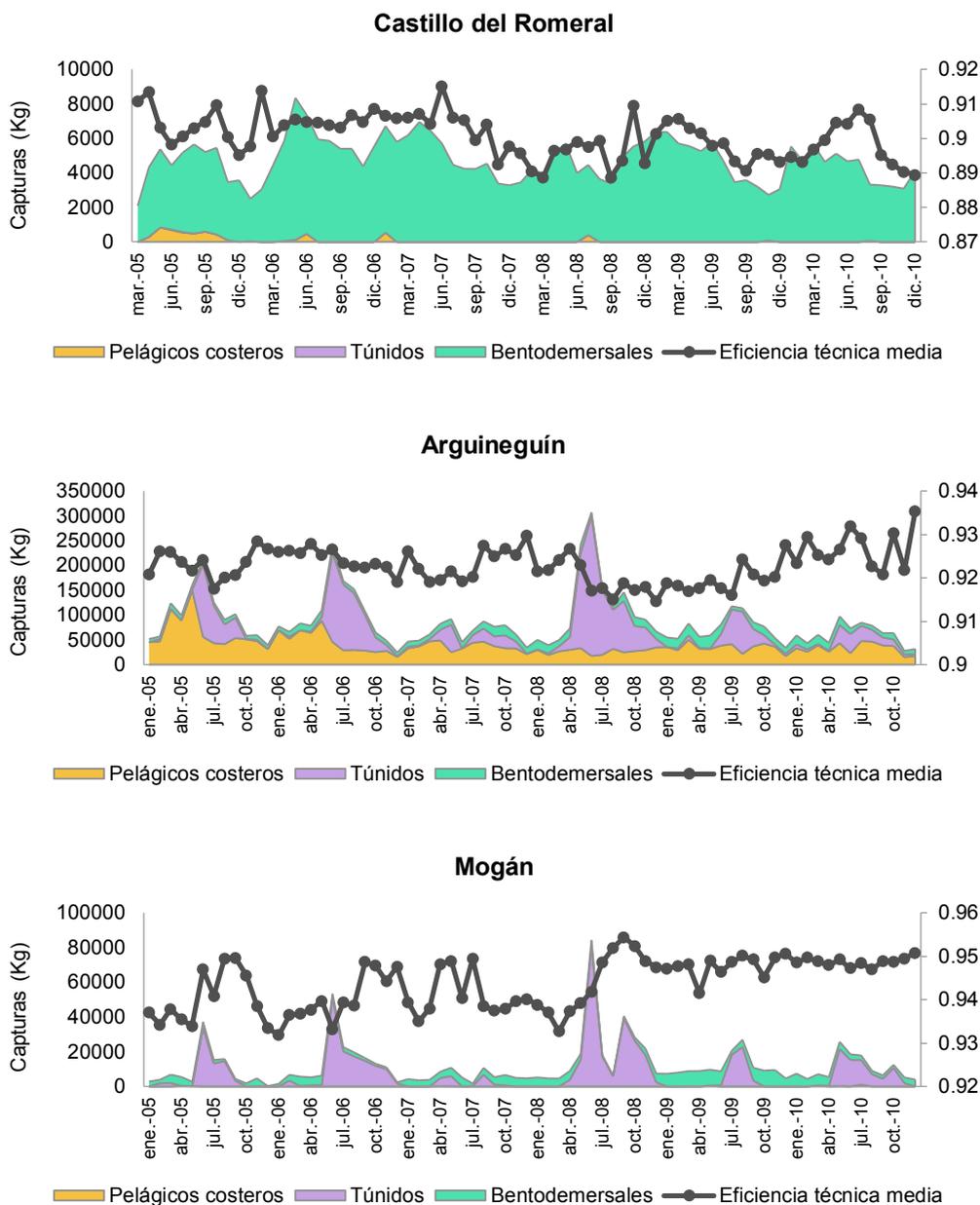


Figura 3.4b. Composición de las capturas y evolución de la eficiencia técnica media de cada una de las cofradías/cooperativas.

Al comparar la eficiencia técnica media del material del casco de las embarcaciones, se obtuvieron valores similares en los barcos de madera (0,917) y en los barcos fabricados con fibra (0,921). Por otro lado, las embarcaciones que se dedicaron a pescar túnidos obtuvieron una eficiencia media de 0,934, frente al 0,916 obtenido por las que no lo hicieron. Durante todo el periodo 2005-2010, las eficiencias fueron mayores para aquellos barcos que se dedicaron a la captura de túnidos (Fig. 3.6). Se realizó una comparación estadística que confirmó la existencia de diferencias significativas de los resultados para ambas variables (Tabla 3.5).

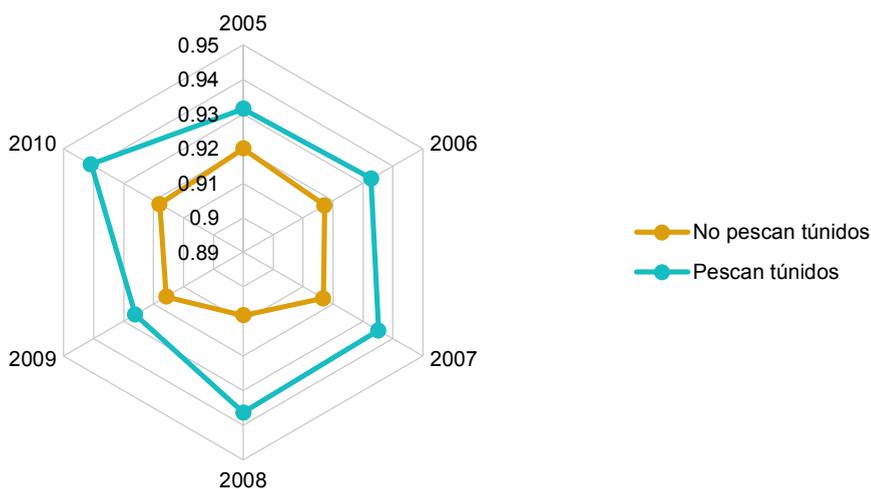


Figura 3.5. Diferencias en la eficiencia técnica de las embarcaciones durante la época de túnidos.

Tabla 3.4. Test estadístico para confirmar diferencias en la eficiencia atendiendo al material del casco y a la pesca de túnidos.

Embarcación	Nº de casos válidos	Suma de rangos	Mann-Whitney U	Z	p-valor
Madera	136	12533	3217	-2.196	0.028
Fibra	59	6577			
Pesca atún	1026	4947010	1995419	-19.433	0.000
No pesca atún	6253	21548551			

### **3.6. Discusión**

La estimación de la eficiencia técnica en el campo de las pesquerías resulta interesante pues proporciona información sobre la capacidad de captura de la flota, y la ventaja que ofrecen los modelos de fronteras de producción estocástica es que permiten separar los efectos aleatorios de aquellos específicos de las embarcaciones. Combinando la información extraída de estos modelos con los datos existentes relativos al esfuerzo pesquero, se puede obtener una visión más detallada del poder de pesca de la flota.

Para determinar la eficiencia técnica de la flota pesquera artesanal operativa en la isla de Gran Canaria, se han incluido en el análisis las características de las flotas, el esfuerzo pesquero y otros factores estacionales que pueden estar influyendo en los volúmenes de capturas. No obstante, es necesario tener claro que la medida de esfuerzo utilizada en esta aproximación está posiblemente sesgada y minusvalorada, ya que factores como las infraestructuras portuarias, las dotaciones y equipamiento, e incluso la disponibilidad de comunicaciones con los centros de comercialización, influyen de forma clara en el esfuerzo pesquero, y por tanto en la mortalidad por pesca generada, tanto o más que las mejoras introducidas en barcos y artes de pesca. Es por eso, que algunas de las conclusiones que se puedan obtener de esta aproximación deben ser redibujadas para adaptarlas al contexto ecológico sobre el que actúa la flota. Además, es importante también tener en cuenta que la flota de pesca artesanal compite con una flota recreativa cuyo poder de pesca la supera, de modo que llega a aportar más del 60% de la captura total desembarcada (MAPyA, 2006), careciéndose de información detallada del esfuerzo que realiza. Es decir, el mismo recurso biológico está siendo explotado por dos actores que entran en constante competencia, por lo que esto puede influir en la aplicabilidad del modelo de frontera de producción al contexto social que domina en la pesca a escala más general.

Se encontró un patrón mensual estacional en las capturas durante todo el periodo 2005-2010. Estos resultados son consistentes con la pesca estacional de túnidos que

se desarrolla en la isla, reflejando valores más altos de eficiencia durante el periodo de la zafra del bonito-listado, entre abril y septiembre. También se encontraron diferencias entre los años de estudio, con valores en media similares en los años 2005 y 2010, y ligeramente superiores el resto de años.

Los puertos de Mogán, Agaete, Arguineguín y Melenara obtuvieron, en este orden, los mejores resultados en términos de eficiencia técnica. No obstante, resulta curioso que la flota de Mogán sea la más eficiente técnicamente hablando, cuando no es la que obtiene los mayores volúmenes de captura. La explicación a estos resultados probablemente resida en el tamaño de las flotas y la estacionalidad de algunas especies, pues aunque la pesca de túnidos tiene lugar alrededor de toda la isla de Gran Canaria, es en la vertiente suroeste donde puede realizarse prácticamente todo el año, a excepción de los meses fríos de invierno (Rico *et al.*, 1999). En el lado opuesto, los refugios pesqueros de Castillo del Romeral y San Cristóbal obtuvieron los peores resultados de eficiencia técnica. Esto es debido a que son las únicas flotas que no se dedican a la pesca de túnidos (salvo en momentos puntuales) y, en el caso concreto de Castillo del Romeral, sus capturas están compuestas casi exclusivamente de especies bentodemersales siendo la única flota que mantiene una cierta estabilidad en sus capturas durante el periodo de estudio.

En resumen, y tras analizar los resultados de eficiencia técnica obtenidos para el conjunto de la flota, se observa que las embarcaciones que emplean artes de cerco y las destinadas a la captura de túnidos, son las que operan más cerca de la frontera de producción. Sin embargo, hay que ser cautos con la interpretación de estos resultados pues, como se comentó en el capítulo anterior, aproximadamente el 76% de las capturas que se realizan en la isla de Gran Canaria están constituidas por túnidos y pelágicos costeros tratándose de especies estacionales, cuyo reclutamiento y abundancia es fuertemente dependiente de las condiciones climáticas (Castro-Hdez. y Santana-Ortega, 2000; Ganzedo *et al.*, 2006), y que además en el caso de los túnidos están sujetos a regulación en la cuota de capturas. Es por ello que, en caso de disminuir las capturas de estos grupos, la flota en su conjunto destinaría un mayor esfuerzo a la captura de especies bentodemersales, por lo que, tras observar los

resultados obtenidos en Castillo del Romeral, cabría esperar unos menores niveles de eficiencia técnica, al tiempo que aumentaría el nivel actual de sobrepesca que soportan estas especies (González, 2008).

En cuanto al modelo de ineficiencia, el coeficiente estimado para la antigüedad del barco revela que las embarcaciones más modernas tienen una importante influencia en la eficiencia pesquera, puesto que éstos cuentan con mejoras tecnológicas que influyen positivamente en el volumen de capturas. Este resultado concuerda con los obtenidos en estudios similares (Pascoe y Coglán, 2002; Fousekis y Klonaris, 2003; Tingley *et al.*, 2005), aunque el valor obtenido en Gran Canaria es muy superior. Estos resultados probablemente guarden relación con el hecho de que aproximadamente el 70% de la flota operativa de entró en servicio antes de 1980, por lo que se considera antigua y obsoleta.

Las diferencias encontradas entre las distintas cofradías/cooperativas de la isla sugieren la existencia de factores relativos a los puertos de origen que actúan como condicionantes de la eficiencia de las flotas. Como posibles factores cabrían señalar la distribución de los diferentes stocks pesqueros dentro del área de pesca asignada (Pastor y Delgado de Molina, 1985; Bordes *et al.*, 1987, 1993, 1995, 1998), la preferencia en el uso de determinados artes, o la mejor dotación de infraestructuras y una mejor red comercial que permite dar salida a grandes volúmenes de captura (especialmente en relación a los grandes volúmenes de túnidos) ..

Las elasticidades de la eslora, las jornadas de pesca y la tripulación muestran valores superiores a 1, mientras que el valor obtenido para la potencia está más próximo a cero. La elasticidad del conjunto de parámetros es 3,833, lo que implica que la flota artesanal de la isla de Gran Canaria opera bajo rendimientos crecientes de escala. En los trabajos de Kirkley *et al.* (1995), Sharma y Leung (1999), Fousekis y Klonaris (2003), García del Hoyo *et al.* (2004) y Esmaili (2006), también se obtuvieron rendimientos crecientes a escala en las operaciones de pesca. Estos resultados actúan como incentivos para incrementar el esfuerzo pesquero, pero sería contrario a las medidas que está adoptando actualmente la Unión Europea.

Asimismo, un incremento en el poder de pesca de la flota resultaría contraproducente en vista del declive que han experimentado las principales especies objetivo y que se ha comentado en el capítulo 2 (González, 2008).

El valor obtenido para el parámetro  $\gamma$  es bajo si lo comparamos con la mayoría de trabajos publicados (Tabla B1, Anexo B). Sin embargo, en el sector pesquero resulta lógico suponer que las perturbaciones externas que se escapan al control de los pescadores, juegan un papel importante en las variaciones de la eficiencia técnica (Fousekis y Klonaris, 2003), y por tanto en la capturabilidad (proporción que de peces que cada unidad de esfuerzo captura por unidad de tiempo). De hecho, Kirkley *et al.* (1995) concluyeron en su trabajo que parte de la ineficiencia experimentada podía deberse a que los capitanes no tenían en cuenta la abundancia de los recursos ni tampoco las condiciones climáticas adversas a la hora de planificar las jornadas de pesca. Por otro lado, Álvarez y Schmidt (2006) argumentan que resulta extraño que no se considere la suerte como un factor condicionante de la pesca, debido a la propia naturaleza de esta actividad productiva, ya que como los peces son un recurso móvil, obtener un volumen de capturas igual a cero es una opción posible. Pascoe y Coglán (2002) también determinaron que las diferencias en los niveles de producción obtenidos por las embarcaciones (capturabilidad) que no podían explicarse con las variables incluidas en el modelo, debían atribuirse a la suerte.

Este trabajo constata la presencia de heterogeneidad productiva en la flota artesanal, tanto en términos de diferencias en los rendimientos de pesca logrados por barcos como agrupándolos por cofradías/cooperativas. No obstante, estos resultados son condicionales de la metodología de estimación empleada, por lo que este estudio debe considerarse un primer ejercicio exploratorio de la evolución de la eficiencia técnica de la flota artesanal de la isla de Gran Canaria. En futuras revisiones o extensiones del mismo, sería recomendable incluir a los pescadores recreativos en la estimación del modelo debido al impacto que ejercen sobre los stocks pesqueros.



## PARTE III

---

# Modelización ecológica de la isla de Gran Canaria



José Juan Castro Hernández, Sin título, Arguineguín, 2012. Archivo del autor.

## Capítulo 4

### Modelización ecológica: Estructura del ecosistema e impactos de la pesca

#### 4.1. Introducción

En las últimas décadas se ha experimentado un incremento de la actividad pesquera (Anticamara *et al.*, 2011; Castro-Hernández, 2013a), el cual, ligado a otros factores como pueden ser la degradación de hábitats y/o variaciones climáticas y medioambientales, tiene efectos ecológicos en los ecosistemas tales como cascadas tróficas o desequilibrios en el control ecosistémico, ya sea éste de tipo abajo-arriba (bottom-up), arriba-abajo (top-down) o mixto (wasp-waist) (Cury *et al.*, 2000; Chassot *et al.*, 2007; Baum y Worm, 2009; Ferretti *et al.*, 2010).

Esto ha derivado en un creciente interés en la modelización de los ecosistemas marinos y las pesquerías asociadas a los mismos, lo cual ha servido para identificar la estructura y función de las comunidades que los componen. Para ello, se han desarrollado nuevas metodologías que permiten gestionar los recursos marinos a partir de un enfoque de la Pesca basado en el Ecosistema (Ecosystem Approach Fisheries, EAF en sus siglas en inglés) (García *et al.*, 2003). Tal y como se ha comentado en capítulos anteriores, el incremento de la presión ejercida sobre los recursos pesqueros hace necesarios modelos de gestión que no sólo aseguren la sostenibilidad del sector, sino también la integridad de los ecosistemas marinos sometidos a explotación (Pauly *et al.*, 2000, Walters *et al.*, 2005; Coll *et al.*, 2006, 2007; FAO, 2008; Torres, 2013). Estos enfoques permiten estudiar los flujos de energía que intervienen dentro de la red trófica, así como las variaciones en la

biomasa de las especies y el impacto que sufren los diferentes organismos ante cualquier perturbación externa (Plaganyi, 2007).

A tal efecto, los modelos tróficos se han convertido en una importante herramienta para conocer la estructura y funcionamiento de los ecosistemas, al tiempo que permiten simular y realizar predicciones sobre los mismos, siendo el modelo de balance de masas Ecopath with Ecosim (EwE) (Polovina, 1984; Christensen y Pauly, 1992) el más utilizado para el análisis de las redes tróficas. EwE sirve para evaluar los efectos de la pesca en el ecosistema, evaluar el manejo e implementación de áreas marinas protegidas, explorar posibles medidas de gestión o estimar indicadores ecológicos como el superávit, la ascendencia o la capacidad de desarrollo, entre otros.

En Canarias existen numerosos trabajos que recogen aspectos biológicos y ecológicos de las especies objeto de explotación pesquera, como pueden ser parámetros de crecimiento, mortalidad o análisis de dietas, así como otros referentes a la actividad pesquera. Pese a ello, hasta la fecha no se ha logrado integrar toda esta información desde un punto de vista multidisciplinar. En este sentido, éste capítulo incluye el primer modelo ecotrófico aplicado al ecosistema marino de la isla de Gran Canaria, donde se incluye toda la información biológica y pesquera concerniente al área de estudio para el año 2005, con el fin de caracterizar la estructura de la red trófica y su funcionamiento. Esto permitirá profundizar en las interrelaciones tróficas de las diferentes comunidades, analizando los flujos de biomasa y sus transferencias de energía, identificar los grupos o especies claves dentro del ecosistema y evaluar el impacto ocasionado por la pesca artesanal y la pesca recreativa, a fin de proponer estrategias que permitan una pesca más sostenible.

## **4.2. Metodología**

### **4.2.1. Área y periodo de estudio**

El sistema analizado comprende el área de pesca de la flota artesanal de la isla de Gran Canaria. Para efectos de este trabajo se delimitó el área de estudio desde

los 28° 15' N hasta los 27° 42' N y desde 15° 56' O hasta 15° 18' O, desde la superficie hasta una profundidad máxima de 1000 m, con un área aproximada de 2146 km<sup>2</sup> (Fig. 4.1). La selección de esta batimetría se justifica tanto por motivos ecológicos como pesqueros y, para cuantificar esta área, se empleó un Sistema de Información Geográfica (SIG), mediante el programa ArcGis 9.2. El periodo de estudio seleccionado comprende el año 2005, ya que se consideró que el ecosistema se encontraba en una condición estado-estable, esto es, que las entradas al sistema eran iguales a las salidas (*sensu* Christensen and Pauly, 1993) y que las poblaciones se encontraban en equilibrio (*sensu* Allen, 1971).

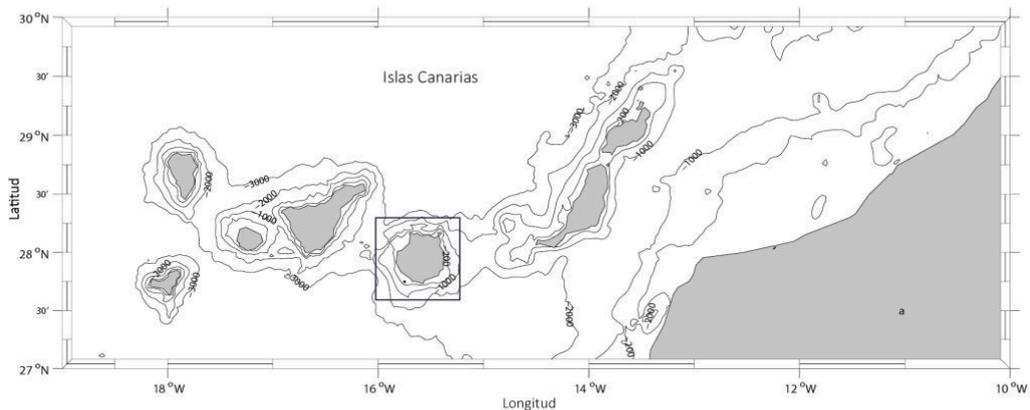


Figura 4.1. Mapa del Archipiélago Canario y localización del área de estudio.

#### 4.2.2. Descripción del modelo

El modelo Ecopath fue originalmente propuesto por Polovina (1984) para un ecosistema arrecifal coralino, y posteriormente mejorado por Christensen y Pauly (1992). El programa Ecopath with Ecosim (EwE) permite crear un modelo de cajas (grupos funcionales), cuantificar los flujos de energía que se dan entre dichas cajas, y en base al balance de masas caracterizar la estructura trófica del ecosistema así como su funcionalidad (Ulanowicz, 1986). Con el paso de los años el programa continuó desarrollándose para mejorar y extender su uso, incorporando rutinas de

simulación de dinámica temporal (Ecosim) (Walters *et al.*, 1997) y de modelado espacial (Ecospace) (Walters *et al.*, 1999).

Actualmente, este programa es de acceso libre y código abierto y se encuentra gestionado por un consorcio de varios grupos de investigación de la Universidad de British Columbia (Vancouver, Canadá). En resumen, el programa consta de tres componentes principales

- i. ECOPATH: constituye la parte descriptiva del ecosistema, asumiendo el balance de masas para un periodo de tiempo concreto.
- ii. ECOSIM: proporciona una simulación de la dinámica temporal del ecosistema definido a partir del modelo Ecopath.
- iii. ECOSPACE: es un módulo de simulación dinámica y espacial, que permite definir dónde se desarrollan las actividades de las diferentes flotas y a qué tipo de hábitats están ligadas. Asimismo, este módulo incluye herramientas de optimización espacial que permiten establecer, por ejemplo, el mejor emplazamiento de un área marina protegida

#### **4.2.2.1. Ecuaciones principales**

Ecopath está basado en dos ecuaciones maestras, una que describe la producción en términos de biomasa y la otra que describe el balance de energía de cada grupo funcional. Por definición, un grupo funcional es aquel constituido por una o varias especies que comparten nichos ecológicos similares (Christensen *et al.*, 2008).

La primera ecuación se describe como la producción para cada grupo funcional, la cual puede expresarse como la suma de los siguientes componentes: Producción = capturas + mortalidad por depredación + biomasa acumulada + migración neta + otras mortalidades

O también puede expresarse formalmente como:

$$P_i = Y_i + B_i \cdot M2_i + BA_i + E_i + P_i(1 - EE_i) \quad (4.1)$$

donde  $i$  es cada uno de los grupos funcionales;  $P_i$  es la tasa de producción total de  $i$ ;  $Y_i$  es la tasa de captura total de  $i$  por unidad de área y tiempo;  $B_i$  es la biomasa de  $i$  por unidad de área;  $M2_i$  es la tasa de mortalidad por depredación total sobre  $i$ ;  $BA_i$  es la biomasa acumulada de  $i$  (positiva o negativa) por área y tiempo;  $E_i$  es la tasa de migración neta de  $i$  (emigración – inmigración) y  $P_i(1 - EE_i)$  representa la tasa de otras mortalidades para cada  $i$ .  $EE_i$  es la eficiencia ecotrófica de  $i$ , es decir, la fracción de producción consumida por la depredación y/o exportada del sistema.

Esta formulación incorpora la mayoría de los componentes de la producción (o mortalidad) con excepción de los productos gonadales, considerando que la mayor parte de los mismos son consumidos por otros depredadores dentro del sistema, y por lo tanto, pueden incluirse dentro de la depredación o de otras causas de mortalidad (Christensen *et al.*, 2008). De esta forma, la ecuación puede replantearse de la siguiente manera:

$$B_i \cdot (P/B)_i - \sum_{j=1}^n B_j \cdot (Q/B)_j \cdot DC_{ji} - (P/B)_i \cdot B_i \cdot (1 - EE_i) - Y_i - E_i - BA_i = 0 \quad (4.2)$$

$$B_i \cdot (P/B)_i \cdot EE_i - \sum_{j=1}^n B_j \cdot (Q/B)_j \cdot DC_{ji} - Y_i - E_i - BA_i = 0$$

donde  $B_i$  es la biomasa de  $i$ ;  $P/B_i$  es la producción por biomasa de  $i$ ;  $Q/B_j$  es la tasa de consumo por biomasa de cada depredador  $j$  y  $DC_{ji}$  es la proporción de la presa  $i$  en la dieta del depredador  $j$ . El resto de parámetros son los mismos que los descritos para la ecuación (4.1). Al contar con  $n$  grupos funcionales, el sistema se equilibra mediante una serie de ecuaciones lineales simultáneas que surgen de la ecuación anterior para cada grupo funcional  $i$ :

$$\begin{aligned}
 & B_1 \cdot (P/B)_1 \cdot EE_1 - B_1 \cdot (Q/B)_1 \cdot DC_{11} - B_2 \cdot (Q/B)_2 \cdot DC_{21} - \\
 & (\dots) - B_n \cdot (Q/B)_n \cdot DC_{n1} - Y_1 - E_1 - BA_1 = 0 \\
 & B_2 \cdot (P/B)_2 \cdot EE_2 - B_1 \cdot (Q/B)_1 \cdot DC_{12} - B_2 \cdot (Q/B)_2 \cdot DC_{22} - \\
 & (\dots) - B_n \cdot (Q/B)_n \cdot DC_{n2} - Y_2 - E_2 - BA_2 = 0 \\
 & (\dots) \\
 & B_n \cdot (P/B)_n \cdot EE_n - B_1 \cdot (Q/B)_1 \cdot DC_{1n} - B_2 \cdot (Q/B)_2 \cdot DC_{2n} - \\
 & (\dots) - B_n \cdot (Q/B)_n \cdot DC_{nn} - Y_n - E_n - BA_n = 0
 \end{aligned} \tag{4.3}$$

Este sistema de ecuaciones lineales puede expresarse nuevamente como:

$$\begin{aligned}
 & a_{11} \cdot X_1 + a_{12} \cdot X_2 + (\dots) + a_{1m} \cdot X_m = Q_1 \\
 & a_{21} \cdot X_1 + a_{22} \cdot X_2 + (\dots) + a_{2m} \cdot X_m = Q_2 \\
 & (\dots) \\
 & a_{n1} \cdot X_1 + a_{n2} \cdot X_2 + (\dots) + a_{nm} \cdot X_m = Q_n
 \end{aligned} \tag{4.4}$$

donde  $n$  es el número de ecuaciones y  $m$  el número de incógnitas. Este sistema de ecuaciones podemos expresarlo en forma de matriz como:

$$[A]_{nm} \cdot [X]_{nm} = [Q]_m \tag{4.5}$$

y donde la matriz inversa quedaría expresada de la siguiente forma:

$$[X]_m = [A^{-1}]_{nm} \cdot [Q]_m \tag{4.6}$$

Si el determinante de la matriz es cero, o si la matriz no es cuadrada, entonces no tiene inversa ordinaria. En el modelo Ecopath, este modelo de ecuaciones se resuelve mediante el método inverso generalizado (Mackay, 1981). Si tenemos más ecuaciones que incógnitas, y las ecuaciones no son coherentes entre sí, el método inverso generalizado proporciona estimaciones de mínimos cuadrados, minimizando así las discrepancias. No obstante, si el sistema posee más incógnitas que ecuaciones

todavía es posible obtener resultados, aunque en este caso es posible que no exista una única respuesta (Christensen *et al.*, 2008).

Para poder construir un modelo con el software Ecopath, se requieren cuatro parámetros básicos de entrada para cada uno de los grupos funcionales  $i$ : B (biomasa en  $t\text{km}^{-2}$ ), P/B (producción por biomasa en  $t\text{km}^{-2}\text{año}^{-1}$ ), Q/B (consumo por biomasa  $t\text{km}^{-2}\text{año}^{-1}$ ) y EE (eficiencia ecotrófica). El modelo puede estimarse únicamente con tres de los cuatro parámetros, pero en este caso es requisito indispensable incluir información sobre la dieta y la captura (cuando corresponda) para cada grupo funcional  $i$ .

Una vez estimados todos los parámetros desconocidos, el modelo equilibra las entradas y salidas de cada grupo funcional  $i$ , haciendo uso de la segunda ecuación maestra:

$$Q_i = P_i + R_i + U_i \quad (4.7)$$

donde  $Q_i$  es el consumo de  $i$  sobre presas del sistema o de otras que provengan de fuera del mismo a modo de importaciones;  $P_i$  es la producción de  $i$  que debe ser consumida por sus depredadores, exportada desde el sistema o que puede contribuir al detrito;  $R_i$  es la respiración de cada grupo  $i$  y  $U_i$  es el alimento no asimilado por  $i$ .

Esta ecuación guarda relación con la propuesta por Winberg (1956), quien definió el consumo como la suma del crecimiento gonadal y somático, los costos metabólicos y los productos de excreción.

#### **4.2.2.2. Consideraciones previas a la construcción del modelo**

El primer requisito cuando modelamos un ecosistema con Ecopath, consiste en establecer límites que sean coherentes con las bases teóricas del modelo, es decir, con el balance de masas. Por ello, los flujos totales dentro del ecosistema a modelar deben ser iguales o mayores que los que pueden existir entre dicho ecosistema y los

ecosistemas adyacentes (Christensen *et al.*, 2008). Esto significa que, tanto las exportaciones como las importaciones del ecosistema no deben exceder a la suma de transferencias de materia entre los grupos funcionales definidos. En caso de que esto no fuese así, se deberían añadir nuevos grupos funcionales para corregir esta diferencia.

#### **4.2.3. Definición de los grupos funcionales**

Para poder definir los grupos funcionales, se realizó una revisión detallada de las especies que se podían encontrar en el área de estudio (Brito *et al.*, 2002; Moro *et al.*, 2003). En los ecosistemas canarios encontramos una gran diversidad de especies, y pese a que la mayoría habitan en las aguas del archipiélago todo el año, otras como los túnidos son visitantes estacionales. Esto fue un factor a tener en cuenta a la hora de construir el modelo Ecopath.

Para explorar los posibles agrupamientos ecológicos de las especies presentes en el sistema, se realizó un análisis de componentes principales, aunque no arrojó un patrón de agrupamiento definido que resultase fácilmente diferenciable para la mayoría de las especies. Finalmente, el tipo de agrupamiento se realizó cualitativamente, basándose en el tipo de hábitat, en las preferencias en la dieta y en semejanzas taxonómicas. Asimismo, se consideraron otros aspectos tales como el interés pesquero de las especies o el papel que juegan dentro del ecosistema, bien por su importancia, su vulnerabilidad o por tratarse de especies indicadoras (Solari *et al.*, 2003b).

En la clasificación final del modelo se emplearon treinta y cuatro grupos, representando de este modo todos los niveles tróficos correspondientes al ecosistema marino canario, desde los depredadores superiores hasta los productores primarios.

Los mamíferos marinos fueron divididos en dos grupos debido a las diferencias existentes en su comportamiento ecológico: grandes cetáceos y delfines y zifios; siendo el cachalote y el delfín mular las especies más representativas

Los grupos de aves marinas y tortugas marinas se incluyeron en el modelo debido a su vulnerabilidad y/o nivel de amenaza. Se trata de especies que cuentan con protección regulada o con políticas de conservación dentro del Archipiélago Canario.

Los tiburones se dividieron en dos grupos atendiendo a sus preferencias en cuanto al hábitat, quedando clasificados como bentónicos o pelágicos.

Las especies con valores más abundantes de capturas se corresponden con aquellas de mayor interés comercial y de ellas se disponía de una cantidad mayor de información publicada. Es por ello que algunos grupos funcionales están constituidos por una única especie: bonito listado, merluza, bocinegro, vieja y breca. El pejeperro, pese a no contar con un volumen elevado de capturas, se incluyó como especie en solitario debido a su interés pesquero y comercial y a que en los últimos años su población ha sufrido un drástico descenso en muchos sectores del Archipiélago Canario.

Igualmente, se consideraron varios grupos de especies comerciales constituidos por especies ecológicamente parecidas, como es el caso de los túnidos y similares, medregales, grandes serránidos y chernes, espáridos, samas, pelágicos costeros, peces epidemersales, peces mesodemersales, gallos y morenas.

Los cefalópodos también se dividieron en dos grupos en función de su ecología, considerándose bentónicos o pelágicos.

Por último, se definieron aquellos grupos funcionales constituidos por especies ecológicamente similares y que eran necesarios al intervenir en las relaciones tróficas dentro del ecosistema. Estos grupos fueron: crustáceos natantia, moluscos, erizos, bentos, medusas (en este grupo se incluyen además los hidrozooos), macroalgas, zooplancton, fitoplancton y detrito.

La proporción del hábitat para cada grupo funcional se estimó en función de la distribución ecológica de las especies que lo conforman.

#### **4.2.4. Origen y análisis de los datos**

Para la construcción del modelo Ecopath de la isla de Gran Canaria se consultaron y analizaron diferentes fuentes de información. Los datos de entrada empleados fueron la biomasa (B), la tasa de producción por biomasa (P/B), la tasa de consumo por biomasa (Q/B), la eficiencia ecotrófica (EE), las capturas de las diferentes modalidades de pesca (Y), y la matriz depredador-presa construida a partir de la composición de las dietas de presas y depredadores (DCij). Para la estimación de estos parámetros se utilizaron diferentes metodologías que se detallan a continuación.

##### **4.2.4.1. Biomosas**

La biomasa está expresada en toneladas por unidad de área ( $t\text{Km}^{-2}$ ) para un periodo de tiempo determinado (2005 en este caso).

##### **a) Cetáceos**

Los datos referentes a los dos grupos de mamíferos marinos, proceden del censo acústico y visual realizado en las siete islas del Archipiélago Canario durante el verano de 1995 (André, 1997). Se consideró que el cachalote (*Physeter macrocephalus*) y el delfín mular (*Tursiops truncatus*) eran las especies más representativas dentro de cada grupo, al contar con poblaciones residentes en la isla de Gran Canaria. Por este motivo, se asumió que los valores de biomasa debían ser similares en el año 2005. Los valores de abundancia o número de individuos se multiplicaron por el peso promedio individual (Kg) de cada especie, para así obtener los valores de biomasa en toneladas. Teniendo en cuenta la talla media de los adultos residentes en las aguas canarias, 12,5 - 15 metros para el cachalote y 2,5 – 2,7 metros en el caso del delfín mular, consideramos unos pesos medios de 40 toneladas y 300 kilogramos, respectivamente.

b) Tortugas

El grupo de tortugas está representado exclusivamente por la tortuga boba (*Caretta caretta*). La biomasa fue estimada a partir del informe presentado por el Observatorio Ambiental Granadilla (OAG, 2013), donde se realizaron censos de la tortuga boba dentro del Archipiélago Canario con ayuda de radiotransmisores. Las estimaciones de abundancia se transformaron a toneladas, asumiendo que el peso medio de los ejemplares que atraviesan Canarias en su ruta migratoria se encuentra entre 16 – 25 kilogramos (OAG, 2013).

c) Aves marinas

En este grupo se incluye únicamente la pardela cenicienta (*Calonectris diomedea*), y se considera que en la isla de Gran Canaria cuenta con una población de 2000 parejas (Martín *et al.*, 1987), aunque este valor puede ser mayor debido a que algunas colonias ubicadas en el suroeste de la isla de Gran Canaria han mostrado concentraciones más altas de individuos en los últimos años (Lorenzo, 2007). Se estableció un peso promedio de 0,810 kilogramos (Navarro y González-Solís, 2009) y el área total considerada fue 625 Km<sup>2</sup>, estimándose en base a sus zonas de nidificación (Lorenzo, 2007) y posibles áreas de alimentación.

d) Pelágicos costeros

La biomasa de los recursos pelágicos costeros se estimó a partir de la campaña BOCAINA 1197, realizada en 1997 en las islas de Lanzarote, Fuerteventura y Gran Canaria. Se emplearon técnicas acústicas y pescas de arrastre para la identificación y muestreo de las poblaciones detectadas por ecosondas. Una descripción detallada de la metodología empleada y los resultados obtenidos se puede encontrar en Bordes *et al.* (1998).

e) Peces óseos y cartilagosos (Grupos 5-14, 16-22)

La biomasa para estos grupos se estimó como el cociente entre el peso promedio capturado por unidad de área (CPUA, tKm<sup>-2</sup>año<sup>-1</sup>) y el coeficiente de capturabilidad

(q), estimado a partir del método propuesto por De Lury (1947). Para la estimación total de la biomasa se emplearon los datos oficiales de capturas procedentes de la base de datos de primera venta, facilitada por la Viceconsejería de Pesca del Gobierno de Canarias, así como los datos de capturas estimadas correspondientes a la pesca recreativa y a las capturas no declaradas, que se detallan en el apartado 4.2.4.5 de este capítulo.

f) Capa de reflexión profunda (Deep Scattering Layer, DSL)

Se trata de una capa de reflexión bioacústica constituida por diferentes organismos, principalmente peces mesopelágicos, moluscos cefalópodos, crustáceos pelágicos y zooplancton (Bordes *et al.*, 2009). Los datos de biomasa se obtuvieron a partir de técnicas acústicas y de arrastres pelágicos procedentes de siete campañas realizadas entre 1997 y 2002 en aguas del Archipiélago Canario (Caldentey *et al.*, 2011). Se aplicó un factor de corrección a los valores obtenidos, asumiendo que las redes de arrastre tienen un 14% de eficiencia de captura (Koslow *et al.*, 1997).

g) Zooplancton

La biomasa fue estimada a partir de muestras recolectadas durante el proyecto ConAfrica en aguas de Gran Canaria, durante el año 2005 (Landeira *et al.*, 2013). Los datos originales de la campaña, expresados en mg de peso seco m<sup>-3</sup>, se transformaron a mg de peso húmedo multiplicando el valor inicial por la profundidad de muestreo, en torno a los 100 metros, y el factor de conversión de 1 unidad de peso seco es igual a 5 unidades de peso húmedo (Cushing *et al.*, 1958).

h) Fitoplancton

Para el cálculo de la biomasa del fitoplancton se emplearon los datos disponibles de concentración de clorofila de la zona de estudio procedentes del Sistema de Información Marina de la Comisión Europea (GMIS por sus siglas en inglés; <http://gmis.jrc.ec.europa.eu/>).

A partir de los datos procedentes del satélite MODIS-A se extrajo una serie temporal que abarcó el año 2005 al completo, obteniendo un valor medio anual de 0,1985 mg Chl-a·m<sup>-3</sup>. Las unidades de Clorofila-a se transformaron a unidades de carbono (mgC·m<sup>-2</sup>) mediante el factor de conversión de 51 unidades de C son iguales a 1 unidad de Chl-a (Jørgensen *et al.*, 1991), y teniendo en cuenta que el máximo de clorofila en Gran Canaria se encuentra aproximadamente a 90 metros de profundidad (Basterretxea *et al.*, 2002). Por último, se transformaron las unidades de carbono a unidades de materia orgánica mediante el factor de conversión propuesto por Dalsgaard y Pauly (1997), donde 1 unidad de carbono es igual a 10 unidades de materia orgánica.

i) Fanerógamas marinas y macroalgas

Las fanerógamas marinas constituyen un grupo reducido de vegetales que en el Archipiélago Canario está representado por 4 especies diferentes, aunque en las aguas litorales de Gran Canaria *Cymodocea nodosa* y *Halophila decipiens* son las más representativas. La biomasa de este grupo fue calculada por el modelo, asumiendo una eficiencia ecotrófica de 0,5 (Villy Christensen, com. pers.)

j) Detrito

En todos los modelos Ecopath es necesario incorporar un grupo destinado al detrito, que actúa como sumidero de los diferentes grupos funcionales ya sea en forma de materia excretada, o aquella derivada de los individuos al morir de una causa natural no relacionada con la predación. Para estimar la biomasa se empleó la ecuación propuesta por Pauly *et al.*, (1993):

$$\text{LogD} = -2,41 + 0,954 \cdot \text{LogPP} + 0,863 \cdot \text{LogE} \quad (4.8)$$

donde D es la biomasa del detrito (gC·m<sup>-2</sup>), PP es la producción primaria (gC·m<sup>-2</sup>·año<sup>-1</sup>) y E es la profundidad de la capa eufótica (m). La profundidad considerada para la capa eufótica fue 200 m. (Yebra *et al.*, 2005) y el valor promedio de PP para el

año 2005 fue  $0,501 \text{ gC}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{dia}^{-1}$  y se extrajo de datos procedentes del satélite SEAWIFS.

k) Resto de grupos

Para los grupos de cefalópodos bentónicos, cefalópodos pelágicos, crustáceos natantia, moluscos, erizos, bentos y medusas, no se disponía de información en el área de estudio, por ello las biomásas de estos grupos las estimó el modelo asumiendo un valor de eficiencia ecotrófica de 0,95 (Christensen *et al.*, 2008) en todos los casos salvo para el grupo de los erizos, donde el valor de eficiencia ecotrófica se modificó a 0,7. Las tasas de alimento no asimilado para los grupos concernientes a moluscos, erizos y bentos se modificaron a 0,3 en lugar del valor de 0.2 proporcionado por defecto por el modelo.

**4.2.4.2. Producción/Biomasa (P/B)**

El término producción hace referencia a la elaboración de tejido por parte de una especie o grupo de individuos en un periodo de tiempo determinado. Bajo condiciones de equilibrio, la producción por unidad de biomasa (P/B) es equivalente a la tasa instantánea de mortalidad total (Z) (Allen, 1971), donde la mortalidad total es igual a la suma de la mortalidad natural (M) y la mortalidad por pesca (F), es decir  $Z=M+F$ .

La mortalidad por pesca se calculó como el cociente entre la biomasa estimada y los datos de capturas, es decir  $F=Y/B$ . Para las poblaciones de peces no explotadas, la mortalidad natural (M) se estimó a partir de la ecuación empírica de Pauly (1980):

$$\text{LogM} = -0,0066 - 0,279 \cdot \text{LogL}_{\infty} + 0,6543 \cdot \text{LogK} + 0,4634 \cdot \text{LogT} \quad (4.9)$$

donde  $L_{\infty}$  (cm) y  $k$  ( $\text{año}^{-1}$ ) representa la longitud asíntótica, es decir, la longitud teórica máxima que el individuo puede alcanzar cuando  $t$  tiende a infinito;  $K$  es el parámetro de curvatura de la ecuación de crecimiento de von Bertalanffy y  $T$  es la temperatura media del agua en grados centígrados. Los parámetros de crecimiento de

la curva de von Bertalanffy utilizados para el cálculo de la mortalidad natural de los grupos ícticos, se pueden encontrar en la Tabla 4.1. En el caso de los grupos funcionales compuestos por más de una especie, se obtuvo un promedio ponderado de P/B en función del porcentaje en biomasa que cada especie aportaba dentro de dicho grupo.

Para los grupos: cefalópodos bentónicos, celalópodos pelágicos, crustáceos, moluscos, erizos y bentos, las estimaciones de P/B se hicieron de acuerdo a la metodología propuesta por Brey (2001, 2012). Para poder aplicar este método hay que considerar cada especie dentro de cada grupo funcional y son necesarios una serie de parámetros: peso medio en contenido energético (se emplearon los métodos de conversión propuestos por Brey *et al.* (2010)); temperatura media anual (°C) (PLOCAN, 2013); profundidad media (m); grupo taxonómico; tipo de alimentación (herbívora, carnívora, omnívora); tipo de hábitat (lago, río, marino, submareal) y el tipo de fauna (sésil, móvil, infauna, epifauna). Además, este modelo incluye también una opción para aquellos grupos de invertebrados que están sometidos a explotación. Los resultados obtenidos para estos grupos, se compararon con datos procedentes de otros estudios realizados en el Océano Atlántico y el Mar Mediterráneo (Stobberup *et al.*, 2004; Coll *et al.*, 2006; Lees y Mackinson, 2007; Morato *et al.*, 2009).

Para calcular la relación P/B en el fitoplancton, se empleó el dato de biomasa recogido en el apartado anterior, junto con el dato de producción primaria procedente del satélite SEAWIFS, obtenido también a partir del Sistema de Información Marina de la Comisión Europea (GMIS por sus siglas en inglés; <http://gmis.jrc.ec.europa.eu/>).

El valor de P/B adoptado para el grupo del zooplancton se estimó a partir del estudio realizado por el Instituto Español de Oceanografía en el Archipiélago Canario (Braun *et al.*, 1982).

## Capítulo 4. Estructura del ecosistema marino e impactos de la pesca

Tabla 4.1. Parámetros de crecimiento de la curva de von Bertalanffy utilizados para el cálculo de la mortalidad natural de los grupos funcionales de peces.

Grupo funcional	K	L <sub>∞</sub> (mm)	Z	Referencia
<b>7. Túnidos y similares</b>				
<i>Thunnus obesus</i>	0,18	2173	1,88	Martínez-Saavedra (2011)*
<i>Thunnus alalunga</i>	0,126	1475	0,96	Martínez-Saavedra (2011)*
<b>8. Bonito listado</b>				
<i>Katsuwonus pelamis</i>	0,218	800	1,43	Martínez-Saavedra (2011)*
<b>9. Medregal</b>				
<i>Seriola dumerilii</i>	0,190	1746	0,41	Kozul <i>et al.</i> (2001)
<b>10. Merluza</b>				
<i>Merluccius merluccius</i>	0,075	1023,5	0,53	Zoubi <i>et al.</i> (2007)
<b>11. Grandes serránidos</b>				
<i>Mycteroperca fusca</i>	0,062	898	0,35	Bustos-León (2008)*
<i>Epinephelus marginatus</i>	0,087	955	0,39	Reñones <i>et al.</i> (2007)
<i>Polyprion americanus</i>	0,074	1524	1,03	Sedberry <i>et al.</i> (1999)
<b>12. Espáridos</b>				
<i>Spondyliosoma cantharus</i>	0,24	433,5	1,36	Pajuelo y Lorenzo (1999)*
<i>Lithognathus mormyrus</i>	0,19	427	0,94	Pajuelo <i>et al.</i> (2002)*
<i>Diplodus annularis</i>	0,268	247,9	0,65	Pajuelo y Lorenzo (2001)*
<i>Diplodus sargus cadenati</i>	0,142	473	1,77	Pajuelo y Lorenzo (2002)*
<i>Pagellus spp.</i>	0,22	329,8	0,96	Pajuelo y Lorenzo (2000)*
<i>Sarpa salpa</i>	0,212	479	1,26	Méndez <i>et al.</i> (2002)*
<i>Pagrus Auriga</i>	0,081	793	1,70	Pajuelo <i>et al.</i> (2006)*
<b>13. Dentex spp.</b>				
<i>Dentex maroccanus</i>	0,18	325	0,49	Martínez-Saavedra (2011)*
<i>Dentex gibbosus</i>	0,149	1012	0,75	Pajuelo y Lorenzo (1995)*
<b>14. Bocinegro</b>				
<i>Pagrus pagrus</i>	0,144	639,6	0,56	Pajuelo y Lorenzo (1996)*
<b>15. Pelágicos costeros</b>				
<i>Scomber colias</i>	0,23	495	3,79	Lorenzo y Pajuelo (1996)*
<i>Trachurus trachurus</i>	0,3	400	5,50	Martínez-Saavedra (2011)*
<i>Boops boops</i>	0,29	320	1,16	Martínez-Saavedra (2011)*
<i>Sardina pilchardus</i>	0,255	213	0,42	Martínez-Saavedra (2011)*
<i>Atherina presbyter</i>	0,79	121,8	2,60	Lorenzo y Pajuelo (1999)*
<i>Engraulis encrasicolus</i>	0,449	182	3,50	Martínez-Saavedra (2011)*
<i>Sardinella maderensis</i>	0,608	350	1,14	Martínez-Saavedra (2011)*
<b>16. Peces epidemersales</b>				
<i>Serranus cabrilla</i>	0,1	499	1,72	Santana-Ortega y Castro-Hernández (2007)*
<i>Scorpaena maderensis</i>	0,23	148	0,74	La Mesa <i>et al.</i> (2005)
<i>Pomadasys incisus</i>	0,22	315,2	1,51	Pajuelo <i>et al.</i> (2003)*
<i>Mullus surmuletus</i>	0,22	357,1	1,25	Pajuelo <i>et al.</i> (1997)*

(continúa)

Grupo funcional	K	L <sub>∞</sub> (mm)	Z	Referencia
<b>17. Peces mesodemersales</b>				
<i>Beryx spp.</i>	0,11	581,1	0,15	Krug <i>et al.</i> (2011)*
<i>Conger conger</i>	0,07	2650	0,62	Correia <i>et al.</i> (2009)
<i>Mora moro</i>	0,05	740,9	1,07	Vieira <i>et al.</i> (2013)
<i>Promethichthys prometheus</i>	0,20	843,2	0,49	Lorenzo y Pajuelo (1995)*
<i>Pontinus kuhlii</i>	0,09	522	0,21	López Abellán <i>et al.</i> (2001)*
<i>Phycis physis</i>	0,19	653	0,56	Erzini (1991)
<i>Polymixia nobilis</i>	0,18	419,3	0,13	Martínez-Saavedra (2011)*
<i>Helicolenus dactylopterus dactylopterus</i>	0,07	590,6	0,29	Abecasis <i>et al.</i> (2006)
<i>Aphanopus carbo</i>	0,20	1477	0,52	Pajuelo <i>et al.</i> (2008)*
<b>18. Vieja</b>				
<i>Sparisoma cretense</i>	0,17	612	0,69	Lozano y González (1993)*
<b>19. Gallos</b>				
<i>Stephanolepis hispidus</i>	0,40	274	1,05	Mancera-Rodríguez y Castro-Hernández (2004)*
<i>Balistes capriscus</i>	0,22	485,8	0,78	Aggrey-Fynn (2008)
<b>20. Pejeperro</b>				
<i>Bodianus scrofa</i>	0,19	450	1,09	Stobberup <i>et al.</i> (2004)
<b>21. Breca</b>				
<i>Pagellus erythrinus</i>	0,20	417,8	1,06	Pajuelo y Lorenzo (1998)*

\* Estudios realizados en el Archipiélago Canario.

Para poder hacer estimaciones de P/B en el grupo plantas marinas y macroalgas, se emplearon datos de biomasa relativos a *Cymodocea nodosa* y *Caulerpa prolifera* (Tuya *et al.*, 2013). La producción promedio anual de las praderas de *Cymodocea nodosa* se estimó en 665 g de peso seco por m<sup>2</sup> (Espino *et al.*, 2008), y la de *Caulerpa prolifera* en 1,09 g de peso seco por m<sup>2</sup> y día (Johnston, 1969).

El ratio P/B del grupo relativo a la capa de reflexión profunda fue estimado por el modelo, considerando una eficiencia ecotrófica de 0,95 (Christensen *et al.*, 2008) y una tasa de alimento no asimilado igual a 0,3.

Cuando no fue posible hallar información sobre los parámetros de crecimiento o datos de mortalidad, los valores de P/B fueron tomados de las estimaciones hechas para esos mismos grupos o especies en otros modelos similares (ver Tabla 4.2).

Tabla 4.2. Valores de P/B para aquellos grupos funcionales o especies de los que no existen estudios.

	<b>Grupo funcional</b>	<b>P/B (año-1)</b>	<b>Referencias</b>
1.	<b>Grandes cetáceos</b>	0,05	Christensen <i>et al.</i> , (2009)
2.	<b>Delfines y zifios</b>	0,07	Christensen <i>et al.</i> , (2009)
3.	<b>Tortugas</b>	0,17	Coll <i>et al.</i> , (2009)
4.	<b>Aves marinas</b>	4,61	Coll <i>et al.</i> , (2009)
5.	<b>Tiburones pelágicos</b>	0,30	Morato <i>et al.</i> , (2009)
6.	<b>Tiburones bentónicos</b>	0,26	Stobberup <i>et al.</i> , (2004)
22.	<b>Morenas</b>	0,28	Stobberup <i>et al.</i> , (2004)
29.	<b>Medusas</b>	8,00	Pauly <i>et al.</i> (2009)

#### 4.2.4.3. Consumo/Biomasa (Q/B)

El cociente consumo/biomasa se refiere a la cantidad de alimento ingerido por un grupo, expresado con respecto a su propia biomasa en el periodo de tiempo considerado, y se expresa en año<sup>-1</sup>. Para los grupos de peces (grupos 7-21), las tasas de consumo por biomasa fueron estimadas según la ecuación propuesta por Palomares y Pauly (1998):

$$\text{Log (Q / B)} = 7,964 - 0,204 \log W_{\infty} - 1,965T' + 0,083A + 0,532h + 0,398d \quad (4.10)$$

donde  $W_{\infty}$  es el peso asintótico (g),  $T'$  es la temperatura promedio anual del mar ( $T' = 1000/^{\circ}\text{C} + 273,15$ ),  $A$  es una medida morfométrica de la aleta caudal del pez,  $h$  y  $d$  son variables relacionadas con el tipo de alimentación de la especie (hervívora, carnívora, detritívora u omnívora).

Los valores de  $W_{\infty}$  se calcularon a partir de  $L_{\infty}$  y los parámetros  $a$  y  $b$  de la relación talla-peso ( $W = aL^b$ ), utilizando la “Herramienta Ciclo de Vida” que incorpora Fishbase (Froese y Pauly, 2014). Se emplearon datos procedentes del área de estudio siempre que fue posible. En aquellos grupos funcionales compuestos por más de una especie, se promedió Q/B en función del porcentaje en biomasa que cada especie

aportaba dentro de dicho grupo. Para los dos grupos de cetáceos incluidos en el modelo, el cociente Q/B se estimó a partir de la ecuación desarrollada por Hunt *et al.* (2000) y posteriormente modificada por Piroddi (2008):

$$(Q/B) = \frac{365 \cdot 317 \bar{W}^{0.714}}{\bar{W} \cdot 1207} \quad (4.11)$$

donde  $\bar{W}$  representa el peso medio por individuo expresado en Kg. Como especies de referencia se consideraron el cachalote y el delfín mular, con unos pesos promedios de 40000 Kg y 300 Kg, respectivamente.

El cociente Q/B para los erizos lo estimó el modelo, asumiendo una eficiencia ecotrófica de 0,7 y una producción por consumo (P/Q) de 0,25 (Villy Christensen, com. pers.).

Con los datos de biomasa calculados anteriormente, y asumiendo que los migradores verticales que se hallan en la capa de reflexión profunda pueden alimentarse con tasas comunitarias entre 13,5 – 54,1 mgC m<sup>-2</sup> día<sup>-1</sup> (Caldentey *et al.*, 2011), se estimó un Q/B de 5,28 año<sup>-1</sup>.

Para el zooplancton se modificó a 0,350 la tasa de alimento no asimilado, y el cociente Q/B se estimó con los datos aportados en el trabajo realizado por Braun *et al.*, (1982).

Para aquellos grupos en los que no existía información en la zona de estudio, los valores de Q/B se tomaron de modelos similares (ver Tabla 4.3).

Tabla 4.3. Valores de Q/B para aquellos grupos funcionales de los que no existe información en la zona de estudio.

	<b>Grupo funcional</b>	<b>Q/B (año<sup>-1</sup>)</b>	<b>Referencias</b>
3.	<b>Tortugas</b>	2,54	Coll <i>et al.</i> , (2009)
4.	<b>Aves marinas</b>	69,34	Coll <i>et al.</i> , (2009)
5.	<b>Tiburones pelágicos</b>	3,10	Morato <i>et al.</i> , (2009)
6.	<b>Tiburones bentónicos</b>	2,60	Stobberup <i>et al.</i> , (2004)
22.	<b>Morenas</b>	2,80	Stobberup <i>et al.</i> , (2004)
23.	<b>Cefalópodos bentónicos</b>	5,30	Coll <i>et al.</i> , 2006
24.	<b>Cefalópodos pelágicos</b>	16,90	Morato <i>et al.</i> , (2009)
25.	<b>Crustáceos natantia</b>	7,00	Coll <i>et al.</i> , (2006); Lees y Mackinson (2007); Morato <i>et al.</i> , (2009)
26.	<b>Moluscos</b>	5,50	Stobberup <i>et al.</i> , (2004); Coll <i>et al.</i> , (2006); Lees y Mackinson (2007)
28.	<b>Bentos</b>	6,50	Stobberup <i>et al.</i> , (2004); Coll <i>et al.</i> , (2006); Lees y Mackinson (2007); Morato <i>et al.</i> , (2009)
29.	<b>Medusas</b>	40,00	Pauly <i>et al.</i> (2009)

#### **4.2.4.4. Información trófica (DC)**

La composición de dietas es esencial para una mejor comprensión del funcionamiento de los ecosistemas marinos, ya que establece la relación de los depredadores con las presas, así como las relaciones en la red trófica.

Para la construcción de la matriz depredador-presa se ha llevado a cabo una exhaustiva revisión bibliográfica en el área de estudio así como en zonas similares (ver Tabla 4.4). En aquellos grupos formados por diferentes especies, se tuvieron en cuenta los hábitos alimenticios de las especies más representativas considerando el porcentaje en biomasa que cada especie aportaba dentro del grupo. La matriz de dietas utilizada en el modelo tras haber realizado los ajustes pertinentes, se encuentra en la Tabla 4.5.

PARTE III. Modelización ecológica de la isla de Gran Canaria

Tabla 4.4. Fuentes consultadas para la construcción de la matriz de dietas. Los datos con asterisco hacen referencia al área de estudio.

Grupo funcional	Referencia	Grupo funcional	Referencia
<b>1. Grandes cetáceos</b>		<b>13. Dentex spp.</b>	
<i>Physeter macrocephalus</i>	1*	<i>Dentex dentex</i>	32
<i>Grampus griseus</i>	1*	<i>Dentex maroccanus</i>	33
<i>Globicephala macrorhynchus</i>	1*	<i>Dentex gibbosus</i>	33
<b>2. Delfines y zifios</b>		<b>14. Bocinegro</b>	
<i>Tursiops truncatus</i>	1*	<i>Pagrus pagrus</i>	30,34
<i>Stenella coeruleoalba</i>	1*	<b>15. Pelágicos costeros</b>	
<i>Delphinus delphis</i>	1*	<i>Scomber colias</i>	35*, 36*
<i>Ziphius cavirostris</i>	1*, 2*	<i>Trachurus trachurus</i>	16
<b>3. Tortugas</b>		<i>Boops boops</i>	36*
<i>Caretta caretta</i>	3, 4	<i>Sardina pilchardus</i>	36*
<b>4. Aves marinas</b>		<i>Atherina presbyter</i>	36*
<i>Calonectris diomedea</i>	5*, 6, 7	<i>Engraulis encrasicolus</i>	37
<b>5. Tiburones pelágicos</b>		<i>Sardinella aurita</i>	38
<i>Sphyrna zygaena</i>	8	<b>16. Peces epidemersales</b>	
<i>Sphyrna lewini</i>	8	<i>Serranus cabrilla</i>	39*
<i>Isurus oxyrinchus</i>	8	<i>Scorpaena maderensis</i>	40
<i>Prionace glauca</i>	8	<i>Pomadasys incisus</i>	41
<b>6. Tiburones bentónicos</b>		<i>Mullus surmuletus</i>	42
<i>Mustelus mustelus</i>	8	<i>Chelon labrosus</i>	43
<i>Squatina squatina</i>	8	<i>Microchirus azevia</i>	44
<b>7. Túnidos y similares</b>		<i>Solea spp.</i>	45
<i>Thunnus obesus</i>	9, 10	<i>Chromis limbata</i>	46*
<i>Thunnus alalunga</i>	9, 10, 11	<i>Abudedefduf luridus</i>	46*
<i>Thunnus albacares</i>	9, 10	<i>Centrolabrus trutta</i>	46*, 47
<i>Xiphias gladius</i>	9, 10	<i>Thalassoma pavo</i>	46*, 47
<b>8. Bonito listado</b>		<b>17. Peces mesodemersales</b>	
<i>Katsuwonus pelamis</i>	12	<i>Beryx spp.</i>	
<b>9. Medregal</b>		<i>Phycis phycis</i>	48*, 49
<i>Seriola rivoliana</i>	13	<i>Conger conger</i>	49, 50
<i>Seriola dumerili</i>	14	<b>18. Vieja</b>	
<b>10. Merluza</b>		<i>Sparisoma cretense</i>	51*, 52
<i>Merluccius merluccius</i>	15, 16, 17	<b>19. Gallos</b>	
<b>11. Grandes serránidos</b>		<i>Stephanolepis hispidus</i>	53*
<i>Mycteroperca fusca</i>	18*	<i>Zeus faber</i>	54
<i>Epinephelus marginatus</i>	19, 20, 21	<b>20. Pejeperro</b>	
<i>Polyprion americanus</i>	22	<i>Bodianus scrofa</i>	47, 55*, 56*
<b>12. Espáridos</b>		<b>21. Breca</b>	
<i>Spondyliosoma cantharus</i>	23	<i>Pagellus erythrinus</i>	57
<i>Lithognathus mormyrus</i>	24	<b>22. Morenas</b>	
<i>Diplodus spp.</i>	23, 25, 26	<i>Muraena helena</i>	58
<i>Pagellus spp.</i>	27, 28		
<i>Sarpa salpa</i>	29		
<i>Pagrus auriga</i>	30		
<i>Oblada melanura</i>	31, 36*		

(continúa)

Grupo funcional	Referencia	Grupo funcional	Referencia
<b>23.Cefalópodos bentónicos</b>		<b>28.Bentos</b>	67*
<i>Octopus vulgaris</i>	59*	Familias: <i>Ascididae</i> ,	
<i>Sepia officinalis</i>	60	<i>Asteriidae</i> ,	
<b>24.Cefalópodos pelágicos</b>		<i>Ophidiasteridae</i> ,	
<i>Loligo vulgaris</i>	61, 62	<i>Ophiodermatidae</i> ,	
<i>Illex condeitii</i>	63	<i>Antedonidae</i> , <i>Holothuriidae</i> ,	
<i>Todarodes sagittatus</i>	63	<i>Palaemonidae</i> , <i>Grapsidae</i> ,	
<b>25.Crustáceos natantia</b>		<i>Onuphidae</i> , <i>Amphinomidae</i> ,	
<i>Plesionika edwardsii</i>	64	<i>Actiniidae</i> .	
<i>Plesionika ensis</i>	65	Otras especies	70
<b>26.Moluscos</b>		<b>29.Medusas</b>	
<i>Littorina striata</i>	66*	<i>Pelagia noctiluca</i>	67*,71
<i>Osilinus atratus</i>	66*	<i>Physalia physalis</i>	67*
Familias: <i>Patellidae</i> ,	67*		
<i>Siphonoridae</i> , <i>Haliotidae</i> ,		<b>31.DSL</b>	J.J. Castro (com. pers.)
<i>Columbellidae</i> , <i>Aplysiidae</i> ,			
<i>Cerithidae</i>		<b>32.Zooplankton</b>	72*, 73*
<b>27.Erizos</b>			
<i>Diadema africanum</i>	67*, 68*		
<i>Paracentrothous lividus</i>	67*, 69*		

\* Estudios realizados en el Archipiélago Canario.

1: Fernández *et al.*, 2009; 2: Santos *et al.*, 2007; 3: Tomas *et al.*, 2001; 4: Revelles *et al.*, 2007; 5: Hartog and Clarke, 1996; 6: Granadeiro *et al.*, 1998; 7: Xavier *et al.*, 2011; 8: Cortés, 1999; 9: Sabatié *et al.*, 2003; 10: Satoh *et al.*, 2004; 11: Consoli *et al.*, 2008; 12: Ramos *et al.*, 1995; 13: Barreiros *et al.*, 2003; 14: Badalamenti *et al.*, 1995; 15: Carpentieri *et al.*, 2005; 16: Cabral and Murta, 2002; 17: Bozzano *et al.*, 1997; 18: Bustos-León, 2008; 19: Barreiros and Santos, 1998; 20: Derbal and Kara, 1996; 21: Reñones *et al.*, 2002; 22: Deudero and Morales-Nin, 2000; 23: Gonçalves and Erzini, 1998; 24: Kallianiotis *et al.*, 2005; 25: Figueiredo *et al.*, 2005; 26: Sala and Ballesteros, 1997; 27: Morato *et al.*, 2001; 28: Fehri-Bedoui *et al.*, 2009; 29: Verlaque, 1990; 30: Chakroun-Marzouk and Kartas, 1987; 31: Pallaoro *et al.*, 2004; 32: Morales-Nin and Moranta, 1997; 33: Bauchot and Hureau, 1986; 34: Labropoulou *et al.*, 1997; 35: Castro and Santana del Pino, 1995; 36: Moreno and Castro, 1995; 37: Plounevez and Champalbert, 2000; 38: Tsikliras *et al.*, 2005; 39: Tuset *et al.*, 1996; 40: La Mesa *et al.*, 2007; 41: Fehri-Bedoui and Gharbi, 2008; 42: Labropoulou *et al.*, 1997; 43: Tosi and Torricelli, 1988; 44: Teixeira *et al.*, 2010; 45: Cabral, 2000; 46: Tuya *et al.*, 2004a; 47: Porteiro *et al.*, 1996; 48: Dürr and González, 2002; 49: Morato-Gomes *et al.*, 1998; 50: Morato *et al.*, 1999; 51: Espino *et al.*, 2015; 52: Quignard and Pras, 1986; 53: Mancera-Rodríguez, 2000; 54: Velasco and Olaso, 1998; 55: Lozano *et al.*, 2009; 56: Clemente *et al.*, 2010; 57: Torres, 2013; 58: Matic-Skoko *et al.*, 2010; 59: Hernández-López 2000; 60: Pinczon du Sel and Daguzan, 1997; 61: Coelho *et al.*, 1997; 62: Vila *et al.*, 2010; 63: Rosas-Luis *et al.*, 2014; 64: Cartes, 1993; 65: Labropoulou y Kostikas, 1999; 66: Granado y Caballero, 2001; 67: Espino *et al.*, 2006; 68: Tuya *et al.*, 2004b; 69: Vega-Suárez y Romero-Kutzner, 2011; 70: Morato *et al.*, 2009; 71: Rosa *et al.*, 2013; 72: Hernández-León *et al.*, 2001a; 73: Hernández-León *et al.*, 2001b

PARTE III. Modelización ecológica de la isla de Gran Canaria

Tabla 4.5. Matriz de dietas depredador-presa de los grupos funcionales del modelo ecosistémico de Gran Canaria ajustado.

Presa \ Depredador	1	2	3	4	5	6	7	8	9
1 Grandes cetáceos	0,001	0	0	0	0	0	0	0	0
2 Delfines y zifios	0,001	0	0	0	0	0	0	0	0
3 Tortugas	0	0	0	0	0,002	0	0	0	0
4 Aves marinas	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5 Tiburones pelágicos	0	0	0	0	0,030	0	0	0	0
6 Tiburones bentónicos	0	0	0	0	0,060	0	0	0	0
7 Túnidos y similares	0,05	0	0	0	0,020	0	0	0	0
8 Bonito listado	0	0	0	0	0,030	0	0	0	0
9 Medregal	0	0	0	0	0	0	0,060	0	0
10 Merluza	0	0,050	0	0	0	0,050	0	0	0
11 G. serránidos y chernes	0	0	0	0	0	0,032	0	0	0
12 Espáridos	0	0	0	0	0	0,087	0	0	0
13 Dentex spp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0
14 Bocinero	0	0	0	0	0	0	0	0	0
15 Pelágicos costeros	0,151	0,150	0,077	0,020	0,378	0,370	0,200	0,536	0,830
16 Peces epidemersales	0	0	0	0	0	0,150	0	0	0
17 Peces mesodemersales	0,025	0	0	0	0	0	0,080	0	0
18 Vieja	0	0	0	0	0	0,010	0	0	0
19 Gallo	0	0	0	0	0	0,010	0	0	0
20 Pejeperro	0	0	0	0	0	0,010	0	0	0
21 Breca	0	0	0	0	0	0,010	0	0	0
22 Morenas	0	0	0	0	0	0,010	0	0	0
23 Cefalópodos bentónicos	0	0	0	0,032	0	0,153	0	0	0
24 Cefalópodos pelágicos	0,697	0,750	0,005	0,948	0,351	0,054	0,109	0	0,170
25 Crust.áceos natantia	0,025	0	0,023	0	0,040	0,050	0,081	0	0
26 Moluscos	0	0	0,019	0	0	0	0	0	0
27 Erizos	0	0	0	0	0	0	0	0	0
28 Bentos	0	0	0,006	0	0	0,004	0	0	0
29 Medusas	0	0	0,869	0	0	0	0	0	0
30 Fan. marinas y macroalgas	0	0	0	0	0	0	0	0	0
31 DSL	0,050	0,050	0	0	0,089	0	0,140	0,134	0
32 Zooplancton	0	0	0	0	0	0	0	0	0
33 Fitoplancton	0	0	0	0	0	0	0	0	0
34 Detrito	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Importación	0	0	0	0	0	0	0,330	0,330	0
Total	1	1	1	1	1	1	1	1	1

(continúa)

Capítulo 4. Estructura del ecosistema marino e impactos de la pesca

Presa \ Depredador	10	11	12	13	14	15	16	17	18
1 Grandes cetáceos	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2 Delfines y zifios	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3 Tortugas	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4 Aves marinas	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5 Tiburones pelágicos	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6 Tiburones bentónicos	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7 Túnidos y similares	0	0	0	0	0	0	0	0	0
8 Bonito listado	0	0	0	0	0	0	0	0	0
9 Medregal	0	0	0	0	0	0	0	0	0
10 Merluza	0	0	0	0	0	0	0	0	0
11 G. serránidos y chernes	0	0	0	0	0	0	0	0	0
12 Espáridos	0	0,027	0	0,072	0	0	0	0	0
13 Dentex spp.	0	0,090	0	0	0	0	0	0	0
14 Bocinegro	0	0,080	0	0	0	0	0	0	0
15 Pelágicos costeros	0,024	0	0	0,065	0	0,170	0	0	0
16 Peces epidemersales	0	0,076	0	0,050	0,050	0	0,079	0	0
17 Peces mesodemersales	0,479	0	0	0	0	0	0	0,200	0
18 Vieja	0	0,005	0	0	0,010	0	0	0	0
19 Gallo	0	0,005	0	0	0,010	0	0	0	0
20 Pejeperro	0	0,005	0	0	0,010	0	0	0	0
21 Breca	0	0,005	0	0	0,010	0	0	0	0
22 Morenas	0	0	0	0	0	0	0	0	0
23 Cefalópodos bentónicos	0	0,229	0	0,300	0,100	0	0,009	0	0
24 Cefalópodos pelágicos	0,028	0	0	0	0	0	0	0,030	0
25 Crustáceos natantia	0,300	0,200	0,331	0,256	0,600	0	0,826	0,200	0,100
26 Moluscos	0	0,208	0,057	0,157	0,112	0	0,003	0,145	0,100
27 Erizos	0	0,070	0	0,100	0,069	0	0	0,050	0
28 Bentos	0,001	0	0,095	0	0,029	0	0,018	0,075	0,100
29 Medusas	0	0	0	0	0	0	0	0	0
30 Fan. marinas y macroalgas	0	0	0,176	0	0	0	0	0	0,700
31 DSL	0,168	0	0	0	0	0,200	0	0,200	0
32 Zooplancton	0	0	0,341	0	0	0,630	0,065	0,050	0
33 Fitoplancton	0	0	0	0	0	0	0	0	0
34 Detrito	0	0	0	0	0	0	0	0,050	0
Importación	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>Total</b>	<b>1</b>								

(continúa)

PARTE III. Modelización ecológica de la isla de Gran Canaria

Presa \ Depredador	19	20	21	22	23	24	25	26	27
1 Grandes cetáceos	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2 Delfines y zifios	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3 Tortugas	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4 Aves marinas	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5 Tiburones pelágicos	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6 Tiburones bentónicos	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7 Túnidos y similares	0	0	0	0	0	0	0	0	0
8 Bonito listado	0	0	0	0	0	0	0	0	0
9 Medregal	0	0	0	0	0	0	0	0	0
10 Merluza	0	0	0	0	0	0	0	0	0
11 G. serránidos y chernes	0	0	0	0	0	0	0	0	0
12 Espáridos	0	0	0	0	0	0	0	0	0
13 Dentex spp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0
14 Bocinegro	0	0	0	0	0	0	0	0	0
15 Pelágicos costeros	0	0	0	0	0	0,050	0	0	0
16 Peces epidemersales	0,001	0	0,058	0,363	0,008	0	0	0	0
17 Peces mesodemersales	0	0	0	0	0	0	0	0	0
18 Vieja	0	0	0	0	0	0	0	0	0
19 Gallo	0	0	0	0	0	0	0	0	0
20 Pejeperro	0	0	0	0	0	0	0	0	0
21 Breca	0	0	0	0	0	0	0	0	0
22 Morenas	0	0	0	0	0	0	0	0	0
23 Cefalópodos bentónicos	0	0	0	0	0,137	0	0	0	0
24 Cefalópodos pelágicos	0	0	0	0,201	0	0	0	0	0
25 Crustáceos natantia	0,119	0,250	0,739	0,257	0,431	0	0,140	0	0
26 Moluscos	0,258	0,250	0,120	0,029	0,304	0	0,137	0,040	0
27 Erizos	0,105	0,350	0	0	0	0	0	0	0
28 Bentos	0,054	0,150	0,083	0,150	0,120	0	0,210	0	0
29 Medusas	0,325	0	0	0	0	0	0	0	0
30 Fan. marinas y macroalgas	0,139	0	0	0	0	0	0	0,520	1
31 DSL	0	0	0	0	0	0,500	0,171	0	0
32 Zooplancton	0	0	0	0	0	0,450	0,152	0	0
33 Fitoplancton	0	0	0	0	0	0	0	0	0
34 Detrito	0	0	0	0	0	0	0,190	0,440	0
Importación	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Total	1	1	1	1	1	1	1	1	1

(continúa)

## Capítulo 4. Estructura del ecosistema marino e impactos de la pesca

Presa \ Depredador	28	29	31	32
1 Grandes cetáceos	0	0	0	0
2 Delfines y zifios	0	0	0	0
3 Tortugas	0	0	0	0
4 Aves marinas	0	0	0	0
5 Tiburones pelágicos	0	0	0	0
6 Tiburones bentónicos	0	0	0	0
7 Túnidos y similares	0	0	0	0
8 Bonito listado	0	0	0	0
9 Medregal	0	0	0	0
10 Merluza	0	0	0	0
11 G. serránidos y chernes	0	0	0	0
12 Espáridos	0	0	0	0
13 Dentex spp.	0	0	0	0
14 Bocinegro	0	0	0	0
15 Pelágicos costeros	0	0	0	0
16 Peces epidemersales	0	0	0	0
17 Peces mesodemersales	0	0	0	0
18 Vieja	0	0	0	0
19 Gallo	0	0	0	0
20 Pejeperro	0	0	0	0
21 Breca	0	0	0	0
22 Morenas	0	0	0	0
23 Cefalópodos bentónicos	0	0	0	0
24 Cefalópodos pelágicos	0	0	0	0
25 Crustáceos natantia	0	0	0	0
26 Moluscos	0	0	0	0
27 Erizos	0	0	0	0
28 Bentos	0,100	0	0	0
29 Medusas	0	0	0	0
30 Fan. marinas y macroalgas	0	0	0	0
31 DSL	0	0,200	0,300	0
32 Zooplancton	0,210	0,800	0,400	0
33 Fitoplancton	0,100	0	0	0,520
34 Detrito	0,590	0	0,300	0,480
Importación	0	0	0	0
Total	1	1	1	1

#### **4.2.4.5. Capturas**

La pesca que se realiza en Gran Canaria se caracteriza por ser una actividad de tipo artesanal que cuenta con una amplia variedad de técnicas y artes de pesca (Bas *et al.*, 1995). Los datos de capturas empleados en el modelo recogen los desembarcos oficiales de las distintas cofradías y cooperativas que se encuentran en la isla. Debido a la falta de información y transparencia por parte de las entidades pesqueras y sus integrantes, no se dispone de datos oficiales de los descartes así como de aquellas especies cuya captura está prohibida (Decreto 182/2004 de 21 de diciembre, BOC de 7 de enero de 2005), por lo que se ha realizado una aproximación a partir de la bibliografía disponible.

Las capturas se han clasificado en función del tipo de pesca o arte empleado, quedando divididas de la siguiente manera: pesca con nasas, con cebo vivo, con palangre, con cerco, con liñas o cordeles, con tambores de morenas, con curricán, con cazonales, con redes salemeras, marisqueo y pesca recreativa. Esta última se ha incluido debido a la importancia e impacto que tiene en el Archipiélago, ya que el número de licencias es muy superior a la de los pescadores profesionales y las especies objetivo son las mismas (MAPyA, 2006).

Para poder estimar la captura total correspondiente a cada grupo funcional, se consideraron los siguientes datos:

- i. Los desembarcos oficiales de 2005 facilitados por la Viceconsejería de Pesca del Gobierno de Canarias, desagregados por especie y puerto.
- ii. Los datos de capturas estimadas para la pesca recreativa en la isla de Gran Canaria (MAPyA, 2006; Jiménez-Alvarado, 2010; Castro-Hernández *et al.*, 2010). Los datos consultados muestran que en el año 2005 la pesca recreativa representaba aproximadamente el 60% de las capturas totales. Como en este trabajo incluimos la pesca ilegal o no declarada de los pescadores artesanales, este valor se reduce al 54% de las capturas totales.

- iii. Datos referentes a la pesca ilegal o no declarada, estimados a partir de los resultados obtenidos en España en el Golfo de Cádiz y el Mar Mediterráneo (Coll *et al.*, 2014). Como en este trabajo no se considera la flota industrial, no se tuvo en cuenta ese porcentaje a la hora de realizar las estimaciones y se asumió que la pesca ilegal o no declarada representa el 13% de las capturas totales.

### 4.3. Ajuste del modelo

Una vez incorporados todos los datos de entrada requeridos por el Ecopath, se procedió al balanceo y ajuste del modelo ecosistémico en diferentes etapas, empezando con los grupos pertenecientes a los niveles tróficos superiores. El ajuste de los diferentes parámetros se realizó atendiendo a su grado de incertidumbre. Para ello se empleó la rutina “Pedigree” que incorpora el programa y que se describe más adelante en el apartado 4.4. El modelo se considera que está equilibrado cuando se obtienen estimaciones realistas de los siguientes parámetros (Christensen *et al.*, 2008):

- i. Eficiencia ecotrófica: los valores para cada grupo funcional deben ser  $< 1$ . Un valor superior indicaría que se consume, exporta o captura más biomasa de la que se produce. Los grupos constituidos por especies de pequeño tamaño suelen tener valores de EE elevados, así como aquellos grupos que se encuentran fuertemente explotados.
- ii. Producción/Consumo (P/Q): El cociente entre la producción y el consumo representa el factor de conversión de alimento (GE) y sus valores están comprendidos generalmente entre 0,05 y 0,3, aunque pueden ser superiores en organismos de rápido crecimiento e inferiores en los depredadores apicales. Se pueden considerar válidos aquellos valores de  $GE < 0,5$  (Opitz, 1996).

- iii. Respiración/Biomasa (R/B): refleja la tasa de actividad de los organismos y los valores generalmente se encuentran entre  $1-10 \text{ año}^{-1}$  para el caso de los peces.
- iv. Respiración/Asimilación (R/A): el valor debe ser  $<1$  ya que la respiración no puede exceder a la asimilación del alimento. En los depredadores apicales, este cociente suele tener un valor próximo a 1.
- v. Producción/Respiración (P/R): representa el destino del alimento asimilado, y puede tomar cualquier valor positivo, aunque se recomienda que su valor no sea superior a 1.
- vi. Eficiencia neta (NE): representa la eficiencia neta de conversión de alimento y debe ser  $<1$ .

Inicialmente, los grupos de peces presentaron valores de EE superiores a 1, y se asumió que para estos grupos la mayor incertidumbre podría encontrarse en los datos de biomasa ya que los valores de capturas correspondientes al 2005 podrían estar subestimados, al ser el primer año en el que se instauró la primera venta. Por ello, se compararon los coeficientes de capturabilidad del 2005 de los grupos funcionales que presentaban problemas con los de los años siguientes y se ajustaron las biomاسas. En el caso de los pelágicos costeros no hubo necesidad de ajustar las biomاسas, aunque sí los parámetros de P/B y Q/B dentro del rango de valores que presentan las especies de dicho grupo y siempre tomando como referencia aquellas especies más abundantes.

Se modificaron los valores de P/B y Q/B para el zooplancton por ser demasiado bajos, ya que aunque se consideraron valores de zonas con características oceanográficas similares (aguas de carácter oligotrófico) hay que tener en cuenta los efectos de la variabilidad mesoescalar que tiene lugar en la región canaria (Aristegui *et al.*, 1997; Barton *et al.*, 1998; Aristegui y Montero, 2005).

Una vez ajustadas las biomásas, se hizo necesario disminuir los datos de canibalismo para los grupos: pelágicos costeros, peces epidemersales, peces mesodemersales y cefalópodos bentónicos.

El grupo relativo a la capa de reflexión profunda presenta un valor superior a 0,5 para la relación P/Q; esto es debido a que los organismos pequeños de rápido crecimiento y las larvas de peces suelen presentar valores superiores (Christensen *et al.*, 2008).

Los grupos funcionales de los peces mesodemersales, cefalópodos bentónicos, DSL y zooplancton presentan valores de P/R ligeramente superiores a 1, por lo que la producción de estos grupos es alta en relación a su respiración. Esto puede deberse a que las biomásas para estos grupos se encuentren subestimadas.

Por último, el modelo tuvo que ser equilibrado ajustando las dietas ya que los grupos funcionales de la vieja, gallo, pejeperro, breca y morenas no tenían ningún depredador. Estas modificaciones se realizaron en base a datos propios referentes al área de estudio.

En la Tabla 4.6 se presentan los parámetros básicos de entrada para cada uno de los grupos funcionales considerados en el modelo de la isla de Gran Canaria tras el balance de masas.

#### **4.4. Calidad del modelo**

El programa Ecopath incorpora el módulo Pedigree, el cual asigna un índice al modelo que varía desde 0 para los modelos que cuentan con una baja calidad, hasta 1 en aquellos modelos cuyos datos de entrada proceden del área de estudio y cuentan con una alta fiabilidad en sus estimaciones (Christensen *et al.*, 2008).. Este módulo emplea tablas predefinidas para cada dato de entrada (Biomasa, P/B, Q/B, Capturas y Dietas), asignándole a cada input un valor de incertidumbre o intervalo de confianza.

### PARTE III. Modelización ecológica de la isla de Gran Canaria

Tabla 4.6. Parámetros básicos de entrada del modelo Ecopath de la isla de Gran Canaria.

Grupo funcional	Hábitat	B	P/B	Q/B	EE	P/Q	U/Q
1 Grandes cetáceos	1	0,455	0,05	4,63			0,2
2 Delfines y zifios	1	0,059	0,07	18,75			0,2
3 Tortugas	0,52	0,001	0,17	2,54			0,2
4 Aves marinas	0,30	0,005	4,61	69,34			0,2
5 Tiburones pelágicos	1	0,004	0,30	3,10			0,2
6 Tiburones bentónicos	1	0,040	0,26	2,60			0,2
7 Túnidos y similares	1	0,352	1,40	4,80			0,2
8 Bonito listado	1	0,520	1,43	32,57			0,2
9 Medregal	1	0,093	1,51	6,70			0,2
10 Merluza	0,46	0,286	0,53	2,40			0,2
11 Grandes serránidos y chernes	0,52	0,090	0,92	3,10			0,2
12 Espáridos	0,52	1,183	1,45	8,30			0,2
13 Dentex spp.	0,52	0,754	0,65	4,30			0,2
14 Bocinegro	0,52	0,342	0,56	3,90			0,2
15 Pelágicos costeros	0,52	33,43	1,98	7,10			0,2
16 Peces epidemersales	0,52	2,210	1,45	5,35			0,2
17 Peces mesodemersales	0,48	6,590	0,61	2,20			0,2
18 Vieja	0,19	2,703	0,69	8,70			0,2
19 Gallo	0,52	0,092	0,90	5,40			0,2
20 Pejeperro	0,52	0,028	1,09	4,70			0,2
21 Breca	0,52	0,272	1,06	5,20			0,2
22 Morenas	0,52	0,915	0,28	2,80			0,2
23 Cefalópodos bentónicos	0,52		1,30	5,30	0,95		0,2
24 Cefalópodos pelágicos	1		2,30	16,90	0,95		0,2
25 Crustáceos natantia	1		1,45	7,00	0,95		0,2
26 Moluscos	1		0,90	5,50	0,95		0,3
27 Erizos	1		1,83		0,70	0,25	0,3
28 Bentos	1		1,60	6,50	0,95		0,3
29 Medusas	1		8,00	40,00	0,95		0,2
30 Fanerógamas marinas y macroalgas	1		27,95		0,50		0
31 DSL	1	36,30		10,40	0,95		0,3
32 Zooplancton	1	7,580	55,00	146,40			0,35
33 Fitoplancton	1	9,110	200,7				0
34 Detrito	1	54,20					0

Biomasa (**B**, tKm<sup>-2</sup>); Producción/Biomasa (**P/B**, año<sup>-1</sup>); Consumo/Biomasa (**Q/B**, año<sup>-1</sup>); Eficiencia Ecotrófica (**EE**); Producción/Consumo (**P/Q**, eficiencia en la conversión de alimento) y Consumo no asimilado (**U/Q**).

#### **4.5. Análisis del modelo e indicadores ecológicos del ecosistema**

El programa EwE permite realizar diversos análisis ecológicos mediante una serie de rutinas basadas en la descripción de los flujos tróficos, en la teoría de la información y el análisis de redes (Lindeman, 1942; Odum 1969, 1971; Finn, 1976, Ulanowicz, 1986; Christensen y Pauly, 1993; Christensen, 1995; Christensen *et al.*, 2008)

##### **4.5.1. Indicadores ecológicos por grupo funcional e interacciones tróficas**

###### *a) Nivel trófico*

En el modelo Ecopath, la red trófica está agregada en niveles tróficos (TLs). Lindeman (1942) fue quien introdujo este concepto definiendo los niveles tróficos como números enteros, pero más tarde Odum y Heald (1975) añadieron una modificación, permitiendo el uso de valores fraccionados. Por defecto, el detrito y los productores primarios tienen un TL=1, mientras que el TL del resto de los grupos funcionales ( $j$ ) se estima a partir del TL medio de sus presas ( $i$ ) ponderado con la proporción de cada presa en la dieta de  $j$  ( $DC_{ij}$ ) según la ecuación:

$$TL_j = 1 + \sum_{i=1}^n TL_i \cdot DC_{ij} \quad (4.12)$$

El modelo incorpora a su vez el método propuesto por Ulanowicz (1995), cuya finalidad radica en simplificar la representación de las redes tróficas mediante su agregación en flujos tróficos absolutos y relativos, en función de la contribución de cada componente del ecosistema a un nivel trófico entero. Esta agregación permite estimar el flujo total hacia el detrito y hacia los niveles tróficos superiores, así como las transferencias de energía (TE). Esta representación se conoce como “Lindeman Spine” (Lindeman, 1942) y muestra el sistema en una cadena lineal donde la importación, el consumo de los depredadores, la exportación, la respiración, el flujo

hacia el detrito y las eficiencias de las transferencias de energía se pueden visualizar para cada TL. La caja correspondiente al detrito suele ponerse por separado para mostrar la cantidad de energía que fluye a través de él.

Finalmente, los flujos de energía que se dan entre los distintos grupos funcionales pueden ilustrarse mediante el “Diagrama de Flujos Tróficos”. Este diagrama emplea el TL fraccionado en el eje vertical para definir la posición de cada grupo funcional. El tamaño de cada círculo se corresponde con un grupo funcional y es proporcional a su biomasa (Christensen *et al.*, 2008).

b) Índice de omnivoría

El índice de omnivoría (OI) ofrece información sobre el grado de especialización trófica y se calcula como la varianza del TL de las presas para cada depredador, según:

$$OI_i = \sum_{j=1}^n (TL_j - (TL_i - 1))^2 \cdot DC_{ij} \quad (4.13)$$

donde  $TL_j$  es el nivel trófico de la presa  $j$ ,  $TL_i$  es el nivel trófico del depredador  $i$ ; y  $DC_{ij}$  es la contribución de la presa  $j$  en la dieta del depredador  $i$ . Este índice es adimensional y cuando se encuentra próximo a cero nos indica que el consumidor está altamente especializado y se alimenta de un único nivel trófico. Por el contrario, si el valor se aproxima a uno, nos indica que el consumidor es más generalista y se alimenta de numerosos niveles tróficos. La raíz cuadrada del OI se considera igual al error estándar del nivel trófico y es una medida de la incertidumbre asociada a cada valor del TL (Christensen *et al.*, 2008).

c) Mortalidades

El modelo Ecopath proporciona estimaciones de los diferentes tipos de mortalidad para cada grupo funcional a partir del cociente P/B, los datos de la matriz de dietas (DC) y los datos de capturas, según la ecuación:

$$(P / B)_i = F_i + M2_i + BA_i + E_i + M0_i \quad (4.14)$$

donde  $F_i$  es la mortalidad por pesca,  $M2_i$  es la mortalidad natural por depredación de  $i$ ,  $BA_i$  es la mortalidad natural por biomasa acumulada de  $i$ ,  $E_i$  es la mortalidad natural asociada a la migración neta (inmigración – emigración) de  $i$  y  $M0_i$  es la mortalidad natural asociada a otras causas ajenas a la depredación de  $i$ .

d) Análisis mixto de impacto trófico (MTI)

El análisis mixto de impacto trófico (MTI) permite cuantificar el impacto relativo que un hipotético incremento de la biomasa de un grupo funcional  $i$  tendría sobre las biomasa de los demás grupos funcionales  $j$  del ecosistema, incluyendo además la actividad pesquera (Ulanowicz y Puccia, 1990). Los resultados permiten establecer interacciones directas (como son la depredación o competencia) e indirectas (cascadas tróficas). Los impactos para cada grupo funcional se calculan mediante una matriz  $n \times n$ :

$$MTI_{ij} = DC_{ij} \cdot FC_{ji} \quad (4.15)$$

donde  $DC_{ij}$  representa la contribución de la especie  $j$  en la dieta de la especie  $i$ , y  $FC_{ji}$  muestra la proporción de la depredación sobre  $j$  que está causada por  $i$  actuando como depredador. Para el cálculo de la matriz, las flotas pesqueras incluidas en el modelo se consideran depredadores (Christensen *et al.*, 2008).

Este análisis es una herramienta válida para indicar posibles impactos en un sistema estacionario, pero no como instrumento para realizar predicciones futuras aunque puede considerarse como un análisis de sensibilidad (Majkowski, 1982).

e) Índice de especies clave

El índice de especies clave o “Keystoneness” (KS), es una rutina incluida en el modelo Ecopath que permite identificar los grupos funcionales clave dentro del ecosistema. Este índice es una función directa del impacto que un grupo funcional

tiene sobre el resto, y se calcula a partir del MTI y de su biomasa. Existen dos métodos para calcularlo: el primero, propuesto por Power *et al.*, (1996) que tiende a considerar como más importantes a los grupos que cuentan con bajas biomásas, y el segundo, y empleado en este trabajo, sugerido por Libralato *et al.* (2006) que clasifica como más importantes aquellos grupos que tienen una elevada biomasa y mayor impacto trófico en el ecosistema (Coll *et al.*, 2013b).

Normalmente, se consideran como especies clave aquellas que tienen un alto impacto sobre el resto de grupos a partir de controles “top-down”, aunque el estudio realizado por Libralato *et al.* (2006) determinó que también pueden resultar especies clave aquellas que ejercen controles de tipo “bottom-up” o “wasp-waist”.

#### **4.5.2. Indicadores ecológicos y estructura del ecosistema**

El modelo proporciona una serie de indicadores ecológicos que ofrecen información sobre las transferencias de energía dentro del ecosistema, estimadas a partir del consumo, la respiración, la importación y exportación y los flujos al detrito.

Asimismo, el modelo estima una gran variedad de índices relacionados con la teoría del desarrollo ecosistémico sense Odum (1969):

- i. Producción neta del sistema (PN), obtenida a partir de la producción primaria (PP) menos la respiración total del sistema (TR). Su valor tiende a cero a medida que se desarrolla el ecosistema.
- ii. Cociente entre la producción primaria total y la respiración total del sistema (TPP/TR). En ecosistemas maduros este valor se aproxima a 1, mientras que en ecosistemas en desarrollo el valor es superior. En los ecosistemas donde existe contaminación orgánica este valor es inferior a la unidad.

- iii. Cociente entre la producción primaria total y la biomasa total (TPP/TB). Se obtiene un valor alto en ecosistemas en vías de desarrollo y un valor bajo en ecosistemas maduros.

La eficiencia de transferencia media (TTE) se define como la fracción del flujo total de cada nivel trófico que se transfiere o exporta a otro a través del consumo (Christensen *et al.*, 2005)

Además de lo mencionado anteriormente, el modelo proporciona el índice de omnivoría del sistema (SOI) y el índice de conectividad del sistema (CI) que están relacionados con la madurez y complejidad de la red trófica (Christensen, 1995). El SOI se calcula como el valor promedio del índice de omnivoría de todos los grupos funcionales y el CI muestra la relación del número de relaciones tróficas existentes con el número de relaciones tróficas posibles (Christensen *et al.*, 2008).

#### **4.5.3. Índices de reciclaje y análisis de la red trófica**

El índice de reciclaje de Finn (FCI) es la proporción de todos los flujos que se reciclan en el sistema (Finn, 1976). Pese a que este índice se emplea para medir el desarrollo y reciclaje del ecosistema, también proporciona información sobre la estabilidad del mismo, ya que aquellos ecosistemas con índices de reciclaje elevados son más estables por lo que pueden resistir mejor las perturbaciones (Christensen, 1995).

El índice de reciclaje por depredación (PCI) modifica el índice anterior al excluir el reciclaje a través del detrito. Su valor aumenta a medida que se desarrolla el ecosistema (Christensen, 1995).

La longitud media de las vías (MPL) está relacionada con el reciclaje de materia y energía. Representa el número promedio de grupos funcionales que un flujo trófico atraviesa dentro del ecosistema (Finn, 1976).

#### **4.5.4. Indicadores de información**

La ascendencia (A) es una medida del grado de desarrollo y tamaño del ecosistema. Se asocia con la organización y eficiencia del ecosistema, así como con su madurez y la capacidad para resistir a perturbaciones externas (Ulanowicz 1986, Ulanowicz y Norden 1990).

Existe un límite superior teórico para el tamaño de la ascendencia, que se conoce como capacidad de desarrollo (C) y la diferencia entre ambas se conoce como coste de funcionamiento u “Overhead”. Este parámetro muestra el potencial de reserva al que puede recurrir el ecosistema cuando se somete a perturbaciones (Ulanowicz, 1986), o dicho de otra manera, indica cuánto puede crecer y desarrollarse un ecosistema.

#### **4.5.5. Indicadores del estado de la pesquería**

Se analizaron los siguientes parámetros para poder evaluar el impacto que la pesca, tanto artesanal como recreativa, ejerce sobre el ecosistema marino de la isla de Gran Canaria:

- i. El nivel trófico medio de la captura (TLc).
- ii. Rendimiento bruto de la pesquería (GE): expresado como el cociente entre la captura y la producción primaria neta del sistema. Puede interpretarse como una medida de la eficiencia de la pesquería.
- iii. Producción primaria requerida para sostener la pesquería: considerando desde los productores primarios (%PPRa) y desde el detrito (%PPRb). Se puede considerar como una medida de la huella ecológica de la pesca en el ecosistema marino (Pauly y Christensen, 1995).

## **4.6. Resultados**

### **4.6.1. Pedigrí del modelo**

El índice del pedigrí para el modelo de la isla de Gran Canaria, obtuvo un valor de 0,638.

### **4.6.2. Análisis a nivel de grupo funcional e interacciones tróficas**

En la Tabla 4.7 se presentan los principales resultados obtenidos para el modelo ecosistémico de la isla de Gran Canaria. Los resultados relativos a este apartado se mostrarán en las cinco categorías siguientes:

#### **4.6.2.1. Niveles tróficos y eficiencia ecotrófica**

Los 34 grupos funcionales del ecosistema se integraron en cuatro niveles tróficos (TL's), oscilando desde TL=1 para el detrito y los productores primarios, hasta TL=4,67 en los tiburones bentónicos. Los grupos correspondientes a grandes cetáceos, delfines y zifios, aves marinas y tiburones pelágicos también presentaron valores elevados (Tabla 4.7).

Las especies de interés pesquero, los grupos túnidos y similares, merluza, bonito listado, medregal, grandes serránidos y chernes, samas (*Dentex spp.*), bocinegro, peces epidemersales, breca y morenas, obtuvieron TL's > 4. Dentro de la comunidad ictiológica, la vieja es la que presenta el TL más bajo (2,46) (Tabla 4.7). El resto de grupos de peces presentan valores de TL superiores a 3 e inferiores a 4. Los cefalópodos bentónicos, cefalópodos pelágicos, crustáceos natantia y medusas también presentaron TL  $\geq 3$  y la DSL también obtuvo un TL cercano a 3. El segundo TL está constituido por moluscos, bentos, erizos y zooplancton, (Tabla 4.7).

PARTE III. Modelización ecológica de la isla de Gran Canaria

Tabla 4.7. Parámetros estimados por el modelo Ecopath de la isla de Gran Canaria.

	Grupo funcional	TL	B	EE	P/Q	OI	FD	R/A
1	Grandes cetáceos	4,58	0,450	0,093	0,01	0,067	0,442	0,98
2	Delfines y zifios	4,59	0,060	0,509	0,00	0,062	0,224	0,99
3	Tortugas	4,18	4E-04	0,300	0,07	0,035	3E-04	0,92
4	Aves marinas	4,61	0,001	0,000	0,07	0,003	0,097	0,91
5	Tiburones pelágicos	4,59	0,004	0,310	0,10	0,181	0,003	0,88
6	Tiburones bentónicos	4,67	0,040	0,988	0,10	0,170	0,021	0,87
7	Túnidos y similares	4,47	0,352	0,588	0,29	0,994	0,542	0,63
8	Bonito listado	4,33	0,520	0,420	0,04	0,843	3,819	0,94
9	Medregal	4,46	0,093	0,939	0,23	0,002	0,133	0,72
10	Merluza	4,47	0,132	0,978	0,22	0,122	0,065	0,72
11	Grandes serránidos y chernes	4,27	0,047	0,911	0,30	0,709	0,033	0,63
12	Espáridos	3,26	0,615	0,965	0,17	0,619	1,052	0,78
13	Dentex spp.	4,17	0,392	0,617	0,15	0,539	0,435	0,81
14	Bocinero	4,09	0,178	0,860	0,14	0,371	0,153	0,82
15	Pelágicos costeros	3,43	17,381	0,993	0,28	0,357	8,279	0,38
16	Peces epidemersales	4,20	1,149	0,978	0,27	0,197	1,280	0,60
17	Peces mesodemersales	3,82	3,163	0,983	0,28	0,604	1,029	0,42
18	Vieja	2,46	0,513	0,917	0,08	0,574	0,923	0,90
19	Gallo	3,42	0,047	0,797	0,17	0,614	0,060	0,79
20	Pejeperro	3,36	0,0146	0,771	0,23	0,260	0,017	0,71
21	Breca	4,06	0,141	0,995	0,20	0,265	0,148	0,74
22	Morenas	4,49	0,476	0,527	0,10	0,467	0,329	0,87
23	Cefalópodos bentónicos	3,85	1,384	0,950	0,25	0,446	0,482	0,39
24	Cefalópodos pelágicos	3,60	1,461	0,950	0,14	0,277	5,319	0,83
25	Crustáceos natantia	3,22	34,896	0,950	0,21	0,545	38,24	0,74
26	Moluscos	2,04	60,834	0,950	0,16	0,042	74,64	0,77
27	Erizos	2,00	0,488	0,700	0,25		0,953	0,64
28	Bentos	2,33	62,124	0,950	0,25	0,272	93,37	0,65
29	Medusas	3,19	0,011	0,950	0,20	0,160	0,093	0,75
30	Faner. marinas y macroalgas	1,00	12,997	0,500			132,54	
31	DSL	2,93	36,300	0,950	0,50	0,600	45,53	0,23
32	Zooplancton	2,00	7,580	0,909	0,38		243,70	0,46
33	Fitoplancton	1,00	9,110	0,338			1463,44	
34	Detrito	1,00	54,200	0,478		0,393	0,442	

Nivel trófico (TL); Biomasa (B, tKm<sup>-2</sup>); Eficiencia Ecológica (EE); Producción/Consumo (P/Q); Índice de omnivoría (OI), Flujo al detrito (FD, tKm<sup>-2</sup>·año<sup>-1</sup>) y Respiración/Asimilación (R/A).

(continúa)

## Capítulo 4. Estructura del ecosistema marino e impactos de la pesca

	Grupo funcional	F	M2	M0	F/Z
1	Grandes cetáceos		0,005	0,045	
2	Delfines y zifios		0,036	0,034	
3	Tortugas		0,051	0,119	
4	Aves marinas			4,610	
5	Tiburones pelágicos		0,093	0,207	
6	Tiburones bentónicos	0,239	0,018	0,003	0,918
7	Túnidos y similares	0,524	0,300	0,577	0,374
8	Bonito listado	0,600	0,001	0,829	0,420
9	Medregal	0,327	1,091	0,092	0,217
10	Merluza	0,058	0,461	0,012	0,109
11	Grandes serránidos y chernes	0,767	0,071	0,081	0,834
12	Espáridos	1,181	0,218	0,050	0,815
13	Dentex spp.	0,368	0,033	0,249	0,566
14	Bocinegro	0,416	0,065	0,079	0,743
15	Pelágicos costeros	0,263	1,893	0,014	0,037
16	Peces epidemersales	0,395	1,059	0,032	0,248
17	Peces mesodemersales	0,096	0,547	0,011	0,086
18	Vieja	0,616	0,017	0,057	0,892
19	Gallo	0,534	0,183	0,183	0,594
20	Pejeperro	0,242	0,599	0,249	0,222
21	Breca	0,993	0,062	0,005	0,937
22	Morenas	0,145	0,002	0,132	0,519
23	Cefalópodos bentónicos	0,053	1,220	0,065	0,012
24	Cefalópodos pelágicos	0,003	2,182	0,115	0,001
25	Crustáceos natantia	7,7E-06	1,377	0,073	3,9E-06
26	Moluscos	0,013	0,845	0,045	0,011
27	Erizos		1,281	0,549	
28	Bentos		1,520	0,080	
29	Medusas		7,600	0,400	
30	Fanerógamas marinas y macroalgas		13,975	13,975	
31	DSL		4,966	0,261	
32	Zooplancton		49,970	5,030	
33	Fitoplancton		67,787	132,913	
34	Detrito				

Nivel trófico (TL); Biomasa (B, tKm<sup>-2</sup>); Eficiencia Ecológica (EE); Producción/Consumo (P/Q); Índice de omnivoría (OI), Flujo al detrito (FD, tKm<sup>-2</sup>·año<sup>-1</sup>) y Respiración/Asimilación (R/A).

En relación a los valores de eficiencias ecotróficas (Tabla 4.7), los grupos tiburones bentónicos, medregal, merluza, grandes serránidos y chernes, espáridos, pelágicos costeros, vieja y breca los valores obtenidos fueron muy elevados ( $EE > 0,90$ ). Estos valores indican que se trata de recursos sometidos a una fuerte presión pesquera o que cuentan con una elevada mortalidad por predación. Considerando las especies sometidas a explotación pesquera, caben destacar los valores bajos de EE obtenidos para el bonito listado y los túnidos (0,420 y 0,588. respectivamente) al compararlo con el resto de especies objetivo de la pesquería. Por último, el valor del fitoplancton resultó muy bajo (0,338), por lo que un alto porcentaje de este grupo podría estar destinado en forma de flujo hacia el detrito.

La eficiencia de transferencia de energía (TTE) para todo el ecosistema es del 15,8 % (Tabla 4.8), y la TE media desde los productores primarios (16,5%) es superior a la eficiencia de la red trófica desde el detrito (15,3%). Asimismo, se puede comprobar como la transferencia de energía decrece a medida que aumenta el TL.

Tabla 4.8. Eficiencias de transferencia de energía entre niveles tróficos enteros.

Fuente \ Nivel trófico	II	III	IV	V	VI	VII	VIII
Productores	28,1	18,9	8,5	8,2	9,0	6,2	
Detrito	25,2	16,4	8,6	8,3	9,0	6,2	
Todos los flujos	26,5	17,5	8,5	8,3	9,0	6,2	5,2

Proporción del total de flujos originados desde el detrito: 0.53

Eficiencias de transferencia de energía (media geométrica de los TLs II-IV)

Desde los productores primarios: 16,5 %

Desde el detrito: 15,3%

Total: 15.8%

En la Figura 4.2 se representan los flujos tróficos que tienen lugar en el ecosistema, organizado por TL enteros a partir de la “Lindeman spine”. Los resultados muestran que los valores más elevados de biomasa se encuentran en los TLs I y II, englobando el 73,64% de la biomasa total del sistema. Estos TLs están constituidos

mayoritariamente por organismos planctónicos y bentónicos. El 65% de las transferencias totales del sistema (TST) las generó el TL I, constituido por el detrito y los productores primarios, mientras que aproximadamente el 27% de las TST tienen lugar desde el TL II hacia los flujos superiores. El mayor flujo generado hacia el detrito corresponde a los productores primarios ( $1393 \text{ t}\cdot\text{km}^{-2}\cdot\text{año}^{-1}$ ), seguido por las  $1083 \text{ t}\cdot\text{km}^{-2}\cdot\text{año}^{-1}$  procedentes del TL II. Las transferencias tróficas más eficientes tuvieron lugar desde los Tls II al III.

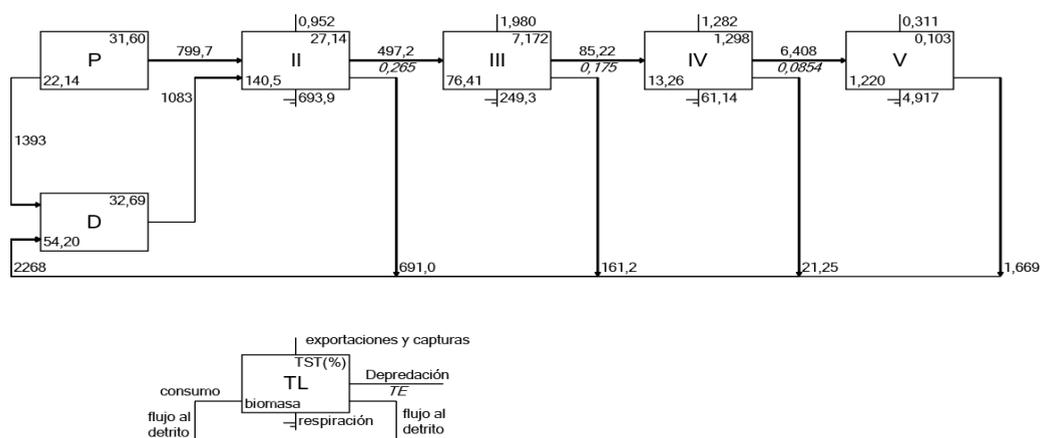


Figura 4.2. Representación de los niveles tróficos a partir de la *Lindeman spine*.

En la Figura 4.3 se muestra el Diagrama de Flujos Tróficos, donde se representan de forma esquemática las interacciones tróficas de los diferentes grupos funcionales. El tamaño de cada círculo es proporcional a la biomasa de cada grupo y las líneas grises representan las relaciones depredadores-presas. En términos de biomasa, los grupos más importantes son los correspondientes a los niveles tróficos inferiores junto con la DSL y los crustáceos natantia. Para la comunidad ictiológica, así como aquellos depredadores que se encuentran en el TL 4, los grupos referentes a pelágicos costeros, crustáceos natantia y cefalópodos bentónicos juegan un papel muy importante en la red trófica.

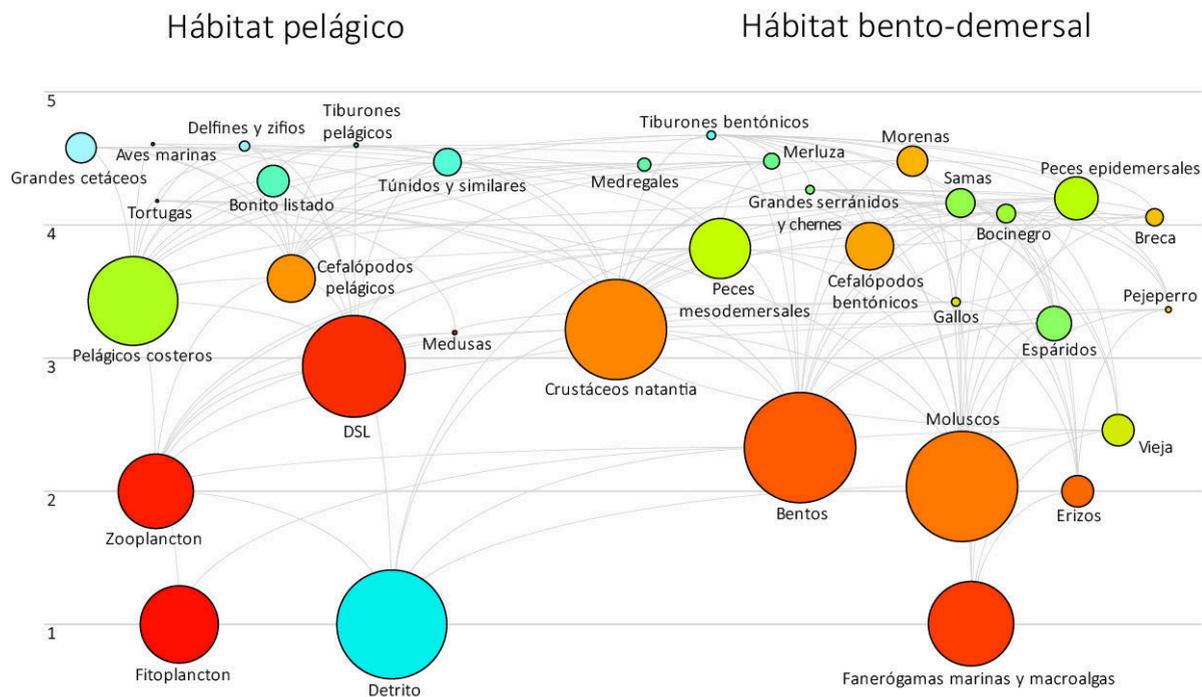


Figura 4.3. Diagrama de flujos tróficos del modelo ecosistémico de la isla de Gran Canaria.

#### **4.6.2.2. Índice de omnivoría**

Los grupos que presentaron valores más bajos respecto al índice de omnivoría (OI), fueron los concernientes a las aves marinas, medregal, merluza, peces epidemersales y los dos grupos de escualos (Tabla 4.7). Estos resultados muestran un alto grado de especialización trófica para estos grupos. Las aves marinas y los medregales obtuvieron los valores más bajos del sistema, siendo estos muy próximos al cero. En el primer caso se debe a una alimentación donde predominan los cefalópodos pelágicos (95%) y en el caso del medregal a una dieta basada exclusivamente en pelágicos costeros y cefalópodos pelágicos. Los resultados obtenidos para la merluza y los tiburones, tanto pelágicos como bentónicos, se debe a su comportamiento predominantemente ictiófago, mientras que en el grupo de epidemersales, el valor bajo de OI se debe a una alimentación basada en crustáceos (83%) (Tabla 4.5). Los túnidos y especies similares, así como el grupo de bonito listado, mostraron unos valores muy elevados de OI (0,994 y 0,843, respectivamente) (Tabla 4.7), lo cual guarda relación con que son las únicas especies para las que se ha considerado importación dentro del sistema, pues su dieta también posee una marcada predisposición ictiófaga (Tabla 4.5).

#### **4.6.2.3. Mortalidades**

Las tasas de mortalidad estimadas por el modelo para cada uno de los grupos funcionales se presentan en la Tabla 4.7, y se dividen en mortalidad por pesca (F), mortalidad por predación (M2) y otras causas de mortalidad (M0) (Fig. 4.4). En el modelo Ecopath, la suma de estas dos últimas, dará lugar a la tasa de mortalidad natural (M). Los valores de F obtenidos para los grupos grandes serránidos y chernes, espáridos, peces epidemersales, vieja, gallo y breca fueron más elevados que los datos obtenidos en el área de estudio. En cuanto a la mortalidad por predación, los valores más altos se obtuvieron para las medusas, los pelágicos costeros, la DSL, los dos grupos de cefalópodos, los organismos bentónicos y los crustáceos natantia. Los valores elevados de M0 suelen estar relacionados con especies que pasan parte del tiempo fuera del área o a aquellas de gran abundancia (Christensen *et al.*, 2008); en el

modelo esto se corresponde con los valores obtenidos para las aves marinas, los túnidos y especies similares, el listado y los organismos planctónicos (fitoplancton y zooplancton). Excluyendo a los túnidos y bonito listado, los valores más elevados de M0 para los peces se obtuvieron para los grupos: tiburones pelágicos, Dentex spp., pejeperro, morenas, cefalópodos pelágicos y gallos.

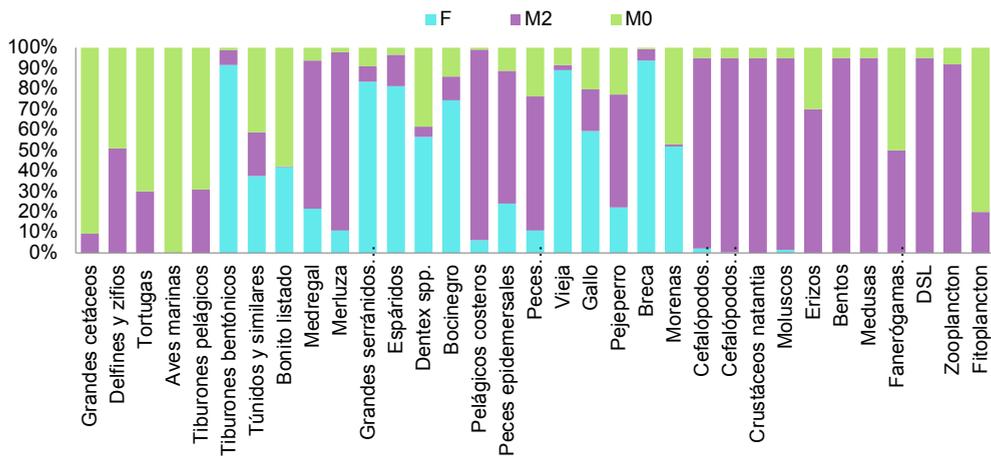


Figura 4.4. Porcentaje de mortalidad por pesca (F), mortalidad por depredación (M2) y otra mortalidad (M0).

#### 4.6.2.4. Impactos tróficos mixtos

La matriz de impactos tróficos mixtos (MTI) se representa en la Figura 4.5, y muestra que numerosos grupos funcionales presentan un impacto negativo sobre sí mismos, lo que se puede interpretar como un incremento de la competencia intragrupal por los recursos. El impacto de las diferentes flotas incluidas en el modelo, se analizará en el apartado 4.6.4.



La mayoría de grupos tuvieron un impacto directo sobre sus presas por medio de la predación, por ello un incremento en la biomasa de las presas, tuvo un impacto positivo en el aumento en la biomasa de los grupos impactantes (Fig. 4.5).

Los peces pelágicos costeros y los peces mesodemersales tienen un impacto positivo directo con la merluza, los cefalópodos pelágicos sobre los grandes cetáceos, delfines y zifios y las aves marinas y los cefalópodos bentónicos sobre los grandes serránidos y chernes y las samas (*Dentex spp.*). Otros grupos que tienen impactos positivos sobre sus depredadores son los peces epidemersales, los crustáceos natantia, los erizos, las medusas, las fanerógamas marinas, la DSL, el zooplancton, el fitoplancton y el detrito.

Los resultados de la MTI también revelaron que existen impactos de tipo indirecto que favorecen positivamente a determinados grupos funcionales:

- i. La biomasa de merluzas aumentaría al aumentar la biomasa de grandes cetáceos, pues los depredadores de la merluza, aunque en pequeña proporción, forman parte de su dieta.
- ii. Las fanerógamas marinas y macroalgas se beneficiarían de un incremento en la biomasa de los crustáceos natantia, pues ello conllevaría un aumento en la biomasa del bocinegro, los peces epidemersales y la breca, que predan sobre los principales consumidores tanto de las algas como de las plantas marinas.
- iii. La DSL muestra un impacto directo positivo con los cefalópodos pelágicos, lo que ocasiona dos impactos indirectos positivos también con las aves marinas y el fitoplancton. Las aves marinas se benefician del aumento en la biomasa de cefalópodos pelágicos pues estos forman parte importante de su dieta, mientras que en el caso del fitoplancton, su mejora se debe a que los cefalópodos pelágicos se alimentan de la DSL y el zooplancton.

- iv. Un incremento en la biomasa del zooplancton podría aumentar la biomasa de pelágicos costeros y cefalópodos pelágicos, lo que beneficiaría a los grupos de las aves marinas y los medregales. Asimismo, también tendría un impacto directo positivo sobre las medusas, lo cual repercutiría de manera indirecta sobre las tortugas marinas.
- v. Por último, el impacto directo positivo que ejerce el fitoplancton sobre el zooplancton, es el responsable del impacto indirecto que causa en el grupo de las medusas.

Según se extrae de la MTI, los grupos que se encuentran en la base de la red trófica (detrito, fitoplancton, zooplancton) son los que tienen mayor influencia. Este hecho muestra posibles controles de tipo bottom-up dentro del ecosistema.

#### **4.6.2.5. Especies clave**

El índice escogido para identificar las especies y grupos claves en el ecosistema fue el propuesto por Libralato *et al.* (2006) (Fig. 4.6), el cual determinó que el gallo, las fanerógamas marinas y macroalgas, el zooplancton, los moluscos y los cefalópodos pelágicos son las especies más importantes. Así, en base a estos resultados, se desprende que en la zona demersal predomina el control “bottom-up”, mientras que en la zona pelágica, los depredadores intermedios son los que juegan un papel más importante en el ecosistema.

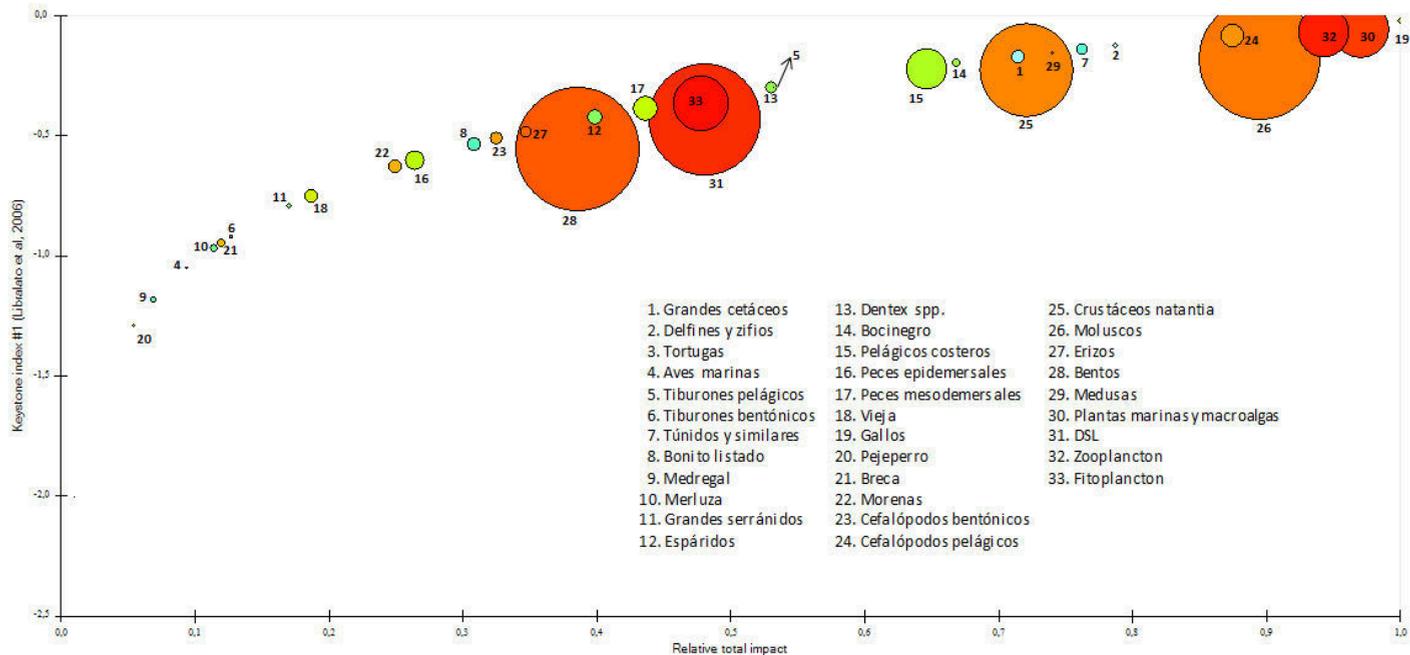


Figura 4.6. Análisis del índice de especies clave del ecosistema marino de la isla de Gran Canaria. El tamaño de los círculos es proporcional a la biomasa de cada grupo funcional.

### **4.6.3. Estructura del ecosistema e indicadores ecológicos**

Los resultados relativos a la teoría del desarrollo ecosistémico junto con los indicadores ecológicos obtenidos por el modelo, se detallan en la Tabla 4.9. Las transferencias totales del sistema (TST) ascienden a  $7151,932 \text{ tKm}^{-2}\text{año}^{-1}$ , de las cuales el 28,52% corresponde al consumo, el 24,34% a las exportaciones, el 11,25% a la respiración total y el 35.89% a los flujos hacia el detrito. La producción neta del sistema (NPP), que decrece aproximándose a cero a medida que se desarrolla el ecosistema, en este caso es elevada.

La relación TPP/TR ofrece un valor de 2,172, lo que indica que la energía producida es aproximadamente dos veces mayor que la equilibrada por el coste de mantenimiento del ecosistema. Igualmente, el cociente TPP/TB muestra un valor de 8,647 lo cual es un valor elevado que refleja un nivel alto de productividad en comparación con la biomasa que se encuentra dentro del ecosistema.

El CI presentó un valor bajo (0,152), indicativo de que existe un número relativamente pequeño de enlaces dentro de la red trófica. Esto indica que la energía del sistema no se retiene de manera eficiente y que solo se dan un 15.2% de las posibles conexiones en la red trófica. Además, el SOI fue de 0,340.

Los flujos reciclados hacia el interior del ecosistema mostraron un valor superior al incluir aquellos derivados vía detrito (FCI = 12,60%) Asimismo, la longitud media de las vías (MPL) fue igual a 3,253.

Respecto a los índices basados en la teoría de la información, la ascendencia fue del 25,5%, lo que indica que el ecosistema posee un tamaño del 25% respecto a su capacidad.

### PARTE III. Modelización ecológica de la isla de Gran Canaria

Tabla 4.9. Principales estadísticos e índices ecológicos del modelo Ecopath de la isla de Gran Canaria.

<b>Índices relacionados con el desarrollo ecosistémico</b>	<b>Valor</b>	<b>Unidades</b>
Transferencias totales del sistema (TST)	7151,932	t.Km <sup>-2</sup> .año <sup>-1</sup>
- Suma de todo el consumo (TQ)	2684,883	t.Km <sup>-2</sup> .año <sup>-1</sup>
- Suma de todas las exportaciones (TE)	1189,410	t.Km <sup>-2</sup> .año <sup>-1</sup>
- Suma de toda la respiración (TR)	1009,388	t.Km <sup>-2</sup> .año <sup>-1</sup>
- Suma de todos los flujos hacia el detrito (TFD)	2268,251	t.Km <sup>-2</sup> .año <sup>-1</sup>
Suma de toda la producción (TP)	3052,556	t.Km <sup>-2</sup> .año <sup>-1</sup>
Producción primaria neta total (NPP)	2192,650	t.Km <sup>-2</sup> .año <sup>-1</sup>
Producción primaria total / respiración total (TPP/TR)	2,172	
Producción neta del sistema (PP-TR)	1183,262	t.Km <sup>-2</sup> .año <sup>-1</sup>
Producción primaria total / Biomasa total (TPP/TB)	8,647	
Biomasa total / Transferencias totales (TB/TST)	0,035	
Biomasa total (sin detrito) (TB)	253,566	t.Km <sup>2</sup>
Eficiencia de la transferencia total de energía (TTE)	15,8	%
Índice de Conectividad (CI)	0,152	
Índice de Omnivoría del Sistema (SOI)	0,340	
Índice del pedigrí del modelo Ecopath	0,638	
<b>Índices de reciclaje y análisis de la red trófica</b>	<b>Valor</b>	<b>Unidades</b>
Índice de reciclaje por predación (PCI) (% de transferencias totales sin el detrito)	7,89	%
Índice de reciclaje de Finn (FCI) (% de transferencias totales)	120	%
Longitud media de las vías de Finn (MPL)	3,253	
<b>Índices de información</b>	<b>Valor</b>	<b>Unidades</b>
Ascendencia (A)	25,5	%
Coste de funcionamiento total (O)	74,5	%
Capacidad total (C)	31637,9	Flowbits
<b>Índices del estado de la pesquería</b>	<b>Valor</b>	<b>Unidades</b>
Capturas totales (Yt)	4,545	t.Km <sup>-2</sup> .año <sup>-1</sup>
Nivel trófico medio de la captura (TLc)	3,433	
Rendimiento bruto de la pesquería (GE <sub>n</sub> : captura/ producción primaria neta del sistema)	0,002	
Producción primaria requerida para sostener la pesquería (desde los productores primarios) (%PPRa)	21,22	%
Producción primaria requerida para sostener la pesquería (desde el TL=1. detrito y productores primarios) (%PPRb)	46,92	%

#### 4.6.4. Impacto de la actividad pesquera

Los pelágicos costeros de pequeño tamaño, como las caballas, representan el 28% del volumen total de capturas empleadas en el modelo para el año 2005 (Fig. 4.7). Dentro del grupo de peces, las siguientes especies más importantes son los espáridos, los peces epidemersales, el bonito listado, las viejas y los túnidos. Por lo que se desprende del gráfico, el marisqueo, que está considerada en Canarias como una actividad secundaria, representa el 13% de las capturas. Por lo general se trata de lapas, burgados, mejillones y crustáceos como cangrejos o clacas.

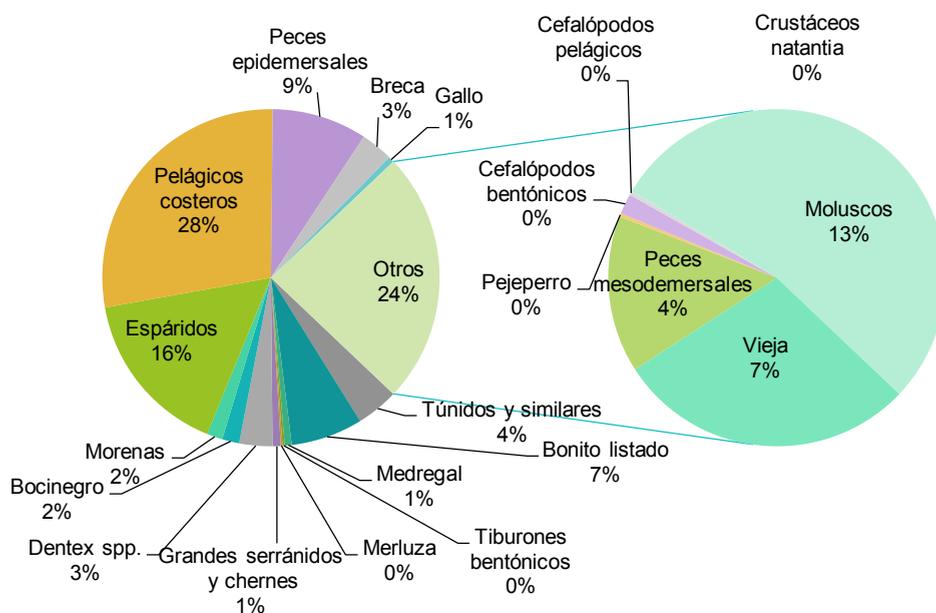


Figura 4.7. Composición de las capturas de las flotas.

La captura total de la flota en el 2005 fue de 4,545 tKm<sup>-2</sup>·año<sup>-1</sup>, incidiendo mayoritariamente en los TL III y IV, siendo el nivel trófico medio de las capturas 3,433 (Tabla 4.9). Para realizar una estimación del estado de explotación de los recursos marinos, se compararon los niveles tróficos de captura con los desembarcos totales realizados por la flota artesanal durante el periodo 2005-2013 (Fig. 4.8).

El TLc presenta oscilaciones durante todo el periodo de estudio, obteniendo el valor más bajo en el año 2005. Los picos que se observan en los años 2012 y 2013 guardan relación directa con la captura de túnidos, mientras que los correspondientes a los años 2006 y 2008 se deben a una mayor presencia de samas, bocinegros y tiburones bentodemersales en las capturas. En los años 2007 y 2011, aproximadamente el 70% de los desembarcos realizados por la flota artesanal estuvieron compuestos por pequeños espáridos, peces epidemersales y viejas, lo que ocasionó un descenso en el TLc.

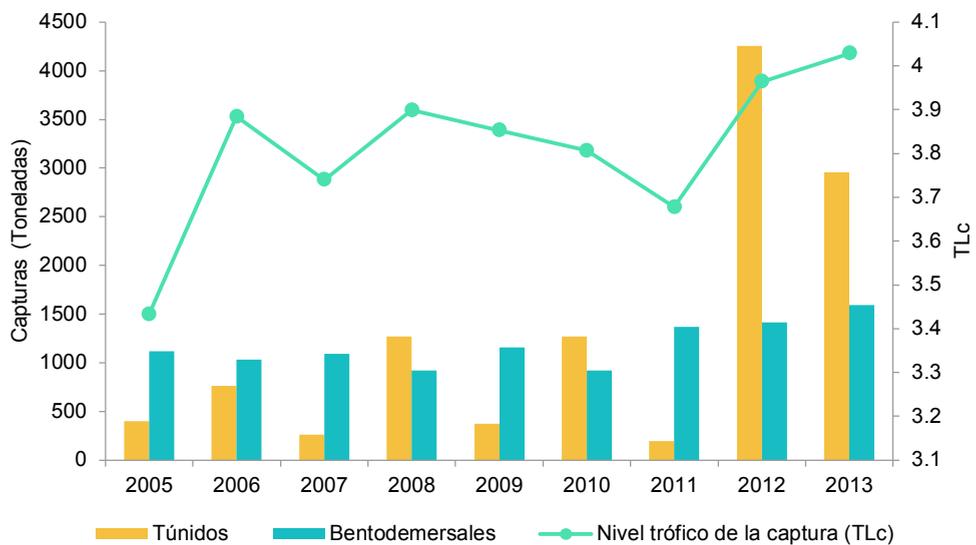


Figura 4.8. Nivel trófico de captura y desembarques efectuados por la flota artesanal durante el periodo 2005-2013 .

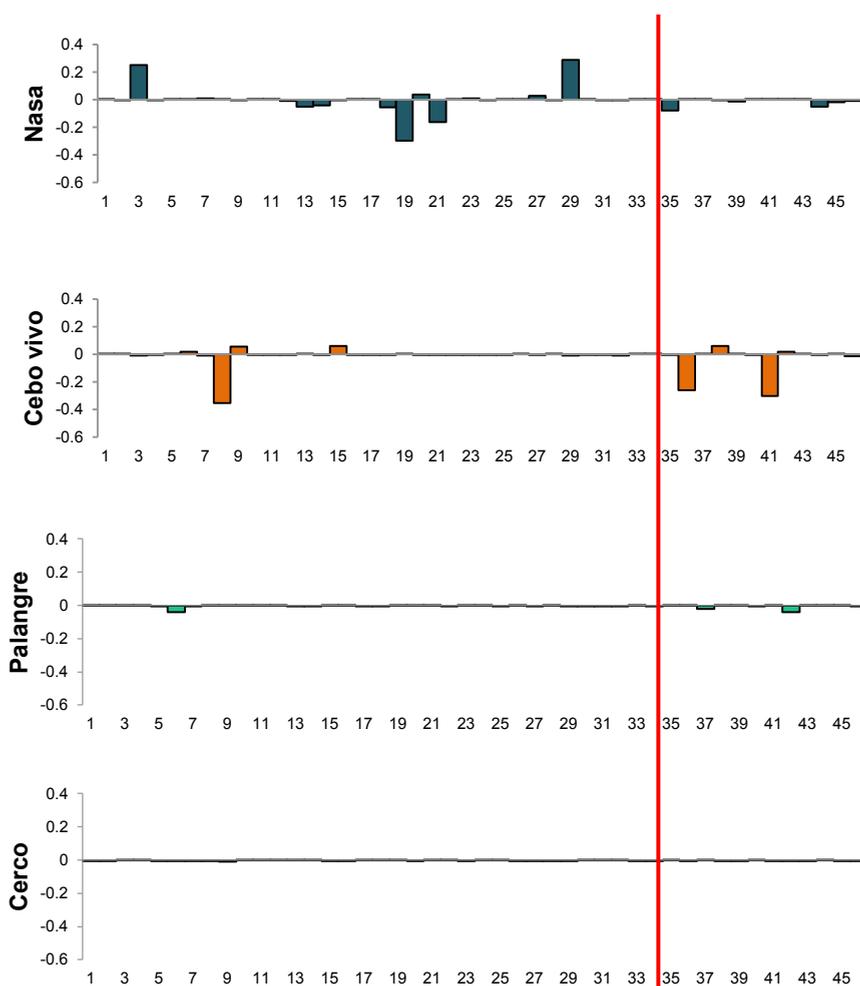
Las tasas de explotación pesquera ( $F/Z$ ) (Tabla 4.7) varían desde los  $3,9 \times 10^{-6}$  en el caso de los crustáceos natantia, hasta 0,937 para el grupo de las brechas. Los tiburones bentodemersales, los grandes serránidos y chernes y los espáridos muestran valores superiores a 0,80 y los valores para la vieja, la brecha y el gallo son superiores al valor recomendado de 0,5 para especies que no cuentan con una dieta predominantemente piscívora.

La eficiencia bruta de la pesquería ( $GE_n$ ) (Tabla 4.9) mostró un valor de 0,002. Asimismo, la producción primaria para sostener la pesquería desde el detrito y los productores primarios (%PPRb), muestra un valor del 46,92%. Si no se considera el detrito (%PPRa) la producción primaria necesaria para sostener la pesquería disminuye al 21,22%.

En lo referente a los impactos ocasionados por las diferentes flotas o modalidades de pesca (Fig. 4.9 a,b,c), se realizan las siguientes observaciones:

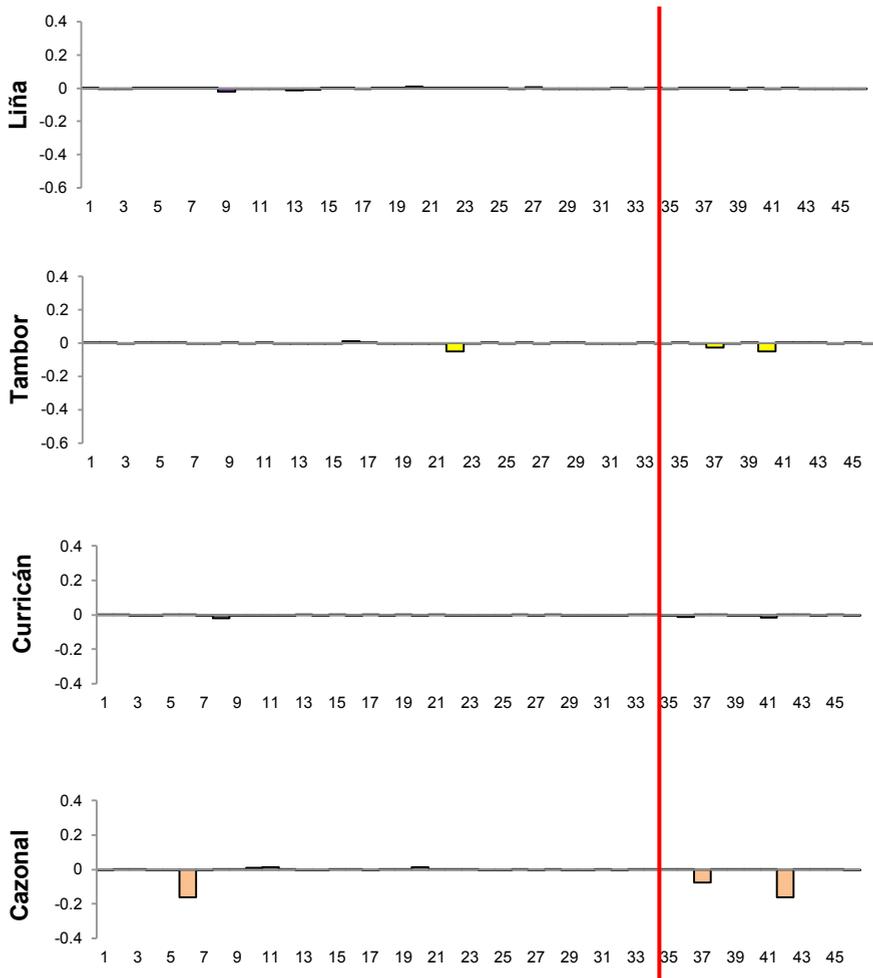
- i. Al igual que ocurre con los grupos relativos a las especies, las diferentes flotas presentan un impacto negativo sobre sí mismas.
- ii. Pese a que el pejeperro es una especie que se puede pescar con nasas, su presencia en el ecosistema marino de Gran Canaria se ha visto enrarecida en los últimos años, sin que apenas existan datos de capturas. El impacto positivo en este caso, así como en los erizos y las medusas, se debe a que las nasas capturan posibles depredadores de estas especies, mientras que la población de tortugas se ve beneficiada al aumentar su disponibilidad de alimento.
- iii. Pescar con cebo vivo, mejora las expectativas de los medregales y pelágicos costeros, al ser sus especies objetivo depredadores de estas especies. Asimismo, este arte de pesca tiene un impacto positivo en el resto de modalidades, a excepción del curricán pues tienen las mismas especies objetivo.

- iv. En el caso del palangre, el dato más relevante es la presión que ejerce este arte sobre las poblaciones de tiburones bentónicos, principalmente sobre cazones (*Mustelus mustelus*) y angelotes (*Squatina squatina*).
- v. El impacto negativo que el cerco ejerce sobre los medregales se debe a que es un arte enfocado hacia los pelágicos costeros, que constituyen el componente principal de la dieta de estas especies.
- vi. La liña o cordel tiene un impacto negativo sobre las especies con mayor TL (grupos funcionales 9-14), mientras que beneficia a los de TL intermedios (grupos funcionales 18-23).
- vii. Para el resto de modalidades de pesca, los impactos directos negativos están relacionados con las especies objetivo de cada arte, y los indirectos positivos se deben a un incremento en la biomasa de determinados grupos funcionales al capturarse sus principales depredadores.



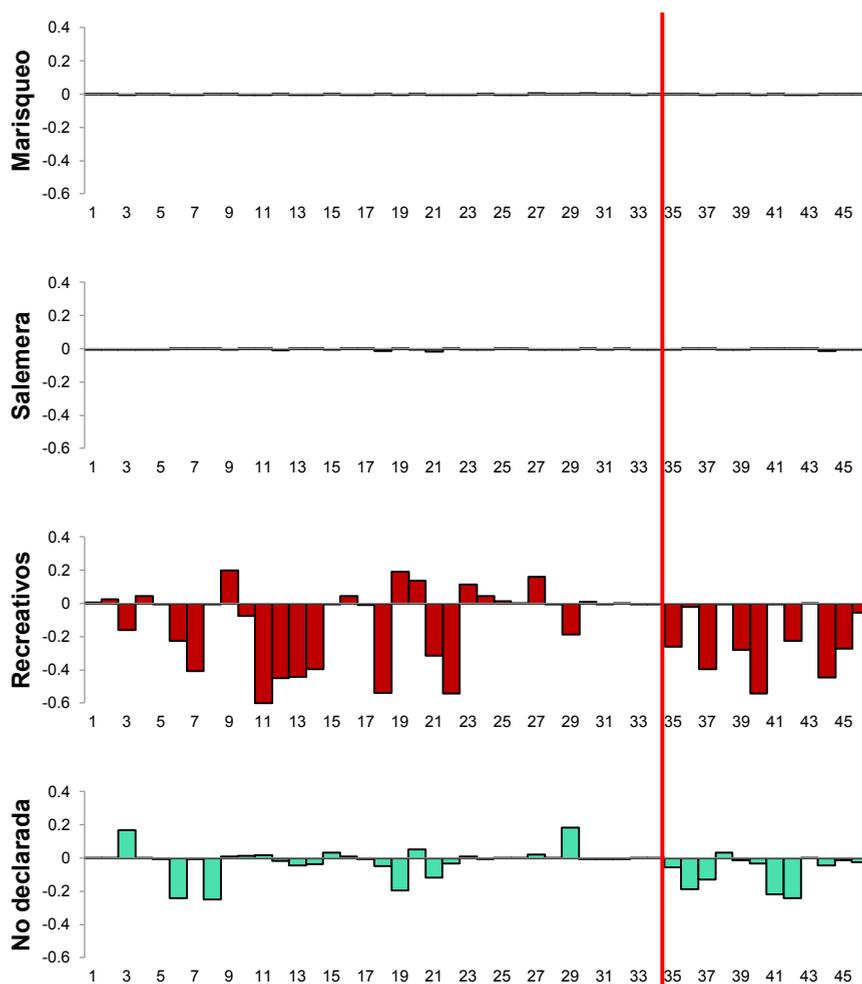
1: Grandes cetáceos; 2: Delfines y zifios; 3: Tortugas; 4: Aves marinas; 5: Tiburones pelágicos; 6: Tiburones bentónicos; 7: Túnidos y similares; 8: Bonito listado; 9: Medregal; 10: Merluza; 11: Grandes serránidos y chernes; 12: Espáridos; 13: *Dentex spp.*; 14: Bocinegro; 15: Pelágicos costeros; 16: Peces epidemersales; 17: Peces mesodemersales; 18: Vieja; 19: Gallo; 20: Pejeperro; 21: Breca; 22: Morenas; 23: Cefalópodos bentónicos; 24: Cefalópodos pelágicos; 25: Crustáceos natantia; 26: Moluscos; 27: Erizos; 28: Bentos; 29: Medusas; 30: Fanerógamas marinas y macroalgas; 31: DSL; 32: Zooplancton; 33: Fitoplancton; 34: Detrito; 35: Nasa; 36: Cebo vivo; 37: Palangre; 38: Cerco; 39: Liña o cordel; 40: Tambor; 41: Curricán; 42: Cazonal; 43: Marisqueo; 44: Salemera; 45: Recreativa; 46: No declarada o ilegal

Figura 4.9a. Análisis de los impactos tróficos mixtos (MTI) de las distintas flotas incluidas en el modelo. La raya roja marca la separación entre los grupos funcionales y los distintos tipos de flotas incluidas en el modelo.



1: Grandes cetáceos; 2: Delfines y zifios; 3: Tortugas; 4: Aves marinas; 5: Tiburones pelágicos; 6: Tiburones bentónicos; 7: Túnidos y similares; 8: Bonito listado; 9: Medregal; 10: Merluza; 11: Grandes serránidos y chernes; 12: Espáridos; 13: *Dentex spp.*; 14: Bocinegro; 15: Pelágicos costeros; 16: Peces epidemersales; 17: Peces mesodemersales; 18: Vieja; 19: Gallo; 20: Pejeperro; 21: Breca; 22: Morenas; 23: Cefalópodos bentónicos; 24: Cefalópodos pelágicos; 25: Crustáceos natantia; 26: Moluscos; 27: Erizos; 28: Bentos; 29: Medusas; 30: Fanerógamas marinas y macroalgas; 31: DSL; 32: Zooplancton; 33: Fitoplancton; 34: Detrito; 35: Nasa; 36: Cebo vivo; 37: Palangre; 38: Cerco; 39: Liña o cordel; 40: Tambor; 41: Curricán; 42: Cazonal; 43: Marisqueo; 44: Salemera; 45: Recreativa; 46: No declarada o ilegal

Figura 4.9b. Análisis de los impactos tróficos mixtos (MTI) de las distintas flotas incluidas en el modelo. La raya roja marca la separación entre los grupos funcionales y los distintos tipos de flotas incluidas en el modelo.



1: Grandes cetáceos; 2: Delfines y zifios; 3: Tortugas; 4: Aves marinas; 5: Tiburones pelágicos; 6: Tiburones bentónicos; 7: Túnidos y similares; 8: Bonito listado; 9: Medregal; 10: Merluza; 11: Grandes serránidos y chernes; 12: Espáridos; 13: *Dentex spp.*; 14: Bocinegro; 15: Pelágicos costeros; 16: Peces epidemersales; 17: Peces mesodemersales; 18: Vieja; 19: Gallo; 20: Pejeperro; 21: Breca; 22: Morenas; 23: Cefalópodos bentónicos; 24: Cefalópodos pelágicos; 25: Crustáceos natantia; 26: Moluscos; 27: Erizos; 28: Bentos; 29: Medusas; 30: Fanerógamas marinas y macroalgas; 31: DSL; 32: Zooplancton; 33: Fitoplancton; 34: Detrito; 35: Nasa; 36: Cebo vivo; 37: Palangre; 38: Cerco; 39: Liña o cordel; 40: Tambor; 41: Curricán; 42: Cazonal; 43: Marisqueo; 44: Salemera; 45: Recreativa; 46: No declarada o ilegal

Figura 4.9c. Análisis de los impactos tróficos mixtos (MTI) de las distintas flotas incluidas en el modelo. La raya roja marca la separación entre los grupos funcionales y los distintos tipos de flotas incluidas en el modelo.

## 4.7. Discusión

El modelo ecosistémico Ecopath incluido en el presente capítulo ha servido para caracterizar la red trófica del ecosistema marino grancanario. A pesar de las limitaciones en cuanto a la información disponible en el área de estudio, así como la incertidumbre que presentan dichos datos, el pedigrí obtenido en el modelo tiene un valor razonable permitiendo que pueda compararse con otros trabajos de áreas similares (Sánchez y Olaso, 2004; Coll *et al.*, 2007; Tsagarakis *et al.*, 2010; Moutopoulos *et al.*, 2013; Torres *et al.* 2013)

Apenas existe información sobre la abundancia de los diferentes grupos incluidos en el modelo, sin embargo son numerosos los estudios referentes a otros aspectos biológicos y ecológicos como son el crecimiento, la reproducción y la alimentación. Las estimaciones de biomasa de las principales comunidades ícticas se realizaron a partir de las estadísticas pesqueras y la estimación de los coeficientes de capturabilidad para cada una de las modalidades o artes de pesca. Pese a lo que cabría esperar, los datos obtenidos con esta metodología resultaron lógicos y coherentes con el área de estudio, ya que no hubo que realizar ningún ajuste desproporcionado para poder equilibrar el modelo.

Una curiosidad que presenta este modelo trófico y que lo hace diferente al resto de modelos publicados, es que se ha podido definir un grupo para los organismos que habitan en la capa de reflexión profunda (DSL) incluyendo datos de biomasa y consumo propios del área de estudio. Otros trabajos como el de Morato *et al.* (2009) han intentado incorporar la DSL en sus modelos, sin embargo, la falta de información biológica y ecológica de estos organismos obliga a distribuirlos entre los otros grupos funcionales incluidos en los modelos.

En términos generales, los resultados obtenidos para los niveles tróficos son coherentes con los resultados obtenidos en áreas similares y los valores de mortalidad natural están en concordancia con los resultados obtenidos en diferentes trabajos realizados en el área de estudio (Martínez-Saavedra, 2011).

De los resultados obtenidos con los índices de especies clave y la matriz de impactos tróficos mixtos, se concluye que en la zona bentodemersal predomina un control de tipo “bottom-up”, mientras que en la zona pelágica, depredadores intermedios como los cefalópodos, son más relevantes para el ecosistema.

El nivel trófico medio de la captura presenta un valor elevado, indicativo de que la pesquería está enfocada a las especies de los niveles tróficos superiores. Estos resultados son similares a los obtenidos en el Mar Cantábrico (Sánchez y Olaso, 2004), el Golfo de Cádiz (Torres *et al.*, 2013), Mar Mediterráneo (Coll *et al.*, 2006; Tsagarakis *et al.*, 2010; Moutopoulos *et al.*, 2013) y Océano Atlántico (Stobberup *et al.*, 2004; Morato *et al.*, 2009). Las tasas de explotación pesquera de los serránidos y chernes, tiburones bentónicos, espáridos, viejas y gallos, exceden los límites recomendables para una pesca sostenible (Mertz y Myers, 1998), lo que puede inducir al colapso de estos stocks en caso de no adoptar políticas regulatorias.

La producción primaria requerida para sostener las capturas (PPR) permite cuantificar la huella ecológica de la pesca, dado que ésta se mide como la relación entre la productividad de los ecosistemas y el consumo humano (Wackernagel y Rees, 1996). En el modelo de Gran Canaria, la producción primaria necesaria para sostener la pesquería obtuvo un valor del 21,22%, el cual es similar al que cabría esperar en zonas tropicales (24,2%) y zonas afectadas por procesos de afloramiento (25,1%) (Pauly y Christensen, 1995). Cuando se tienen en consideración el detrito y los productores primarios, la PPR alcanza un valor del 46,2%. Estos valores indican dos cosas: que la pesca tiene un impacto elevado sobre el ecosistema, y la importancia de los organismos detritívoros, tales como crustáceos, moluscos u organismos de la DSL, en las capturas.

En cuanto a las modalidades de pesca, los resultados más notables se observan en los pescadores recreativos, puesto que son los que ejercen mayor impacto negativo sobre el ecosistema marino y sobre el resto de artes o modalidades al competir por los mismos recursos.

# Capítulo 5

## Modelización ecológica: Simulaciones temporales y espaciales

### 5.1. Introducción

Los modelos ecológicos son los que representan de manera más amplia los procesos que ocurren en los ecosistemas y cómo afectan éstos a las especies que allí habitan. Además, pueden servir para elaborar estrategias de ordenación pesquera o para plantear un enfoque ecosistémico de la pesca (Plaganyi, 2007). Por otra parte, estos modelos sirven tanto para validar las estrategias de gestión vigentes, o para simular posibles escenarios que permitan una evaluación más minuciosa de los procesos de ordenación pesquera y los problemas derivados de la misma.

El programa Ecopath, descrito en el capítulo anterior, incorpora un módulo de simulación temporal denominado Ecosim (Walters *et al.*, 1997), que permite realizar predicciones de cambios en las biomásas relativas de los diferentes grupos funcionales bajo diferentes supuestos. En la mayoría de trabajos publicados, estos supuestos incluyen variaciones del esfuerzo pesquero, cambios en la mortalidad por pesca o factores climáticos (Arreguín-Sánchez *et al.*, 2004; Okey *et al.*, 2004; Pinnegar y Polunin, 2004; Coll *et al.*, 2013a,b).

Para complementar los resultados obtenidos con el módulo Ecosim, el programa Ecopath cuenta con una herramienta adicional que permite evaluar los recursos, considerando simultáneamente el tiempo y el espacio. Este módulo recibe el nombre Ecospace (Walters *et al.*, 1999) y, aunque no considera todos los posibles procesos físicos y climáticos que tienen lugar en el ecosistema, sí incluye aquellos que

son más relevantes (pesca, áreas marinas protegidas, viento, dinámica oceánica, productividad del área, migración, costes de la unidad de esfuerzo, entre otros).

Una de las aplicaciones más interesantes del Ecospace es la creación de áreas marinas protegidas (AMP), permitiendo definir zonas geográficas donde se puede controlar el esfuerzo pesquero, permitiendo o no el acceso a las diferentes flotas (Beattie *et al.*, 2002; Le Quesne *et al.*, 2008; Chen *et al.*, 2009). Estas áreas protegidas sirven a su vez como zona de refugio para las especies que allí habitan, favoreciendo su reproducción y, por definición, contribuir a la protección de la biodiversidad (McGarvey y Willison, 1995; Rakitin y Kramer, 1996; Russ y Alcalá, 1996; Halpen y Warner, 2002).

A partir de las diferentes simulaciones espaciales y temporales se pretende evaluar el efecto que tienen las estrategias de pesca sobre los diferentes stocks, examinando los cambios en la biomasa de los diferentes grupos a lo largo del tiempo y el espacio. Con esto se pretende constatar el declive o recuperación de cada uno de estos grupos mientras se examinan estrategias enfocadas al uso sostenible de los recursos, en especial los de interés pesquero.

## **5.2. Metodología**

### **5.2.1. Módulo dinámico Ecosim**

El módulo Ecosim ofrece la posibilidad de realizar simulaciones dinámicas a partir de los resultados obtenidos con el modelo trófico Ecopath. Para ello, Ecosim emplea una serie de ecuaciones diferenciales acopladas, que derivan de la primera ecuación maestra del módulo Ecopath (4.1), y que se definen de la siguiente manera:

$$\frac{dB_i}{dt} = g_i \sum_j Q_{ji} - \sum_j Q_{ij} + I_i - (MO_i + F_i + e_i)B_i \quad (5.1)$$

donde  $dB_i/dt$  representa la tasa de crecimiento durante el intervalo de tiempo  $dt$  del grupo  $i$  en términos de su biomasa  $B_i$ ;  $g_i$  es la eficiencia de crecimiento neto (también puede expresarse como la relación  $P/Q$ );  $MO_i$  es la mortalidad natural no causada por la depredación;  $F_i$  es la de mortalidad por pesca,  $e_i$  es la tasa de emigración,  $I_i$  es la tasa de inmigración ( $e_i \cdot B_i - I_i$  es la tasa neta de migración). El  $\sum_j Q_{ji}$  expresa el consumo total del grupo  $i$  y el  $\sum_j Q_{ij}$  expresa la depredación de todos los grupos  $j$  sobre  $i$ .

El modelo Ecopath es estático, lo que implicaría una disponibilidad total de las presas frente a los depredadores. Para solucionar esto, se implementó en el módulo Ecosim la forma de poder definir un límite de la cantidad de presa disponible para cada depredador en un momento dado. Esto se conoce como la teoría del "Foraging Arena" (área de alimentación) y se aplica en los cálculos de las tasas de consumo de la ecuación anterior, asumiendo que las presas no se encuentran disponibles todo el tiempo, sino que muestran comportamientos que las hacen más o menos vulnerables a la predación. Así, la biomasa de un grupo  $i$  se divide entre una fracción vulnerable y otra fracción no vulnerable a los depredadores (Walters et al., 1997). La tasa de transferencia ( $v$ ) entre estos componentes determinará el tipo de control de cada interacción depredador-presa (bottom-up, top-down o una combinación de ambos).

Teniendo en cuenta la teoría anterior, la tasa de consumo  $Q_{ij}$  para cada interacción depredador-presa queda definida de la siguiente forma:

$$Q_{ij} = \frac{a_{ij} \cdot v_{ij} \cdot B_i \cdot B_j \cdot T_i \cdot T_j \cdot S_{ij} \cdot M_{ij} / D_j}{v_{ij} + v_{ij} \cdot T_i \cdot M_{ij} + a_{ij} \cdot M_{ij} \cdot B_j \cdot S_{ij} \cdot T_j / D_j} \quad (5.2)$$

donde  $a_{ij}$  es la tasa de búsqueda efectiva de la presa  $i$  por parte de los depredadores  $j$ ;  $v_{ij}$  es la tasa de transferencia de biomasa entre estados vulnerables e invulnerables a la predación;  $B_i$  representa la biomasa de la presa  $i$ ;  $B_j$  es la biomasa del depredador  $j$ ;  $T_i$  y  $T_j$  son los tiempos relativos empleados en la alimentación de la presa y depredador, respectivamente;  $S_{ij}$  es un factor definido por el usuario para incluir efectos ambientales a corto o largo plazo;  $M_{ij}$  representa un factor de mediación, y  $D_j$  representa los efectos de la limitación del cociente de consumo (Walters et al., 1997, 2000; Christensen y Walters, 2004; Christensen et al., 2008).

El módulo Ecosim define por defecto un tipo de control mixto para las vulnerabilidades ( $v=2$ ), pero este valor puede modificarse para adaptarlo a las características del ecosistema de estudio y las especies que lo conforman a fin de obtener un mejor ajuste del modelo. Los valores bajos de vulnerabilidad indican un control por parte de las presas y valores altos un control de los depredadores.

### 5.2.1.1. Datos

Se han realizado diferentes simulaciones dinámicas temporales a partir del modelo de masas Ecopath ya ajustado para la isla de Gran Canaria, tomando el 2005 como año de partida.

Para un mejor ajuste del modelo se incorporó una serie temporal que comprende el periodo 2005-2013, que presenta datos de capturas y de esfuerzo pesquero desglosado para cada una de las flotas o modalidades de pesca presentes en el estudio. Los datos de capturas procedentes de los puntos de primera venta que se encuentran en la isla de Gran Canaria y los datos de esfuerzo pesquero han sido facilitados por la Viceconsejería de Pesca del Gobierno de Canarias.

Para cuantificar las capturas no declaradas o ilegales se utilizaron los porcentajes asumidos para el año 2005 y que se pueden encontrar en el apartado 4.2.4.5.

Durante el periodo 2005-2013 se multiplicaron por siete el número total de licencias de pesca recreativas vigentes. Más del 90% de estas licencias son de la modalidad de tercera clase, que autorizan la pesca de recreo efectuada desde tierra o desde embarcación sin utilizar curricán de superficie. Debido a la heterogeneidad que existe en los datos de captura dependiendo del tipo de licencia (y por tanto de la modalidad de pesca), y a que la mayoría de licencias de tercera clase se emplean para pescar desde la orilla, se aplicaron diferentes rendimientos de captura por jornada para estimar la captura total de los recreativos en los diferentes años. Para ello se tomó en consideración las estimaciones dadas por Castro *et al.*, (2010) donde, en promedio, un pescador de orilla captura 6,8 Kg/jornada, un pescador desde embarcación obtiene 20,8 Kg/jornada y uno submarino 11,9 Kg/jornada. Estos valores son más restrictivos, ya que la captura media estimada (15,16 Kg/jornada), es muy inferior a los 128,16 Kg/jornada dados por MAPyA (2006) para Gran Canaria.

La vulnerabilidad se ha dejado con el valor por defecto que ofrece el programa para todos los grupos, es decir,  $v=2$ .

#### **5.2.1.2. Escenarios de simulación temporal**

Se desarrollaron diferentes escenarios de explotación pesquera que han servido para realizar una exploración preliminar de los efectos asociados a la mortalidad por pesca y los cambios experimentados en el nivel de capturas y biomasa de los stocks.

A fin de reducir la variabilidad y conservar las tendencias de los cambios propuestos en cada uno de los escenarios, se plantearon medidas de gestión a corto y medio plazo. No obstante, debido a que las estrategias enfocadas exclusivamente en la reducción del esfuerzo artesanal mostraban modelos muy similares, independientemente del porcentaje de reducción que se aplicase, sólo se incluyó uno de estos escenarios en el estudio final. También se incluye un escenario que muestra

la progresión de esfuerzo previsible si no se aplica ninguna medida de gestión. Todos los escenarios propuestos se detallan a continuación:

- i. Escenario 1: no se aplica ninguna medida regulatoria para comprobar qué pasaría con los diferentes stocks si continúa aumentando el esfuerzo con la progresión actual. Para simular las series de esfuerzo de las diferentes flotas o modalidades de pesca, se emplearon regresiones lineales a partir de los datos disponibles.
- ii. Escenario 2: reducción del 50% del esfuerzo de la flota artesanal en el 2015 y, a partir de ahí, se mantiene constante hasta el 2030. El esfuerzo ejercido por los pescadores recreativos no se regula y continúa con la progresión esperada, pero desaparece la pesca no declarada o ilegal a partir del 2015.
- iii. Escenario 3: reducción del 50% de todas las flotas (artesanal y recreativa) desde el 2015 y, a partir de ahí, permanece constante hasta el 2030. Desaparece la pesca no declarada o ilegal a partir del 2015.
- iv. Escenario 4: en el año 2015 y hasta el 2030, se plantea una reducción del esfuerzo de la flota artesanal, para cada una de las artes de pesca, así como de la flota recreativa. Para ello, se establece una cuota máxima de captura tomando como referencia el año de máxima captura en el periodo 2005-2013 y se ajusta el esfuerzo de manera que los pescadores artesanales obtengan el 90% de las capturas totales y los recreativos el 10% restante. Este valor se aproxima más al valor promedio del 5% de captura total que los recreativos obtienen en otras regiones del mundo (Trujillo-Santana, 2013). Desaparecen las capturas no declaradas o ilegales a partir del 2015.

### **5.2.2. Módulo espacial Ecospace**

El módulo Ecospace es una herramienta de simulación espacial que toma los datos de partida empleados para definir el modelo Ecopath y los escenarios temporales creados con el módulo Ecosim. Para poder representar las variaciones espaciales de las biomásas resultantes de los escenarios, hay que crear una matriz de celdas de dos dimensiones (mapa), donde cada celda cuenta con su respectivo sistema de ecuaciones diferenciales (5.1 y 5.2) (Walters et al., 1999). El tamaño de cada celda es definido por el usuario en el programa atendiendo a su área de estudio.

Las variaciones espaciales de las biomásas resultantes de los diferentes escenarios, se obtienen teniendo en cuenta las siguientes consideraciones:

- i. Los movimientos de una celda a sus cuatro adyacentes son simétricos, aunque se modifican dependiendo de si la celda está definida como un hábitat preferido o no para cada grupo.
- ii. En los hábitats no preferidos se asume un incremento en el riesgo de depredación y una disminución en la tasa de alimentación.
- iii. Existe un nivel de esfuerzo pesquero asignado a cada celda.

A continuación se detalla el proceso de construcción para los diferentes modelos espaciales, uno por cada escenario modelizado con Ecosim, donde se pretende mostrar el efecto que tienen las diferentes estrategias de gestión pesquera en el ecosistema así como su viabilidad en términos biológicos.

#### **5.2.2.1. Mapa base**

El primer paso consiste en definir las dimensiones y el ámbito del mapa que se incluye en el análisis espacial. Debido al gran número de estimaciones que debe realizar el programa, no suele ser recomendable definir mapas con celdas muy pequeñas (alta resolución). En este caso, debido a que se trata de un área relativamente pequeña (aguas comprendidas entre 0 y 1000 m.), el mapa base se

definió de 34x40 celdas, cada una de ellas de 2 kilómetros de lado (4 Km<sup>2</sup>), sin que se presentasen problemas durante la ejecución de los modelos.

Una vez generado el mapa, se añadieron las diferentes capas que actúan como condicionantes en la distribución de la biomasa, las cuales pueden agruparse en:

- i. Capa para diferenciar qué celdas corresponden al océano y cuáles a tierra (isla de Gran Canaria).
- ii. Capas para definir los diferentes hábitats presentes en el ecosistema.
- iii. Capas para establecer regiones dentro del ecosistema. Las regiones pueden coincidir con los hábitats o pueden representar áreas de gestión que pueden tener o no importancia biológica (Christensen et al., 2008).
- iv. Capas para asignar áreas marinas protegidas (AMP). Éstas pueden ser abiertas o cerradas y puede definirse su estacionalidad.

### **5.2.2.2. Escenarios de simulación espacial**

Se representaron cinco escenarios de simulación espacial, cuatro se correspondieron con los escenarios descritos anteriormente en el módulo Ecosim y se estimó un escenario adicional basándose en el cuarto escenario. Este nuevo escenario contempla áreas de pesca diferenciadas para pescadores profesionales y pescadores recreativos y la implantación de tres áreas marinas protegidas donde se prohíbe completamente la pesca durante todo el año.

**5.2.2.3. Definición de hábitats y regiones**

En el módulo Ecospace, cada hábitat se corresponde con un subconjunto de celdas que comparten ciertas características que afectan a la alimentación y supervivencia de las especies que habitan en ellos (Christensen et al., 2008).

La información necesaria para el dimensionamiento del mapa base y la distribución de los hábitats fue, en parte, facilitada por D. Alberto Bilbao (GMR-Canarias).

Los primeros cuatro escenarios comparten mapa base, para el cual se definieron 5 tipos de hábitats y 5 regiones coincidentes con cada uno de los mismos, empleando criterios de profundidad y tipo de fondo. (Fig. 5.1).

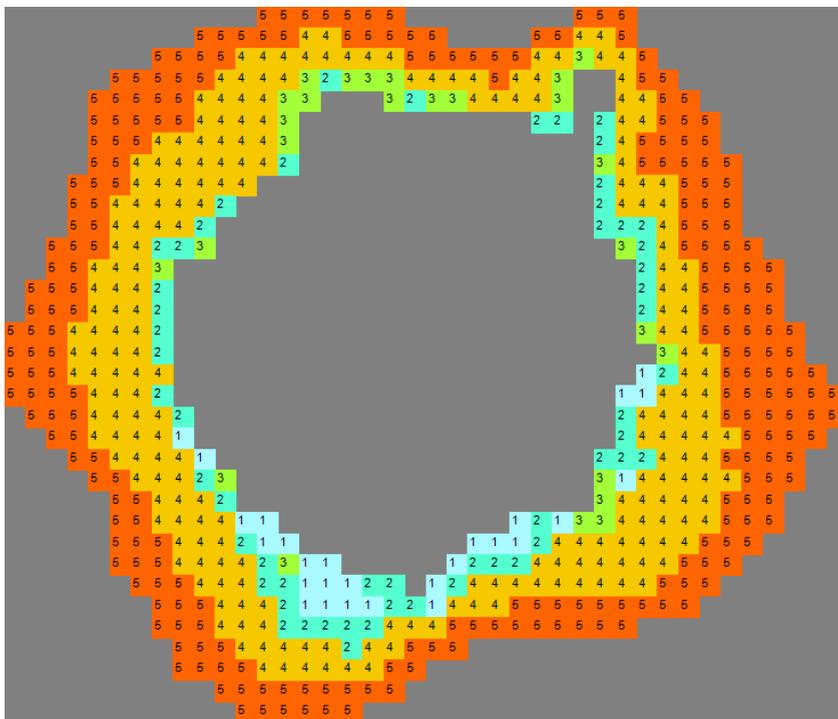


Figura 5.1. Definición espacial de los hábitats y regiones considerados para los escenarios 1-4 con el módulo Ecosim. 1: 0-50 m. sebadales; 2: 0-50 m. rocas; 3: 0-50 m. arena; 4: 50-200 m.; 5: 200-1000 m.

El quinto escenario surge para complementar el escenario 4 propuesto en Ecosim, ajustándolo a un modelo de ordenación pesquera de Gran Canaria basado en la cogestión (Castro-Hernández y Bilbao-Sieyro, 2013). Para ello se definió un nuevo mapa que incluye 3 áreas marinas protegidas y áreas de explotación diferenciadas para pescadores profesionales y pescadores recreativos (Fig. 5.2.). Para que el programa pudiese interpretar correctamente las especificaciones de este nuevo escenario de explotación con áreas exclusivas de pesca, los 5 hábitats incluidos en el mapa anterior (Fig. 5.1.) se duplicaron, para poder asignar unos a pescadores artesanales y otros a deportivos. Al igual que en el caso anterior se definió una región para cada hábitat.

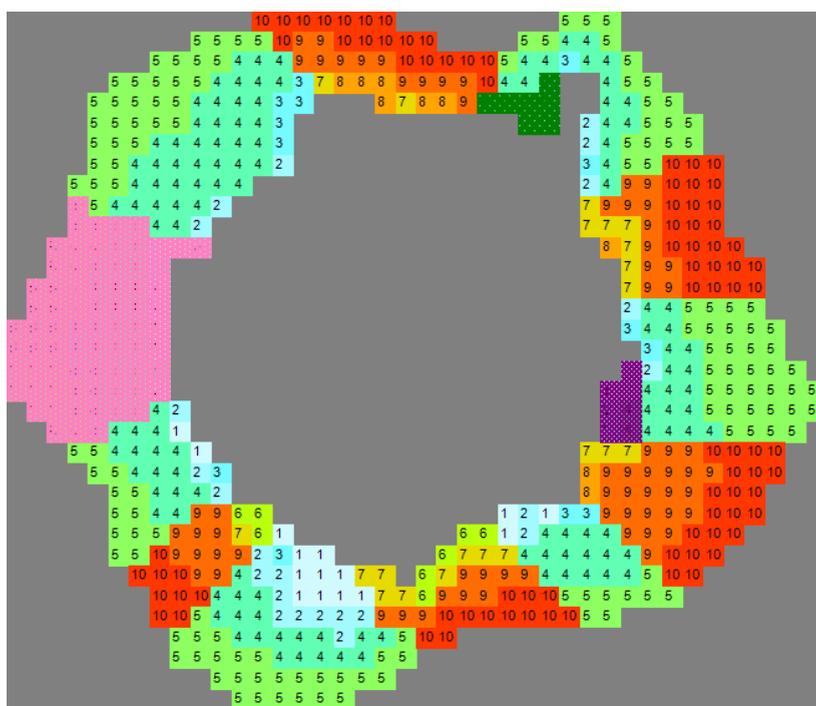


Figura 5.2. Definición espacial de los hábitats y regiones considerados para el escenario 5. **1:** 0-50 m. sebedales área profesionales; **2:** 0-50 m. rocas área profesionales; **3:** 0-50 m. arena área profesionales; **4:** 50-200 m. área profesionales; **5:** 200-1000 m. área profesionales; **6:** 0-50 m. sebedales área recreativos; **7:** 0-50 m. rocas área recreativos; **8:** 0-50 m. arena área recreativos; **9:** 50-200 m. área recreativos; **10:** 200-1000 m. área recreativos; **rosa:** AMP La Aldea; **verde:** AMP Las Canteras; **lila:** AMP Gando-Arinaga.

#### **5.2.2.4. Preferencia de hábitats y tasas de dispersión**

Una vez definidos los hábitats en el mapa, es necesario asignar el hábitat preferido a cada uno de los grupos funcionales incluidos en el modelo Ecopath. En este sentido, se considera como hábitat preferente aquel ambiente en el que el grupo en cuestión estará más adaptado. Para ello se tienen en cuenta las siguientes consideraciones (Christensen et al., 2008):

- i. Las tasas de alimentación, y por tanto sus tasas de crecimiento, son mayores en los hábitats preferidos que en el resto.
- ii. La tasa de supervivencia es mayor y la tasa de depredación es menor en los hábitats preferidos.
- iii. La tasa de movimiento es mayor fuera de los hábitats preferidos, es decir, la tasa de movimiento se genera de un área no preferida a una preferida.

Se asumió que las aves marinas, los grupos planctónicos y el detrito, no muestran preferencia por ningún área en particular. Para el resto de grupos funcionales se consultó la bibliografía existente en el área de estudio (Brito et al., 2002; Espino et al., 2006; Espino et al., 2008). En los casos en que fue necesario, se complementó con la información facilitada en SeaLifeBase (Palomares et al., 2014) (Tabla 5.1). Para la simulación que incluye áreas de pesca diferenciadas para pescadores profesionales y recreativos, se estimaron los porcentajes de preferencia de hábitat teniendo en cuenta el tamaño de las áreas asignadas a cada flota (Tabla 5.2).

## Capítulo 5. Simulaciones temporales y espaciales

Tabla 5.1. Asignación de hábitats preferidos de distribución para cada uno de los grupos funcionales. Los valores oscilan entre 0 y 1, considerando este último como una preferencia por ese hábitat del 100%.

Grupos funcionales	Todos	0-50 m sebadales	0-50 m rocas	0-50 m arena	50-200 m.	200- 1000 m.
Grandes cetáceos	0	0	0	0	0	1
Delfines y zifios	0	0	0	0	1	0
Tortugas	0	0,04	0	0	0,16	0,8
Aves marinas	1	0	0	0	0	0
Tiburones pelágicos	0	0	0	0,1	0,9	0
Tiburones bentónicos	0	0,1	0	0,6	0,3	0
Túnicos y similares	0	0	0	0	0,5	0,5
Bonito listado	0	0	0	0	0,5	0,5
Medregales	0	0	0	0	1	0
Merluza	0	0	0	0	0	1
Grandes serránidos y chernes	0	0,21	0,36	0,03	0,4	0
Espáridos	0	0,21	0,36	0,03	0,4	0
Samas	0	0,21	0,36	0,03	0,4	0
Bocinero	0	0,21	0,36	0,03	0,4	0
Pelágicos costeros	0	0	0	0	1	0
Peces epidemersales	0	0,14	0,24	0,02	0,6	0
Peces mesodemersales	0	0	0	0	0	1
Vieja	0	0,5	0,5	0	0	0
Gallos	0	0,15	0,25	0,6	0	0
Pejeperro	0	0,25	0,75	0	0	0
Breca	0	0,21	0,36	0,03	0,4	0
Morenas	0	0	0,8	0	0,2	0
Cefalópodos bentónicos	0	0,25	0,7	0,05	0	0
Cefalópodos pelágicos	0	0	0	0	0,2	0,8
Crustáceos natantia	0	0	0	0	0	1
Moluscos	0	0,2	0,7	0,1	0	0
Erizos	0	0	1	0	0	0
Bentos	0	0,3	0,6	0,1	0	0
Medusas	1	0	0	0	0	0
Fanerógamas marinas y macroalg,	0	1	0	0	0	0
DSL	0	0	0	0	0	1
Zooplancton	1	0	0	0	0	0
Fitoplancton	1	0	0	0	0	0
Detrito	1	0	0	0	0	0

Tabla 5.2. Asignación de hábitats preferidos de distribución para cada uno de los grupos, diferenciando pescadores profesionales y pescadores recreativos. Los valores oscilan entre 0 y 1, considerando este último como una preferencia por ese hábitat del 100%.

Grupos funcionales	Todos los hábitats	Hábitats pescadores artesanales					Hábitats pescadores recreativos				
		0-50 m sebadales	0-50 m rocas	0-50 m arena	50-200 m.	200- 1000 m.	0-50 m sebadales	0-50 m rocas	0-50 m arena	50-200 m.	200- 1000 m.
<b>Grandes cetáceos</b>						0,660					0,340
<b>Delfines y zifios</b>					0,700					0,300	
<b>Tortugas</b>		0,028			0,112	0,528	0,012			0,048	0,272
<b>Aves marinas</b>	1										
<b>Tiburones pelág.</b>				0,065	0,630				0,035	0,270	
<b>Tiburones bentónicos</b>		0,070		0,390	0,210		0,030		0,210	0,090	
<b>Túnidos y similares</b>					0,350	0,330				0,150	0,170
<b>Bonito listado</b>					0,350	0,330				0,150	0,170
<b>Medregales</b>					0,700					0,300	
<b>Merluza</b>						0,660					0,340
<b>Grandes serránidos y chernes</b>		0,147	0,223	0,020	0,280		0,063	0,137	0,011	0,120	
<b>Espáridos</b>		0,147	0,223	0,020	0,280		0,063	0,137	0,011	0,120	
<b>Samas</b>		0,147	0,223	0,020	0,280		0,063	0,137	0,011	0,120	
<b>Bocinegro</b>		0,147	0,223	0,020	0,280		0,063	0,137	0,011	0,120	
<b>Pelágicos costeros</b>					0,700					0,300	
<b>Peces epidemersales</b>		0,098	0,149	0,013	0,420		0,042	0,091	0,007	0,180	
<b>Peces mesodemersales</b>						0,660					0,340

(continúa)



El modelo trófico Ecopath es estático y asume que los organismos están distribuidos de manera homogénea en el área de estudio. Sin embargo, el módulo Ecospace considera que una fracción de la biomasa de cada celda  $B$ , se encuentra en movimiento a una tasa  $m$  (km/año) (Fig. 5.3). Las flechas representan los vínculos que cada celda tiene con sus adyacentes en el módulo Ecospace. Los subíndices  $x$  e  $y$  representan la posición de cada celda en el mapa (fila y columna, respectivamente).

Este parámetro surge como resultado de los movimientos al azar que se producen dentro del ecosistema. Por ello, no debe confundirse con una tasa de migración que cuenta con una direccionalidad concreta.

En el área de estudio no existen datos de marcado y recaptura que puedan emplearse para estimar las tasas de dispersión, por lo que para construir los modelos se han empleado los valores de  $m$  que el programa tiene por defecto.

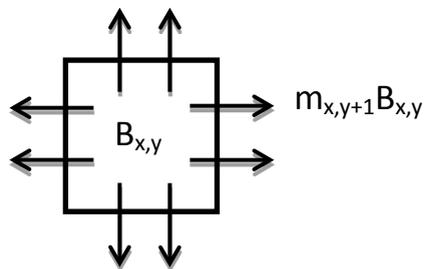


Figura 5.3. Representación gráfica de la tasa de dispersión.

#### 5.2.2.5. *Asignación de flotas pesqueras*

Por último, se establecieron las áreas donde opera cada una de las flotas definidas en el modelo Ecopath. La asignación de flotas o modalidades de pesca, se realizó atendiendo a la distribución de las especies objetivo y a las características de las artes de pesca empleadas (Tabla 5.3). La asignación de flotas para el escenario

que contempla áreas de manejo diferenciadas para pescadores artesanales y recreativos, así como tres áreas marinas protegidas, se encuentra en la Tabla 5.4. Las áreas que se asignaron a las flotas/modalidades de pesca artesanal coinciden en su mayor parte con las áreas donde las flotas de las distintas cofradías y cooperativas de pescadores de la isla realizan más del 80% de su actividad extractiva, en las cercanías de los respectivos puertos base. Por otra parte, las áreas asignadas a organizaciones o federaciones de pesca recreativa coinciden igualmente con la proximidad de puertos o marinas donde la concentración de embarcaciones de pesca de recreo es muy significativa (J.J. Castro, Comm. Pers.).

Al definir las áreas marinas protegidas, se ha limitado completamente el acceso a las mismas, es decir, no se puede practicar ninguna modalidad de pesca en sus aguas en ninguna época del año durante todo el periodo de simulación. Igualmente, estas áreas protegidas se han establecido a partir de las iniciativas que han tenido lugar a lo largo de las últimas décadas para su implantación en aguas de Gran Canaria (i.e. Las Canteras y Gando-Arinaga), a las cuales se ha añadido una tercera en la vertiente oeste de la isla (Castro-Hernández, 2013b).

Tabla 5.3. Asignación de las diferentes flotas a los hábitats definidos en los modelos Ecospace.

Flotas	Todos los hábitats	0-50 m sebadales	0-50 m rocas	0-50 m arena	50-200 m.	200-1000 m.
Nasa		✓	✓	✓	✓	
Cebo vivo	✓					
Palangre					✓	✓
Cerco					✓	✓
Liña	✓					
Tambor de morenas		✓	✓	✓		
Curricán	✓					
Cazonal		✓	✓	✓	✓	
Marisqueo			✓			
Salemera		✓	✓	✓	✓	
Recreativos	✓					
No declarada	✓					



Una vez completada la configuración general de los modelos, se procedió a realizar las simulaciones para cada uno de los escenarios propuestos en Ecosim. Los resultados finales mostrarán mapas de distribución de biomasa de cada uno de los grupos funcionales y variaciones en la distribución de esfuerzo para cada una de las flotas.

Inicialmente, el programa parte de la situación estática del modelo ajustado Ecopath, pero en los pasos siguientes del algoritmo la distribución de la biomasa de cada grupo varía sobre el mapa. Esto es debido a que las especies se mueven en función del valor de  $m$  asignado, alimentándose de otras especies y siendo a su vez depredados.

Para poder realizar las predicciones espaciales de las diferentes flotas pesqueras, Ecospace considera que la mortalidad por pesca ( $F$ ) se distribuye en cada celda proporcionalmente a la suma del producto de las biomazas de todos los grupos, la capturabilidad y la rentabilidad de pescar las especies objetivo, incluyendo los costes que se generan (Christensen et al., 2008). Por lo tanto, y asumiendo que existen  $N$  celdas representando el área marina de estudio, cada flota pesquera  $k$  ocasiona una tasa total de mortalidad por pesca  $NF_k$ . Para cada paso de la simulación, esta tasa está distribuida entre las celdas,  $c$ , en proporción a los pesos  $G_{kc}$ :

$$G_{kc} = O_{kc} \cdot U_{kc} \cdot \frac{\sum_i p_{ki} \cdot q_{ki} \cdot B_{ic}}{C_{kc}} \quad (5.3)$$

donde,  $O_{kc}$  es 1 si la celda  $c$  permite la pesca para la flota  $k$ , y es 0 si la flota  $k$  no puede pescar ahí;  $U_{kc}$  es 1 si la flota  $k$  puede operar en el tipo de hábitat asignado a la celda  $c$ , y es igual a 0 si no puede;  $p_{ki}$  es el precio relativo que la flota  $k$  percibe por pescar cada grupo  $i$ ;  $q_{ki}$  es la capturabilidad de cada grupo  $i$  para cada flota  $k$ ;  $B_{ic}$  es la biomasa de cada grupo  $i$  en la celda  $c$ ; y  $C_{kc}$  son los costes de cada flota  $k$  por operar en la celda  $c$ .

Basándonos en la ecuación anterior, la tasa total de mortalidad por pesca ( $F_{kc}$ ) para el conjunto de celdas es :

$$F_{kc} = \frac{N \cdot F_k \cdot G_{kc}}{\sum_c G_{kc}} \quad (5.4)$$

La mortalidad por pesca para cada grupo funcional  $i$  y celda  $c$ , es:

$$F_{ic} = \sum_k F_{kc} \cdot q_{ki} \quad (5.5)$$

### 5.3. Resultados

#### 5.3.1. Simulaciones dinámicas temporales

Tras obtener los primeros resultados, y en vista de las bajas biomásas relativas de la mayoría de especies objetivo en los tres primeros escenarios, se optó por comprobar esas mismas estrategias de gestión a corto plazo, tomando como año límite el 2020. Las variaciones entre la biomasa inicial ( $B_i$ ) en el año 2005 y la biomasa final ( $B_f$ ), en los años 2020 y 2030 de los grupos funcionales con interés pesquero, se puede consultar en la Tabla 5.5.

Los resultados obtenidos en el escenario 1 (Fig. 5.4), ofrecen una visión clara de lo que ocurrirá con las principales especies comerciales en caso de continuar con la ordenación pesquera actual (manteniendo las mismas tendencias que entre 2005 y 2014). De los veintiún grupos que contienen especies de interés para el sector pesquero, al compararlos con los datos del 2005, trece habrían perdido más del 90% de su biomasa relativa en el 2020. Las previsiones para esos mismos grupos en el 2030 sugieren pérdidas de biomasa en torno al 100% (Tabla 5.5). No obstante, se observa un incremento en las biomásas de los peces pelágicos costeros, cefalópodos bentónicos, cefalópodos pelágicos y crustáceos natantia, debido a la disminución de la

biomasa de sus depredadores. Las poblaciones de gallos y moluscos se mantendrían estables por este mismo motivo (Fig. 5.4).

Pese a la significativa reducción del esfuerzo de los pescadores profesionales, el escenario 2 muestra resultados muy similares a los anteriores, sin que se observen mejoras sustanciales en las biomazas de las especies objetivo (Fig.5.5, Tabla 5.5). Esto indica, por un lado, que el esfuerzo pesquero continúa en niveles demasiado elevados para que resulte sostenible para el ecosistema, y por otro, la necesidad de establecer medidas de regulación para la pesca recreativa en la isla de Gran Canaria.

Si comparamos el tercer escenario (Fig. 5.6) con los dos anteriores, se observan mejoras en las biomazas de los siguientes grupos objetivo: medregales, peces epidemersales, peces mesodemersales, gallos, pejeperro y morenas (Tabla 5.5). El aumento de la biomasa de pejeperro, si comparamos con los datos de inicio del modelo (Fig. 5.6) y con los primeros escenarios, estaría relacionado casi exclusivamente con la disminución del esfuerzo pesquero de los recreativos.

Por otra parte, el escenario 4 (Fig. 5.7), el más conservador de los propuestos, es el que presenta mejores resultados en términos biológicos, tanto a corto como a medio plazo (Tabla 5.5), lo que indica que la tendencia de los cambios se mantiene estable a lo largo del tiempo. En este último escenario, los medregales y gallos muestran un patrón más irregular que el resto de grupos (Fig. 5.7), probablemente relacionado con la capacidad de carga de estas especies en el ecosistema. Los grandes serránidos y chernes son el único grupo que todavía presenta valores bajos de biomasa (Tabla 5.5), pero si comparamos con los datos obtenidos en el año 2020, cabe esperar una recuperación de este grupo a largo plazo de mantenerse las medidas de gestión. De los grupos más beneficiados con este escenario, caben destacar los tiburones bentónicos y las brechas, que en el 2005 presentaban signos de sobreexplotación (Ver tabla 4.7) y en el 2030 presentarían un incremento de su biomasa del 255% y 81% respectivamente (Tabla 5.5). Las samas y bocinegros, que también mostraban tasas de explotación elevadas, experimentarían un aumento de la biomasa en torno al 11% al final del periodo de simulación.

Tabla 5.5. Resultados comparando la biomasa inicial (Bi) y la biomasa final (Bf), expresadas en t·km<sup>-2</sup> en los años 2020 y 2030 de los grupos funcionales con interés pesquero para cada uno de los escenarios propuestos. En rojo se resaltan las pérdidas de biomasa superiores al 90%.

Grupo	Bi	Escenario 1		Escenario 2		Escenario 3		Escenario 4	
		Bf 2020	Bf 2030						
Tiburones bentónicos	0.039	7.2E-05	3.4E-10	7.2E-05	4.1E-09	7.5E-04	1.9E-04	0.039	0.138
Túnicos y similares	0.352	2.3E-14	1E-20	2.1E-14	1E-20	3.8E-09	2.5E-13	0.285	0.481
Bonito listado	0.518	0.237	0.114	0.516	0.417	0.631	0.628	0.667	0.677
Medregales	0.093	0.001	4.9E-11	0.001	8.1E-11	0.149	0.161	0.375	0.067
Merluza	0.132	0.011	4.1E-05	0.011	4.7E-05	0.046	0.045	0.151	0.137
G.serránidos y chernes	0.046	1 E-20	1E-20	1E-20	1E-20	6.4E-18	1E-20	2.1E-07	0.002
Espáridos	0.613	1 E-20	1E-20	1E-20	1E-20	1E-20	1E-20	3.4E-07	0.134
Samas	0.392	1.1E-09	1E-20	8.3E-10	1E-20	1.5E-06	2.2E-09	0.049	0.584
Bocinegro	0.177	3.3E-12	1E-20	2.4E-12	1E-20	1.5E-08	1.6E-12	0.003	0.301
Pelágicos costeros	17.376	18.314	18.803	16.192	16.267	16.346	16.339	16.585	16.735
Peces epidemersales	1.148	2.4E-05	3.1E-17	2.6E-05	6.2E-17	0.085	0.361	2.228	1.335
Peces mesodemersales	3.163	1.425	0.390	1.431	0.396	2.835	2.889	3.848	3.363
Vieja	0.512	3.5E-17	1E-20	1.9E-17	1E-20	4.8E-12	1.8E-18	1.9E-04	0.093
Gallos	0.047	0.042	0.043	0.099	0.116	0.092	0.092	0.062	0.047
Pejeperro	0.014	2.1E-05	5.2E-13	2.2E-05	3.8E-13	0.006	0.012	0.052	0.015
Breca	0.141	3.4E-20	1E-20	1.1E-20	1E-20	1E-14	1E-20	1.6E-04	0.256
Morenas	0.475	5.1E-05	1.2E-11	4.9E-05	1.8E-11	0.001	3.8E-05	0.127	0.755
Cefalópodos bentónicos	1.400	2.298	2.290	2.319	2.326	2.313	2.265	2.026	1.228
Cefalópodos pelágicos	1.571	1.879	1.689	1.808	1.731	1.553	1.644	1.490	1.287
Crustáceos natantia	34.988	40.094	40.402	40.325	40.794	39.801	39.025	35.379	35.862
Moluscos	61.017	59.855	59.690	59.609	59.597	59.734	60.098	61.781	61.788

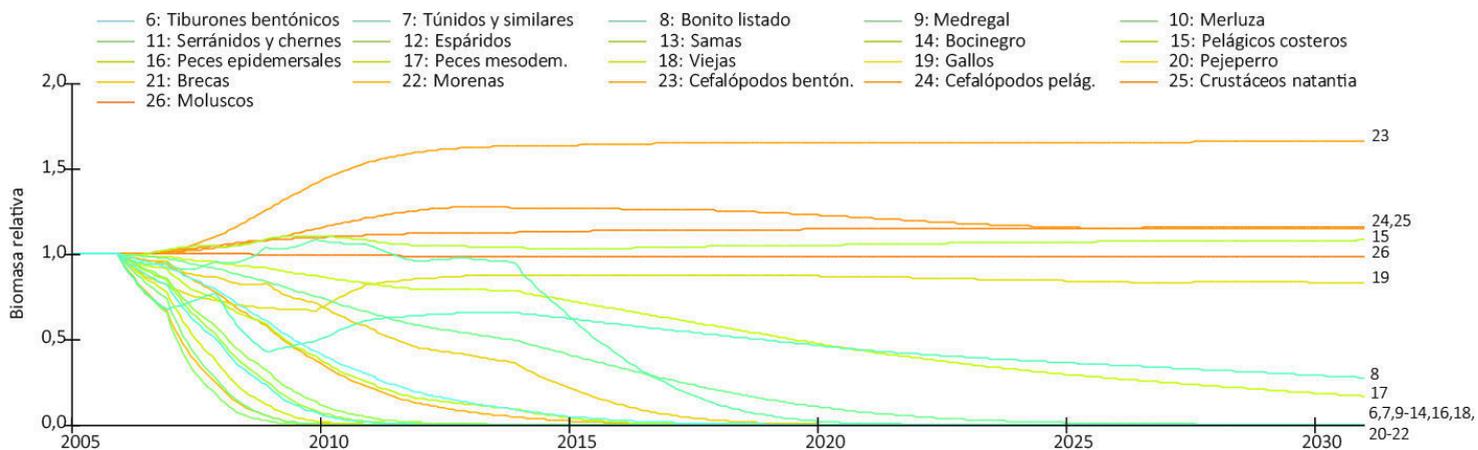


Figura 5.4. Escenario 1: variación de la biomasa relativa de los grupos funcionales sometidos a explotación pesquera durante el periodo 2005-2030.

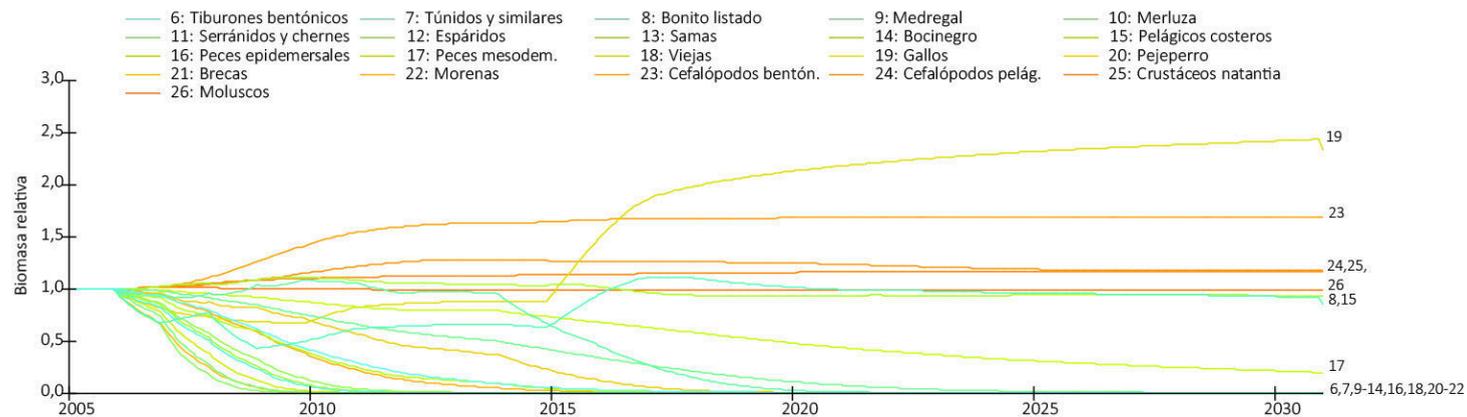


Figura 5.5. Escenario 2: variación de la biomasa relativa de los grupos funcionales sometidos a explotación pesquera durante el periodo 2005-2030.

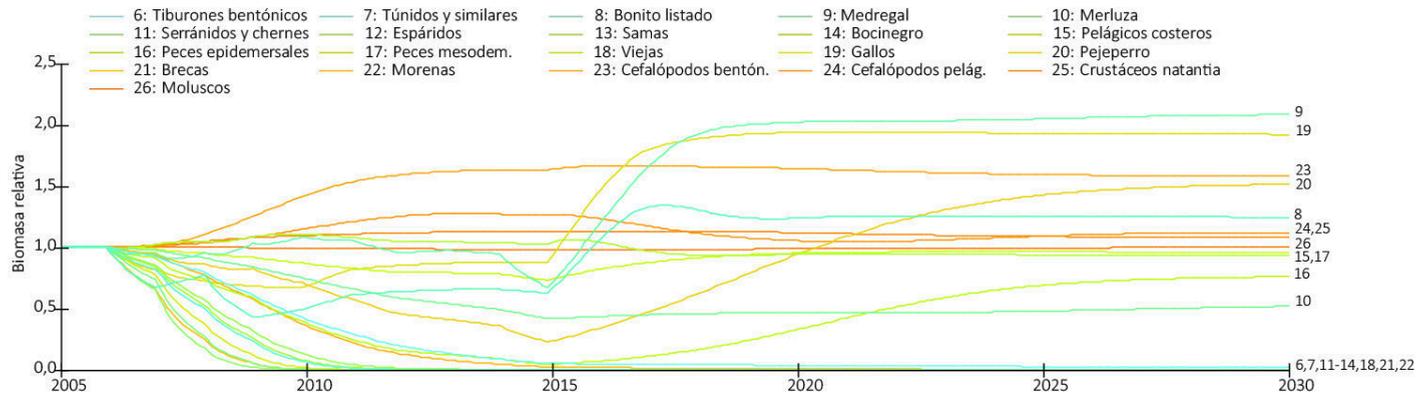


Figura 5.6. Escenario 3: variación de la biomasa relativa de los grupos funcionales sometidos a explotación pesquera durante el periodo 2005-2030.

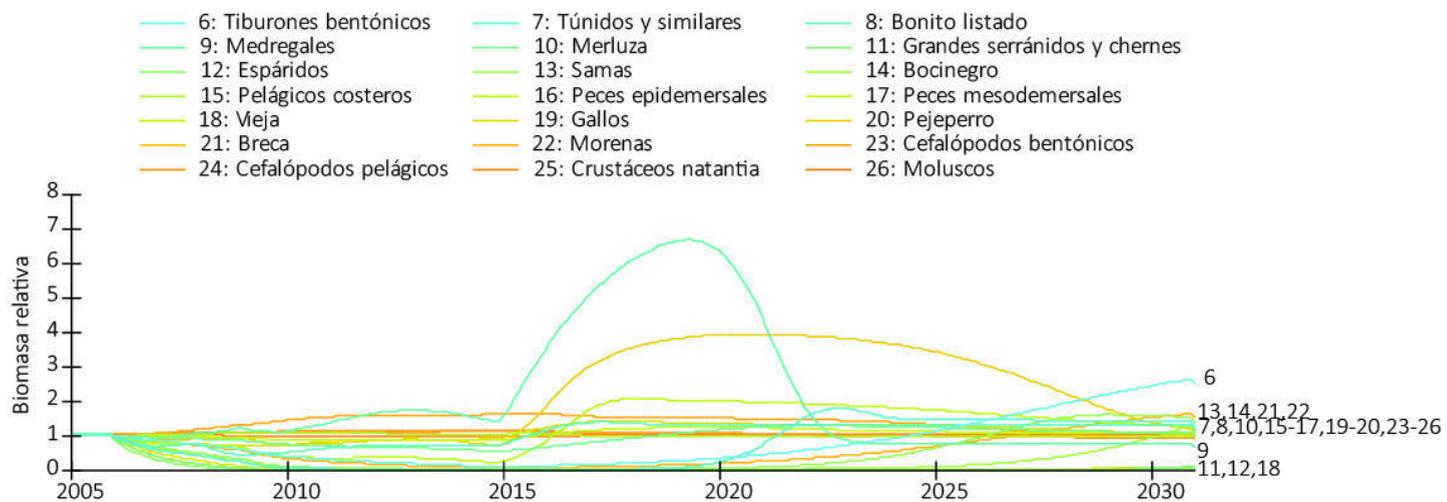


Figura 5.7. Escenario 4: variación de la biomasa relativa de los grupos funcionales sometidos a explotación pesquera durante el periodo 2005-2030.

### 5.3.2. Simulaciones dinámicas espaciales

En la Tabla 5.6 se relacionan los resultados concernientes a la variación de capturas obtenibles por las diferentes flotas, para cada escenario y durante el periodo 2005-2030.

Las figuras 8 a 12 muestran los mapas de distribución de biomasa relativa simulados, para los grupos funcionales de interés pesquero, bajo los cinco escenarios de simulación propuestos. Los resultados espaciales muestran las estimaciones de biomasa obtenidas con el módulo Ecosim, poniendo de manifiesto las diferencias en la concentración de biomasa a lo largo del área de estudio.

Tabla 5.6. Variación en el volumen de capturas entre 2005 y 2030 para cada uno de los escenarios propuestos y para cada una de las flotas consideradas en el estudio.

Flotas o modalidades de pesca	Escenario 1 % Capturas	Escenario 2 % Capturas	Escenario 3 % Capturas	Escenario 4 % Capturas	Escenario 5 % Capturas
<b>Nasa</b>	-2.66	-41.62	-43.43	177.29	126.79
<b>Cebo vivo</b>	-67.94	-68.56	-55.12	-17.94	-9.30
<b>Palangre</b>	-98.49	-99.17	-95.59	-7.89	36.83
<b>Cerco</b>	3.35	-39.38	-46.26	-2.29	1.12
<b>Liña</b>	-52.85	-77.45	-63.63	561.00	247.39
<b>Tambor de morenas</b>	-96.33	-98.15	-90.96	-37.83	-44.34
<b>Curricán</b>	-95.48	-79.50	-44.44	4.55	12.48
<b>Cazonal</b>	-98.53	-99.16	-98.55	-59.44	-27.00
<b>Marisqueo</b>	15.01	-37.28	-35.47	11.32	6.69
<b>Salemera</b>	-99.82	-99.88	-97.77	334.16	208.71
<b>Recreativos</b>	263.17	254.27	3.38	18.81	-49.76

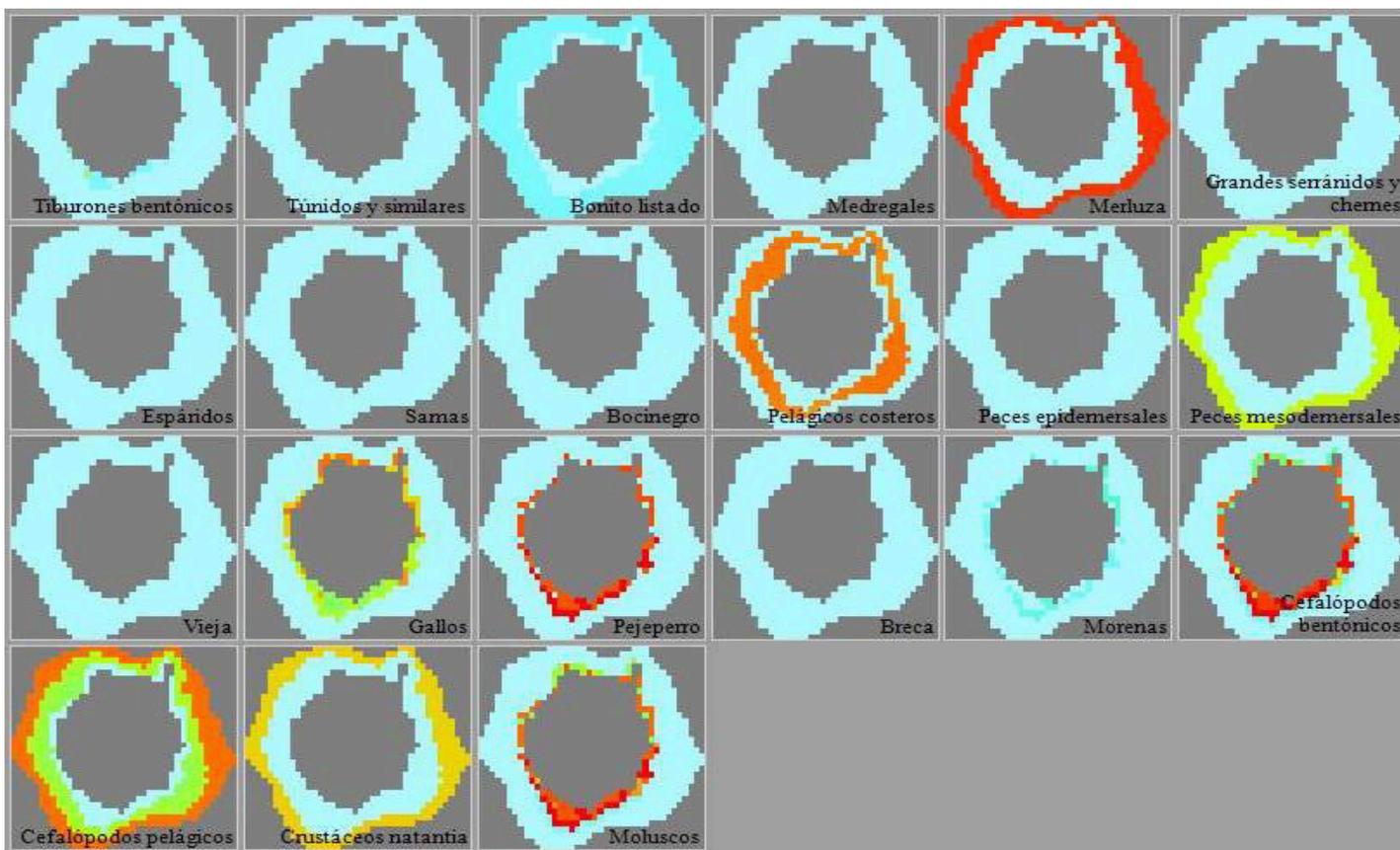


Figura 5.8. Escenario 1: Simulación espacial de la distribución de la biomasa relativa para los grupos funcionales de interés pesquero.

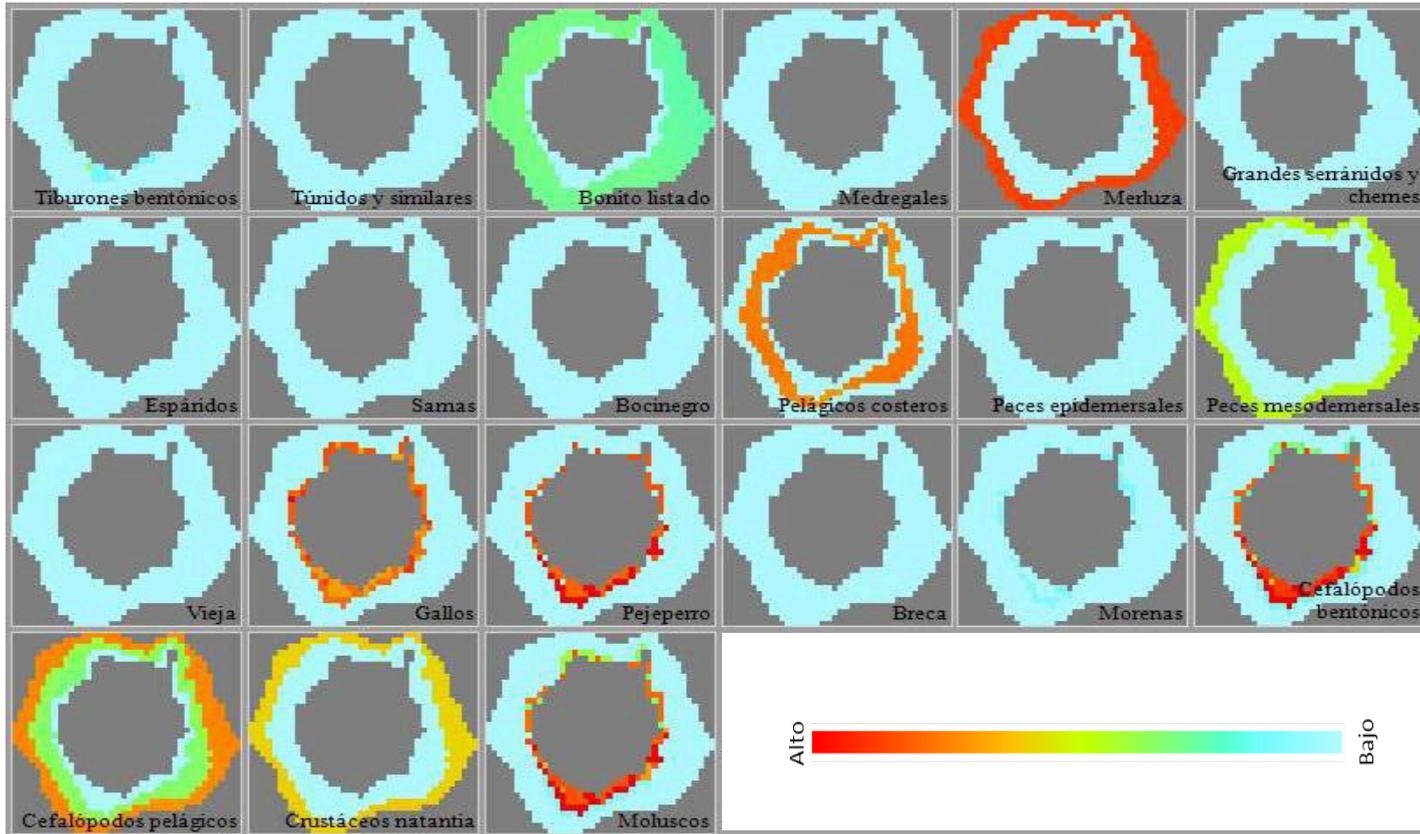


Figura 5.9. Escenario 2: Simulación espacial de la distribución de la biomasa relativa para los grupos funcionales de interés pesquero.

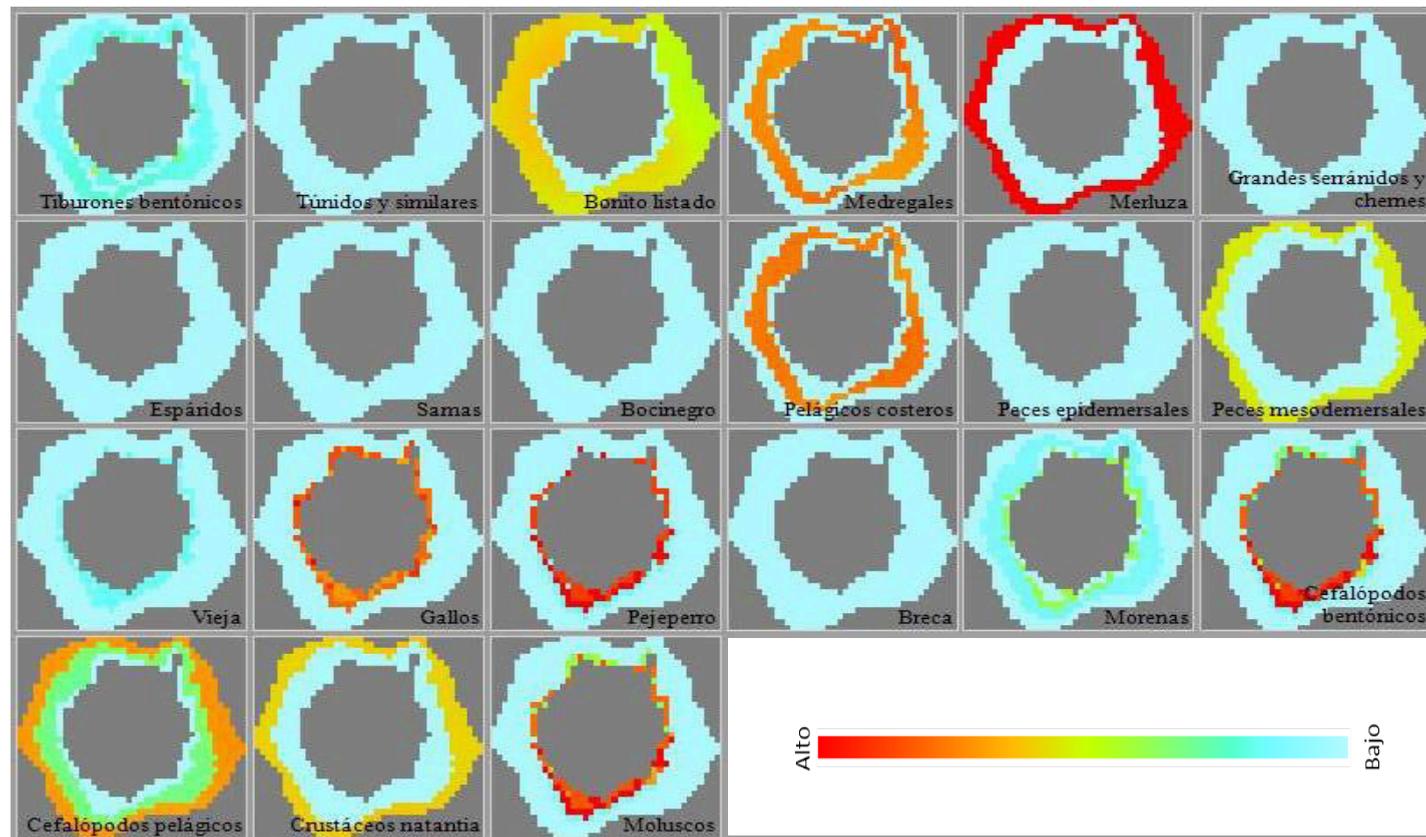


Figura 5.10. Escenario 3: Simulación espacial de la distribución de la biomasa relativa para los grupos funcionales de interés pesquero.

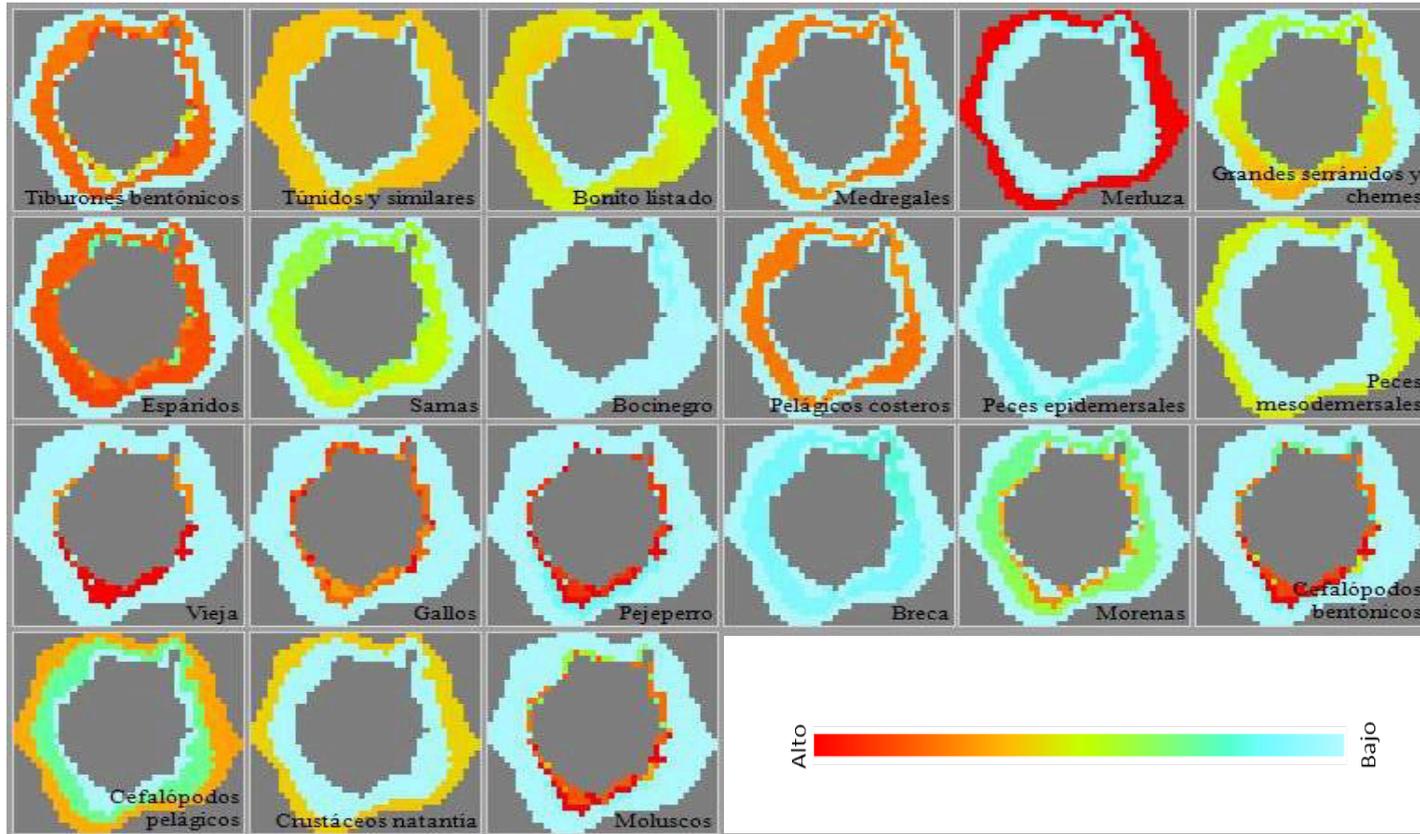


Figura 5.11. Escenario 4: Simulación espacial de la distribución de la biomasa relativa para los grupos funcionales de interés pesquero.

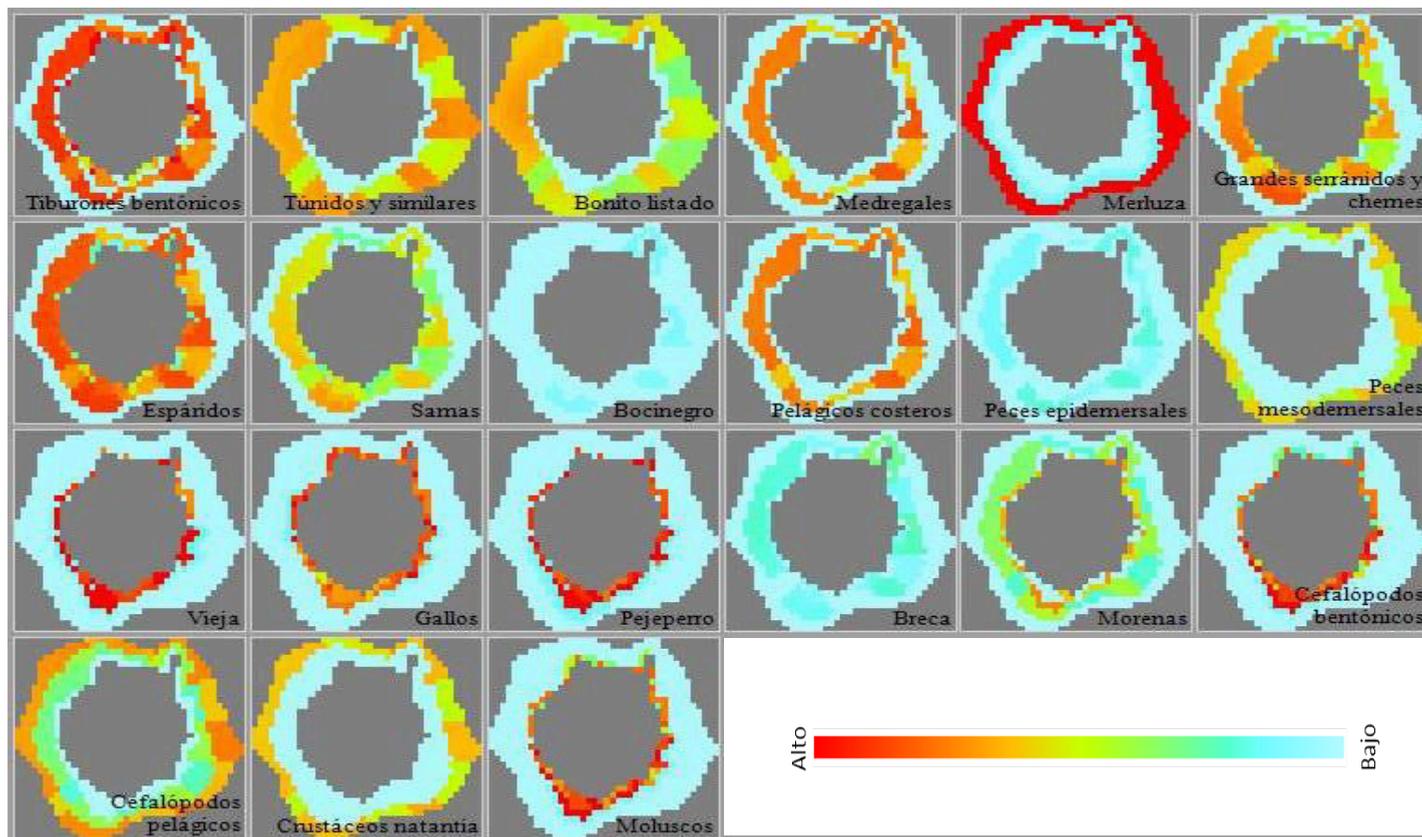


Figura 5.12. Escenario 5: Simulación espacial de la distribución de la biomasa relativa para los grupos funcionales de interés pesquero.

El primer (Fig. 5.8) y segundo (Fig. 5.9) escenario muestran resultados muy similares, observándose únicamente diferencias en los grupos del bonito listado y los gallos. En estos primeros escenarios ya se pueden observar diferencias en la distribución de algunos grupos, como es el caso de los gallos, que muestran una mayor concentración de biomasa en la vertiente norte de la isla, o los pejeperros, cefalópodos bentónicos y moluscos que muestran una mayor concentración en la zona sur. Según los resultados, tanto para el primer escenario como para el segundo, las capturas obtenidas por las artes de pesca empleadas (distinguidas como flotas) por los pescadores artesanales experimentarían un descenso importante. Sin embargo, no ocurriría así con los recreativos cuyas capturas aumentarían más de un 250% respecto al 2005 (Tabla 5.6).

Los resultados del escenario 3 (Fig. 5.10) muestran mejoras respecto a los dos escenarios previos. En dicho escenario, los tiburones bentónicos mostrarían signos de recuperación, aumentando también la biomasa de medregales, gallos y morenas. El bonito listado también muestra una ligera mejoría debido a la limitación en el esfuerzo pesquero, aunque los datos referentes a los túnidos resultan algo más subjetivos ya que se trata de especies migratorias que no se encuentran todo el año en el área de estudio. No obstante, y pese a la considerable reducción de esfuerzo pesquero propuesta en el escenario 3, los principales grupos de interés continuarían sin mostrar mejoras en cuanto a su abundancia, dando lugar a capturas artesanales muy inferiores a las que se obtuvieron en el año 2005 (Tabla 5.6).

Los dos últimos escenarios (Fig. 5.11 y 5.12, respectivamente) son los que ofrecen un panorama más alentador en cuanto a biodiversidad se refiere. Así en el escenario 4 (Fig. 5.11) se observa una recuperación notable en grupos importantes tales como, los grandes serránidos y chernes, los espáridos, las samas y las viejas. Los grupos correspondientes a los peces epidemersales y breca muestran signos de recuperación a lo largo de la simulación temporal. El bocinegro sigue presentando valores muy bajos de biomasa y su distribución espacial se centraría mayormente en la vertiente noreste de la isla (Fig.5.11).

No obstante, las capturas de los artesanales mejorarían considerablemente en este 4º escenario (Tabla 5.6), en especial las realizadas con liñas, nasas y redes salemeras. En el primer caso, la mejora vendría determinada por la mayor abundancia en especies de túnidos, aunque este valor podría no ser tan elevado pues estaría condicionado por la cuota de capturas impuesta por la Comisión Internacional para la Conservación del Atún Atlántico (ICCAT, por sus siglas en inglés). El aumento de capturas por parte de las redes salemeras estaría relacionado con el aumento en la abundancia de espáridos, mientras que los buenos resultados esperados para la captura con nasas se deberían al aumento de biomasa de los siguientes grupos funcionales: grandes serránidos y chernes, espáridos, samas, peces epidemersales, viejas, gallos y brechas.

Por otra parte, las capturas de los recreativos para el 2030, en el escenario 4, continuarían siendo elevadas, entorno al 75% de las capturas totales obtenidas en 2005.

El escenario 5 (Fig. 5.12) se plantea como una mejora del escenario 4. En este, la biomasa disponible de cada uno de los grupos considerados es similar a la obtenida en el escenario 4, pero los patrones de distribución espacial difieren notablemente. Para la mayoría de grupos, se observa una disminución en la biomasa en las áreas donde está autorizada la pesca recreativa.

En este escenario 5, los bocinegros muestran ligeras mejoras aumentando el área de distribución de los ejemplares. Las tres áreas marinas propuestas favorecen la acumulación de organismos en esas zonas, favoreciendo mayormente a los grupos de serránidos y chernes, espáridos, samas, peces epidemersales y viejas.

Este último escenario es el más restrictivo en términos de esfuerzo, y es a su vez el que presenta mejores resultados para los pescadores artesanales y valores de captura más adecuados para los pescadores recreativos (Tabla 5.6).

## 5.4. Discusión

Hay diferentes tipos de modelos ecosistémicos que varían enormemente en sus niveles de complejidad. Estos pueden ser utilizados en diferentes formas, desde la mera contribución al conocimiento del funcionamiento del ecosistema en cuestión hasta para obtener información estratégica en la toma de decisiones, aunque raramente se utilizan para este último propósito (FAO, 2008). No obstante, y a pesar de la gran incertidumbre existente sobre la capacidad predictiva de estos modelos de ecosistemas (o multiespecíficos), es posible su uso en la gestión pesquera dentro de un enfoque ecosistémico. En este sentido, la posibilidad de proyectar en el tiempo los resultados obtenidos de la aplicación de modelos ecosistémicos se están convirtiendo en una herramienta de gestión muy importante.

El Ecosim, cuya matriz de información se genera a partir de los equilibrios estimados por el Ecopath, permite establecer la eficacia de una estrategia de pesca proyectada en el tiempo. Simula la evolución temporal de los elementos de la comunidad biológica a partir de las interacciones tróficas establecidas y el impacto que sobre dichas relaciones tiene la variación, o no, de las estrategias de pesca definidas para una pesquería. Esto puede servir para elaborar cambios en la ordenación pesquera y replantear el enfoque de la pesca (Plaganyi, 2007), así como validar las estrategias de gestión vigentes, o para simular posibles escenarios que permitan una evaluación más minuciosa de los procesos de ordenación pesquera y los problemas derivados de la misma.

El incremento en el nivel de esfuerzo pesquero experimentado en las últimas décadas, ligado a una inadecuada gestión por parte de las administraciones con competencias en pesca, ha ocasionado un aumento en el número de especies sobreexplotadas o altamente explotadas en el Archipiélago Canario, especialmente las bento-demersales (González, 2008). Así, todas las simulaciones realizadas en el presente estudio para la pesquería de Gran Canaria ponen en evidencia del riesgo que supone no regular debidamente el esfuerzo pesquero, y cómo un cambio en la

ordenación de la pesca recreativa se presenta como la alternativa más viable para conservar el ecosistema y recuperar poblaciones de especies en peligro.

El modelo Ecosim, de continuar las tendencias favorecidas por el sistema de ordenación pesquera actual (2005-2014), predice que las principales especies comerciales verán disminuidas sus biomásas, para el 2020, en más del 90% en comparación a la estimada en 2005, siendo previsible el colapso de sus pesquerías antes del 2030. Esta situación de colapso de algunas de las especies sometidas a intensa explotación pesquera, favorecerá el incremento de otros grupos como pelágicos costeros, cefalópodos y crustáceos como consecuencia de la reducción en la mortalidad por depredación.

De todos los escenarios de ordenación pesquera ensayados en este estudio, únicamente aquellos que consideran una reducción significativa del esfuerzo de pesca recreativo logran establecer una cierta mejora en las proyecciones de biomasa de especies importantes en horizontes temporales cortos y medios. No obstante, sólo cuando se establece un techo de captura (TAC global de pesca) es cuando se consigue no sólo la recuperación de las poblaciones, sino cierta estabilidad en la evolución temporal de la pesquería, incluso en las especies actualmente más enrarecidas (i.e. grandes serránidos).

En este último escenario de gestión pesquera (i.e. Implantación de un TAC global), el Ecospace muestra que las capturas de los artesanales mejorarían considerablemente, principalmente debido a un incremento de abundancia de túnidos (aunque su captura dependerá de las estrategias fijadas por ICCAT), y de especies bentodemersales como los espáridos, serránidos, viejas y gallos, entre otras. No obstante, los patrones de distribución espacial de estas especies dependerán enormemente de cómo se configure el reparto espacial de áreas de pesca (derechos exclusivos de explotación pesquera por áreas) entre pescadores artesanales y recreativos. Así, para la mayoría de grupos de especies se observa una disminución en la biomasa en las áreas donde está autorizada la pesca recreativa, posiblemente consecuencia del menor tamaño de dichas áreas y a que probablemente el esfuerzo

asignado a los pescadores recreativos en el 2030 siga estando por encima del límite sostenible.

Por otra parte, el Ecospace muestra también que las áreas marinas propuestas favorecen la acumulación de organismos en esas zonas, favoreciendo mayormente a los serránidos, espáridos y viejas.

## PARTE IV

---

# Discusión general y conclusiones



María Lorena Couce Montero, *Embarcaciones recreativas*, Puerto de Mogán, 2009. Archivo de la autora.

## Discusión general

En las últimas décadas se ha experimentado un estancamiento en los volúmenes de captura a nivel mundial (FAO, 2014), todo ello a pesar del incremento producido a nivel de esfuerzo pesquero (Anticamara et al., 2011) y de la eficiencia de las flotas (Pauly y Palomares, 2010), lo que sugiere que se han superado los límites sostenibles de explotación. En este sentido, Pauly (2009) concluyó que la capacidad de pesca existente era el doble, y en ocasiones el triple, de la necesaria para lograr las capturas obtenidas, aunque también determinó que este dato probablemente estuviese subestimado, ya que no se estaba considerando el efecto que el aumento de la eficiencia en las flotas tiene sobre el nivel de esfuerzo efectivo.

Desde un punto de vista ecológico, la sobrecapacidad de la flota es la responsable de la pérdida de biomasa y colapso de determinadas especies, mientras que desde un punto de vista económico se trata de una actividad no rentable, con pérdidas que ascienden a los 60 billones de euros anuales (Gelchu y Pauly, 2007).

Para hacer frente a estos problemas, la Comisión Europea publicó el Reglamento (CE) Nº 2371/2002 donde recalca la importancia de supervisar de modo estricto el ajuste de la capacidad de la flota pesquera comunitaria con el fin de adecuarla a los recursos existentes. Esta normativa se planteó como una guía a seguir para adecuar la capacidad de las flotas pesqueras a las condiciones sociales, económicas y ecosistémicas de las pesquerías. Sin embargo, las medidas propuestas se han encontrado con una serie de limitaciones que han obstaculizado la correcta gestión de los recursos. El primer error grave está en considerar la pesca bajo un enfoque monoespecífico, sin tener en cuenta las interacciones existentes entre las especies y con el ecosistema en su conjunto. El segundo error es otorgar derechos de explotación a través de cuotas, ya sean estas cuotas individuales transferibles (ITQ's)

o cuotas máximas de captura (TAC's), sin realizar estudios robustos que permitan determinar correctamente el estado de los stocks explotados. El establecimiento de cuotas es un tema controvertido, pues actúan como incentivo a descartar especies de menor valor y suelen favorecer a pesquerías industriales en detrimento de las pesquerías artesanales, concentrando la riqueza en pocas manos.

La ineficacia de las medidas de gestión adoptadas han tenido diferentes impactos en los ecosistemas mundiales que han sido ampliamente documentados y debatidos, que incluyen la pérdida de diversidad genética (García et al., 2003), cascadas tróficas (Walters et al., 2005; Coll et al., 2009) y degradación de los hábitats, entre otros. En definitiva, inadecuadas estrategias pesqueras que han convertido ecosistemas maduros y estables en estresados e inestables (García et al., 2003).

A raíz de estos problemas, en el ámbito de las pesquerías surge el concepto de desarrollo ecológicamente sostenible, que enfatiza la importancia de preservar el ecosistema a lo largo del tiempo, garantizando un enfoque biológico, social y económico en el tratamiento de cuestiones ambientales. Teniendo en cuenta este planteamiento, la FAO propuso una gestión de la pesca basada en el ecosistema a través del Código de Conducta para la Pesca Responsable (FAO, 1995). Este tipo de enfoque tiene como objetivo asegurar la sostenibilidad de los ecosistemas a lo largo del tiempo, preservando su estructura y estabilidad, simultáneamente a una ordenación de la pesca compatible con la demanda de alimentos existente y que garantice, a su vez, el sustento de los pescadores (García et al., 2003). Para ello, todas las estrategias o planes de ordenación que se planteen deben ser contrastados con algún modelo de simulación y predicción que otorgue validez a los resultados futuros esperados.

En el caso concreto de Gran Canaria, la actividad pesquera desarrollada en la isla es la principal responsable de los cambios que se han producido en la productividad, estructura y estabilidad del ecosistema marino. El uso inadecuado de los artes de pesca, la escasez de información relativa a las capturas, el sobredimensionamiento del poder de pesca real, la falta de interés de las Administraciones Públicas y niveles

de esfuerzo pesquero superiores a la capacidad de recuperación de las especies, entre otros, son responsables del declive y agotamiento que presentan algunas de las principales especies objetivo de esta pesquería. Según Castro-Hernández (2013b), la abundancia de estos recursos se ha reducido casi un 90% en los últimos 40 años como consecuencia del sobrecapacidad de pesca.

Tradicionalmente, la pesquería ha estado gestionada bajo políticas inadecuadas e insuficientes, enfocadas principalmente a la regulación del esfuerzo pesquero pero sin tener en cuenta los cambios tecnológicos que han tenido lugar. En este sentido, no se han considerado los posibles incrementos en la eficiencia técnica de las flotas debidos a la modernización de las embarcaciones, mejoras en los equipos de detección, aumento de las infraestructuras, etc. (Morales-Malla, 2011; Sistiaga-Minteguí, 2011)

Además, estas estrategias de gestión y regulación deberían centrarse en identificar los problemas, analizar toda la información disponible y dibujar, dentro de lo posible, el marco ecológico, social y económico en el que encuadra la realidad pesquera de la isla. Si las políticas llevadas a cabo hubieran seguido estas pautas, se habrían podido detectar, de manera rápida, vulnerabilidades y debilidades existentes en el sistema, tales como el aumento descontrolado del número de licencias recreativas, el incremento en el poder de pesca de la flota, o la irresponsabilidad de aplicar tallas mínimas de captura que se encuentran por debajo de las tallas de primera madurez. En definitiva, la sobreexplotación crónica a la que se encuentran sometidos los recursos pesqueros bentodemersales (García-Cabrera, 1970; Bas et al., 1995; González, 2008; Castro-Hernández, 2013b).

No obstante y a pesar de lo anterior, en conjunto, la flota muestra una eficiencia técnica relativamente alta, próxima a la frontera de producción, que guarda relación directa con la pesca estacional de túnidos y la captura de peces pelágicos costeros. Es decir, aunque las especies bentodemersales son el objetivo principal de la pesquería, con alto valor económico pero niveles de captura muy bajos, son los túnidos y pelágicos costeros los que viabilizan la existencia de este sector primario en la isla, ya que son estas especies las que representan la mayor parte de las capturas.

Así, aunque la mayoría de embarcaciones presentan valores altos de eficiencia, estos son sensiblemente menores en los meses en los que predominan las capturas de especies bentodemersales. Es más, el análisis de eficiencia concluye que el poder de pesca desplegado está generando el máximo de captura posible en el escenario actual, lo que no quiere decir que dicho esfuerzo sea viable, y sostenible, en las condiciones ecológicas descritas.

Esto último se explica en que aunque los modelos económicos han sido ampliamente utilizados en la gestión de las pesquerías, presentan serias limitaciones cuando se trata de estudiar y gestionar un ecosistema, pues carecen de las herramientas adecuadas para hacerlo. La principal desventaja reside en que la mayoría de modelos de optimización son muy sensibles a los datos empleados y que la forma de incluir los parámetros biológicos conlleva incertidumbre, de tal forma que un cambio pequeño en los parámetros base podría resultar en una solución óptima diferente (Aranda et al., 2012). Por ello, para interpretar los resultados obtenidos con este tipo de modelos, es necesario hacerlo dentro del contexto ecológico en el que se encuentra la pesquería de estudio. No obstante, debe considerarse el modelo económico planteado como un primer ejercicio exploratorio que analiza la relación entre el esfuerzo pesquero desplegado por la flota artesanal y las capturas obtenidas, sin entrar a valorar su impacto sobre el ecosistema.

Uno de los problemas en la gestión de las pesquerías, y que encontramos también en el Archipiélago Canario, es que el recurso es de acceso libre, y por tanto sometido a lo conocido como Tragedia de los Comunes (Hardin, 1968), donde los diferentes actores compiten por obtener el máximo recurso posible, sin una limitación bien definida, causando así la sobreexplotación y agotamiento del mismo. Esta idea es aplicable no solo a los pescadores profesionales sino también a los pescadores recreativos, porque aunque en este último caso no puedan (o deban) obtener beneficios económicos de las capturas, sí generan otros tipos de beneficios y soportan un sector económico importante para la isla (e.g.: turismo, marinas, etc.). En este sentido, según el MAPyA (2006), en el año 2005 mientras la pesca artesanal generó 1,4 millones de euros en captura, la pesca recreativa desde embarcación movilizó en

Gran Canaria aproximadamente 49,6 millones de euros (incluyendo costes de desplazamientos, carnada, equipamiento y los costes asociados).

No obstante, y a pesar de que los pescadores son los primeros en reconocer que se encuentran ante una situación complicada y son conscientes de que la cantidad de recursos ha disminuido con el paso del tiempo, rechazan cualquier estrategia que implique una reducción del esfuerzo pesquero al desconfiar de la efectividad de este tipo de medidas. Asimismo, son incapaces de aceptar que son parte del problema y culpan de la situación a los pescadores recreativos y a la inadecuada gestión por parte de la Administración Pública.

Por otra parte, el empleo de modelos ecológicos ha demostrado que es posible abordar la problemática asociada a la actividad pesquera y al impacto que genera en los ecosistemas marinos desde un punto de vista multidisciplinar. La decisión de crear un modelo ecosistémico para la isla de Gran Canaria, surgió para buscar una explicación del declive en los rendimientos de capturas de las principales especies bentodemersales, comprobar si esta situación era consecuencia de la sobrepesca y cuál era el impacto que tenía la pesca en su conjunto incluyendo, por primera vez, a los pescadores recreativos en un análisis de este tipo.

La caracterización del ecosistema marino insular mostró una red trófica con mayor diversidad en los niveles tróficos superiores y mayor biomasa entre los productores primarios. Esto está en consonancia con un ecosistema con control de abajo hacia arriba (bottom-up), aunque en el dominio pelágico este control parece modificarse parcialmente, siendo de carácter intermedio (wasp-waist). Además, los indicadores ecosistémicos confirmaron que el ecosistema marino soporta un alto grado de explotación, lo que lo vuelve inmaduro y estresado. Reflejo de ello es el elevado valor de producción primaria requerido para sostener la pesquería, que pone de manifiesto el impacto que tiene la pesca y la importancia de los organismos detritívoros en las capturas.

El elevado valor obtenido para la resiliencia del ecosistema, otorga esperanzas de recuperación si se establecen las adecuadas limitaciones sobre las perturbaciones

externas. Es decir, si se fija una limitación realista sobre la actividad pesquera, ya que parece que de continuar con la actual estrategia de explotación se puede producir el colapso de los principales stocks en un corto plazo de tiempo. En este sentido, la regulación de la pesca recreativa parece ser la única alternativa viable que permita la recuperación con el tiempo del ecosistema. Es más, de los escenarios de gestión ensayados, el modelo describe como mejor alternativa para la recuperación del sistema ecológico la implantación de cuotas de capturas sobre el conjunto de especies explotadas, otorgando a su vez áreas de pesca delimitadas para profesionales y recreativos e implantando áreas marinas protegidas cerradas a la pesca. Esta estrategia de ordenación permitiría la recuperación de gran parte de los stocks, incluso los de especies que ahora mismo se encuentran enrarecidas o sobreexplotadas (González, 2008), e incrementaría los rendimientos de captura de los pescadores artesanales a medio plazo. De esta forma se obtendría no solo una mejora en la sostenibilidad ecológica, sino también un incremento en los beneficios económicos de los pescadores si se complementa la gestión con una adecuación de la estrategia comercial (e.g. marca de calidad o de certificación).

En definitiva, este estudio pone en evidencia que existe suficiente información como para establecer con claridad el impacto que la estrategia actual de pesca está causando sobre el ecosistema marino insular; pero además pone de relieve la utilidad de las herramientas disponibles para modelizar y definir estrategias de gestión que ayuden a alcanzar un equilibrio dinámico entre la actividad extractiva (compatibilizando su dimensión económica y social) y la capacidad natural de renovación de las comunidades de organismos objeto de explotación. Solo es necesario aplicar los conocimientos de los que ya dispone la comunidad científica, que son considerados prudentes, lógicos y válidos. Es decir, poner en práctica el sentido común, sin más.

# Conclusiones

## Capítulo 2

- La pesca que se desarrolla en la isla es multiespecífica, incluyendo más de 150 especies, sin embargo el número de éstas que están reguladas no llega al 20% de total objetivo de explotación.
- La flota artesanal que ha estado operado en aguas de Gran Canaria entre 2005 y 2013 ha estado conformada por 195 embarcaciones. Son embarcaciones construidas en madera o fibra, con una eslora media de 9,09 metros (SD=2,65), una potencia media de los motores de 43,94 CV (SD=38,80) y una antigüedad media de la flota que ronda los 40 años (SD=21,72).
- La pesca artesanal que se desarrolla en la isla se caracteriza por un marcado componente familiar. Asimismo, existe poco relevo generacional y la media de edad de los pescadores se encuentra por encima de los 34 años. Las tripulaciones generalmente están generalmente compuesta por 2-4 integrantes, aunque este número puede incrementarse durante la época de la zafra.
- La pesca de túnidos, pese a su carácter estacional, tiene una gran importancia para los pescadores grancanarios, ya que constituye el 36% de las capturas totales anuales. Los espáridos se encuentran entre las principales especies objetivo de los pescadores, tanto artesanales como recreativos.
- La flota artesanal que opera en Gran Canaria emplea múltiples artes o modalidades de pesca, pero la nasa es el principal instrumento de pesca utilizado. El número de nasas con las que opera cada embarcación duplica, en la mayoría de casos, el legalmente establecido. El número medio de nasas

levadas por día y barco es de 33 y la captura media por jornada de pesca ronda los 35 Kg (132,6 g/nasa/día), aunque estos valores dependen de la época del año y el área de pesca.

- El 76% de las capturas totales corresponden a túnidos y peces pelágicos costeros, sin embargo la captura de especies bentodemersales, pese a menor representación, son las que generan mayores rendimientos económicos.

### Capítulo 3

- A pesar de que se ha construido un modelo robusto, los valores de eficiencia obtenidos dependen en buena medida de las capturas de túnidos y especies pelágicos costeras.
- Se confirma la presencia de heterogeneidad productiva, en términos de los rendimientos de pesca logrados por barcos de distinto tamaño y capacidad de pesca. La antigüedad de las embarcaciones constituye un determinante importante en los niveles de eficiencia técnica estimados.
- El modelo sugiere que la flota artesanal en su conjunto se encuentra próxima a la frontera de producción. No obstante, esto no quiere decir que el esfuerzo actualmente realizado no esté contribuyendo a la sobreexplotación los recursos pesqueros.

### Capítulo 4

- El modelo trófico de Gran Canaria muestra similitudes en cuanto a funcionamiento y estructura con los ecosistemas del Mar Cantábrico, Mar Mediterráneo y Océano Atlántico.

- A partir de los resultados del análisis mixto de impacto trófico y el índice de especies clave, se desprende que en la zona demersal predomina el control “bottom-up”, mientras que en la zona pelágica, los predadores intermedios son los que juegan un papel más importante en el ecosistema.
- Los índices de información y desarrollo ecosistémico muestran un ecosistema estresado, influenciado por la actividad pesquera, que todavía no ha alcanzado su estado de madurez y que presenta una resiliencia alta frente a perturbaciones.
- El nivel trófico promedio de la captura, las altas tasas de explotación pesquera, el elevado rendimiento bruto de la pesquería, la matriz de impactos de las diferentes modalidades de pesca y la producción necesaria para sostener la pesquería, reflejan la intensa explotación a la que están sometidos los recursos pesqueros.

## Capítulo 5

- El impacto negativo que las diferentes flotas o modalidades de pesca tienen sobre las principales especies de interés pesquero, quedó patente al realizar las simulaciones dinámicas temporales y espaciales.
- La flota recreativa es la que genera un mayor impacto negativo en el ecosistema, y la no aplicación de medidas regulatorias que limiten su esfuerzo, probablemente ocasionará el colapso de las principales especies de interés pesquero a corto plazo.
- El establecimiento de un plan de ordenación pesquera basado en la cogestión, y la inclusión de áreas marinas protegidas cerradas a la pesca, se plantea la alternativa más sostenible tanto a corto como medio plazo.
- El otorgar derechos de explotación a pescadores artesanales y recreativos contribuiría no solo a la sostenibilidad del ecosistema, sino también aumentaría los rendimientos de captura de los pescadores profesionales.



# Referencias

---



José Juan Castro Hernández, Sin título, Argineguín, 2008. Archivo del autor.

Abecasis, D., Costa, A.R., Pereira, J.G., Pinho, M.R., 2006. Age and growth of bluemouth, *Helicolenus dactylopterus* (Delaroche, 1809) from the Azores. Fisheries Research. 79, 148-154.

Aggrey-Fyinn, A., 2008. The fishery of *Balistes capriscus* (Balistidae) in Ghana and possible reasons for its collapse. PhD Thesis, University of Bremen, 122 pp.

Aguilera-Klink, F., Brito, A., Castilla, C., Díaz-Hernández, A., Fernández-Palacios, J.M., Rodríguez- Rodríguez, A., Sabaté, F., Sánchez-García, J., 1994. Canarias. Economía, Ecología y Medio Ambiente. Francisco Lemus Editores, La Laguna, 361 pp.

Aigner, D., Lovell, C.A.K., Schmidt, P., 1977. Formulation and estimation of stochastic frontier production function models. Journal of Econometrics, 6, 21-37.

Allen, K.R., 1971. Relation between production and biomass. Journal of the Fisheries Research Board of Canada, 28, 1573-1581.

Almonacid-Rioseco, E., 2006. Contribución a la ecología de *Sepia officinalis* (Cephalopoda:Sepiidae) en Gran Canaria. Tesis doctoral, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, 174 pp.

Álvarez, A., Schmidt, P., 2006. Is skill more important than luck in explaining fish catches?. Journal of Productivity Analysis, 26 (1), 15-25.

André, M., 1997. Distribución y conservación del cachalote (*Physeter macrocephalus*) en las Islas Canarias. Tesis doctoral, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, 257 pp.

Anticamara, J.A., Watson, R., Glchu, A., Pauly, D., 2011. Global fishing effort (1950-2010): Trends, gaos, and implications. Fisheries Research, 107,131-136.

Aranda, M., Iriondo, A., Curtin, R., Santurtún, M., 2012. La flota vasca de altura al fresco: análisis de su gestión y capacidad de pesca. Servicio Central de Publicaciones del Gobierno Vasco, Colección Itsaso, 111 pp.

Arístegui, J., Montero, M.F., 2005. Temporal and spatial changes in plankton respiration and biomass in the Canary Islands region: the effect of mesoscale variability. Journal of Marine Systems, 54, 65–82.

Arístegui, J., Tett, P., Hernández-Guerra, A., Basterretxea, G., Montero, M.F., Wild, K., Sangrá, P., Hernández-León, S., Cantón, M., García-Braun, J.A., Pacheco, M., Barton, E.D., 1997. The influence of island-generated eddies on chlorophyll distribution: a study of mesoscale variation around Gran Canaria. Deep Sea Research I, 44, 71–96.

Arreguín-Sánchez, F., Hernández-Guerra, A., Ramírez-Rodríguez, M., Pérez-España, H., 2004. Optimal management scenarios for the artisanal fisheries in the ecosystem of La Paz Bay, Baja California Sur, Mexico. *Ecological Modelling*, 172, 373-382.

Badalamenti, F., D'Anna, G., Lopiano, L., Scilipoti, D., Mazzola, A., 1995. Feeding habits of young-of-the-year greater amberjack *Seriola dumerili* (Risso, 1810) along the NW Sicilian Coast. *Scientia Marina*, 59, 317–323.

Balguerías, E., Quintero, M.E., Hernández-González, C.L., 2000. The origin of the Sahara Bank cephalopod fishery. *ICES Journal of Marine Science*, 57, 15-23.

Barreiros, J.P., Santos, R.S., 1998. Notes on the food habits and predatory behaviour of the dusky grouper, *Epinephelus marginatus* (Lowe, 1834) (Pisces: Serranidae) in the Azores. *Arquipélago-Life and Marine Sciences*, 16A, 29-35.

Barreiros, J.P., Morato, T., Santos, R.S., De Borba, A.E., 2003. Internannual changes in the diet of the almaco jack *Seriola rivoliana* (Perciformes: Carangidae) from the Azores. *Cybium* 27, 37–40.

Barrera-Luján, A., 2011. Estudio del impacto de la legislación en la sostenibilidad de la actividad pesquera en canarias. Tesis de Máster, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. 19 pp.

Barton, E.D., Arístegui, J., Tett, P., Canton, M., García-Braun, J., Hernández-León, S., Nykjaer, L., Almeida, C., Almunia, J., Ballesteros, S., Basterretxea, G., Escanez, J., García-Weill, L., Hernández-Guerra, A., López-Laatzén, F., Molina, R., Montero, M.F., Navarro-Pérez, E., Rodríguez, J.M., Van Lenning, K., Vélez, H., Wild, K., 1998. The transition zone of the Canary Current upwelling region. *Progress in Oceanography*, 41, 455–504.

Barton, E.D., Arístegui, J., Tett, P., Navarro-Pérez, E., 2004. Variability in the Canary Islands Area of filament-eddy exchanges. *Progress in Oceanography*, 62, 71-94.

Barton, E.D., Basterretxea, G., Flament, P., Mitchelson-Jacob, E.G., Jones, B., Arístegui, J., Felix, H., 2000. Lee region of Gran Canaria. *Journal of Geophysical Research*, 105, 17173 – 17193.

Bas, C., Castro, J.J., Hernández-García, V., Lorenzo, J.M., Moreno, T., Pajuelo, J. G., Ramos, A.G., 1995. La pesca en Canarias y área de influencia. Ediciones del Cabildo Insular de Gran Canaria, Madrid, 331 pp.

Basterretxea, G., Barton, E.D., Tett, P., Sangrá, P., Navarro-Pérez, E., Arístegui, J., 2002. Eddy and deep chlorophyll maximum response to wind-shear in the lee of Gran Canaria. *Deep Sea Research I*, 49, 1087-1101.

Battese, G.E., Coelli, T.J., 1988. Prediction of Firm-Level Technical Efficiencies with a Generalized Frontier Production Function and Panel Data. *Journal of Econometrics*, 38, 387-399.

Battese, G.E., Coelli, T.J., 1992. Frontier Production Functions, Technical Efficiency and Panel Data: With Application to Paddy Farmers in India. *The Journal of Productivity Analysis*, 3, 153-169.

Battese, G.E., Coelli, T.J., 1995. A Model for Technical Inefficiency Effects in a Stochastic Frontier Production Function for Panel Data. *Empirical Economics*, 20, 325-332.

Bauchot, M.L., Hureau, J.C., 1986. Sparidae. En: Whitehead, P.J.P., Bauchot, M.L., Hureau, J.C., Nielsen, J., Tortonese, E., (Eds.). *Fishes of the North-eastern Atlantic and the Mediterranean*. UNESCO, Paris, Vol. 2, 883-907.

Baum, J.K., Worm, B., 2009. Cascading top-down effects of changing oceanic predator abundances. *Journal of Animal Ecology*, 78, 699-714.

Beattie, A., Sumaila, U.R., Christensen, V., Pauly, D., 2002. A model for the bioeconomic evaluation of marine protected area size and placement in the North Sea. *Natural Resource Modeling*, 15 (4), 413-437.

Berkes, F., Mahon, R., McConney, P., Pollnac, R., Pomeroy, R., 2001. Managing small-scale fisheries. Alternative directions and methods. *International Development Research Centre*, Ottawa, 310 pp.

Bordes, F., Barrera, A., Ramírez, R., Gómez, J.A., Santana, J.I., Hernández-León, S., Arístegui, J., 1987. Prospección hidroacústica para la evaluación del stock de peces pelágicos costeros de Canarias. *Consejería de Agricultura, Ganadería y Pesca, Gobierno de Canarias, Centro de Tecnología Pesquera, Cabildo Insular de Gran Canaria*, 95 pp.

Bordes, F., Barrera, A., Castillo, R., Gómez, J., Ojeda, A., Pérez, F., Álvarez, S., Melluso, J.A., Ramos, S., 1993. Cartografía y evaluación de los recursos pesqueros de la plataforma y talud de Gran Canaria (Islas Canarias). *Informe Técnico, Viceconsejería de Agricultura, Pesca y Alimentación, Gobierno de Canarias*, 32 pp.

Bordes, F., Barrera, A., Castillo, R., Gómez, J., Pérez, F., Álvarez, S., Ojeda, A., 1995. Cartografía y evaluación de los recursos pesqueros en la plataforma y talud de Lanzarote (Islas Canarias). *Informe Técnico, Viceconsejería de Agricultura, Pesca y Alimentación, Gobierno de Canarias* 38 pp.

Bordes, F., Barrera, A., Carrillo, J., Castillo, R., Castro, J.J., Gómez, J., Hansen, K., Hernández, V., Moreno, T., Pérez, F., Ublein, F., 1997. Evaluación acústica de los recursos epipelágicos y estudio de la capa de reflexión profunda en Lanzarote, Fuerteventura y Gran Canaria (Islas Canarias). *Informe Técnico, Viceconsejería de Agricultura, Pesca y Alimentación, Gobierno de Canarias*, 63 pp.

Bordes, F., Almeida, C., Barrera, A., Carrillo, J., Castillo, R., Coca-Sáez, J., Gómez, J.A., Hansen, K.A., Pérez, F., Ramos, A.G., Uiblein, F., 1998. Prospección acústica y pesquera de los recursos pelágicos en Lanzarote, Fuerteventura y Gran Canaria (Islas Canarias). Resultados de la Campaña "Bocaina 1197". Informe técnico, Viceconsejería de Pesca, Gobierno de Canarias, 73 pp.

Bordes, F., Uiblein, F., Castillo, R., Barrera, A., Castro J.J., Coca, J., Gómez, J., Hansen, K., Hernández, V., Merrett, N., Miya, M., Moreno, T., Pérez, F., Ramos, A., Sutton, T., Yamaguchi, M., 1999. Epi- and Mesopelagic Fishes, Acoustic Data, and SST Images collected off Lanzarote, Fuerteventura, and Gran Canaria, Canary Islands, during Cruise "LA BOCAINA 0497". Inf. Téc. Inst. Can. Cienc. Mar., 5, 45 pp.

Bordes, F., Wienerroither, R., Uiblein, F., Moreno, T., Bordes, I., Hernández, V., Caballero, C., 2009. Catálogo de especies meso y batipelágicas. Peces, moluscos y crustáceos. Colectadas con arrastre en las Islas Canarias durante las campañas realizadas a bordo del B/E "La Bocaina". Instituto Canario de Ciencias Marinas, 326 pp.

Bozzano, A., Recasens, L., Sartor, P. 1997. Diet of the European hake *Merluccius Merluccius* (Pisces: Merlucciidae) in the Western Mediterranean (Gulf of Lions). Scientia Marina, 61, 1-8.

Braun, J.G., Real, F., De Armas, J.D., 1982. Production studies in Canary Island waters. Rapports et procès-verbaux des réunions / Conseil permanent international pour l'exploration de la mer, 180, 219-220.

Brey, T., 2001. Population Dynamics in Benthic Invertebrates. A Virtual Handbook. <http://thomas-brey.de/science/virtualhandbook/>

Brey, T., 2012. A multi-parameter artificial neural network model to estimate macrobenthic invertebrate productivity and production. Limnology and Oceanography: Methods, 10, 581–589.

Brey, T., Müller-Wiegmann, C., Zittier, Z.M.C., Hagen, W., 2010. Body composition in aquatic organisms — A global data bank of relationships between mass, elemental composition and energy content. Journal of Sea Research, 64, 334–340.

Brito, A., Lozano, I.J., Falcón, J.M., Rodríguez, F.M., Mena, J., 1996. Análisis biogeográfico de la ictiofauna de las Islas Canarias. En: Llinas, O., González, J.A., Rueda, M.J. (Eds.). Oceanografía y Recursos Marinos en el Atlántico Centro-oriental. Instituto Canario de Ciencias Marinas, 241-270.

Brito, A., Pascual, P.J., Falcón, J.M., Sancho, A., González G., 2002. Peces de las Islas Canarias: catálogo comentado e ilustrado. Francisco Lemus Editores, San Cristobal de La Laguna, 419 pp.

Brito, A., Falcón, J.M., Herrera, R., 2005. Sobre la tropicalización reciente de la ictiofauna litoral de las islas Canarias y su relación con cambios ambientales y actividades antrópicas. *Vieraea*, 33, 515-525.

Bustos-León, R., 2008. Estudio de los parámetros biológicos del abade *Mycteroperca fusca* (Lowe, 1836) en aguas del Archipiélago Canario y situación de sus poblaciones en la isla de El Hierro y la reserva marina de la isla de La Graciosa y de los Islotes del Norte de Lanzarote. Tesis doctoral, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, 192 pp.

Caballero-Alfonso, A.M., Ganzedo, U., Trujillo-Santana, A., Polanco, J., Santana del Pino, A., Ibarra-Berastegi, G., Castro-Hernández, J.J., 2010. The role of climatic variability on the short-term fluctuations of octopus captures at the Canary Islands. *Fisheries Research*, 102, 258-265.

Cabral, H.N., 2000. Comparative feeding ecology of sympatric *Solea solea* and *S. senegalensis*, within the nursery areas of the Tagus estuary, Portugal. *Journal of Fish Biology*, 57, 1550–1562.

Cabral, H.N., Murta, A.G., 2002. The diet of blue whiting, hake, horse mackerel and mackerel off Portugal. *Journal of Applied Ichthyology*, 18, 14-23.

Caldentey P., Bordes, F., Hernández-León, S., 2011. Variabilidad espacio-temporal de la biomasa de la capa profunda de reflexión en aguas Canarias. *Vector Plus*, 80-91.

Campbell, H.F., Hand, A.J., 1998. Joint ventures and technology transfer: the Solomon Islands pole-and-line fishery. *Journal of Development Economics*, 57, 421-442.

Carpentieri, P., Colloca, F., Cardinale, M., Belluscio, A., Ardizzone, G.D., 2005. Feeding habits of European hake (*Merluccius merluccius*) in the central Mediterranean Sea. *Fisheries Bulletin*, 103, 411–416.

Cartes, J.E., 1993. Diets of deep-water pandalid shrimps on the Western Mediterranean slope. *Marine Ecology Progress Series*, 96, 49-61.

Castro, J.J., Santana del Pino, A., 1995. Feeding preferences of *Scomber japonicus* in the Canary Islands area. *Scientia Marina*, 59, 325-333.

Castro, J.J., Sosa, P., Santana, A.T., Malheiro, A.I., Cuyás, C., Hernández, J.L., Santana, G., Jiménez, P., 2002. Influencia de la estructura del archipiélago canario en el aislamiento de las poblaciones de especies de peces de interés comercial. Implicaciones en la gestión pesquera. Informe final de proyecto, Viceconsejería de Pesca, Gobierno de Canarias, 172 pp.

Castro-Hernández, J.J., 2013a. La pesca, entre sus circunstancias y consecuencias. Anroart Ediciones, Colección Textos Universitarios. 397 pp.

Castro-Hernández, J.J., 2013b. Propuesta de estrategia de explotación de los recursos pesqueros de Gran Canaria. En: Foro técnico: La Pesca en Gran Canaria. Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. <http://hdl.handle.net/10553/9439/>

Castro-Hernández, J.J., Bilbao-Sieyro, A., 2013. Recursos marinos de Canarias. Una propuesta de ordenación basada en la cogestión. Proyecto GESMAR, Consejería de Agricultura, Ganadería, Pesca y Aguas, Gobierno de Canarias, 110 pp.

Castro-Hernández, J.J., Santana del Pino, A., Jiménez-Alvarado, D., 2010. Estudio científico del efecto de la pesca recreativa en el estado de explotación de los recursos de Canarias. Informe Técnico, Viceconsejería de Pesca, Gobierno de Canarias, 64 pp.

Chakroun-Marzouk, N., Kartas, F., 1987. Denture et régime alimentaire des espèces du genre *Pagrus* (Pisces, Sparidae) des cotes tunisiennes. *Cybiurn* 11, 3-19.

Chassot, E., Mélin, F., Le Pape, O., Gascuel, D., 2007. Bottom-up control regulates fisheries production at the scale of eco-regions in European seas. *Marine Ecology Progress Series*, 343, 45–55.

Chen, Z., Xu, S., Qiu, Lin, Z., Jia, X., 2009. Modeling the effects of fishery management and marine protected areas on the Beibu Gulf using spatial ecosystem simulation. *Fisheries Research*, 100, 222–229.

Chowdhury, N.K., Kompas, T., Kalirajan, K., 2010. Impact of control measures in fisheries management: evidence from Bangladesh's industrial trawl fishery. *Economics Bulletin*, 30 (1), 765-773.

Christensen, V., 1995. Ecosystem maturity—towards quantification. *Ecological Modelling*, 77, 3–32.

Christensen, V., Pauly, D., 1992. ECOPATH II a software for balancing steady-state ecosystem models and calculating network characteristics. *Ecological Modelling*, 61, 169–185.

Christensen, V., Pauly, D., 1993. Trophic models of aquatic ecosystems. En: ICLARM Conference Proceedings, 26, 390 pp.

Christensen, V., Walters, C.J., 2004. Ecopath with Ecosim: methods, capabilities and limitations. *Ecological Modelling*, 172, 109-139.

Christensen, V., Walters, C.J., Pauly, D., 2005. Ecopath with Ecosim: a User's Guide, November 2005 edition. Fisheries Centre, University of British Columbia, Vancouver, 154 pp.

Christensen, V., Walters, C.J., Pauly, D., Forrest, R., 2008. Ecopath with Ecosim version 6 User Guide, November 2008 edition. Fisheries Centre, University of British Columbia, Vancouver, 235 pp.

Christensen, V., Walters, C.J., Ahrens, R., Alder, J., Buszowski, J., Christensen, L.B., Cheung, W.W.L., Dunne, J., Froese, R., Karpouzi, V., Kaschner, K., Kearney, K., Lai, S., Lam, V., Palomares, M.L.D., Peters-Mason, A., Piroddi, C., Sarmiento, J.L., Steenbeek, J., Sumaila, R., Watson, R., Zeller, D., Pauly, D., 2009. Database-driven models of the world's Large Marine Ecosystems. *Ecological Modelling*, 220, 1984–1996.

Chuenpagdee, R., Liguori, L., Palomares, M.L.D., Pauly, D., 2006. Bottom-up, Global Estimates of Small-Scale Marine Fisheries Catches. Fisheries Centre Research Report 14(8). Fisheries Centre, University of British Columbia, Vancouver, Canada, 105 pp.

Clemente, S., Hernández, J.C., Rodríguez, A., Brito, A., 2010. Identifying keystone predators and the importance of preserving functional diversity in sublittoral rocky-bottom areas. *Marine Ecology Progress Series*, 413, 55-67.

Coelho, M., Domingues, P., Balguerías, E., Fernandez, N., Andrade, J.P., 1997. A comparative study of the diet of *Loligo vulgaris* (Lamarck, 1799) (Mollusca: Cephalopoda) from the south coast of Portugal and the Saharan Bank (Central-East Atlantic). *Fisheries Research*, 29, 245-255.

Coll, M., Palomera, I., Tudela, S., Sardà, F., 2006. Trophic flows, ecosystem structure and fishing impacts in the South Catalan Sea, Northwestern Mediterranean. *Journal of Marine Systems*, 59, 63–96.

Coll, M., Santojanni, A., Palomera, I., Tudela, S., Arneri, E., 2007. An ecological model of the Northern and Central Adriatic Sea: Analysis of ecosystem structure and fishing impacts. *Journal of Marine Systems*, 67, 119–154.

Coll, M., Santojanni, a, Palomera, I., Arneri, E., 2009. Food-web changes in the Adriatic Sea over the last three decades. *Marine Ecology Progress Series*, 381, 17–37.

Coll, M., Navarro, J., Olson, R.J., Christensen, V., 2013a. Assessing the trophic position and ecological role of squids in marine ecosystems by means of food-web models. *Deep-Sea Research II: Topical Studies in Oceanography*, 95, 21-36.

Coll, M., Navarro, J., Palomera, I., 2013b. Ecological role, fishing impact and management options for the recovery of a Mediterranean endemic skate by means of food web models. *Biological Conservation*, 157, 108-120.

Coll, M., Carreras, M., Cornax, M.J., Massutí, E., Morote, E., Pastor, X., Quetglas, a., Sáez, R., Silva, L., Sobrino, I., Torres, M. a., Tudela, S., Harper, S., Zeller, D., Pauly, D., 2014. Closer to reality: Reconstructing total removals in mixed fisheries from Southern Europe. *Fisheries Research*, 154, 179–194.

Consoli, P., Romeo, T., Battaglia, P., Castriota, L., Esposito, V., Andaloro, F., 2008. Feeding habits of the albacore tuna *Thunnus alalunga* (Perciformes, Scombridae) from central Mediterranean Sea. *Marine Biology*, 155, 113–120.

Correia, A.T., Manso, S., Coimbra, J., 2009. Age, growth and reproductive biology of the European conger eel (*Conger conger*) from the Atlantic Iberian waters. *Fisheries Research*, 99, 196-202.

Cortés, E., 1999. Standardized diet compositions and trophic levels of sharks. *ICES Journal of Marine Science*, 56, 707–717.

Couce-Montero, M.L. 2009. Diagnóstico de la pesquería artesanal en el puerto de Mogán (Gran Canaria). Tesis de Máster. Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, 37 pp.

Cury, P., Bakun, A., Crawford, R.J.M., Jarre, A., Quiñones, R.A., Shannon, L.J., Verheye, H.M., 2000. Small pelagics in upwelling systems: patterns of interaction and structural changes in “wasp-waist” ecosystems. *ICES Journal of Marine Science*, 57, 603–618.

Cushing, D.H., Humphrey, G.H., Banse, K., Laevastu, T., 1958. Report of the committee on terms and equivalents. *Rapports et procès-verbaux des réunions / Conseil permanent international pour l'exploration de la mer*, 144, 15-16.

Dalsgaard, J., Pauly, D., 1997. Preliminary mass-balance model of Prince William Sound, Alaska, for the pre-spill period, 1980-1989. *Fisheries Centre Research Report*, 5 (2), 34 pp.

De Lury, D.B., 1947. On the estimation of biological populations. *Biometrics*, 3, 145-67.

Den Hartog, J.C., Clarke, M.R., 1996. A study of stomach contents of Cory's Shearwater, *Calonectris diomedea borealis* (Cory, 1881) (Aves: Procellariidae), from the Macaronesian Islands. *Zoologische Mededelingen Leiden* 70, 117–133.

Derbal, F., Kara, M.H., 1996. Alimentation estivale du merou, *Ephinepehelus marginatus* (Serranidae), des côtes est algériennes. *Cybiurn* 20, 295-301.

Deudero, S., Morales-Nin, B., 2000. Occurrence of *Polyprion americanus* under floating objects in western Mediterranean oceanic waters, inference from stomach contents analysis. *Journal of the Marine Biological Association of the UK*, 80, 751-752.

Do-Hoon, K. Ju-Nam, S., Sang-Go, L., 2010. Technical efficiency of the coastal composite fishery in Korea: a comparison of data envelopment analysis and stochastic frontier analysis. *The Journal of Fisheries Business Administration*, 41 (3), 45-58.

Dürr, J., González, J.A., 2002. Feeding habits of *Beryx splendens* and *Beryx decadactylus* (Berycidae) off the Canary Islands. *Fisheries Research*, 54, 363-374.

ECO (European Court of Auditors). 2011. Have EU measures contributed to adapting the capacity of fishing fleets to available fishing opportunities? *Special Report*, 12, 66 pp.

Eggert, H. 2001. Technical efficiency in the Swedish trawl fishery for Norway lobster. Working papers in Economics No 53, Department of Economics, Göteborg University, 19 pp.

Erzini, K., 1991. A compilation of data on variability in length-age in marine fishes. Fisheries Stock Assessment, Title XII, Collaborative Research Support Program, University of Rhode Island. Working paper 77, 36 pp.

Esmaeili, A., 2006. Technical efficiency analysis for the Iranian fishery in the Persian Gulf. ICES Journal of Marine Science, 63, 1759-1764.

Espino, F., Boyra, A., Tuya, F., Haroun, R.J., 2006. Guía visual de las especies marinas de Canarias. Ediciones Oceanográfica, Telde, 482 pp.

Espino, F., Tuya, F., Blanch, I., Haroun, R.J., 2008. Los sebadales en Canarias. Oasis de vida en los fondos arenosos. BIOGES, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, 68 pp.

Espino, F., González, J.A., Haroun, R., Tuya, F., 2014. Abundance and biomass of the parrotfish *Sparisoma cretense* in seagrass meadows: temporal and spatial differences between seagrass interiors and seagrass adjacent to reefs. Environmental Biology of Fishes, 98, 121-133.

FAO. 1995. Code of the conduct of responsible fisheries. Rome. FAO, 41 pp.

FAO, 2008. Fisheries management. 2. The ecosystem approach to fisheries. 2.1 Best practices in ecosystem modelling for informing an ecosystem approach to fisheries. FAO Fisheries Technical Guidelines for Responsible Fisheries. No. 4, Suppl. 2, Add. 1. Rome, FAO. 78pp.

FAO, 2014. El estado mundial de la pesca y la acuicultura. Departamento de Pesca y Acuicultura de la FAO. FAO, Roma, 253 pp.

FAO, 2015. Fisheries and Aquaculture topics. Small-scale and artisanal fisheries. Topics Fact Sheets. Text by Jan Johnson. En: FAO Fisheries and Aquaculture Department [online], Rome. <http://www.fao.org/fishery/>

FAO y WFC. 2008. Small-scale capture fisheries: a global overview with emphasis on developing countries. A preliminary report of the Big Numbers Project, Rome, 64 pp.

Farrell, M.J., 1957. The Measurement of Productive Efficiency. Journal of the Royal Statistical Society, Series A (General), 120 (3), 253-290.

Fehri-Bedoui, R., Gharbi, H., 2008. Sex-ratio, reproduction and feeding habits of *Pomadasys incisus* (Haemulidae) in the Gulf of Tunis (Tunisia). Acta Adriatica, 49, 5-19.

Fehri-Bedoui, R., Mokrani, E., Ben Hassine, O.K., 2009. Feeding habits of *Pagellus acarne* (Sparidae) in the Gulf of Tunis, central Mediterranean. *Scientia Marina*, 73, 667-678.

Felthoven, R.G. 2002. Effects of the American Fisheries Act on capacity. Utilization and technical efficiency. *Marine Resource Economics*, 17, 181–205.

Felthoven, R.G., Horrace, W.C., Schnier, K.E., 2009. Estimating heterogeneous capacity and capacity utilization in a multi-species fishery. *Journal of Productivity Analysis*, 32 (3), 173-189.

Fernández, R., Santos, M.B., Carrillo, M., Tejedor, M., Pierce, G.J., 2009. Stomach contents of cetaceans stranded in the Canary Islands 1996–2006. *Journal of the Marine Biological Association of the UK*, 89, 873-883.

Ferretti, F., Worm, B., Britten, G.L., Heithaus, M.R., Lotze, H.K., 2010. Patterns and ecosystem consequences of shark declines in the ocean. *Ecology Letters*, 13, 1055–1071.

Figueiredo, M., Morato, T., Barreiros, J.P., Afonso, P., Santos, R.S., 2005. Feeding ecology of the white seabream, *Diplodus sargus*, and the ballan wrasse, *Labrus bergyllta*, in the Azores. *Fisheries Research* 75, 107-119.

Finn, J.T., 1976. Measures of ecosystem structure and function derived from analysis of flows. *Journal of Theoretical Biology*, 56, 363–380.

Fousekis, P., Klonaris, S. 2003. Technical efficiency determinants for fisheries: a study of trammel netters in Greece. *Fisheries Research*, 63, 85-95.

Froese, R., Pauly, D., 2014. FishBase. World Wide Web electronic publication. <http://www.fishbase.org/>

Garcia, S.M., Zerbi, A., Aliaume, C., Do Chi, T., Lasserre, G., 2003. The ecosystem approach to fisheries. Issues, terminology, principles, institutional foundations, implementation and outlook. FAO Fisheries Technical Paper. No. 443. FAO, Rome, 71 pp.

García-Cabrera, C. 1970. La pesca en Canarias y Banco Sahariano. Consejo Económico Sindical Interprovincial de Canarias, 232 pp.

García del Hoyo, J.J., Castilla-Espino, D., Jiménez-Toribio, R., 2004. Determination of technical efficiency of fisheries by stochastic frontier models: a case on the Gulf of Cádiz (Spain), *ICES Journal of Marine Science*, 61, 416-421.

Gee-thean, L. Abd Latif, I., Hussein, M.A., 2012. Does technology and other determinants effect fishing efficiency? An application of stochastic frontier and data envelopment analyses on trawl fishery. *Journal of Applied Sciences*, 12 (1), 48-55.

Gelchu, A., Pauly, D., 2007. Growth and distribution of port-based global fishing effort within countries' EEZs from 1970 to 1995. Fisheries Centre Research Reports 15(4). Fisheries Centre, University of British Columbia, 103 pp.

Gonçalves, J.M.S., Erzini, K., 1998. Feeding habits of the two-banded sea bream (*Diplodus vulgaris*) and the black sea bream (*Spondyllosoma cantharus*) (Sparidae) from the South-west coast of Portugal. Cybium 22, 245-254.

González, J.A., 2008. Memoria científico-técnica final sobre el Estado de los Recursos Pesqueros de Canarias (REPESCAN). Instituto Canario de Ciencias Marinas, 210 pp.

González, J.A., Pajuelo, J.G., Lorenzo, J.M., Santana, J.I., Tuset, V.M, Jiménez, S., Perales-Raya, C., González-Lorenzo, G., Martín-Sosa, P., Lozano, I.J., 2012. Talla Mínima de Captura de peces, crustáceos y moluscos de interés pesquero en Canarias. Una propuesta científica para su conservación. González, J.A., Pajuelo, J.G., Lorenzo, J.M., (Eds.). Viceconsejería de Pesca, Gobierno de Canarias, 252 pp.

González-Pajuelo, J.M., 1997. La pesquería artesanal canaria de especies demersales: análisis y ensayo de dos modelos de evaluación. Tesis doctoral. Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, 347 pp.

González-Ramos, A.J., 1992. Bioecología del Listado (*Katsuwonus pelamis* Linnaeus, 1758) en el área de Canarias: modelo de gestión y explotación mediante el uso de la teledetección. Tesis doctoral, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, 203 pp.

Granadeiro, J.P., Monteiro, L.R., Furness, R.W., 1998. Diet and feeding ecology of Cory's shearwater *Calonectris diomedea* in the Azores, north-east Atlantic. Marine Ecology Progress Series, 166, 267–276.

Granado, I., Caballero, P., 2001. Feeding rates of *Littorina striata* and *Osilinus atratus* in relation to nutritional quality and chemical defenses of seaweeds. Marine Biology, 138, 1213-1224.

Guyader, O., Berthou, P., Koutsikopoulos, C., Alban, F., Demanèche, S., Gaspar, M.B., Eschbaum, R., Fahy, E., Tully, O., Reynal, L., Curttil, O., Frangoules, K., Maynau, F., 2013. Small scale fisheries in Europe: A comparative analysis based on a selection of case studies. Fisheries Research, 140, 1-13.

Halpern, B.S., Warner, R.R., 2002. Marine reserves have rapid and lasting effects. Ecology Letters, 5, 361-366.

Hardin, G., 1968. The tragedy of the commons. *Science*, 162 (3859),1243-1248.

Hernández, J.C., Clemente, S., Sangil, C., Brito, A., 2008. The key role of the sea urchin *Diadema* aff. *antillarum* in controlling macroalgae assemblages throughout the Canary Islands (eastern subtropical Atlantic): An spatio-temporal approach. *Marine Environmental Research*, 66 (2), 259-270.

Hernández-García, V., Hernández-López, J.L., Castro, J.J., 1998. The octopus (*Octopus vulgaris*) in the small-scale trap fishery off the Canary Islands (Central-East Atlantic). *Fisheries Research*, 35, 183-189.

Hernández-León, S., Almeida, C., Gómez, M., Torres, S., Montero, I., Portillo-Hahnefeld, A., 2001a. Zooplankton biomass and indices of feeding and metabolism in *Lithognathus mormyrus* island-generated eddies around Gran Canaria. *Journal of Marine Systems*, 30, 51-66.

Hernández-León, S., Gómez, M., Pagazaurtundua, M., Portillo-Hahnefeld, A., Montero, I., Almeida, C., 2001b. Vertical distribution of zooplankton in Canary Island waters: Implications for export flux. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, 48, 1071-1092.

Hernández-López, J.L. 2000. *Biología, Ecología y pesca del pulpo común ("Octopus vulgaris", Cuvier 1797) en aguas de Gran Canaria*. Tesis doctoral, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, 210 pp.

Herrero, I., Pascoe, S., 2003. Value versus volume in the catch of the Spanish South-Atlantic trawl fishery. *Journal of Agricultural Economics*, 54 (2), 325-341.

Herrick, S.F., Squires, D., 1989. On Measuring Fishing Fleet Productivity: Development and Demonstration of an Analytical Framework. *Fishery Bulletin*, 88, 85-94.

Hsieh, C.H., Reiss, C.S., Hunter, J.R., Beddington, J.R., May, R.M., Sugihara, G., 2006. Fishing elevates variability in the abundance of exploited species. *Nature*, 443, 859-862.

Hunt G.L.J., Kato, H., McKinnel, S.M., 2000. Predation by marine birds and mammals in the subarctic Pacific Ocean. *PICES Scientific Report 14*. North Pacific Marine Science Organisation, Sidney, BC, Canada.

Hupper, D.D., Squires, D., 1987. Potential Economic Benefits and Optimum Fleet Size in the Pacific Coast Trawl Fleet. *Marine Resource Economics*, 3 (4), 297-318.

IFREMER, 2007. Small-scale coastal fisheries in Europe. Final report of the contract No FISH/2005/10, 447 pp.

Jiménez-Alvarado, D., 2010. *La pesca marítima recreativa en el Archipiélago Canario: aspectos biológico, social y económico*. Tesis de Máster, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria.

Johnson, D.S., 2006. Category, narrative, and value in the governance of small-scale fisheries. *Marine Policy*, 30, 747-756.

Johnston, C.S., 1969. The Ecological Distribution and Primary Production of Macrophytic Marine Algae in the Eastern Canaries. *Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologie*, 54, 473-490.

Jondrow, J., Lovell, C.A.K., Materov, I.S., Schmidt, P., 1982. On the Estimation of Technical Inefficiency in the Stochastic Frontier Production Function Model, *Journal of Econometrics*, 19, 233-238.

Jørgensen, S.E., Nielsen, S.N., Jørgensen, L.A., 1991. Handbook of ecological parameters and ecotoxicology. Ed. Elsevier, Amsterdam, 1263 pp.

Kallianiotis, A., Torre, M., Argyri, A., 2005. Age, growth, mortality, reproduction, and feeding habits of the striped seabream, (Pisces: Sparidae), in the coastal waters of the Thracian Sea, Greece. *Scientia Marina*, 69, 391-404.

Kirkley, J., Squires, D., 1995. Assessing technical efficiency in commercial fisheries: the Mid-Atlantic sea scallop fishery. *American Journal of Agricultural Economics*, 77 (3), 686-697.

Kirkley, J., Morrison C.J., Squires, D., 2004. Deterministic and stochastic capacity estimation for fishery capacity reduction. *Marine Resource Economics*, 19, 271-294.

Kirkley, J., Squires, D., Strand, I.E., 1998. Characterizing managerial skill and technical efficiency in a fishery. *Journal of Productivity Analysis*, 9, 145-160.

Kompas, T., Che, T.N., 2005. Efficiency gains and cost reductions from individual transferable quotas: a stochastic cost frontier for the Australian South East fishery. *Journal of Productivity Analysis*, 23, 285-307.

Kompas, T. Che, T.N., Grafton, R.Q., 2004. Technical efficiency effects of input controls: evidence from Australia's banana prawn fishery. *Applied Economics*, 36 (15), 1631-1641.

Koslow, J.A., Kloser, R.J., Williams, A., 1997. Pelagic biomass and community structure over the mid-continental slope off southeastern Australia based upon acoustic and midwater trawl sampling. *Marine Ecology Progress Series*, 146, 21-35.

Kozul, V., Skaramuca, B., Kraljevic, M., Dulcic, J., Glamuzina, B., 2001. Age, growth and mortality of the mediterranean amberjack *Seriola dumerili* (Risso 1810) from the south-eastern Adriatic Sea. *Journal of Applied Ichthyology*, 17, 134-141.

Krug, H., Carvalho, D., González, J.A., 2011. Age and growth of the alfonsino *Beryx decadactylus* (Cuvier, 1829) from the Azores, Madeira and Canary Islands, based on historical data. *Arquipélago-Life and Marine Sciences*, 28, 25-31.

La Mesa, G., La Mesa, M., Micalizzi, M., 2005. Age and growth of madeira scorpionfish, *Scorpaena maderensis* Valenciennes, 1833, in the central Mediterranean. Fisheries Research, 74, 265-272.

La Mesa, G., La Mesa, M., Tomassetti, P., 2007. Feeding habits of the Madeira rockfish *Scorpaena maderensis* from central Mediterranean Sea. Marine Biology, 150, 1313–1320.

Labropoulou, M., Kostikas, I., 1999. Patterns of resource use in deep-water decapods. Marine Ecology Progress Series, 184, 171-182.

Labropoulou, M., Machias, A., Tsimenides, N., Eleftheriou, A., 1997. Feeding habits and ontogenetic diet shift of the striped red mullet, *Mullus surmuletus* Linnaeus, 1758. Fisheries Research, 31, 257-267.

Landeira, J.M., Lozano-Soldevilla, F., Hernández-León, S., 2013. Temporal and alongshore distribution of decapod larvae in the oceanic island of Gran Canaria (NW Africa). Journal of Plankton Research, 35, 309–322.

Le Quesne, W.J.F., Arreguin-Sanchez, F., Albanez-Lucero, M., Cheng, H., Cruz Escalona, V.H., Daskalov, G., Ding, H., Gonzalez Rodriguez, E., Heymans, J.J., Jiang, H., Lercari, D., Lopez-Ferreira, C., Lopez-Rocha, J.A., Mackinson, S., Pinnegar, J.K., Polunin, N.V.C., Wu, J., Xu, H., Zetina-Rejon, M.J. 2008. Analysing ecosystem effects of selected marine protected areas with Ecospace spatial ecosystem models. Fisheries Centre Research Reports 16(2), Fisheries Centre, University of British Columbia, 77 pp.

Lees, K., Mackinson, S., 2007. An Ecopath model of the Irish Sea: ecosystems properties and sensitivity analysis. Science Series Technical Report, Cefas Lowestoft 138, 49 pp.

Libralato, S., Christensen, V., Pauly, D., 2006. A method for identifying keystone species in food web models. Ecological modelling 195, 153-171.

Lindeman, R.L., 1942. The trophic dynamics aspect of ecology. Ecology, 23, 399–418.

López-Abellán, L.J., Santamaría, M.T.G., Conesa, P., 2001. Age and growth of *Pontinus kuhlii* (Bowdich, 1825) in the Canary Islands. Scientia Marina, 65, 259-267.

Lorenzo, J.A., 2007. Atlas de las aves nidificantes en el archipiélago canario (1997-2003). Sociedad Española de Ornitología, Madrid, 519 pp.

Lorenzo, J.M., Pajuelo, J.G., 1995. Biological parameters of the roudi escolar *Promethichthys Prometheus* (Pisces: Gempylidae) off the Canary Islands. Fisheries Research, 24, 65-71.

Lorenzo, J.M., Pajuelo, J.G., 1996. Determinación del crecimiento de la caballa *Scomber japonicus* (Houttuyn, 1782) de las islas Canarias a través del análisis de las frecuencias de tallas. Boletín del Instituto Español de Oceanografía, 12, 83-90.

Lorenzo, J.M., Pajuelo, J.G., 1999. Age and growth of the sand smelt *Atherina (Hepsetia) presbyter* Cuvier, 1829 in the Canary Islands (Central-east Atlantic). Fisheries Research, 41, 177-182.

Lozano, I.J., González, J.A., 1993. Determinación del crecimiento de *Sparisoma (Euscarus) cretense* (L.) (Osteichthyes, Scaridae) en Canarias a partir del análisis de frecuencias de tallas. Publicación Especial Instituto Español de Oceanografía 11, 73-82.

Lozano, G., Brito, A., Hardisson, A., Gutiérrez, Á., González-Weller, D., Lozano, I.J., 2009. Content of lead and cadmium in barred hogfish, *Bodianus scrofa*, island grouper, *Mycteroperca fusca*, and portuguese dogfish, *Centroscymnus coelolepis*, from Canary Islands, Spain. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 83, 591-594.

Mackay, A., 1981. The generalized inverse. Practical Computing (September), 108-110.

Majkowski, J., 1982. Usefulness and applicability of sensitivity analysis in a multispecies approach to fisheries management. En: Pauly, D., Murphy, G.I. (Eds.). Theory and management of tropical fisheries, ICLARM Conference Proceedings, 9, 149-165.

Mancera-Rodríguez, N.J., 2000. Estudio de la biología, ecología y pesquería de *Stephanolepis hispidus* (Linnaeus, 1766) (Pisces: Monacanthidae) en aguas de Canarias. Tesis doctoral, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, 316 pp.

Mancera-Rodríguez, N.J., Castro-Hernández, J.J., 2004. Age and growth of *Stephanolepis hispidus* (Linnaeus, 1766) (Pisces: Monacanthidae), in the Canary Islands area. Fisheries Research, 66, 381-386.

MAPyA, 2006. Análisis y Ordenación de la Pesca de Recreo en el Ámbito de las Islas Canarias. Informe Técnico, Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, 124 pp.

Martín, A., Nogales, M., Quilis, V., Delgado, G., Hernández, E., Trujillo, O., Santana, F., 1987. Distribución y status de las aves marinas nidificantes en el Archipiélago Canario con vistas a su conservación. Universidad de La Laguna, Informe no publicado, 11 pp.

Martínez-Milán, J.M., 2006. Integrating Western Sahara coastal fisheries into the international economy, 1885-1975. En: XIV International Economic History Congress, Helsinki, 2006, Session 11. P: 14. <http://www.helsinki.fi/iehc2006/papers1/Milan.pdf>

Martínez-Saavedra, J., 2011. Análisis del estado de los recursos pesqueros de Gran Canaria a partir del estudio de las series históricas de captura. Tesis de Máster, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, 42 pp.

Matic-Skoko, S., Tutman, P., Marcelja, E., Skaramuca, D., Dikic, D., Lisicic, D., Skaramuca, B., 2010. Feeding habits and trophic status of Mediterranean moray eel, *Muraena helena* L. 1758 in the Adriatic Sea – Preliminary approach. Rapport Commission International Mer Mediterranee, 39, 583.

Maynou, F., Recasens, L., Lombarte, A., 2011. Fishing tactics dynamics of a Mediterranean small-scale coastal fishery. Aquatic Living Resources, 24, 149–159.

Maynou, F., Morales-Nin, B., Cabanellas-Reboredo, M., Palmer, M., García, E., Grau, A.M., 2013. Small-scale fishery in the Balearic Islands (W Mediterranean): A socio-economic approach. Fisheries Research, 139, 11-17.

McGarvey, R., Willison, J.H.M., 1995. Rationale for a marine protected area along the international boundary between U.S. and Canadian waters in the Gulf of Marine. Pages 74-81 En: Shackell, N.L., Willison, J.H.M. (Eds), Marine Protected Areas and Sustainable Fisheries. Science and Management of Protected Areas Association, Wolfville, Canada.

Meeusen, W., van den Broeck, J., 1977. Efficiency Estimation from Cobb-Douglas Production Functions With Composed Error, International Economic Review, 18, 435-444.

Méndez, M., Lorenzo, J.M., Pajuelo, J.G., Ramos, A., Coca, J., 2002. Aspects of the life history of the salema, *Sarpa salpa* (Pisces, Sparidae), off the Canarian Archipelago (central-east Atlantic). Environmental Biology of Fishes, 63, 183-192.

Melnychuk, M., Guénette, S., Martínez-Sosa, P., Balguerías, E., 2001. Fisheries in the Canary Islands, Spain. En: Zeller, D., Watson, R., Pauly, D., (Eds), Fisheries impacts on North Atlantic ecosystems: Catch, effort and nacional/regional data sets. Fisheries Centre Research Report, 9 (3), 221-224.

Mertz, G., Myers, R.A., 1998. A simplified formulation for fish production. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 55, 478–484.

Mora, C., Myers, R.A., Coll, M., Libralato, S., Pitcher, T.J., Sumaila, R.U., Zeller, D., Watson, R., Gaston, K.J., Worm, B. 2009. Management effectiveness of the world's marine fisheries. PLoS Biology 7(6): e1000131.

Morales-Nin, B., Moranta, J., 1997. Life history and fishery of the common dentex (*Dentex dentex*) in Mallorca (Balearic Islands, western Mediterranean). Fisheries Research, 30, 67-76.

Morales-Nin, B., Moranta, J., García, C., Tugores, M.P., Grau, A.M., Riera, F., Cerdá, M., 2005. The recreational fishery off Majorca Island (western Mediterranean): some implications for coastal resource management. *ICES Journal of Marine Science*, 62, 727-739.

Morales-Malla, D., 2011. Study of the infrastructures and the fishing power in Gran Canaria. Tesis Máster Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, 140 pp.

Morato, T., Bulman, C., Pitcher, T.J., 2009. Modelled effects of primary and secondary production enhancement by seamounts on local fish stocks. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 56, 2713–2719.

Morato, T., Sola, E., Grós, M.P., Menezes, G., 1999. Diets of forkbeard (*Phycis phycis*) and conger eel (*Conger conger*) off the Azores during spring of 1996 and 1997. *Arquipélago - Life and Marine Sciences*, 17A, 51-64.

Morato, T., Sola, E., Grós, M.P., Menezes, G., 2001. Feeding habits of two congener species of seabreams, *Pagellus bogaraveo* and *Pagellus acarne*, off the Azores (Northeastern Atlantic) during spring of 1996 and 1997. *Bulletin of Marine Science*. 69, 1073-1087.

Morato-Gomes, T., Sola, E., Grós, M.P., Menezes, G., Pinho, M.R., 1998. Trophic relationships and feeding habits of demersal fishes from the Azores: importance to multispecies assessment. *ICES CM 1998/O:7*. 21 pp.

Moreno, T., Castro, J.J., 1995. Community structure of the juvenile of coastal pelagic fish species in the Canary Islands waters (Spain). *Scientia Marina*, 59, 405-413.

Morissette, L., Hammill, M.O., Savenkoff, C., 2006. The trophic role of marine mammals in the northern Gulf of St. Lawrence. *Marine Mammal Science*, 22 (1), 74-103.

Moro, L., Martín, J.L., Garrido, M.J., Izquierdo, I., 2003. Lista de especies marinas de Canarias (algas, hongos, plantas y animales). En: Moro, L., Martín, J.L., Garrido, M.J., Izquierdo, I. (Eds.), *Consejería de Política Territorial y Medio Ambiente del Gobierno de Canarias*, 248 pp.

Moutopoulos, D.K., Libralato, S., Solidoro, C., Stergiou, K.I., 2013. Toward an ecosystem approach to fisheries in the Mediterranean Sea: Multi-gear/multi-species implications from an ecosystem model of the Greek Ionian Sea. *Journal of Marine Systems*, 113-114, 13-28.

Navarro, J., González-Solís, J., 2009. Environmental determinants of foraging strategies in Cory's shearwaters *Calonectris diomedea*. *Marine Ecology Progress Series*, 378, 259–267.

OAG, 2013. Estado de conservación de la tortuga boba (*Caretta caretta*) en las islas Canarias. En: Observatorio Ambiental Granadilla, Santa Cruz de Tenerife, 154 pp.

Odum, E.P., 1969. The strategy of ecosystem development. *Science* 164, 262–270.

Odum, W.E., Heald, E.J., 1975. The detritus-based food web of an estuarine mangrove community. En: Cronin, L.E. (Ed.). *Estuarine Research*, New York, 265-286.

Okey, T.A., Vargo, G.A., Mackinson, S., Vasconcellos, M., Mahmoudi, B., Meyer, C.A., 2004. Simulating community effects of sea floor shading by plankton blooms over the West Florida Shelf. *Ecological Modelling*, 172, 339-359.

Opitz, S., 1996. Trophic interactions in Caribbean coral reefs. En: ICLARM Technical Report, 43, 341 pp.

Orea, L., Álvarez, A., Morrison Paul, C.J., 2005. Modeling and measuring production processes for a multi-species fishery: alternative technical efficiency estimates for the northern Spain hake fishery. *Nature Resource Modelling*, 18 (2), 183-213.

Pajuelo, J.G., Lorenzo, J.M., 1995. Biological parameters reflecting the current state of the exploited pink dentex, *Dentex gibbosus* (pisces: Sparidae), population off the Canary Islands. *South African Journal of Marine Science*, 16, 311-319.

Pajuelo, J.G., Lorenzo, J.M., 1996. Life history of the red porgy *Pagrus pagrus* (Teleostei: Sparidae) off the Canary Islands, central east Atlantic. *Fisheries Research*, 28, 163-177.

Pajuelo, J.G., Lorenzo, J.M., 1998. Population biology of the common pandora *Pagellus erythrinus* (Pisces: Sparidae) off the Canary Islands. *Fisheries Research*, 36, 75-86.

Pajuelo, J.G., Lorenzo, J.M., 1999. Life history of black seabream, *Spondyliosoma cantharus*, off the Canary Islands, Central-east Atlantic. *Environmental Biology of Fishes*, 54, 325-336.

Pajuelo, J.G., Lorenzo, J.M., 2000. Reproduction, age, growth and mortality of axillary seabream *Pagellus acarne* (Sparidae) from the Canarian archipelago. *Journal of Applied Ichthyology*, 16, 41-47.

Pajuelo, J.G., Lorenzo, J.M., 2001. Biology of the annular seabream, *Diplodus annularis* (Sparidae), in coastal waters of the Canary Islands. *Journal of Applied Ichthyology*, 17, 121-125.

Pajuelo, J.G., Lorenzo, J.M., 2002. Growth and age estimation of *Diplodus sargus cadenati* (Sparidae) off the Canary Islands. *Fisheries Research*, 59, 93-100.

Pajuelo, J.G., Lorenzo, J.M., Gregoire, M., 2003. Age and growth of the bastard grunt (*Pomadasys incisus*: Haemulidae) inhabiting the Canary Islands, Northwest Africa. *Fisheries Bulletin*, 101, 851–859.

Pajuelo, J.G., Lorenzo, J.M., Ramos, A.G., Méndez-Villamil, M., 1997. Biology of the red mullet *Mullus surmuletus* (Mullidae) off the Canary Islands, Central-east Atlantic. *South African Journal of Marine Science*, 18, 265-272.

Pajuelo, J.G., Lorenzo, J.M., Méndez-Villamil, M., Coca, J., Ramos, A.G., 2002. Determination of age and growth of the striped seabream *Lithognathus mormyrus* (Sparidae) in the Canary Islands archipelago by otoliths readings and backcalculation. *Scientia Marina*, 66, 27-32.

Pajuelo, J.G., Martínez, I., González, J.A., Lorenzo, J.M., García-Mederos, A., Domínguez, R., Hernández-Cruz, C., 2006. Growth pattern and age estimation of the coastal sparid fish *Pagrus auriga* on the Canary Islands shelf. *Fisheries Research*, 82, 7-13.

Pajuelo, J.G., González, J.A., Santana, J.I., Lorenzo, J.M., García-Mederos, A., Tuset, V.M., 2008. Biological parameters of the bathyal fish black scabbardfish (*Aphanopus carbo* Lowe, 1839) off the Canary Islands, Central-east Atlantic. *Fisheries Research*, 92, 140-147.

Pallaoro, A., Santic, M., Jardas, I., 2004. Diet composition of young-of-the-year saddled bream, *Oblada melanura* (Linnaeus, 1758) from the eastern central Adriatic Sea. *Journal of Applied Ichthyology*, 20, 228–230.

Palomares, M.L.D., Pauly, D., 1998. Predicting food consumption of fish populations as functions of mortality, food type, morphometrics, temperature and salinity. *Marine and Freshwater Research*, 49, 447–453.

Palomares, M.L.D., Pauly, D., 2014. SeaLifeBase. World Wide Web electronic publication. <http://www.sealifebase.org/>

Pascoe, S., Cogle, L., 2002. The contribution of unmeasurable inputs to fisheries production: an analysis of technical efficiency of fishing vessels in the English Channel. *American Journal of Agricultural Economics*, 84 (3), 585-597.

Pascoe, S., Mardle, S., 2003. Efficiency analysis in EU fisheries: Stochastic Production Frontiers and Data Envelopment Analysis. CEMARE Report 60, CEMARE, University of Portsmouth, UK, 149 pp.

Pascoe, S., Andersen, J.L., de Wilde, J.W., 2001. The impact of management regulation on the technical efficiency of vessels in the Dutch beam trawl fishery. *European Review of Agricultural Economics*, 28 (2), 187-206.

Pascoe, S., Vieira, S., Dichmont, C.M., Punt, A.E., 2011. Optimal vessel size and output in the Australian northern prawn fishery: a restricted profit function approach. *Australian Journal of Agricultural and Resource Economics*, 55, 107-125.

Pascual-Fernández, J., 1991. Entre el mar y la tierra: los pescadores artesanales canaries. Santa Cruz de Tenerife, Interinsular Canaria-Ministerio de Cultura, 310 pp.

Pascual-Fernández, J., 1999. La pesca artesanal canaria desde la perspectiva de la antropología cultural. En: Montes del Castillo, A. (Ed.), *Antropología de la pesca, debates en el Mediterráneo*, Murcia, 263-283.

Pastor, X., Delgado de Molina, A., 1985. Acoustic abundance estimation of mackerel, pilchard and bogue in Canary Islands waters, April 1984. *ICES C.M.* 1985/H:39; 24 pp.

Pauly, D., 1980. On the interrelationships between natural mortality, growth parameters, and mean environmental temperature in 175 fish stocks. *ICES Journal of Marine Science*, 39, 175–192.

Pauly, D., 2009. Beyond duplicity and ignorance in global fisheries. *Scientia Marina*, 73 (2), 215-224.

Pauly, D., Christensen, V., 1995. Primary production required to sustain global fisheries. *Nature*, 374, 255–257.

Pauly, D., Christensen, V., Walters, C., 2000. Ecopath, Ecosim, and Ecospace as tools for evaluating ecosystem impact of fisheries. *ICES Journal of Marine Science*, 57, 697–706.

Pauly, D., Soriano-Bartz, M.L., Palomares, M.L.D., 1993. Improved construction, parametrization and interpretation of steady-state ecosystem models, En: *Trophic Models of Aquatic Ecosystems*, ICCAM Conference Proceedings 26, 1–13.

Pauly, D., Christensen, V., Dalsgaard, J., Froese, R., Torres, F., 1998. Fishing Down Marine Food Webs. *Science*, 279, 860-863.

Pauly, D., Christensen, V., Guénette, S., Pitcher, T.J., Sumaila, R.U., Walters, C.J., Watson, R., Zeller, D., 2002. Towards sustainability in world fisheries. *Nature*, 418, 689-695.

Pauly, D., Graham, W., Libralato, S., Morissette, L., Deng Palomares, M.L., 2009. Jellyfish in ecosystems, online databases, and ecosystem models. *Hydrobiologia*, 616, 67–85.

Pinczon du Sel, G., Daguzan, J., 1997. A note on sex ratio, length and diet of a population of cuttlefish *Sepia officinalis* L. (Mollusca: Cephalopoda) sampled by three fishing methods. *Fisheries Research*, 32, 191-195.

Pinnegar, J.K., Polunin, N.V.C., 2004. Predicting indirect effects of fishing in Mediterranean rocky littoral communities using a dynamic simulation model. *Ecological Modelling*, 172, 249-267.

Piroddi, C., 2008. An ecosystem-based approach to study two dolphin populations around the Island of Kalamos, Ionian Sea, Greece. M.Sc.Thesis, University of British Columbia, 122 pp.

Plagányi, É.E., 2007. Models for an ecosystem approach to fisheries. FAO Fisheries Technical Paper. No. 477. FAO, Rome, 108 pp.

PLOCAN, 2013. Informe técnico Campaña Oceanográfica PLOCAN/ESTOC 1304, en prensa.

Plounevez, S., Champalbert, G., 2000. Diet, feeding behaviour and trophic activity of the anchovy (*Engraulis encrasicolus* L.) in the Gulf of Lions (Mediterranean Sea) *Oceanologica Acta*, 23, 175,192.

Polanco, J., Gancedo, U., Sáenz, J., Caballero-Alfonso, A.M., Castro-Hernández, J.J., 2011. Wavelet analysis of correlation among Canary Islands octopus captures per unit effort, sea-surface temperature and the North Atlantic Oscillation. *Fisheries Research*, 107,177-183.

Polovina, J.J., 1984. Model of a Coral Reef Ecosystem I. The ECOPATH Model and Its Application to French Frigate Shoals. *Coral Reefs*, 3, 1-11.

Popescu, I., Ortega-Gras, J.J., 2013. Fisheries in the Canary Islands. Directorate General For Internal Policies. Policy Department B: Structural and Cohesion Policies. Fisheries. European Parliament. IP/B/PECH/NT/2013-02. 58 pp.

Porteiro, F.O., Barreiros, J.P., Santos, R.S., 1996. Wrasses (Teleostei: Labridae) of the Azores. *Arquipélago-Life and Marine Sciences*, 14A: 23-40.

Powet, M.E., Tilman, D., Estes, J.A., Menge, B.A., Bond, W.J., Mills, L.S.; Paine, R.T., 1996. Challenges in the quest for keystones. *BioScience*, 46 (8), 609-620.

Quignard, J.P., Pras, A., 1986. Scaridae.. In Whitehead, P.J.P., Bauchot, M.L., Hureau, J.C., Nielsen, J., Tortonese, E., (Eds.) *Fishes of the north-eastern Atlantic and the Mediterranean*. UNESCO, Paris. Vol. 2, 943-944.

Ramos, A.J., Lorenzo, J.M., Pajuelo, J.G., 1995. Food habits of bait-caught skipjack tuna *Katsuwonus pelamis* off the Canary Islands. *Scientia Marina*, 59, 365–369.

Rakitin, A., Kramer, D.L., 1996. Effect of a marine reserve on the distribution of coral reef fishes in Barbados. *Marine Ecology Progress Series*, 131, 97–113.

Reñones, O., Polunin, N.V.C., Goñi, R., 2002. Size related dietary shifts of *Epinephelus marginatus* in a western Mediterranean littoral ecosystem: an isotope and stomach content analysis. *Journal of Fish Biology*, 61, 122–137.

Reñones, O., Piñeiro, C., Mas, X., Goñi, R. 2007. Age and growth of the dusky grouper *Epinephelus marginatus* (Lowe 1834) in an exploited population of the western Mediterranean Sea. *Journal of Fish Biology*, 71, 346–362.

Revelles, M., Cardona, L., Aguilar, A., Fernández, G., 2007. The diet of pelagic loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) off the Balearic archipelago (western Mediterranean): relevance of long-line baits. *Journal of the Marine Biological Association of the UK*, 87, 805–813.

Rico, V., Santana J.I., González J.A., 1999. Técnicas de pesca artesanal en la isla de Gran Canaria. *Monografías del Instituto Canario de Ciencias Marinas*, 3, 332 pp.

Rosa, S., Pansera, M., Granata, a., Guglielmo, L., 2013. Interannual variability, growth, reproduction and feeding of *Pelagia noctiluca* (Cnidaria: Scyphozoa) in the Straits of Messina (Central Mediterranean Sea): Linkages with temperature and diet. *Journal of Marine Systems*, 111-112, 97–107.

Rosas-Luis, R., Villanueva, R., Sánchez, P., 2014. Trophic habits of the Ommastrephid squid *Illex coindetii* and *Todarodes sagittatus* in the northwestern Mediterranean Sea. *Fisheries Research*, 152, 21-28.

Russ, G.R., Alcalá, A.C., 1996. Do marine reserves export adult fish biomass? Evidence from Apo island, Central Philippines. *Marine Ecology Progress Series*, 132, 1–9.

Sabatié, R., Potier, M., Broudin, C., Seret, B. Ménard, F., Marsac, F., 2003. Preliminary analysis of some pelagic fish diet in the Eastern Central Atlantic. *Collective Volume of Scientific Papers – ICCAT*, 55, 292-302.

Sala, E. , Ballesteros, E., 1997. Partitioning of space and food resources by three fish of the genus *Diplodus* (Sparidae) in a Mediterranean rocky infralittoral ecosystem. *Marine Ecology Progress Series*, 152, 273-283.

Sánchez, F., Olaso, I., 2004. Effects of fisheries on the Cantabrian Sea shelf ecosystem. *Ecological Modelling*, 172, 151–174.

Sangil, C., Sansón, M., Afonso-Carrillo, J., 2011. Spatial variation patterns of subtidal seaweed assemblages along a subtropical oceanic archipelago: Thermal gradient vs herbivore pressure. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 94, 322-333.

Sangil, C., Martín-García, L., Hernández, J.C., Concepción, L., Fernández, R., Clemente, S., 2013. Impact of fishing and environmental factors driving changes on littoral fish assemblages in a tropical oceanic island. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 128, 22-32.

Santana-Ortega, T., Castro-Hernández, J.J., 2007. Variaciones en la reproducción y crecimiento de la cabrilla (*Serranus atricauda*) en aguas de Canarias. *Vector Plus*, 57-67.

Santos, M.B., Martin, V., Arbelo, M., Fernández, a., Pierce, G.J., 2007. Insights into the diet of beaked whales from the atypical mass stranding in the Canary Islands in September 2002. *Journal of the Marine Biological Association of the UK*, 87, 243-251.

Satoh, K., Yokawa, K., Saito, H., Matsunaga, H., Okamoto, H., Uozumi, Y., 2004. Preliminary stomach contents analysis of pelagic fish collected by Shoyo-Maru 2002 research cruise in the Atlantic Ocean. *Collective Volume of Scientific Papers – ICCAT*, 56, 1096-1114.

Schmidt, P., Sickles, R.C., 1984. Production Frontiers and Panel Data. *Journal of Business and Economic Statistics*, 2, 367-374.

Sedberry, G.R., Andrade, C.A.P., Carlin, J.L., Chapman, R.W., Luckhurst, B.E., Manooch, C.S. III, Menezes, G., Thomsen, B., Ulrich, G.F., 1999. Wreckfish *Polyprion americanus* in the North Atlantic: Fisheries, Biology and Management of a widely distributed and long-lived fish. *American Fisheries Society Symposium Series*, 23, 27-50.

Sharma, K., Leung, P., 1999. Technical efficiency of the longline fishery in Hawaii: an application of a stochastic production frontier. *Marine Resource Economics*, 13, 259–274.

Sharp, B.M.H., Castilla-Espino, D., García del Hoyo, J.J., 2004. Efficiency in the New Zealand rock lobster fishery: a production frontier analysis. *New Zealand Economic Papers*, 38 (2), 207-218.

Sistiaga-Míntegui, Y., 2011. Evolución del poder de pesca en la isla de Gran Canaria: repercusiones ambientales y su impacto sobre los recursos pesqueros. Tesis de Máster, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, 51 pp.

Solari, A.P., Castro, J.J., Bas, C., 2003a. On skipjack tuna dynamics: similarity at several scales, pp. 183-199. En: Seuront, L., Strutton, P.G. (Eds.). *Handbook of scaling methods in aquatic ecology: Measurement, analysis, simulation..* CRC Press. London, 624 pp.

Solari, A., Castro, J.J., Bas, C., 2003b. Especies indicadoras: un nuevo concepto para el control y gestión de la pesca con nasas en Canarias. *Vector plus*, 21, 59-69.

Squires, D., 1987. Fishing Effort: Its Testing, Specification, and Internal Structure in Fisheries Economics and Management. *Journal of Environmental Economics and Management*, 14, 268-282.

Stevenson, R.E., 1980. Likelihood functions for generalized stochastic frontier estimation. *Journal of Econometrics*, 13, 57-66.

Stobart, B., Alvarez-Barastegui, D., Goñi, R., 2012. Effect of habitat patchiness on the catch rates of a Mediterranean coastal bottom long-line fishery. *Fisheries Research*, 129-130, 110-118.

Stobberup, K.A., Ramos, V.D.M., Coelho, M.L. 2004. Ecopath model of the Cape Verde coastal ecosystem. En: Palomares, M.L.D., Pauly, D., (Eds.), *West African marine ecosystems: models and fisheries impacts*. Fisheries Centre Research Reports, Vancouver, 12 (7), 39-56.

Teixeira, C.M., Batista, M.I., Cabral, H.N., 2010. Diet, growth and reproduction of four flatfishes on the Portuguese coast. *Scientia Marina*, 74, 223-233.

Tingley, D., Pascoe, S., Coglan, L., 2005. Factors affecting technical efficiency in fisheries: Stochastic Production Frontier versus Data Envelopment Analysis approaches. *Fisheries Research*, 73 (3), 363-376.

Tomas, J., Aznar, F.J., Raga, J.A., 2001. Feeding ecology of the loggerhead turtle *Caretta caretta* in the western Mediterranean. *Journal of Zoology*, 255, 525-532.

Tomberlin, D., Holloway, G., 2010. Bayesian hierarchical estimation of technical efficiency in a fishery. *Applied Economics Letters*, 17 (2), 201-204.

Torres, M.A., 2013. Modelización ecológica del Golfo de Cádiz: relaciones tróficas, estructura de la comunidad e impacto de la pesca en el ecosistema. Tesis doctoral, Universidad de Cádiz, 235 pp.

Torres, M.A., Coll, M., Heymans, J.J., Christensen, V., Sobrino, I., 2013. Food-web structure of and fishing impacts on the Gulf of Cadiz ecosystem (South-western Spain). *Ecological Modelling*, 265, 26-44.

Tosi, L., Torricelli, P., 1988. Feeding habits of mullet fry in the Arno River (Tyrrhenian coast). II. The diet. *Bolletino di zoologia*, 55, 171-177.

Trujillo-Santana, A., 2013. El impacto de la pesca deportiva. En: Castro-Hernández, J.J. (Ed.). *La pesca, entre sus circunstancias y consecuencias*. Anroart Ediciones, Colección Textos Universitarios. 185-200.

Tsagarakis, K., Coll, M., Giannoulaki, M., Somarakis, S., Papaconstantinou, C., Machias, A., 2010. Food-web traits of the North Aegean Sea ecosystem (Eastern Mediterranean) and comparison with other Mediterranean ecosystems. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 88, 233-248.

Tsikliras, A.C., Torre, M., Stergiou, K.I., 2005. Feeding habits and trophic level of round sardinella (*Sardinella aurita*) in the northeastern Mediterranean (Aegean Sea, Greece). *Journal of Biological Research*, 3, 67-75.

Tuset, V.M., González, J.A., García-Díaz, M.M., Santana, J.I., 1996. Feeding habits of *Serranus cabrilla* (Serranidae) in the Canary Islands. *Cybiurn* 20, 161-167.

Tuya, F., Boyra, A., Sanchez-Jerez, P., Barbera, C., Haroun, R.J., 2004a. Relationships between rocky-reef fish assemblages, the sea urchin *Diadema antillarum* and macroalgae throughout the Canarian Archipelago. *Marine Ecology Progress Series*, 278, 157–169.

Tuya, F., Martin, J.A., Luque, A., 2004b. Patterns of nocturnal movement of the long-spined sea urchin *Diadema antillarum* (Philippi) in Gran Canaria (the Canary Islands, central East Atlantic Ocean). *Helgoland Marine Research*, 58, 26–31.

Tuya, F., Hernández-Zerpa, H., Espino, F., Haroun, R., 2013. Drastic decadal decline of the seagrass *Cymodocea nodosa* at Gran Canaria (eastern Atlantic): Interactions with the green algae *Caulerpa prolifera*. *Aquatic Botany*, 105, 1–6.

Ulanowicz, R.E., 1986. *Growth and Development: Ecosystem Phenomenology*. Springer Verlag (reprinted by iUniverse, 2000), New York, 203 pp.

Ulanowicz, R.E., 1995. Ecosystem Trophic Foundations: Lindeman Exonerata. En: Patten, B.C., Jørgensen, S.E. (Eds.). *Complex ecology: the part-whole relation in ecosystems*, Englewood Cliffs, Prentice Hall, 549-560.

Ulanowicz, R.E., Norden, J.S., 1990. Symmetrical overhead in flow and networks. *International Journal of Systems Science*, 21 (2), 429-437.

Ulanowicz, R.E., Puccia, C.J., 1990. Mixed trophic impacts in ecosystems. *Coenoses* 5, 7–16.

Vega-Suárez, W., Romero-Kutzner, V., 2011. Patrón de distribución espacial de *Paracentrotus lividus*. *Anales Universitarios de Etología, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria*, 5, 21–30.

Velasco, F., Olaso, I., 1998. John Dory *Zeus faber* (Linnaeus, 1758) feeding off Galicia and in the Cantabrian Sea: Dietary shifts with size. *Boletín del Instituto Español de Oceanografía*, 14, 69-79.

Verlaque, M., 1990. Relations entre *Sarpa salpa* (Linnaeus, 1758) (Téléostéen, Sparidae), les autres poissons brouteurs et le phytobenthos algal méditerranéen. *Oceanologica Acta*, 13, 373-388.

Vieira, A.R., Figueiredo, I., Figueiredo, C., Menezes, G.M., 2013. Age and growth of two deep-water fish species in the Azores Archipelago: *Mora moro* (Risso, 1810) and *Epigonus telescopus* (Risso, 1810). *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 98, 148-159.

Vila, Y., Silva, L., Torres, M.A., Sobrino, I., 2010. Fishery, distribution pattern and biological aspects of the common european squid *Loligo vulgaris* in the Gulf of Cadiz. Fisheries Research, 106, 222-228.

Vinuya, F.D., 2009. Technical efficiency of shrimp fishery in South Carolina, USA, Applied Economics Letters, 17 (1), 1-5.

Wackernagel, M., Rees, W. E., 1996. Our Ecological Footprint: Reducing Human Impact on the Earth. New Society Publishers, Gabriola Island, British Columbia, Canada.

Walters, C., Christensen, V., Pauly, D., 1997. Structuring dynamic models of exploited ecosystems from trophic mass-balance assessments. Reviews in Fish Biology and Fisheries, 7(2), 139-172.

Walters, C., Pauly, D., Christensen, V., 1999. Ecospace: Prediction of Mesoscale Spatial Patterns in Trophic Relationships of Exploited Ecosystems, with Emphasis on the Impacts of Marine Protected Areas. Ecosystems, 2, 539-554.

Walters, C., Pauly, D., Christensen, V., Kitchell, J.F., 2000. Representing density dependent consequences of life history strategies in aquatic ecosystems: Ecosim II. Ecosystems, 3, 70-83.

Walters, C., Christensen, V., Martell, S., Kitchell, J., 2005. Possible ecosystem impacts of applying MSY policies from single-species assessment. ICES Journal of Marine Science, 62, 558–568.

Wangensteen, O.S., 2010. Historia de dos erizos. Investigación y Ciencia. Edición española de Scientific American.

<http://www.investigacionyciencia.es/blogs/medicina-y-biologia/23/posts/historia-de-dos-erizos-10222>

Winberg, G.G., 1956. Rate of metabolism and food requirements of fishes. En: Fisheries Research Board of Canada, Translations series, 194 , 253 pp.

Xavier, J.C., Magalhaes, M.C., Mendonça, A.S., Antunes, M., Carvalho, N., Machete, M., Santos, R.S., Paiva, V., Hamer, K.C., 2011. Changes in diet of Cory's shearwaters *Calonectris diomedea* breeding in the Azores. Marine Ornithology, 39, 129–134.

Yebra, L., Almeida, C., Hernández-León, S., 2005. Vertical distribution of zooplankton and active flux across an anticyclonic eddy in the Canary Island waters. Deep-Sea Research I, 52, 69–83.

Zoubi, A., Hamouda, M., Lamrini, A., 2007. Age and growth of hake in the Western Mediterranean and the Strait of Gibraltar. Rapport Commission International Mer Méditerranée, 38, 647.

# Anexos

---



Anónimo, Sin título, Puerto de Castillo del Romeral, 2009. Imagen tomada de: José Juan Castro Hernández y Ana Teresa Santana Ortega, *Memoria relativa a la evaluación de la actividad pesquera desarrollada en la costa este de Gran Canaria, como paso previo a la instalación de una reserva marina de interés pesquero entre la bahía de Gando y Arinaga*, 2009, p. 32.

**PARTE I: INFORMACIÓN DE LOS PESCADORES****INFORMACIÓN PERSONAL**

1. Nombre

2. Edad  3. Lugar:  4. Sexo  H  M

5. Nivel estudios:  Ninguno  Primaria/EGB  BUP/FP  Medios / Superiores

6. Estado civil:  Soltero  Casado/ En pareja  Divorciado/ Separado  Viudo

7. ¿Es pescador actualmente?  Sí  No  Otra actividad:

8. Meses que se dedica activamente a la pesca  9. Motivación para ser pescador:

10. Titulaciones pesqueras que posee:

11. Ingresos mensuales: Pesca  Otras actividades

**CAPACITACIÓN TÉCNICA**

12. ¿Ha tenido alguna capacitación técnica? ¿Cuál? (aparejos pesca, navegación, equipos electrónicos ,motores, gestión , etc) En caso negativo indicar el por qué no se capacitó.

13. ¿Hace cuánto tiempo y dónde se capacitó?

14. Considera que esos cursos le han servido para:

<input type="checkbox"/>	Mejorar los ingresos mensuales	<input type="checkbox"/>	Tener un mejor manejo y visión de la pesca
<input type="checkbox"/>	Mejorar el mantenimiento de la embarcación	<input type="checkbox"/>	No han servido para mejorar su actividad. ¿Por qué?
<input type="checkbox"/>	Mejorar los equipos y aparejos de pesca	<input type="checkbox"/>	

15. ¿Están subvencionados los cursos de capacitación? Sí  No

**PARTE II: INFORMACIÓN DE LOS ARTES DE PESCA**

32. Tipos de artes empleados

Nasas	Peces	Crustáceos	Tambores
Número			
Tiempo de calado (días)			
Profundidad (máx-mín)			
Cebo			
Especies			

Anzuelo	Liña / Cordel	Palangre	Cebo vivo (caña)	Otros.....
Número				
Tiempo operación				
Profundidad (máx-mín)				
Cebo				
Especies				

Cerco (Nº)	Tiempo operación	Tamaño de malla	Altura red	Longitud	Especies

33. Áreas de pesca por especie y estaciones:

Especie	Primavera	Verano	Otoño	Invierno

34. Captura promedio nasas diario (Kg):

35. Captura promedio anzuelos palangre (Kg):

**PARTE III: DETALLES DE LA EMBARCACIÓN**

36. Puerto

37. Nombre barco

38. Matrícula

39. Nombre anterior

40. Tipo de embarcación

41. Material

42. Eslora (m)

43. Potencia (CV)

44. Arqueo:

45. Sistema de conservación (hielo, caja isotérmica...)

46. Instrumentación del barco (GPS, radio...)

47. Estado actual embarcación:  Operativo  Inoperativo  Si el barco no está operativo:

Fecha de paralización:  Situación actual:

48. Año construcción

49. Año adquisición:

50. Condición adquisición:  Herencia  Compra  Nueva  Usada

51. Precio:

52. Vida útil proyectada (años):

53. Estado barco: Óptimo  Bueno  Regular  Malo  Pésimo

54. Precio de venta residual

**PARTE IV: INFORMACIÓN ECONÓMICA****MANTENIMIENTO Y REPARACIÓN (en caso de no saber por partes, escribir el gasto total)**

55.

Mantenimiento y reparación	Frecuencia (Diario, mensual...)	Costo (€)
Casco embarcación		
Motor		
Artes		
Equipos pesca y navegación		
Otros (especificar)		

**GASTOS DE OPERACIÓN (jornada de pesca, en caso de no saber desagregado, escribir gasto total)**

56.

Operación	Gastos (€)
Alimentación	
Combustible	
Hielo	
Gastos por pérdidas durante la faena	
Otros (especificar)	





Tabla B1. Revisión de artículos de eficiencia bajo un enfoque paramétrico

Autor	Datos (1)	Frecuencia datos	Outputs	Inputs	Modelo (2)	Variables ineficiencia	Medida de la eficiencia (3)
Kirkley et al. (1995)	Datos de panel EEUU (10) 1987-1990 Draga	Anual	Capturas	Días en el mar, trabajo, abundancia del stock, tamaño de la draga, variables ficticias temporales	BC88 (TL)		ET 0.75 y 0.63
Kirkley et al. (1998)	Datos de panel EEUU (10) 1987-1990 Draga	Diaria	Capturas	Días en el mar, trabajo, abundancia del stock	BC95 (TL)	Variables ficticias temporales, del arte empleado y de los barcos	ET 0.80 y 0.78
Campbell y Hand (1998)	Datos de panel Pacífico (115) 1988-1994 Cañas y liñas	Mensual	Capturas	Arqueo, potencia, antigüedad de la embarcación y tripulación, todos multiplicados por el número de días en el mar.  Variables ficticias temporales, relativas al casco, al área de pesca, a la flota y a la abundancia del stock  Tendencia	BC95 (TL)	Tendencia y variables ficticias temporales, relativas al casco, al área de pesca, a la flota y a la abundancia del stock	ET 0.95 y

Autor	Datos (1)	Frecuencia datos	Outputs	Inputs	Modelo (2)	VARIABLES INEFICIENCIA	Medida de la eficiencia (3)
Sharma y Leung (1999)	Datos de sección cruzada Hawai (91) 1993 Palangre	Diaria	Valor	Tripulación, días en el mar y otros inputs sin especificar	BC95 (TL)	Experiencia, antigüedad del barco y variables ficticias para las diferentes especies, el patron, el nivel educativo y el tamaño del barco	ET <sub>1</sub> 0.89 ET <sub>2</sub> 0.80 ET <sub>3</sub> 0.86 γ 0.68
Eggert (2001)	Datos de panel Suecia (61) 1995 Arrastre	Diaria	Valor	Horas de pesca, arqueo, abundancia del stock, antigüedad del barco, variables ficticias para las especies capturadas y el puerto de origen	BC95 (TL)	Esfuerzo medido en horas anuales, arqueo, antigüedad del barco, variable ficticia del puerto de origen	ET 0.66 γ 0.98
Pascoe et al. (2001)	Datos de panel Holanda(130) 1980-1997 Arrastre	Anual	Índice compuesto	Días en el mar, capital, índice del stock, variable ficticia para cuando existen cuotas de captura (TAC)	BC95 (TL)	Trabajo, antigüedad del barco, potencia, proporción de tiempo empleado en la pesca, variable que muestra las diferencias entre los TAC y el nivel de stock, variable relacionada con el área y la potencia y variable ficticia que registra cambios en las cuotas de captura	ET 0.75 γ 0.71
Pascoe y Coglán (2002)	Datos de panel Reino Unido (63) 1992-1995 Arrastre	Anual	Valor	Eslora, potencia, horas de pesca, abundancia del stock	BC95 (TL)	Tripulación, tripulación /eslora, potencia /eslora, antigüedad, especialización, experiencia, variable ficticia para el tipo de arte	γ 0.76

Autor	Datos (1)	Frecuencia datos	Outputs	Inputs	Modelo (2)	VARIABLES INEFICIENCIA	Medida de la eficiencia (3)
Felthoven (2002)	Datos de panel EEUU (30) 1994-2000	Anual	Capturas	Días en el mar, horas anuales de pesca, tripulación, eslora, arqueo, potencia, tendencia, índices de abundancia del stock	BC92 (TL)		ET 0.82
Fousekis y Klonaris (2003)	Datos de panel Grecia (39) 2000-2001 Trasmallo	Diaria	Valor	Horas de pesca, arte, superficie del barco	BC95 (TL)	Antigüedad del barco, potencia, material de construcción, arqueo, edad del patron y variables ficticias para su nivel de educación y otros aspectos familiares.	ET <sub>v</sub> 0.72 ET <sub>y</sub> 0.93
Herrero y Pascoe (2003)	Datos de panel España (25) 1993-1998 Arrastre	Mensual	Índice del stock (en valor y capturas)	Arqueo, potencia, días en el mar	BC92 (CD)		ET <sub>v</sub> 0.85 ET <sub>c</sub> 0.79
Kirkley et al. (2004)	Datos de panel EEUU (10) 1987-1990 Draga	Diaria	Capturas	Arqueo, potencia, ancho de la draga, días en el mar	BC88 (TL)		ET 0.84
García del Hoyo et al. (2004)	Datos de sección cruzada / Datos de panel España(14) 1998-1999 Cerco	Anual	Capturas	Días en el mar, tripulación, arqueo	JLMS82 BC88 (CD) BC98 (CD)		ET <sub>JLMS</sub> 0.67 ET <sub>BC88</sub> 0.75 ET 0.87

Autor	Datos (1)	Frecuencia datos	Outputs	Inputs	Modelo (2)	Variables ineficiencia	Medida de la eficiencia (3)
Kompas et al. (2004)	Datos de panel Australia 1990-2000 Arrastre	Anual	Capturas	Potencia, tripulación, días en el mar, longitud del arte, gastos gasoil, tendencia, variables ficticias temporales	BC95 (CD)	Capital, longitud del arte, variable ficticia para el patron, potencia, capacidad	ET 0.75 y 0.81
Sharp et al. (2004)	Datos de panel Nueva Zelanda 1993 y2002	Anual	Valor	Activo, trabajo, otros	ALS77 (CD)		ET 0.80
Kompas y Che (2005)	Datos de panel Australia (47) 1997-2000 Multiarte	Anual	Capturas	Valor de las capturas, capital, trabajo, gasoil, gastos derivados de material y el arte	BC95 (CD)	Cuotas, tamaño de la embarcación, variable ficticia para el tipo de arte	ET 0.92 y 0.99
Orea et al. (2005)	Datos de panel España (11) 1999 Multiarte	Diaria	Capturas Valor	Arqueo, eslora, potencia, antigüedad.  Variables ficticias para puerto, arte, día de subasta, clima, mes.  Tendencia	BC88 (TL)		ET <sub>capturas</sub> 0.73 ET <sub>valor</sub> 0.73
Tingley et al. (2005)	Datos de panel Reino Unido (68) 1993-2000 Multiarte	Anual	Valor	Días en el mar, potencia, eslora, variables ficticias para el arte	BC95 (TL)	Variables relativas a las características del barco y a su tecnología, variables relativas al patrón	ET 0.73 y 0.54

Autor	Datos (1)	Frecuencia datos	Outputs	Inputs	Modelo (2)	Variables ineficiencia	Medida de la eficiencia (3)
Tomberlin y Holloway (2009)	Datos de panel/Datos de sección cruzada EEUU (41) 1987-2003	Anual	Capturas	Potencia, tripulación, biomasa, horas de pesca	ALS77 (CD)		ET <sub>1</sub> 0.88 ET <sub>2</sub> 0.96 ET <sub>3</sub> 0.96 ET <sub>4</sub> 0.98 ET <sub>5</sub> 0.81 ET <sub>6</sub> 0.88
Vinuya (2009)	Datos de panel EEUU (40) 2002 Arrastre	Mensual	Capturas	Gastos de comestibles, hielo, reparaciones, combustible, tripulación, depreciación del barco Variables ficticias mensuales	BC88 (CD)		ET 0.46
Chowdhury et al. (2010)	Datos de panel Bangladesh (103) 2001-2005	Anual	Valor	Combustible, tripulación, días en el mar, gastos higiene y control  Tendencia  Variables ficticias climáticas	BC95 (CD)	Longitud del arte, potencia, capacidad, variables ficticias para el tipo de arte, registro, exportación y gestión del barco	ET 0.82 y 0.60
Guttormsen y Roll (2011)	Datos de panel Noruega 1995-2007 Multiarte	Anual	Capturas	Trabajo, combustible, capital, variables ficticias temporales	SS84 (CD)		ET 0.24

Autor	Datos (1)	Frecuencia datos	Outputs	Inputs	Modelo (2)	Variables ineficiencia	Medida de la eficiencia (3)
Pascoe et al. (2012)	Datos de panel Australia (164) 1995-2007	Semanal	Índice del stock	Longitud relinga superior, potencia, horas de pesca, índices para otras especies  Variable para la iluminación de la luna, variable ficticia para las artes  Tendencia	BC95 (TL)	Barcos/semana, antigüedad, barcos/año, variables ficticias relativas a la estructura organizativa del propietario de la embarcación	ET 0.80 y 0.98
Gee-thean et al. (2012)	Datos de panel Malasia (69) 2009-2010 Arrastre	Diaria	Capturas	Trabajo, días en el mar, combustible, arqueo, potencia	BC95 (TL)	Antigüedad del barco, variable ficticia para el uso de sonar y variables relativas a aspectos familiares del patrón, su educación, experiencia y edad	ET 0.72 y 0.92

(1) Se indica el tipo de base de datos empleada, el país de la flota, el periodo de estudio y el arte empleado. En paréntesis se indica el número de barcos incluidos en el estudio.

(2) BC: Batesse y Coelli (1988, 1992, 1995); JLMS :Jondrow, Lovell, Materov y Schmidt (1982); S80: Stevenson (1980); SS: Schmidt y Sickles (1984). Entre paréntesis se muestra la forma funcional : CD (Cobb-Douglas), TL (Translogarítmica)

(3) ET: eficiencia técnica