



UNIVERSIDAD DE MURCIA



FACULTAD DE BIOLOGÍA

DEPARTAMENTO DE ECOLOGÍA E HIDROLOGÍA

***“ESTUDIO DE LA PESCA ARTESANAL EN EL ENTORNO DE LA RESERVA
MARINA DE CABO DE PALOS-ISLAS HORMIGAS. ESTRATEGIAS DE
PESCA, EFECTO DE LA PROTECCIÓN Y PROPUESTAS PARA LA
GESTIÓN”***

Tesis Doctoral

Óscar Esparza Alaminos

Murcia, 2010



UNIVERSIDAD DE
MURCIA

D. José Francisco Calvo Sendín, Profesor Titular de Universidad del Área de Ecología y Director del Departamento de Ecología e Hidrología,

INFORMA:

Que la Tesis Doctoral titulada “ESTUDIO DE LA PESCA ARTESANAL EN EL ENTORNO DE LA RESERVA MARINA DE CABO DE PALOS-ISLAS HORMIGAS. ESTRATEGIAS DE PESCA, EFECTO DE LA PROTECCIÓN Y PROPUESTAS PARA LA GESTIÓN”, ha sido realizada por D. Óscar Esparza Alaminos, bajo la inmediata dirección y supervisión de D. Ángel Pérez Ruzafa y D^a. Concepción Marcos Diego, y que el Departamento ha dado su conformidad para que sea presentada ante la Comisión de Doctorado

En Murcia, a 13 de septiembre de 2010

José Francisco Calvo Sendín





UNIVERSIDAD DE
MURCIA

D. Ángel Pérez Ruzafa, Catedrático de Universidad del Área de Ecología en el Departamento de Ecología e Hidrología, y Concepción Marcos Diego, Profesora Titular de Universidad del Área de Ecología en el Departamento de Ecología e Hidrología,

AUTORIZAN:

La presentación de la Tesis Doctoral titulada “ESTUDIO DE LA PESCA ARTESANAL EN EL ENTORNO DE LA RESERVA MARINA DE CABO DE PALOS-ISLAS HORMIGAS. ESTRATEGIAS DE PESCA, EFECTO DE LA PROTECCIÓN Y PROPUESTAS PARA LA GESTIÓN”, realizada por D. Óscar Esparza Alaminos, bajo nuestra inmediata dirección y supervisión, y que presenta para la obtención del grado de Doctor por la Universidad de Murcia.

En Murcia, a 13 de septiembre de 2010

Ángel Pérez Ruzafa

Concepción Marcos Diego



UNIVERSIDAD DE MURCIA



FACULTAD DE BIOLOGÍA

DEPARTAMENTO DE ECOLOGÍA E HIDROLOGÍA

***“ESTUDIO DE LA PESCA ARTESANAL EN EL ENTORNO DE LA RESERVA
MARINA DE CABO DE PALOS-ISLAS HORMIGAS. ESTRATEGIAS DE
PESCA, EFECTO DE LA PROTECCIÓN Y PROPUESTAS PARA LA
GESTIÓN”***

**Memoria presentada por el Licenciado
Óscar Esparza Alaminos para optar al
grado de Doctor por la Universidad de
Murcia**

Murcia, 2010

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo no hubiera llegado a buen puerto sin la colaboración de un gran conjunto de personas e instituciones. Desde aquí, quiero expresar mi más profundo agradecimiento y reconocimiento a todos aquellos que de una manera desinteresada habéis estado a mi lado, y en especial al Departamento de Ecología e Hidrología de la Facultad de Biología de Murcia.

En primer lugar a Ángel, Conchi y José, por proporcionarme la oportunidad de trabajar en su equipo, una etapa fundamental en mi formación tanto académica como personal. Por la confianza que han depositado en mí y su enorme colaboración, sin cuyo apoyo, estímulo y orientación, hubiera sido imposible realizar este trabajo.

Por supuesto, a mis amigos y compañeros del depar, los que estaban y se han ido, los que siguen, los que han pasado y los que se han incorporado, con los que he compartido infinitas horas durante todos estos años, tanto fuera como dentro de la universidad, y que siempre han tenido tiempo de escucharme, y que han estado a mi lado apoyándome, en especial durante este último año, que se ha hecho muy largo.

A Francesc Maynou, por acogerme en su equipo y acercarme al mundo de los modelos, área ardua y para mí poco familiar que habría sido prácticamente imposible abordar sin su ayuda y dedicación. A todos los miembros del Institut de Ciències del Mar (ICM, CSIC) con los que he tenido el placer de coincidir durante los períodos en los que estuve trabajando en el centro.

A la Universidad de Murcia, Asociación de Naturalistas del Sureste (ANSE), Fundación Esteban Romero y BBVA, por la concesión de las becas, contratos y ayudas que han hecho posible mi financiación durante el desarrollo de este proyecto.

Al Servicio de Pesca y Acuicultura y todas las Cofradías de Pescadores de la Región de Murcia por facilitarme toda la información necesaria para la elaboración de esta tesis.

A la Agencia Estatal de Meteorología (AEMET) por facilitarme toda la información meteorológica que he necesitado.

A Pedro y Cruz, por su apoyo incondicional durante tantos años y su paciencia sobre todo en este año.

A mis padres Carmen y Paco, a mis hermanos Raúl y Carmen, por apoyarme en todo momento, por respetar mis decisiones, por empujarme a seguir y creer en mí de forma incondicional. Porque todos vuestros esfuerzos me han permitido llegar hasta a aquí.

Por supuesto a Marta, por sus consejos y por contagiarme su entusiasmo, con quien tengo la enorme suerte de compartir muchas cosas, entre ellas mi vida.

A los vecinos de Cabo de Palos, por su hospitalidad durante los días y noches que he pasado allí.

Y como no, a todos los pescadores de Cabo de Palos, porque ellos son los máximos conocedores de la dura realidad de la mar y este trabajo en última instancia se debe a ellos.

Este trabajo ha sido financiado por los proyectos:

“Assessment of biomass export from marine protected areas and its impacts on fisheries in the Western Mediterranean sea (BIOMEX)” (Contract Q5RS-2002-00891, EU 5º FM).

“European Marine Protected Areas as tools for Fisheries Management and Conservation (EMPAFISH)” (Contract 006539, EU 6º FM).

“Le rôle des Aires Marines Protégées dans la gestion durable d’Activités économiques, telles que la pêche artisanale et le tourisme, en harmonie avec l’identité culturelle des régions de Méditerranée Occidentale. (AMPAMED)” (programa Interreg IIIB MEDOCC).

Y por los sucesivos convenios con la Consejería de Agricultura y Agua de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia para la realización de los “Estudios de seguimiento de la Reserva Marina de Cabo de Palos-Islas Hormigas”.

ÍNDICE

CAPÍTULO I. Introducción general.....	1
1.1. Antecedentes	3
1.2. La reserva marina de Cabo de Palos-Islas Hormigas	12
1.3. Justificación de la investigación	17
1.4. Objetivos.....	19
1.5. Esquema general de la tesis.....	19
CAPÍTULO II. Material y métodos general.....	21
2.1. Descripción del área de estudio.....	23
2.2. Diseño del trabajo y estrategia de muestreo	28
2.3. Recogida, tratamiento y análisis de los datos.....	31
CAPÍTULO III. La flota pesquera en la Región de Murcia. Características de la flota artesanal que faena en el entorno de la reserva Marina de Cabo de Palos-Islas Hormigas (SO Mediterráneo).....	37
3.1. Introducción.....	39
3.2. Material y métodos	46
3.3. Resultados.....	48
3.3.1. Estudio descriptivo y estadístico de la flota de pesca murciana.....	48
3.3.1.1. Antigüedad.....	56
3.3.1.2. Eslora total (m).....	58
3.3.1.3. Potencia de motor (kW).....	60
3.3.1.4. Arqueo total (GT).....	63
3.3.2. Estructura de la flota artesanal de Cabo de Palos	65
3.3.2.1. Características técnicas	65
3.3.2.2. Métodos de pesca.....	68
3.3.2.2.1. Trasmallos (redes de enredo).....	68
3.3.2.2.2. Redes de enmalle.....	72
3.3.2.2.3. Morunas y chirreteras	74
3.3.2.2.4. Palangre de fondo	75

3.3.2.2.5. Cadufos o alcatruces	78
3.3.2.3. Esfuerzo de pesca	79
3.3.2.4. Composición de las capturas por arte	81
3.3.2.4.1. Grupos funcionales	83
3.4. Discusión	90

CAPÍTULO IV. Estudio de los patrones espacio-temporales de la flota pesquera artesanal dentro y en el entorno de un Área Marina Protegida del suroeste mediterráneo (Cabo de Palos-Islas Hormigas). Valoración del efecto de la protección sobre la pesca artesanal

4.1. Introducción.....	95
4.2. Material y métodos	98
4.2.1. Recogida de la información y creación de las bases de datos	98
4.2.2. Tratamiento y análisis de los datos.....	99
4.3. Resultados.....	102
4.3.1. Distribución espacio-temporal de la flota artesanal de Cabo de Palos .	102
4.3.2. Factores que determinan la distribución del esfuerzo y del rendimiento pesquero	120
4.3.3. Tácticas de pesca individuales.....	127
4.3.4. Estructura espacial frente al efecto del hábitat y la protección	143
4.3.5. Modelos explicativos de la distribución del esfuerzo y de las capturas por unidad de esfuerzo.....	145
4.3.6. Evolución temporal de las capturas e ingresos por pesca.....	146
4.4. Discusión	149

CAPÍTULO V. Evaluación de los efectos biológicos y económicos de una ampliación de la protección en la Reserva Marina de Cabo de Palos-Islas Hormigas (SO Mediterráneo).....

5.1. Introducción.....	159
5.2. Material y métodos	162
5.2.1. Modelo bioeconómico	162
5.2.1.1. Parámetros biológicos	162

5.2.1.2. Parámetros del esfuerzo pesquero.....	163
5.2.1.3. Parámetros económicos de la flota artesanal	164
5.2.1.4. Especificaciones del escenario 0	164
5.2.1.5. Descripción del modelo	165
5.2.1.7. Parametrización.....	170
5.2.1.8. Escenarios	172
5.3. Resultados.....	175
5.3.1. Comparación de los indicadores bioeconómicos de los escenarios alternativos, sin modificación del esfuerzo pesquero, con el escenario base .	175
5.3.1.1. Efectos sobre el poblamiento	175
5.3.1.2. Tasa de captura y distribución del esfuerzo	177
5.3.1.3. Capturas e ingresos.....	180
5.3.2. Comparación de los indicadores bioeconómicos de los escenarios alternativos, con una reducción del esfuerzo pesquero del 25%, con el escenario base	184
5.3.2.1. Efectos sobre el poblamiento	184
5.3.2.2. Tasa de captura y distribución del esfuerzo	186
5.3.2.3. Capturas e ingresos.....	187
5.3.3. Comparación de la biomasa, total y por grupos funcionales, de los escenarios alternativos, en ausencia de pesca, con el escenario base.....	188
5.4. Discusión	190
 CAPÍTULO VI. Discusión general y conclusiones.....	 195
 BIBLIOGRAFÍA	 207

LISTA DE TABLAS

Tabla 1.1. Resumen de evidencias empíricas de los efectos de la protección de áreas marinas.....	7
Tabla 1.2. Otros efectos esperados de la protección de las áreas marinas.	8
Tabla 1.3. Efectos económicos derivados de la protección.	11
Tabla 2.1. Número de eventos registrados durante el periodo de estudio.....	29
Tabla 2.2. Resumen de las variables registradas en los muestreos y encuestas.....	31
Tabla 2.3. Criterios de clasificación de las especies de peces capturadas	33
Tabla 3.1. Flota censada en la Región de Murcia en el año 2008, capturas y beneficios brutos por modalidad de pesca y puerto.....	49
Tabla 3.2. Evolución del número de barcos pesqueros en la Región de Murcia por cofradía	52
Tabla 3.3. Ayudas de la UE para la modernización de la flota pesquera en la Región de Murcia.....	53
Tabla 3.4. Resumen de las características técnicas del conjunto de la flota pesquera de la Región de Murcia.....	55
Tabla 3.5. Resultados del análisis de similitud (ANOSIM) de la composición de la flota pesquera por modalidad de pesca	55
Tabla 3.6. Resultados del PERMANOVA para probar las diferencias en la composición de edades de la flota pesquera murciana	57
Tabla 3.7. Resultados del PERMANOVA para probar las diferencias en la composición de esloras de la flota pesquera murciana	59
Tabla 3.8. Resultados del PERMANOVA para probar las diferencias en la potencia de motor declarada de la flota pesquera murciana	61
Tabla 3.9. Resultados del PERMANOVA para probar las diferencias en el arqueo de los buques que forman la flota pesquera murciana.....	63
Tabla 3.10. Resultados del PERMANOVA para probar las diferencias en las características técnicas de las embarcaciones artesanales de los puertos de la Región de Murcia.....	66
Tabla 3.11. Características de la flota artesanal de Cabo de Palos.....	67
Tabla 3.12. Esfuerzo de muestreo realizado, longitudes de los artes de pesca y porcentaje de salidas y biomasa capturada por la flota de Cabo de Palos.....	80
Tabla 3.13. Relación de las especies capturadas por los artes mayoritarios de la flota artesanal de Cabo de Palos.....	81

Tabla 3.14. Resultados del PCA realizado sobre la matriz de especies capturadas por la flota de Cabo de Palos.....	85
Tabla 3.15. Clasificación de los grupos funcionales resultantes	86
Tabla 3.16. Artes de pesca empleados por la flota de Cabo de Palos dentro y fuera de la reserva marina, profundidades medias, especies objetivo y capturas por unidad de esfuerzo por grupos funcionales	87
Tabla 3.17. Contribución porcentual de las especies más capturadas por la flota artesanal de Cabo de Palos.....	90
Tabla 4.1. Porcentaje de la flota muestreada, máximo esfuerzo de pesca posible mensual, esfuerzo de pesca muestreado y porcentaje del esfuerzo total de pesca muestreado	103
Tabla 4.2. Porcentaje de uso medio mensual, en todo el periodo de estudio, para cada arte de pesca empleado por la flota artesanal de Cabo de Palos	104
Tabla 4.3. Resumen de la ordenación por análisis de redundancias (RDA) de los factores ambientales y el esfuerzo de pesca.....	120
Tabla 4.4. Resumen de la ordenación por análisis de redundancias (RDA) de los factores ambientales y las CPUE	122
Tabla 4.5. Resumen de la ordenación por análisis de redundancias (RDA) de los factores ambientales y las CPUE, realizado por el trasmallo claro de roca.....	123
Tabla 4.6. Resumen de la ordenación por análisis de redundancias (RDA) de los factores ambientales y las CPUE, realizado por el trasmallo fino.....	124
Tabla 4.7. Resumen de la ordenación por análisis de redundancias (RDA) de los factores ambientales y las CPUE, realizado por el palangre de fondo	126
Tabla 4.8. Resultados del PERMANOVA de 5 factores y el esfuerzo de pesca realizado por las embarcaciones.....	127
Tabla 4.9. Resultados del PERMANOVA para el esfuerzo de pesca realizado por las embarcaciones. Comparación pareada entre los factores arte y año	129
Tabla 4.10. Resultados del PERMANOVA para el esfuerzo de pesca realizado por las embarcaciones artesanales. Comparación pareada entre los factores arte y rango de distancia	130
Tabla 4.11. Resultados del PERMANOVA para el esfuerzo de pesca realizado por las embarcaciones artesanales. Comparación pareada entre los factores arte y la estación del año.....	132
Tabla 4.12. Resultados del PERMANOVA para el esfuerzo de pesca realizado por las embarcaciones. Comparación pareada entre los siguientes factores: estación, profundidad y año	133
Tabla 4.13. Resultados de la comparación entre grupos del PERMANOVA para el esfuerzo total de pesca (m) realizado en cada una de las biocenosis dominantes en la zona de estudio	136

Tabla 4.14. Resultados de la comparación entre grupos del PERMANOVA para las CPUE (kg/m) obtenidas en cada una de las biocenosis dominantes en la zona de estudio.....	137
Tabla 4.15. Superficie, en hectáreas, ocupada por las biocenosis marinas presentes en la zona de estudio	139
Tabla 4.16. Esfuerzo de pesca total, medio anual muestreado, captura total, captura media anual y CPUE con su error estándar (ES) en cada una de las biocenosis	140
Tabla 4.17. Resultados GLM para el esfuerzo de pesca total	145
Tabla 4.18. Resultados GLM para las CPUE	146
Tabla 4.19. Media anual de biomasa desembarcada por la flota de Cabo de Palos durante el periodo 1993-2006 agrupada en dos periodos, antes y después de la protección.....	148
Tabla 5.1. Parámetros biológicos de los grupos funcionales incorporados en el modelo.	171
Tabla 5.2. Parámetros económicos de la flota artesanal.	171
Tabla 5.3. Resumen de los modelos modelados.	174
Tabla 5.4. Incremento porcentual de biomasa, por grupo funcional y escenario alternativo, comparado con el escenario 0 (E00).....	176
Tabla 5.5. Incremento porcentual de la tasa de captura, por grupo funcional y escenario alternativo, comparado con el escenario 0 (E00)	178
Tabla 5.6. Incremento porcentual de biomasa, por grupo funcional y escenario alternativo, comparado con el escenario 0 (E00))	184
Tabla 5.7. Incremento porcentual de biomasa, por grupo funcional y escenario alternativo, sin pesca, comparado con el escenario E00.....	189

LISTA DE FIGURAS

Figura 1.1. Fotografía de Cabo de Palos. Al fondo la isla Hormiga, centro de la reserva marina.	12
Figura 1.2. Isla Hormiga, centro de la reserva integral. Al fondo el cabo de Palos. ..	13
Figura 1.3. Pescadores artesanales recogiendo red en una embarcación artesanal ...	15
Figura 2.1. Localización del área de estudio.	23
Figura 2.2. Localización de las principales biocenosis y de las zonas de arrecifes artificiales.	26
Figura 2.3. Embarcación artesanal típica en el puerto pesquero de Cabo de Palos. ...	28
Figura 2.4. Esquema de la superficie real y efectiva estimada de un arte de pesca. ...	35
Figura 3.1. Localización de los puertos pesqueros de la región de Murcia	41
Figura 3.2. Número de embarcaciones y trabajadores de la pesca en la Región de Murcia desde 1961 a 2008	49
Figura 3.3. Evolución de la flota pesquera por modalidad de pesca en la Región de Murcia desde 1992 a 2008	51
Figura 3.4. Ordenación multivariada (nMDS) de las embarcaciones por modalidad de pesca	56
Figura 3.5. Diagrama de cajas de la edad (años) de las embarcaciones de la flota pesquera según la modalidad de pesca	57
Figura 3.6. Diagrama de cajas de la eslora total (m) de las embarcaciones de la flota pesquera según la modalidad de pesca	60
Figura 3.7. Diagrama de cajas de la potencia de motor declarada (kW) de las embarcaciones de la flota pesquera según la modalidad de pesca	62
Figura 3.8. Relación entre eslora total (m) y potencia de motor de las embarcaciones de la flota de la Región de Murcia	62
Figura 3.9. Diagrama de cajas del arqueo (GT) de las embarcaciones de la flota pesquera según la modalidad de pesca	64
Figura 3.10. Relación entre eslora total (m) y potencia de motor de las embarcaciones de la flota de la Región de Murcia	65
Figura 3.11. Esquema de un trasmallo	69
Figura 3.12. Pescador levantando un trasmallo claro en el interior de la reserva marina de Cabo de Palos-Islas Hormigas	70
Figura 3.13. Pescador calando un trasmallo fino al sur de isla Grosa	71
Figura 3.14. Esquema de una red de enmalle	72
Figura 3.15. Pescador reparando una red de nailon en el puerto de Cabo de Palos. ..	73

Figura 3.16. Esquema de una moruna.....	75
Figura 3.17. Esquema del calado de un palangre de fondo.....	76
Figura 3.18. Anzuelos cebados con pulpo y alacha antes de ser calados.....	77
Figura 3.19. Halado de unos cadufos calados	78
Figura 3.20. Análisis de componentes principales de la biomasa de las especies capturadas por la flota de Cabo de Palos	84
Figura 3.21. Dendrograma resultante del análisis de conglomerados jerárquico de las especies capturadas por la flota artesanal de Cabo de Palos	85
Figura 3.22. Especies capturadas por trasmallo claro en la reserva marina de Cabo de Palos-Islas Hormigas	88
Figura 3.23. Especies por palangre de fondo en la reserva marina de Cabo de Palos- Islas Hormigas	89
Figura 4.1. Embarcación artesanal en las inmediaciones de la reserva integral	96
Figura 4.2. Lances de pesca de palangre de fondo, trasmallo claro de roca y trasmallo fino muestreados	105
Figura 4.3. Distribución espacial y estacional (invierno y primavera) de la densidad de esfuerzo de pesca (km/km ²) muestreado para el trasmallo claro de roca desde 2005 a 2007	107
Figura 4.4. Distribución espacial y estacional (verano y otoño) de la densidad de esfuerzo de pesca (km/km ²) muestreado para el trasmallo claro de roca desde 2005 a 2007	108
Figura 4.5. Distribución espacial y estacional (invierno y primavera) de la densidad de esfuerzo de pesca (km/km ²) muestreado para el trasmallo fino de salmonete desde 2005 a 2007	110
Figura 4.6. Distribución espacial y estacional (verano y otoño) de la densidad de esfuerzo de pesca (km/km ²) muestreado para el trasmallo fino de salmonete desde 2005 a 2007	111
Figura 4.7. Distribución espacial y estacional (invierno y primavera) de la densidad de esfuerzo de pesca (km/km ²) muestreado para el palangre de fondo desde 2005 a 2007	113
Figura 4.8. Distribución espacial y estacional (verano y otoño) de la densidad de esfuerzo de pesca (km/km ²) muestreado para el palangre de fondo desde 2005 a 2007	114
Figura 4.9. Distribución espacial del esfuerzo de pesca total muestreado (km calados) con los artes principales.....	115
Figura 4.10. Distribución espacial del esfuerzo de pesca total muestreado (km calados) con el trasmallo claro de roca.....	116

Figura 4.11. Distribución espacial del esfuerzo de pesca total muestreado (km calados) con el trasmallo fino	116
Figura 4.12. Distribución espacial del esfuerzo de pesca total muestreado (km calados) con el palangre de fondo.....	117
Figura 4.13. Distribución espacial de las CPUE (kg/m) obtenidas por los artes principales.....	118
Figura 4.14. Distribución espacial de las CPUE (kg/m) obtenidas por el trasmallo claro de roca.....	118
Figura 4.15. Distribución espacial de las CPUE (kg/m) obtenidas por el trasmallo fino	119
Figura 4.16. Distribución espacial de las CPUE (kg/m) obtenidas por el palangre de fondo.....	119
Figura 4.17. Diagrama del análisis de redundancias (RDA) entre el esfuerzo de pesca de los artes mayoritarios y las variables ambientales	121
Figura 4.18. Diagrama del análisis de redundancias (RDA) entre las CPUE totales y por grupos funcionales por los artes mayoritarios y las variables ambientales.....	122
Figura 4.19. Diagrama del análisis de redundancias (RDA) para el trasmallo claro de roca entre las CPUE totales, por grupos funcionales y las variables ambientales....	124
Figura 4.20. Diagrama del análisis de redundancias (RDA) para el trasmallo fino de roca entre las CPUE totales, por grupos funcionales y las variables ambientales....	125
Figura 4.21. Diagrama del análisis de redundancias (RDA) para el palangre de fondo entre las CPUE totales, por grupos funcionales y las variables ambientales	126
Figura 4.22. Gráfico de barras del esfuerzo medio por barco durante los años 2005, 2006 y 2007	129
Figura 4.23. Gráfico de barras del esfuerzo medio por barco durante los años según el arte de pesca y la distancia del lance a la reserva marina	131
Figura 4.24. Gráfico de barras del esfuerzo medio por barco durante los años según el arte de pesca y la estación del año.....	131
Figura 4.25. Gráfico de barras del esfuerzo medio por barco en diferentes rangos de profundidad en las 4 estaciones del año.....	133
Figura 4.26. Gráfico de barras del esfuerzo medio por barco para cada arte, en las distintas estaciones del año y rangos de distancia para cada uno de los diferentes rangos de profundidad.....	135
Figura 4.27. Longitud media (m) de los artes de pesca que se calan sobre las biocenosis dominantes.....	137
Figura 4.28. Resultado del análisis de la partición de la varianza para el esfuerzo total de pesca.....	144
Figura 4.29. Resultado del análisis de la partición de la varianza para las CPUE.....	145

Figura 4.30. Evolución de las capturas totales desembarcadas por la flota artesanal de Cabo de Palos, antes y después de la creación de la reserva marina en 1995	147
Figura 4.31. Evolución de las CPUE de la flota artesanal de Cabo de Palos antes y después de la creación de la reserva marina en 1995.....	147
Figura 4.32. Evolución de los ingresos por unidad de esfuerzo para la flota artesanal de Cabo de Palos	149
Figura 4.33. Evolución de los ingresos por unidad de esfuerzo para toda la flota de la Región de Murcia	149
Figura 5.1. Dunas fósiles del Parque Natural de Calblanque, al fondo la peña del Águila	172
Figura 5.2. Localización de los escenarios propuestos en la modelización.....	173
Figura 5.3. Incremento porcentual de biomasa total en escenarios alternativos, respecto al escenario 0.	176
Figura 5.4. Distribución espacial de la diferencia de biomasa total, respecto al escenario 0 al final de la simulación.....	177
Figura 5.5. Incremento porcentual de la tasa de captura total para cada escenario alternativo (E10, E20 y E30) respecto al escenario E00.....	178
Figura 5.6. Incremento porcentual respecto al escenario E00, de la tasa de captura de los grupos funcionales en los escenarios alternativos (E10, E20, E30) para la zona de amortiguación	179
Figura 5.7. Incremento porcentual respecto a E00, de la tasa de captura de los grupos funcionales en los escenarios alternativos (E10, E20, E30) para la zona de libre acceso	180
Figura 5.8. Distribución de la variación esfuerzo de los escenarios alternativos (sin reducción de esfuerzo) respecto al escenario E00.....	180
Figura 5.9. Captura total en los diferentes escenarios propuestos, por zonas y para el área total	181
Figura 5.10. Incremento de la captura total por unidad de área por zonas para los diferentes escenarios propuestos (sin reducción del esfuerzo de pesca)	182
Figura 5.11. Distribución espacial de las variaciones de captura de los escenarios alternativos (sin reducción de esfuerzo) comparándolos con el escenario E00.....	182
Figura 5.12. Capturas totales por escenario (sin reducción de esfuerzo pesquero) para los grupos funcionales	183
Figura 5.13. Incremento porcentual de los ingresos brutos por la pesca en los escenarios E10, E20 y E30 respecto a E00	183
Figura 5.14. Biomasa total de los grupos funcionales comparados los escenarios sin reducción de esfuerzo con los escenarios donde se ha modelado una reducción del 25%.....	185

Figura 5.15. Biomasa de cada grupo funcional en los escenarios propuestos, sin modificación del esfuerzo y con una reducción del 25%	186
Figura 5.16. Incremento porcentual de la tasa de captura para el conjunto de grupos funcionales en los escenarios con reducción del esfuerzo pesquero respecto al escenario base E00.	187
Figura 5.17. Incremento porcentual de las capturas en los escenarios alternativos con reducción del esfuerzo respecto al escenario base.....	188
Figura 5.18. Variación de la biomasa total de los grupos funcionales G1, G2 y G3 en 3 niveles de esfuerzo de pesca	189
Figura 5.19. Variación de la biomasa total de los grupos funcionales G4, G5, G6 y G7 en 3 niveles de esfuerzo de pesca	190

Capítulo I

Introducción general

1.1. Antecedentes

A lo largo de la historia el océano ha sido una fuente importante de recursos para la humanidad. Sin embargo, en las últimas décadas, estamos siendo testigos de la degradación continua de los ecosistemas marinos. Las principales amenazas son claramente atribuibles a la actividad humana y su acción directa (sobreexplotación de recursos renovables y no renovables, contaminación, alteración, fragmentación y destrucción de hábitats) e indirecta (introducción de especies exóticas invasoras, calentamiento global o acidificación) sobre los océanos. Esta presión antrópica está afectando a la función del océano como regulador de las condiciones físico-químicas del planeta, provocando una disminución de la biodiversidad, pérdida de la calidad del agua de mar y degradación de los ecosistemas marinos costeros, con riesgos potenciales para el desarrollo, salud y supervivencia de multitud de especies, incluyendo a la especie humana.

El Mediterráneo es un mar que baña 3 continentes, y ocupa una extensión aproximada de 2.510.000 km² (sin incluir el Mar Negro), con una profundidad media de 1.500 m, lo que implica un volumen de unos 3,6 millones de km³. Se trata de un mar oligotrófico, con una influencia limitada de aguas superficiales del Atlántico y de renovación escasa, sometido a altos niveles de insolación y con un balance de agua dulce negativo (lo que lo convierte en una cuenca de concentración) que da a sus aguas una elevada concentración salina (entre 36 y 38). Igualmente, se le considera como un mar templado, con temperaturas que oscilan entre los 24-25° C en verano y los 13-14° C en invierno. Presenta una gran variedad topográfica, climatológica e hidrológica que le otorga una alta heterogeneidad ambiental y favorece una elevada diversidad biológica. Aunque su superficie no llega al 1% de toda la superficie oceánica, alberga una gran diversidad de hábitats y de especies -en torno al 6% de las especies marinas conocidas a nivel mundial- coexistiendo en él especies de origen subtropical, templado y boreal.

Este mar ha estado ligado a la actividad humana desde hace miles de años. Sin embargo, desde hace unas décadas, la presión antrópica está poniendo en riesgo sus ecosistemas marinos y costeros. Son numerosos los problemas que se están produciendo, desde la contaminación, eutrofización, degradación y fragmentación de hábitats, hasta la sobreexplotación pesquera, considerada como la principal amenaza para los ecosistemas marinos mediterráneos y las poblaciones de especies que alberga.

De los factores arriba mencionados, la sobreexplotación pesquera es considerada la principal causa de la disminución de los recursos vivos marinos y de la degradación y alteración del ecosistema marino en general (Rapport *et al.*, 1985; Boersma & Parrish, 1999; Jackson *et al.*, 2001; Pauly *et al.*, 2002). Según los datos de capturas por pesca de la Organización para la Alimentación y la Agricultura de las Naciones Unidas (FAO), entre 1950 y 1985 se produjo un incremento de la pesca desembarcada a nivel mundial, mientras que en los años posteriores este valor se ha mantenido constante, en torno a 90 millones de toneladas, debido al agotamiento de los caladeros de pesca tradicionales (principalmente en el Atlántico Norte) y a pesar de los avances tecnológicos y de las mejoras económicas del sector (Pauly *et al.*, 2002).

La incidencia de las actividades pesqueras en el medio marino está condicionada por la creciente demanda internacional de pescado y productos derivados. El impacto de esta actividad sobre los ecosistemas marinos depende de los métodos de pesca utilizados, del número, la potencia y la capacidad de los barcos, así como del respeto y cumplimiento de las normativas vigentes relativas a vedas y cuotas.

En el informe elaborado por la FAO (2007) sobre el estado de los recursos pesqueros a escala mundial, se estima que alrededor de la cuarta parte de los grupos de poblaciones que son objeto del seguimiento de esta organización se hallan infraexplotados o moderadamente explotados (3% y 20%, respectivamente) y quizás podrían producir más. Alrededor de la mitad de las poblaciones, un 52%, se hallan plenamente explotadas, produciendo capturas en sus límites máximos sostenibles o cerca de ellos, sin ninguna posibilidad de aumentar. La parte restante la forman poblaciones sobreexplotadas, agotadas o en proceso de recuperación de una situación de agotamiento (17%, 7% y 1%, respectivamente) y que, por lo tanto, rinden menos de su potencial máximo debido a la excesiva presión de pesca ejercida sobre ellas, sin posibilidad de crecimiento a corto y medio plazo, y con riesgo de ulteriores descensos en la producción o colapsos en los *stocks* pesqueros.

Las causas de esta situación pueden encontrarse en el hecho de que en las últimas décadas se ha producido un aumento de la demanda mundial de pescado y una incorporación de mejoras técnicas a la flota pesquera mundial, en todas sus modalidades (FAO, 1980), desde los motores de gasoil, cada vez de mayor potencia, hasta los sistemas de posicionamiento global (GPS) y ecosondas, pasando por sistemas de

refrigeración o congelación de las especies capturadas (Botsford *et al.*, 1997; Jackson *et al.*, 2001; Pauly *et al.*, 2002; Grafton & Kompas, 2005; Lotze *et al.*, 2006; Worm *et al.*, 2006). Estos avances han permitido a las embarcaciones una mayor independencia de las condiciones ambientales, explotando nuevos caladeros, ampliando el área de actuación de la flota y aumentando el número de días de trabajo. Estas mejoras han posibilitado una mayor comodidad y capacidad de pesca, lo que se ha traducido en un incremento del esfuerzo de pesca sobre los ecosistemas marinos y la posibilidad de obtener mayores beneficios (Pauly *et al.*, 2002; Murawski *et al.*, 2003).

Sin embargo, una gestión inadecuada de las pesquerías acarrea una devaluación y posterior sobreexplotación de los recursos marinos, sobrepasando el rendimiento máximo sostenible en buena parte de los caladeros mundiales (Gordon, 1954; Schaefer, 1954), conduciendo a una reducción de la talla media de los individuos, disminución de la diversidad específica y genética, alteraciones en el ciclo biológico de las especies, pérdida del potencial reproductor y de hábitats esenciales para alguna función biológica (p.e. alimentación, reproducción, colonización, instalación o reclutamiento), cambios en la estructura del poblamiento y, en general, disminución del rendimiento pesquero (Pauly *et al.*, 1998; Jackson *et al.*, 2001; Lotze *et al.*, 2006; Doyen *et al.*, 2007).

Entre los efectos más evidentes producidos por la sobrepesca podemos citar: (1) el declive de las poblaciones de especies objetivo y el impacto sobre las especies capturadas accidentalmente y los descartes; (2) el efecto sobre la estructura trófica del ecosistema marino debido a la sobreexplotación de depredadores; (3) el aumento de capturas de especies de bajo interés comercial y pertenecientes a niveles tróficos inferiores; (4) la disminución del reclutamiento potencial de larvas y juveniles a causa de la reducción de la biomasa de reproductores; (5) la alteración de la distribución de tallas y edades en las poblaciones; (6) la reducción de la abundancia global y de la talla media de los individuos; (7) efectos sobre la estructura de la comunidad o la estabilidad del ecosistema; (8) pérdida de diversidad genética intra e interespecífica debido a los condicionantes impuestos por la explotación pesquera y (9) alteración o destrucción del hábitat, consecuencia de la utilización de artes no selectivos y altamente destructivos, como la pesca de arrastre de fondo.

Las medidas tradicionales de gestión han estado enfocadas a resolver problemas económicos a corto plazo, donde se ha priorizado la maximización de la producción.

Estas medidas se basan en el control de los ‘*inputs*’ (control de licencias de pesca, estándares tecnológicos, etc.) excepto para los grandes pelágicos, en cuyo caso se basan en el control de los ‘*outputs*’ (capturas totales autorizadas, cuotas individuales transferibles, tallas mínimas capturables), y se han aplicado únicamente tras cuantificar un problema en alguna población de interés pesquero, lo que ha causado, en numerosas ocasiones, la aparición de ciclos de altibajos en la producción pesquera así como colapsos en diversos caladeros mundiales (Pauly *et al.*, 2002).

Para solventar muchos de los problemas citados, en la actualidad se tiende a realizar una gestión integral que, en ámbitos pesqueros, se ha denominado “aproximación ecosistémica” a la gestión pesquera (Pikitch *et al.*, 2004, Smith *et al.*, 2007). Los objetivos de dicha perspectiva son: (1) impedir la degradación del ecosistema marino, medida con una serie de indicadores de calidad ambiental y estatus de conservación; (2) minimizar el riesgo de cambios irreversibles de las comunidades marinas y los procesos ecológicos que las mantienen; (3) obtener y mantener beneficios socio-económicos a largo plazo, sin comprometer al ecosistema; y por último, (4) generar un conocimiento de los procesos ecológicos suficiente para comprender las consecuencias de la acción humana (Russ & Alcalá, 1989; Roberts & Polunin, 1991; Bohnsack *et al.*, 1994; Watson & Ormond, 1994; Sluka, 1995; Sluka *et al.*, 1997; Sluka & Sullivan, 1998; Ward *et al.*, 2001; García-Charton *et al.*, 2007).

Siguiendo recomendaciones de índole científica (Hastings & Botsford, 1999; Roberts *et al.*, 2001, Pauly *et al.*, 2002), la instauración de áreas marinas protegidas (AMPs) es una de las herramientas más ampliamente utilizadas para luchar contra el colapso de los *stocks* pesqueros, y con ello conseguir la conservación y el mantenimiento de la actividad pesquera (Alcalá, 1988; Doumenge, 1993; Agardy, 1997; Beddington *et al.*, 2007), así como lograr la protección de la biodiversidad marina (incluyendo especies y ecosistemas valiosos por su papel ecológico y representativo) (Russ & Alcalá, 1996; Allison *et al.*, 1998; García-Charton *et al.*, 2000; Roberts *et al.*, 2001, 2005; Russ, 2002; Murawski *et al.*, 2003; Halpern *et al.*, 2004; Pelletier *et al.*, 2005; Guidetti, 2006).

Por ello, diversas instituciones (UNESCO, IUCN, WWF, PNUMA, FAO, RAC/SPA, entre otras) gubernamentales y no gubernamentales, tanto internacionales como nacionales o regionales, junto a numerosos foros (Convenio de Barcelona, Cumbre de Río ’92, Convención sobre Diversidad Biológica) están realizando acciones

que impulsan la creación de AMPs acompañadas de planes de gestión que integren las premisas adecuadas para su protección. Sin embargo, en la actualidad, menos del 1% de la superficie total del océano tiene algún tipo de estatus de protección y, de ésta, aproximadamente un 70% está insuficientemente protegida (Kelleher *et al.*, 1995; Roberts & Hawkins, 2000; WWF, 2005).

Los gestores y usuarios, principalmente pescadores, han sido hasta fechas recientes reacios a la creación de AMPs, quizás por tener la impresión de que establecer restricciones sobre áreas de pesca se traduciría en reducciones en los niveles de capturas, aumentaría los costes variables al tener que desplazarse los pescadores a otras zonas y los gastos de la gestión serían elevados. No obstante, cada vez son más los científicos, gestores, políticos y usuarios que ven el beneficio de las AMPs, debido a los numerosos estudios que se están llevando a cabo, tanto en Europa como en el resto del mundo (Ward *et al.*, 2001; Planes *et al.*, 2008; Roncin *et al.*, 2008), existiendo un consenso científico global sobre la utilidad e interés de las mismas.

Los estudios sobre la protección de áreas marinas tanto en el Mediterráneo (Bell, 1983; García-Rubies & Zabala, 1990; Francour, 1994; Dufour *et al.*, 1995; Harmelin *et al.*, 1995; Planes *et al.*, 2008), como en el resto del mundo (Dugan & Davies, 1983; Jones *et al.*, 1993; Ferreira & Russ, 1995; Jennings *et al.*, 1996; McClanahan & Kaunda-Arara, 1996; Russ & Alcala, 1996; Roberts & Hawkins, 2000; Roberts *et al.*, 2001; Ward *et al.*, 2001; Pelletier *et al.*, 2005; García-Charton *et al.*, 2008; Higgins *et al.*, 2008; Pérez-Ruzafa *et al.*, 2008a, 2008b; Roncin *et al.*, 2008) realizados hasta la fecha, proporcionan algunas evidencias empíricas que ilustran sus efectos ecológicos, pesqueros y socio-económicos, algunos de los cuales los podemos resumir en la tabla 1.1.

Tabla 1.1.

Resumen de evidencias empíricas de los efectos de la protección de áreas marinas (Ward *et al.*, 2001; García-Charton *et al.*, 2008).

Evidencias empíricas de los efectos de la protección

- Incremento de la abundancia y/o biomasa de las poblaciones de especies de interés comercial presentes en la zona protegida (peces, decápodos, otros invertebrados)
- Restablecimiento de una estructura poblacional más “natural” (en especial, recuperación de las clases de talla más grandes y de las edades más altas)
- Aumento de la fecundidad de las poblaciones de especies objetivo
- Exportación de biomasa (adultos y larvas) hacia fondos adyacentes no protegidos
- Cambios en la estructura de la comunidad de peces e invertebrados, con una notable dominancia de especies de grandes depredadores

De las áreas marinas protegidas, como es Cabo de Palos-Islas Hormigas, se esperan determinados efectos beneficiosos que las convierten, como ya se ha indicado anteriormente, en poderosas herramientas de gestión para los ecosistemas marinos y la pesca tradicional. Las AMPs pueden: (1) proteger las poblaciones explotadas, mejorando la producción de crías que ayudan a repoblar las zonas de pesca, (2) suplementar la pesca mediante el desbordamiento de adultos y juveniles hacia los territorios de pesca, (3) ofrecer refugio a las especies vulnerables, (4) prevenir daños al hábitat y promover su recuperación, (5) mantener la biodiversidad mediante la promoción del desarrollo de comunidades biológicas naturales que son diferentes de aquellas que se encuentran en los territorios de pesca y (6) facilitar la recuperación de los ecosistemas tras grandes perturbaciones, tanto humanas como naturales (Roberts & Hawkins, 2000).

Sin embargo, esta mejora en la salud del ecosistema marino provocada por las medidas proteccionistas convierte a las AMPs en lugares atractivos para el turismo y el submarinismo deportivo, de modo que, si no se controla la sobre-frecuentación del uso público de estas AMPs, pueden ocurrir daños que inviertan algunos de los efectos de la protección, y que habrán de ser detectados y evaluados. Además estos efectos no resultan siempre evidentes (García Charton *et al.*, 2004, 2008).

Algunos otros efectos esperados de las AMPs no se han comprobado empíricamente, están sujetos a un mayor grado de incertidumbre, o incluso los resultados de su estudio pueden ser ambiguos en su interpretación, y por tanto exigen de un mayor número e intensidad de trabajos de investigación (Tabla 1.2).

Tabla 1.2.
Otros efectos esperados de la protección de áreas marinas (García-Charton *et al.*, 2008).

Otros efectos esperados de la protección
<ul style="list-style-type: none"> ● Cambios denso-dependientes en las características del ciclo de vida de las especies objetivo ● Mejora del reclutamiento de las poblaciones afectadas por la protección ● Incremento de la biodiversidad (incluyendo la diversidad genética) ● Efectos indirectos sobre el ecosistema marino (p.e. “cascadas tróficas”) que pueden contrarrestar los posibles cambios perjudiciales debidos a las actividades humanas en el litoral y medio marino ● Incremento de la estabilidad de comunidades y ecosistemas en el tiempo

Todos estos efectos ecológicos de las AMPs (hayan sido o no verificados empíricamente) tendrán consecuencias beneficiosas para los *stocks* de peces

sobreexplotados, causando con ello la mejora de los rendimientos pesqueros en las inmediaciones de las reservas marinas (Goñi *et al.*, 2006, 2008; Stelzenmüller *et al.*, 2007, 2008; Higgins *et al.*, 2008) pudiendo, además, tener un efecto sobre el precio del pescado, el esfuerzo y los costes de la pesca (Roncin *et al.*, 2008).

Las especies que mejor responden a las medidas de reducción del esfuerzo de pesca son aquellas que están sometidas a una mayor presión pesquera (especies objetivo), en general especies de gran talla y macrocarnívoras de larga vida (en el Mediterráneo: serránidos, lábridos, espáridos y esciánidos), junto a aquellas cuyas poblaciones se encuentran en una situación de sobreexplotación (Roberts & Polunin, 1993; Bohnsack, 1996). Sin embargo, otras especies no muestran esta respuesta, o muestran una respuesta contraria (Bayle & Ramos, 1993; Harmelin & Marinopoulos, 1993; Harmelin *et al.*, 1995; García-Charton *et al.*, 2004; Claudet *et al.*, 2006; Guidetti, 2006).

Los efectos esperados que tienen mayor incidencia sobre el comportamiento de los pescadores y los rendimientos pesqueros son: el desbordamiento de biomasa o *spill-over*, que explica el movimiento o migración de los individuos adultos de una población, desde la zona de protección total, donde están prohibidas las actividades extractivas, hacia las zonas adyacentes debido al aumento de la abundancia, biomasa y talla de los organismos favorecidos por la protección merced a fenómenos denso-dependientes, y el transporte de individuos por la columna de agua, ya sean maduros o inmaduros, así como las larvas y huevos, hacia otras regiones extramuros de la reserva marina (Russ, 2002; Gell & Roberts, 2003; Higgins *et al.*, 2008; Pérez Ruzafa *et al.*, 2008a).

Sin embargo hay pocos estudios que se ocupen de los efectos que estos fenómenos pueden tener sobre las pesquerías adyacentes, centrándose más sobre los efectos en las poblaciones ícticas naturales (Harmelin *et al.*, 1995; Rius, 1997; Claudet *et al.*, 2006). Trabajos recientes (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2008b) indican que este efecto empieza a notarse muy rápidamente (3-5 años tras la instauración de las medidas de protección), siendo de carácter muy local (Higgins *et al.*, 2008), apreciándose a una escala espacial relativamente fina (cientos de metros alrededor de las AMPs), dentro de los 5 km desde el límite de la protección (Goñi *et al.*, 2004; Murawski *et al.*, 2005; Harmelin-Vivien *et al.*, 2008; Pérez-Ruzafa *et al.*, 2008b).

La implantación de un área marina protegida supone un cambio sobre la actividad pesquera en la zona, excluyendo o redistribuyendo temporal o permanentemente las actividades extractivas, lo que implica una disminución de la intensidad con que se explota una zona. Estas adaptaciones espacio-temporales de las flotas pesqueras en torno a las AMPs se han empezado a investigar en fechas recientes, siendo aún escasos los estudios que evalúan de forma adecuada dichas adaptaciones (Wilcox & Pomeroy, 2003; Murawski *et al.*, 2005; Goñi *et al.*, 2006, 2008; Stelzenmüller *et al.*, 2007, 2008; Forcada *et al.*, 2010).

La distribución, la dinámica y la intensidad de los patrones del esfuerzo de pesca se pueden considerar como un indicador de los efectos esperados por la protección si, después de la creación del AMP, la flota se redistribuye en los márgenes de la zona protegida. Este efecto sobre el comportamiento de los pescadores puede deberse a que la reserva actúa como exportadora de biomasa, aumentando las tallas o la abundancia de las especies de interés, con el consiguiente beneficio para la pesca, o a que los pescadores esperan obtener un beneficio derivado de las medidas de protección, aun cuando los efectos arriba mencionados no existan para las especies objeto de ser capturadas. En cualquiera de los casos, este comportamiento de agregación alrededor de la zona protegida afecta a la efectividad de las AMPs a la hora de restablecer o mantener las poblaciones de especies explotadas (Babcock *et al.*, 2005; Martell *et al.*, 2005; Kellner *et al.*, 2007; Pérez-Ruzafa *et al.*, 2008b), ya que puede afectar, por un lado, al potencial de los individuos adultos con capacidad reproductora para que se establezcan fuera de los límites de la zona libre de pesca y, por otro, reducir el número de pescadores que se benefician de la reserva marina (McClanahan & Kaunda-Arara, 1996; Halpern & Warner, 2003; Kellner *et al.*, 2007).

Actualmente, son pocas las estimaciones de los rendimientos económicos globales de un AMP, así como las aplicaciones para evaluar los efectos socio-económicos de la protección, a pesar de la importancia de este factor como motivación para establecer áreas protegidas, y aún menos los que se basan en datos empíricos, ya que la mayoría de estos estudios son de carácter más bien teórico (Pelletier *et al.*, 2005; Alban *et al.*, 2006, 2008). Pelletier *et al.* (2005) resumen, en base a una revisión de 94 estudios sobre el efecto de las reservas marinas en todo el mundo, las consecuencias socio-económicas esperadas de la protección.

Se puede distinguir entre efectos económicamente cuantificables, a los que se les puede poner precio de mercado, y no cuantificables, aquellos efectos que requieren de la aplicación de métodos específicos de valoración monetaria, al referirse a bienes y servicios no incluidos directamente en el mercado (Charton *et al.*, 2006) (Tabla 1.3).

Tabla 1.3.

Efectos económicamente cuantificables y no cuantificables derivados del establecimiento de un área marina protegida (Ward *et al.*, 2001; Pelletier *et al.*, 2005).

Tabla 1.3a. Efectos económicamente cuantificables

- Costes de diseño e implementación de la reserva marina
- Costes de gestión e ingresos por usos en la reserva marina
- Costes debidos a la limitación espacial y temporal de actividades en la reserva marina
- Cambios en la actividad pesquera y beneficios derivados de los incrementos de rendimiento pesquero
- Cambios en actividades recreativas y beneficios netos de los centros turísticos
- Costes y beneficios públicos asociados al desarrollo de actividades recreativas comerciales (p.e. eco-tasas y otras medidas que revierten en el área protegida)

Tabla 1.3b. Efectos económicamente no cuantificables

- Beneficios asociados a cambios en el número y valor de la experiencia recreativa (usos extractivos y no extractivos)
- Beneficios asociados a cambios en el estatus de conservación del ecosistema marino
- Costes externos a largo plazo del desarrollo de actividades recreativas (impactos ecológicos y pérdida de calidad paisajística y ambiental debido a la sobre-frecuentación turística)

Tabla 1.3c. Efectos sociales de la protección

- Reducción de conflictos entre usuarios
- Incremento de la satisfacción en visitantes y actores locales
- Mejora de los mecanismos de participación pública y cogestión del área marina

1.2. La reserva marina de Cabo de Palos-Islas Hormigas

La actividad pesquera en la zona de Cabo de Palos (Fig. 1.1) se lleva realizando desde la antigüedad con artes similares a los actuales, constituyendo un recurso importante para la forma de vida de las poblaciones cercanas. Sin embargo, desde mediados del siglo XX se empezaron a aplicar innovaciones tecnológicas, al igual que en el resto de flotas, que han ido facilitando enormemente el trabajo del pescador, aumentando el esfuerzo pesquero ejercido sobre la zona.



Figura 1.1. Cabo de Palos. Al fondo la isla Hormiga, centro de la reserva marina (fotografía del Ministerio de Medio Ambiente, Rural y Marino).

La reserva marina de interés pesquero de Cabo de Palos-Islas Hormigas se creó en 1995 para proteger las comunidades y los recursos marinos de la zona. Esta reserva está bajo una gestión compartida: la zona de aguas exteriores por la Secretaría General de Pesca Marítima (Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino) y la zona de aguas interiores por la Consejería de Agricultura y Agua de la Región de Murcia. Presenta una superficie total de 1.934 hectáreas, que incluyen la zona de reserva integral, con una superficie de 270 ha, teniendo centro en la isla Hormiga y abarcando un área circular de 0,926 kilómetros (0,5 millas náuticas) de radio, donde está prohibido cualquier tipo de actividad extractiva o recreativa (Fig. 1.2). La zona de amortiguación (1.664 ha) está sujeta a una regulación de usos para la pesca artesanal, pesca recreativa desde costa, buceo recreativo y actividades científicas. La pesca recreativa está explícitamente prohibida en la reserva marina.



Figura 1.2. Isla Hormiga, centro de la reserva integral. Al fondo el cabo de Palos.

Este área marina se encuentra igualmente incluida en otras figuras de protección ambiental, al formar parte de un Lugar de Interés Comunitario (LIC de la red Natura 2000, Directiva “Hábitats” de la UE) y de una Zona de Especial Interés para el Mediterráneo (ZEPIM, Convenio de Barcelona), y constituir una Zona de Especial Protección para las aves (ZEPA, Directiva “Aves” de la UE).

La importancia biológica de los fondos marinos circundantes al cabo de Palos reside en la elevada biodiversidad que albergan y en la gran madurez estructural que presentan (Calvin, 1999). La zona comprendida entre Calblanque y el límite septentrional de la región de Murcia concentra el 75% de las praderas de *Posidonia oceanica* del litoral murciano. La zona de estudio comprende más de 5.000 hectáreas de esta fanerógama esencial en el funcionamiento de los ecosistemas litorales mediterráneos, destacando, además de su gran extensión, el buen estado en que se encuentra.

La zona de los bajos e islas, situada dentro del área protegida, es única y diferente a cualquier otro hábitat rocoso del litoral murciano, con una importante presencia de especies indicadoras de alta calidad ambiental, que incluye algas, fanerógamas, esponjas, moluscos, cnidarios, briozoos, equinodermos, ascidias y peces, presentes en varias biocenosis de entre las que destaca la de coralígeno por su espectacular desarrollo y la abundancia de gorgonias.

La actividad pesquera en la reserva marina de Cabo de Palos–Islas Hormigas está regulada mediante la Orden de 7 de abril de 2000, de la Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente. La pesca profesional solamente puede ser ejercida por embarcaciones de artes menores, también llamada pesca artesanal, que han faenado tradicionalmente en la zona y se encuentran incluidas en el censo específico que las autoriza, regulado por la Secretaría General de Pesca Marítima para aguas exteriores y por la Dirección General de Ganadería y Pesca para aguas interiores.

La pesca artesanal es una actividad ampliamente distribuida por todos los continentes pero que, sin embargo, presenta un conjunto de características comunes que han permitido caracterizarla (Pauly, 1997; Salas, 2000, 2004; Silva *et al.*, 2002; Colloca *et al.*, 2004; Tzanatos *et al.*, 2005, 2006; García-Rodríguez *et al.*, 2006; Piniella *et al.*, 2006; Florido, 2008), las cuales se pueden aplicar igualmente a la flota artesanal española (Fig. 1.3).

Las características físicas de las embarcaciones, tales como la eslora o la potencia de motor, no son los únicos factores que hay que tener en cuenta a la hora de definir una flota como artesanal (Russel & Poopetech, 1990), si bien hay que considerar otros de igual importancia, tales como las técnicas de pesca, la organización económica y laboral, los procesos de trabajo y de distribución del producto e incluso las formas de capitalización (Salas, 2001; Florido, 2008).

La pesca artesanal se puede definir como una actividad con una estructura económica familiar y una inversión monetaria pequeña, donde el armador suele trabajar a bordo de la embarcación (Colloca *et al.*, 2004), donde la organización de la propiedad y del producto, la transmisión de los conocimientos específicos y los reclutamientos laborales siguen, generalmente, trayectorias familiares, de ahí la trascendencia y el importante peso social del que goza este sector, a pesar de poseer una débil posición en el denominado '*fisheries chain*' (o cadena pesquera, que hace referencia al sistema

pesquero en su totalidad, desde los factores biológicos a los políticos) y en el marco político pesquero (Florida, 2008), y donde el mantenimiento de la actividad depende, en buena medida, de las ayudas gubernamentales.



Figura 1.3. Pescadores recogiendo red en una embarcación artesanal en el puerto de Cabo de Palos.

El número de tripulantes en estas embarcaciones es bajo, de 2 a 4 en la mayoría de los casos, y el reparto de beneficios se suele hacer '*a la parte*' entre todos los pescadores. La venta de los productos se realiza en las lonjas, pero también es habitual la venta directa a restaurantes o pescaderías de la zona, sin pasar por intermediarios.

La actividad se desarrolla sobre la plataforma continental (0 a 200 metros de profundidad), y sobre áreas próximas a los puertos desde donde zarpan las embarcaciones (Colloca *et al.*, 2004). Los barcos son, en general, de pequeñas dimensiones, bajo tonelaje y reducida potencia de motor (Pelletier & Ferraris, 2000; Silva *et al.*, 2002; Colloca *et al.*, 2004; Tzanatos *et al.*, 2005; García-Rodríguez *et al.*, 2006; Piniella *et al.*, 2007), sin embargo se caracterizan por su versatilidad y polivalencia. Presentan una elevada diversidad de métodos y técnicas de pesca, así como de especies capturadas, con una ratio muy baja de descartes (Colloca *et al.*, 2004; Tzanatos *et al.*,

2005). Los métodos de pesca se suelen alternar o rotar con distinta frecuencia, tanto en el espacio como en el tiempo, con el fin de optimizar las capturas y maximizar la rentabilidad (Freire & García-Allut, 2000; Tzanatos *et al.*, 2005, 2006), observándose una especialización en la explotación de los recursos.

Los bajos costes necesarios para su mantenimiento y el menor impacto sobre el ecosistema que tienen sus métodos de pesca, en relación a otras flotas más industrializadas, así como la consecución de beneficios socio-ecológicos para las poblaciones y ecosistemas marinos costeros hacen de ésta una flota competitiva, y de su correcta gestión una alternativa real y de progreso en la gestión de los recursos (McClanahan *et al.*, 2009).

La flota presenta una elevada heterogeneidad en los métodos de pesca que emplea, así como un gran dinamismo a la hora de tomar decisiones a corto plazo (Seijo & Defeo, 1994; Salas *et al.*, 2004). Estas variaciones individuales de los pescadores son una respuesta ante la variabilidad de diversos factores tales como cambios en la legislación, u oscilaciones del precio de los recursos de interés comercial o de los factores ambientales (Dorn, 1997; Pelletier & Ferraris, 2000).

Estas respuestas al entorno y a las regulaciones pueden ser, por ejemplo, ampliar la zona de actuación sobre la que practican la pesca para buscar caladeros menos frecuentados o alguna especie en concreto, cambiar la localización de los artes de pesca debido a las corrientes, o a la información recibida de otros pescadores sobre el estado de las poblaciones de algún recurso de interés, modificar la localización o el modo de calar los artes para guarecerse de condiciones climatológicas adversas o para capturar alguna otra especie con diferentes hábitos de movimiento, rotar los artes debido la imposición o levantamiento de moratorias en una zona, entre otros. Sin embargo, la heterogeneidad y complejidad del comportamiento de la flota y de sus causas, donde se combinan factores socioeconómicos, ambientales y recursos naturales complica la evaluación, el seguimiento y la gestión del sector (Seijo *et al.*, 1998; Charles, 2000; Salas, 2004; Forcada *et al.*, 2010).

Para poder entender e integrar esta información en la gestión, primero es necesario definir los conceptos de táctica y estrategia pesquera. Béné (1996) define las tácticas como cambios en el comportamiento de los pescadores a la hora de decidir el arte a emplear, la especie objetivo o seleccionar la zona de pesca. Mientras que la

estrategia de la flota implicaría a los procesos de decisión que toman los pescadores, en su conjunto, a la hora de maximizar su trabajo, mediante una utilización óptima de los conocimientos de los cambios estacionales de los recursos y el medio ambiente y que está definida por los objetivos y limitaciones de la flota. Esta respuesta de adaptación les proporciona la flexibilidad necesaria para aumentar, o al menos mantener, sus ingresos (Salas & Gaertner, 2004).

Identificar las estrategias y preferencias de los pescadores es esencial para que exista una colaboración entre este sector y los administradores, participando los primeros de forma activa, en lugar de ser actores pasivos en la gestión de los recursos (Pomeroy & Berkes, 1997; Pomeroy & Carlos, 1997; Castilla & Defeo, 2001; Defeo *et al.*, 2009), siendo la cooperación entre los gestores y las comunidades que dependen de los recursos marinos esencial en el diseño de medidas de gestión eficaces (Hilborn & Walters, 1992; Pomeroy & Carlos, 1997; Jentoft *et al.*, 1998).

Además, como señalan Salas & Gaertner (2004), la pesca no es sólo una fuente de ingresos, sino que también representa una forma de vida, de gran valor cultural y social.

1.3. Justificación de la investigación

La adaptabilidad y flexibilidad de los pescadores artesanales, a la hora de emplear diferentes métodos de pesca, que están dirigidos a la captura de una especie o grupo de especies objetivo (Freire & García-Allut, 2000; Tzanatos *et al.*, 2005, 2006; Forcada *et al.*, 2010), y que se pueden emplear en una amplia gama de ecosistemas marinos, puede estar condicionada por múltiples factores, como por ejemplo la potencia del barco, la distancia al puerto, la productividad de un tipo de biocenosis, el conocimiento por parte de los pescadores del entorno o de la biología de las especies, las condiciones meteorológicas, la presencia de una zona protegida o la legislación.

La importancia de conocer la dinámica de la actividad pesquera reside en que, en base a dicho conocimiento, se puede avanzar hacia una mejor gestión de los recursos, buscando el equilibrio entre la conservación y protección de los ecosistemas marinos costeros y las poblaciones que éstos sostienen y una explotación sostenible. Además, aporta una parte de conocimiento útil para optimizar el diseño, zonificación, planificación de usos y seguimiento de las áreas marinas protegidas como herramientas de gestión.

Junto a esto, la tesis se suma a los todavía escasos estudios que evalúan las adaptaciones espacio-temporales de los pescadores a la imposición y emplazamiento de las reservas marinas (Wilcox & Pomeroy, 2003; Murawski *et al.*, 2005; Goñi *et al.*, 2006, 2008; Stelzenmüller *et al.*, 2007, 2008; Forcada *et al.*, 2010), así como a los estudios que analizan las estrategias y tácticas pesqueras desarrolladas en circunstancias particulares por los pescadores artesanales (Salas, 2001; Salas *et al.*, 2003; Salas & Gaertner, 2004).

Esta ausencia de información detallada ha motivado que, de forma habitual, no se tomen en consideración los cambios rápidos del esfuerzo que resultan de las decisiones diarias que toman los pescadores: cuándo, dónde, y qué pescar, debido en parte a que los gestores han tendido a enfocar mayoritariamente la dinámica pesquera de forma homogénea y a largo plazo.

De igual manera, siendo la gestión de los recursos de interés pesquero el principal objetivo de la mayoría de las AMPs, aún son pocos los estudios que han aportado evidencias de los efectos de la protección de áreas marinas sobre la actividad pesquera (Polunin, 1984; White, 1986; Roberts & Hawkins, 2000; Tupper & Rudd, 2002; Gell & Roberts, 2003; Wilcox & Pomeroy, 2003; Kaunda-Arara & Rose, 2004; Murawski *et al.*, 2005; Crec'hriou *et al.*, 2010) y el beneficio económico potencial obtenido por las poblaciones costeras asociadas a estas zonas (Sanchirico & Wilen, 2001; Armstrong, 2007; Greenville & MacAulay, 2007; Klein *et al.*, 2008; Roncin *et al.*, 2008).

Esta situación es especialmente reseñable en nuestro país, donde la investigación en aspectos pesqueros de las AMPs es reciente y aún escasa (Goñi *et al.*, 2006, 2008; Stelzenmüller *et al.*, 2007, 2008; Higgins *et al.*, 2008; Merino *et al.*, 2009; Forcada *et al.*, 2010). Las causas de esta falta ocasional de conclusiones, efectos esperados no comprobados empíricamente, o resultados ambiguos o contradictorios (Pelletier *et al.*, 2005), pueden encontrarse en el aislamiento de los estudios realizados (Halpern, 2003) o en diseños de muestreo inadecuados (García-Charton & Pérez-Ruzafa, 1999).

Una de las limitaciones del estudio es la ausencia de información sobre los patrones de la distribución espacio-temporal del esfuerzo pesquero en la reserva marina de Cabo de Palos-Islas Hormigas y su entorno en los años próximos y anteriores a la entrada de las medidas de protección (1995), lo que impide su comparación con los patrones actuales observados. Asimismo, no se han comparado estos patrones con otras flotas artesanales debido a limitaciones logísticas, pero se han discutido estos resultados

en el contexto de otros estudios desarrollados sobre flotas artesanales que faenan en la misma región geográfica y en otras zonas costeras del Mediterráneo, en base a los proyectos europeos BIOMEX y EMPAFISH, dentro de los cuales se ha desarrollado esta tesis.

1.4. Objetivos

A partir del registro de datos de la pesca artesanal en el entorno de la reserva marina de Cabo de Palos–Islas Hormigas, esta tesis busca entender y cuantificar la distribución e intensidad y los impactos de la actividad de la pesca artesanal sobre los ecosistemas marinos de la zona, lo cual constituye una necesidad para poder evaluar el estado de los recursos y mejorar las medidas de gestión, control y ordenación de usos que garanticen la protección, conservación y sostenibilidad de los ecosistemas marinos en el área (Crowder *et al.*, 2006; Halpern *et al.*, 2008).

Por tanto, los objetivos específicos del presente estudio son:

1. Identificar y describir los elementos que definen la flota pesquera artesanal de Cabo de Palos.
2. Identificar los patrones de comportamiento de la flota artesanal de Cabo de Palos y los factores relacionados que definen la estrategia de pesca de los artes principales.
3. Valorar el efecto de la protección sobre la actividad pesquera.
4. Analizar comparativamente y valorar los efectos biológicos y económicos de configuraciones alternativas, de diseño y gestión, de la actual reserva marina de Cabo de Palos-Islas Hormigas.

1.5. Esquema general de la tesis

Este capítulo ha establecido las bases para el seguimiento de la tesis, introduciendo y justificando el problema, junto con los objetivos de la investigación. El capítulo 2 presenta el área de estudio, el diseño del trabajo y la metodología general que se ha seguido para recopilar los datos que emplearemos para responder a las preguntas de cada capítulo, en él se describe el tratamiento y análisis general de los datos. Los métodos específicos de análisis se desarrollan de forma más extensa en cada uno de los capítulos siguientes. El capítulo 3 muestra una visión amplia de la flota pesquera de la

región de Murcia, describiéndose con más detalle la flota artesanal y, en concreto, la flota artesanal de Cabo de Palos: su estructura, métodos de pesca y composición de la captura. En el capítulo 4 se analiza la distribución espacial del esfuerzo pesquero, capturas y capturas por unidad de esfuerzo (CPUE), mediante el uso de sistemas de información geográfica y análisis multivariantes, para identificar las estrategias de pesca del conjunto de artes y para los artes principales empleados por dicha flota. Se valora el efecto de la protección sobre los rendimientos pesqueros en función de la distancia a la reserva marina de los registros de capturas mediante análisis de la varianza y a partir de datos de lonja obtenidos en el periodo previo a la protección. En el capítulo 5 se evalúan los efectos bio-económicos de diferentes alternativas de diseño y gestión de la actual reserva marina de Cabo de Palos-Islas Hormigas, mediante las herramientas de modelización y simulación desarrolladas dentro del proyecto EMPAFISH, con el fin de llegar a un equilibrio entre los objetivos de maximización de los parámetros eco-biológicos y los pesquero-comerciales. Finalmente, se discute cómo el conocimiento generado en esta tesis puede ayudar a optimizar la gestión y ordenación de los recursos vivos marinos.

Capítulo II

Material y métodos general

Este capítulo está destinado a presentar el material y métodos comunes al conjunto de los capítulos que posteriormente se desarrollarán. Los métodos específicos se incluirán dentro del apartado *Material y Métodos* correspondiente a cada uno de ellos.

2.1. Descripción del área de estudio

El cabo de Palos (Fig. 2.1), situado en el SE de la península ibérica, es el límite emergido de la sierra de Cartagena, perteneciente al sector nororiental de las cordilleras Béticas en su continuación hacia el mar, donde se sumerge con una dirección respecto al norte de 56 grados. En este tramo se producen varias elevaciones del terreno que conforman los bajos rocosos conocidos como El Piles, Pajares, La Testa, el bajo de Dentro y bajo de Fuera.

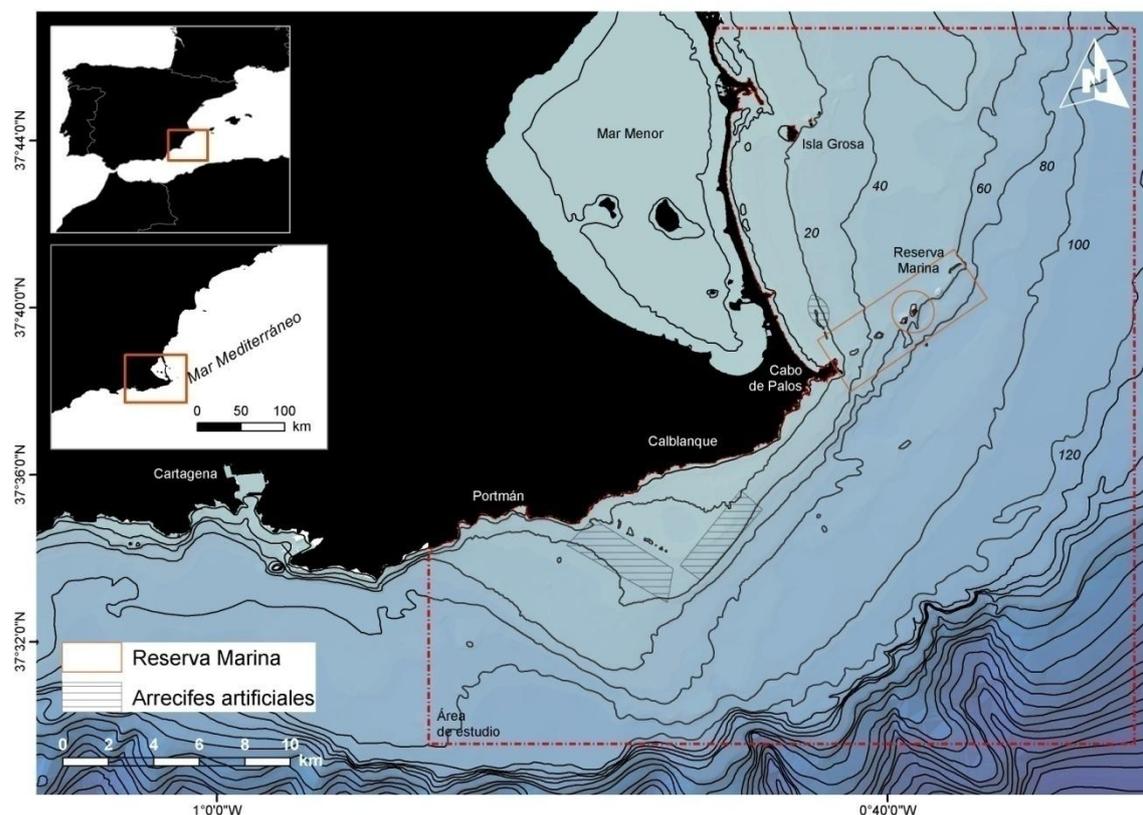


Figura 2.1. Localización del área de estudio (línea punteada) y la Reserva Marina de Cabo de Palos-Islands Hormigas.

Estas elevaciones del fondo emergen a cuatro kilómetros (2,16 millas náuticas (M)) de la punta del cabo dando lugar a varios islotes rocosos denominados isla Hormiga, Hormigón y la Losa, siendo el primero el mayor de los mismos.

En esta zona se produce un cambio brusco en el perfil batimétrico del sureste peninsular debido a un estrechamiento de la plataforma continental. En el sector septentrional de la zona de estudio la plataforma presenta una anchura de más de 32 km (en los Esculls del Mojón, Alicante), empezando el talud continental a partir de los 150 metros de profundidad. En el sector meridional la anchura de la plataforma continental se reduce quedando muy disminuida con respecto a la zona norte, con una anchura de 2,5 km frente al cabo Tiñoso, empezando el talud continental entre los 100 y 200 metros de profundidad.

La topografía costera de la zona es variada. La zona al norte del cabo de Palos se caracteriza por amplios sectores de playas debido a la presencia de La Manga (un cordón arenoso apoyado sobre afloramientos volcánicos que separa la laguna costera del Mar Menor del Mediterráneo). En la zona al sur del cabo, la costa es predominantemente rocosa con acantilados y relieves escarpados donde pueden encontrarse pequeñas calas.

Las aguas son de marcado carácter subtropical, templadas en invierno (temperatura mínima superficial en febrero en torno a los 14 °C) y cálidas en verano (máximo superficial de 25 °C). La termoclina se empieza a formar en los meses de abril-mayo y puede alcanzar profundidades superiores a los 30 metros. Su permanencia depende de la aparición de los temporales otoñales, que pueden retrasarse hasta el mes de noviembre.

En lo que respecta a la salinidad, esta zona presenta los valores más altos del litoral peninsular, con registros que oscilan entre los 36–38, debido a un clima especialmente cálido y seco.

En lo referente al hidrodinamismo, la media anual del estado de la mar para el año 2005 en la zona [en el punto de muestreo WANA 2043022 de la Dirección General de Puertos y Costas en la posición 37,750° de Latitud norte (UTM: 4180802, European Datum 1950 30N) y 0,625° de Longitud oeste (UTM: 709249, European Datum 1950 30N)], junto a la reserva marina de Cabo de Palos, es la siguiente: 3,9% de calmas (0 m), rizadas (0-0,1 m) y marejadillas (0,1-0,5 m), 44,2% de marejadas (0,5-1,3 m) y 10,5% de fuertes marejadas (1,3-2,5 m) (<http://www.puertos.es>).

Debido a su orientación, esta zona se ve especialmente afectada por el oleaje de componente E (levante) y NE (gregal), siendo frecuentes los temporales de gran intensidad, especialmente los de levante por el importante *fetch* con el que se han podido

originar. El predominio del oleaje es del 49,1% de componente este, 18,4% de componente noreste, 11,3% de componente sur, 6,9% de componente suroeste, 5,1% de sureste y menos de 2% para las componentes norte, noroeste y oeste (<http://www.puertos.es>).

En cuanto a las mareas, en las costas murcianas se dan unos valores medios que oscilan en torno a 0,6 m de amplitud, siendo inducidas en gran medida por variaciones de la presión atmosférica y/o la actuación de determinados vientos (<http://www.puertos.es>).

Las corrientes son, en su mayoría, de carácter superficial y de poca intensidad, estando producidas por los vientos dominantes. El ramal de la corriente general del Mediterráneo pasa algo alejada de la costa, con dirección NE-SW a una velocidad aproximada de 0,5 nudos. También se observa una corriente del NE que corre paralela a la costa, pasando cerca de Tabarca y Altea, y que se separa a la altura de los cabos L'Aiguille y Ténés (Argelia) y se dirige hacia la depresión del cabo de Palos.

El área de trabajo del presente estudio queda delimitada por la distribución de la flota pesquera artesanal de Cabo de Palos, la cual abarca desde el norte de isla Grosa, al norte, hasta la bahía de Portmán al sur, estando limitada al oeste por la costa y llegando por el este hasta los 150 metros de profundidad (Fig. 2.1).

Las variaciones en la estructura del hábitat a pequeña escala, tanto en su complejidad como en su heterogeneidad, pueden influir de forma importante en la composición íctica de un lugar (García-Charton & Pérez-Ruzafa, 1998; García-Charton *et al.*, 2001), alterando de forma aparente el posible efecto reserva. Es por ello que se hace conveniente la descripción del hábitat estudiado. En la figura 2.2 se muestran las biocenosis presentes en la zona de estudio. La información georreferenciada de las mismas, actualizada a 2004, se obtuvo de la Consejería de Agricultura y Agua de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia.

En la zona de estudio están descritas 13 biocenosis (Fig. 2.2) (Pérez-Ruzafa *et al.*, 1984; Calvín, 2003), que podemos agrupar en 4 hábitats principales: (1) praderas de fanerógamas marinas; (2) fondos detríticos costeros; (3) fondos rocosos y (4) fondos arenosos.

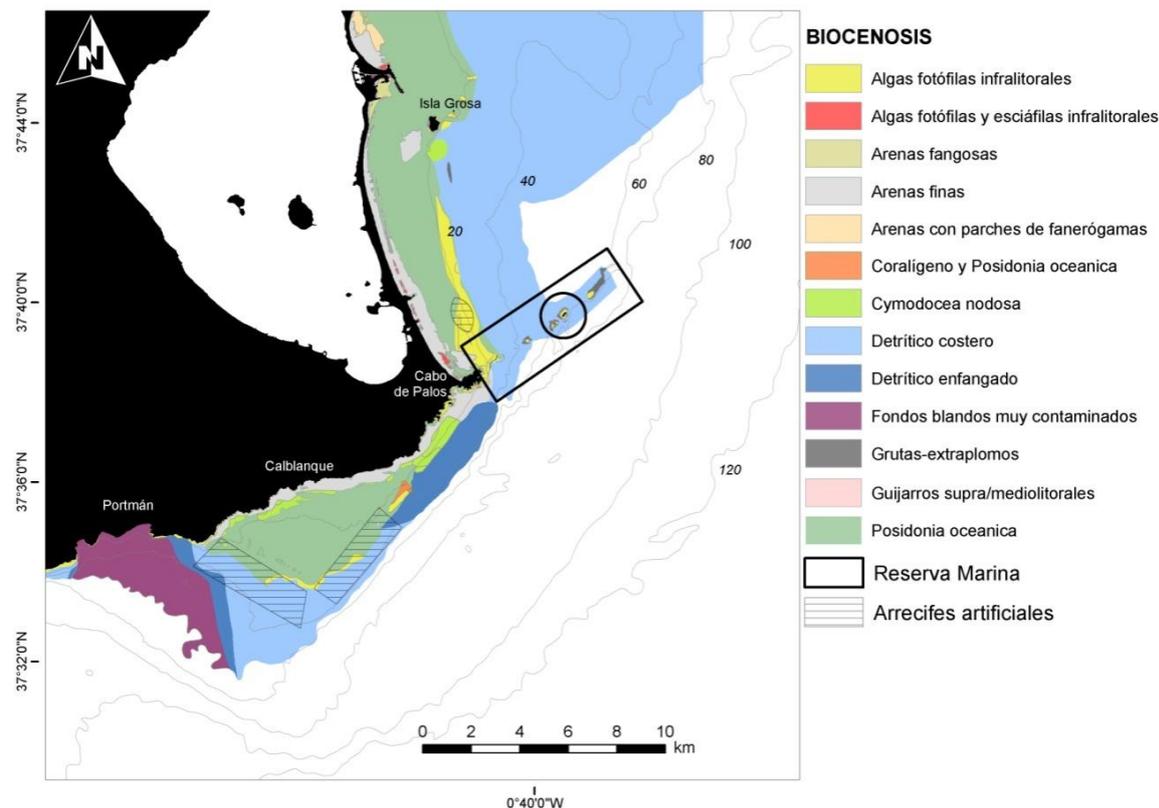


Figura 2.2. Batimetría, principales biocenosis y situación de los arrecifes artificiales en la reserva marina de Cabo de Palos-Islas Hormigas y el área de actuación de la pesca artesanal.

(1) Las praderas de fanerógamas marinas están representadas principalmente por *Posidonia oceanica* (L.) Delile, 1813. Esta comunidad se instala preferentemente sobre fondos de arena, aunque también puede hacerlo sobre roca. Se extiende desde la superficie llegando, en ocasiones, a profundidades superiores a los 30 metros. Es la comunidad infralitoral más extensa y de mayor biomasa. Acoge a un importante número de especies vegetales y animales. Es esencial en el funcionamiento del ecosistema marino costero y posee un elevado valor ecológico. Bajo condiciones adecuadas de temperatura, transparencia del agua, sedimentación, hidrodinamismo y régimen de nutrientes, constituye la comunidad climácica de los fondos blandos infralitorales mediterráneos.

También destaca la presencia de zonas de pradera de *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson, 1869, a profundidades de 10 a 20 metros, que empieza instalándose sobre arenas finas o fangosas que no están expuestas a un hidrodinamismo muy acentuado. Estas comunidades, que ocupan superficies más pequeñas, son estrechas y alargadas,

paralelas a la costa frente a Calblanque y Cabo Negrete y resguardadas de los temporales de componente de levante (E) y gregal (NE).

(2) La biocenosis de fondos detríticos costeros se sitúa en fondos de sustrato poco compactado resultantes de una mezcla entre elementos de origen terrígeno y biógeno. Dicha biocenosis puede aparecer a profundidades comprendidas entre 20 y 30 metros a continuación de comunidades de *Posidonia oceanica*, precoralígeno o coralígeno; puede hacerlo también a continuación de arenas bien calibradas, césped de *Cymodocea nodosa*, o biocenosis de algas fotófilas infralitorales, cuando estas comunidades desaparecen a cierta profundidad, pudiéndose extender la biocenosis de fondos detríticos hasta profundidades de 100 metros o mayores.

(3) Las zonas rocosas son las más escasas y están reducidas al entorno de la punta del cabo extendiéndose hacia el sur, donde la costa es más abrupta con fuertes pendientes y acantilados de tamaño medio. Son el hábitat dominante en los bajos del interior de la reserva marina, donde podemos distinguir una biocenosis de algas fotófilas infralitorales, presente en enclaves rocosos con poco hidrodinamismo y poca iluminación o con iluminación indirecta debido a la configuración geomorfológica (paredes verticales, extraplomos, orientación norte, etc.), donde el límite superior lo marca el hidrodinamismo (8-10 m de profundidad) y el inferior la reducción de la intensidad lumínica (35-40 m). También se distingue una biocenosis de coralígeno, que en el SE peninsular y Baleares aparece por debajo de los 35 metros de profundidad y puede llegar hasta los 120 m. Se trata de una estructura organógena, donde los principales organismos constructores son las algas calcáreas o coralígenas, y los organismos dominantes en términos de biomasa y abundancia son los suspensívoros.

(4) Los fondos arenosos están formados por arenas finas, homogéneas, sin un enfangamiento pronunciado, en su mayoría de origen terrígeno. Se localizan en zonas donde los regímenes de corrientes no son muy importantes. Se extienden por una franja que va desde la zona donde el oleaje deja de tener un efecto directo sobre los sedimentos (3-4 m de profundidad) hasta el comienzo de las praderas de fanerógamas, o hasta los 20-25 metros de profundidad cuando no hay formaciones de fanerógamas marinas.

2.2. Diseño del trabajo y estrategia de muestreo

Los datos de pesca se han registrado semanalmente mediante embarques a bordo de las embarcaciones de pesca artesanal (Fig. 2.3) que pasan el año, o la mayor parte de él, en el puerto de Cabo de Palos, y mediante encuestas a los patronos y pescadores de las mismas embarcaciones, como método de estudio paralelo y complementario con el fin de disponer de un registro más continuo y aumentar el volumen de los datos disponibles.



Figura 2.3. Embarcación artesanal típica amarrada al puerto pesquero de Cabo de Palos.

En total se han consignado 1.554 registros de la actividad llevada a cabo por las 8 embarcaciones de pesca que forman la flota artesanal, en activo, de Cabo de Palos, las cuales están autorizadas a faenar dentro de la zona de amortiguación del área protegida y extienden esta actividad hasta los límites de la zona de estudio (Tabla 2.1).

Tabla 2.1.
Número de eventos registrados por mes a partir de los embarques y encuestas realizados entre 2005 y 2008.

Nombre de la embarcación	Enero	Febrero	Marzo	Abril	Mayo	Junio	Julio	Agosto	Septiembre	Octubre	Noviembre	Diciembre	Total
Astrid II	3	6	8	22	24	22	19	33	24	13	7	7	188
Consuelo Llorca	3	15	41	26	46	45	47	35	27	17	21	17	340
Diego y Victoria	3	6	6	24	10	11	19	23	6	6	6	6	126
El Pastor	3	15	12	23	37	32	40	24	15	7	11	8	227
HH. Reverte	3	6	8	6	25	12	18	16	21	6	6	6	133
Nuevo Salvador	3	6	6	10	13	18	7	8	9	9	11	6	106
Punta del Cabo	3	6	15	26	23	44	36	43	34	18	12	6	266
Virgen del Carmen	4	9	10	13	29	18	24	18	19	8	6	10	168
Total general	25	69	106	150	207	202	210	200	155	84	80	66	1554

Debido a la ausencia de una lonja en Cabo de Palos donde se subastan las capturas desembarcadas, el registro histórico de las capturas declaradas en las diferentes lonjas de la región de Murcia por las embarcaciones que componen esta flota se ha realizado a partir de la bibliografía disponible (García *et al.*, 1997) y de los registros oficiales del Servicio de Pesca Marítima de la Consejería de Agricultura y Agua de la Región de Murcia. Los datos de García *et al.* (1997) comprenden los años inmediatos, anteriores y posteriores, a la creación de la reserva marina, de 1993 a 1996, sin embargo no se obtuvieron mediante embarques, no hay una relación de las capturas por artes y no están recogidos los datos de las ventas en otras lonjas no murcianas o las ventas realizadas en pescaderías o restaurantes de la zona, por lo que concluimos que posiblemente estén infravalorados, sin embargo son el único registro de la actividad de la flota de Cabo de Palos antes de la entrada en vigor de las medidas de protección.

Los datos oficiales relativos a las características técnicas de la flota que pueden definir el esfuerzo de pesca, como son el número de buques, el arqueo total, la potencia de motor o la eslora, junto a otros parámetros tales como la antigüedad de la embarcación y el número de tripulantes, se han obtenido de los registros oficiales del Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino (www.mapa.es/es/pesca).

Los datos del incremento de la inflación anual en la región, que se han empleado para el cálculo de los rendimientos económicos de la pesca, se han obtenido del Instituto Nacional de Estadística (www.ine.es).

Como se ha comentado en el capítulo 1, la flota artesanal se caracteriza por la diversidad de artes que utiliza y por la alternancia estacional de los mismos. Por ello se describen los artes empleados por las embarcaciones de pesca de Cabo de Palos, consignando las características técnicas más importantes que afectan al esfuerzo de pesca (Colloca *et al.*, 2004; Tzanatos *et al.*, 2005, 2006). La tipificación de los artes y aparejos se ha realizado a partir de los muestreos y entrevistas realizadas con los patrones de las embarcaciones. Los parámetros determinados para cada tipo de arte son, en cada caso:

- Redes de enredo: denominación del arte y descripción, número de artes que posee cada embarcación, número de piezas que conforman cada arte, longitud útil de cada una de las piezas (m), altura de las piezas (m), luz de malla (cm y pases por 20 cm), especies objetivo del arte, estacionalidad y tiempo medio de pesca (h).

- Para las redes de enmalle: denominación del arte y descripción, número de dicho método de pesca que posee y utiliza cada embarcación, número de piezas que conforman cada arte, longitud útil de cada una de las piezas (en metros), altura de las piezas (m), luz de malla (en centímetros y pases por 20 cm), especies objetivo del arte, estacionalidad de su uso y tiempo medio de pesca, es decir, las horas que pasa dicho arte calado hasta que se procede a su recogida o halado.

- Palangre de fondo: descripción, longitud de cada palangre (m), número total de palangres por embarcación, número total de anzuelos, separación entre los mismos (m), tipo de cebo, estacionalidad y tiempo medio de pesca (h).

- Morunas y chirreteras: longitud de cada una de las partes que conforman el arte (m), altura (m), luz de malla (cm y pases por 20 cm), estacionalidad, especies objetivo y, al ser un arte fijo, se ha registrado la frecuencia (h) con que se retiran los peces retenidos dentro del copo.

- Cadufos: denominación y descripción, longitud total del arte (m), número total de cadufos por embarcación, separación entre los mismos (m), estacionalidad y frecuencia de halado (m).

2.3. Recogida, tratamiento y análisis de los datos

La elección de los barcos en los que se realizó el muestreo fue al azar, siempre y cuando el patrón estuviese conforme. En cada salida en barco se registró la localización del arte de pesca calado mediante el registro de la posición GPS (UTM, European Datum 1950 30 N) de la boya de cada uno de los extremos del arte, la longitud real del arte calado (a partir de entrevistas con el patrón), la fecha, el barco, el tiempo de pesca (desde que se caló el arte hasta que se procedió a su recogida) y la profundidad mínima, media y máxima en la que se encuentra el arte, obteniendo este dato a partir de la sonda del barco y luego verificándolo con la batimetría digital disponible (Tabla 2.2).

La toma de muestras biológicas se realizó a bordo de las embarcaciones. La duración media de la jornada de pesca, donde se procede a recoger el arte, y en su caso calar el del día siguiente, es de 8 horas, variando según el arte, las condiciones meteorológicas y las características de la embarcación. El registro de especies se realizó al ser liberado el pez del arte, se anotó la medida de la longitud total, en cm, y se procedió a su identificación taxonómica. Se midieron e identificaron todos los ejemplares capturados por los artes durante las salidas.

Tabla 2.2.

Resumen de las variables registradas en los embarques y encuestas.

Variables registradas en los muestreos	
Año	
Mes	
Día	
Hora de inicio del halado del arte	
Hora del final del halado del arte	
Nombre del barco	
Arte de pesca	Bonitolera (BON) Cadufo (CAD) Chirretera (CHI) Moruna gruesa (MOR) Palangre de fondo (PF) Red alta (RA) Red de nailon (RN) Trasmallo claro de roca (TCR) Trasmallo claro langosta (TCL) Trasmallo fino (TF)
Longitud real del arte de pesca (m)	
Longitud lineal efectiva del arte calado (m)	
Tiempo de pesca (h)	
Latitud y longitud de la boya del extremo inicial del arte calado. Y, X (inicio) (UTM ED1950 30 N)	
Latitud y longitud de la boya del extremo final del arte calado. Y, X (final) (UTM ED1950 30 N)	
Profundidad mínima (m)	A partir de la sonda de la embarcación

Variables registradas en los muestreos	
Profundidad máxima (m)	A partir de la sonda de la embarcación
Profundidad media (m)	A partir de la sonda de la embarcación
Especies capturadas	
Talla (longitud total en cm)	error: $\pm 0,5$ cm
Peso (en kg)	ecoCEN v1.00
Tipos de fondo, biocenosis dominantes:	Pradera de <i>Posidonia oceanica</i> (PO) Pradera de <i>Cymodocea nodosa</i> (Cy) Algas fotófilas infralitorales (AFI) Fondos rocosos (RO) Zona de arrecifes artificiales (AART) Fondos detríticos costeros (DC) Fondos detríticos enfangados (DE) Guijarros supra y mediolitorales (G) Fondos de Arena (AF) Fondos blandos muy contaminados (FBMC) Zona no estudiada (prof. superiores a 50 m) (M50)
Distancia al centro de la reserva marina (m) (DHOR)	
Distancia al puerto de Cabo de Palos (m) (DPTO)	

Las encuestas se realizaron semanalmente. Estas fueron contestadas de forma voluntaria por los pescadores, preferentemente se buscó al patrón de las embarcaciones para su realización. En estas se recoge la actividad pesquera diaria de los últimos 7 días. Los datos que se consignan son la fecha, el barco, el número y tipo de arte utilizado, su longitud real, el tiempo de calado, la posición de cada una de las boyas que delimita la longitud del arte en el mar o longitud lineal efectiva, la profundidad media, la fuerza del viento y la biomasa (kg) de las especies capturadas, incluyendo los posibles descartes.

A partir de los datos de captura obtenidos en cada embarque se generaron las matrices de datos de abundancia y biomasa totales capturadas por lance, así como la abundancia y biomasa por especie o grupos de especies mediante el programa ecoCEN v1.00 (Bayle *et al.*, 2001). Cuando no se dispuso de la relación talla-peso para una especie concreta, se utilizó la de la especie más próxima o de otra especie con la forma del cuerpo lo más similar posible (Bohnsack *et al.*, 1994; <http://www.fishbase.org>).

A las especies registradas se las ha clasificado en función de su dieta, ocupación del espacio, talla máxima, rango de profundidades en que habitan y categoría comercial, (Tabla 2.3).

Tabla 2.3. Criterios de clasificación de las especies de peces recogidas en las capturas.

a) Según la composición detallada de la dieta	
MCAR	Macrocarnívoros, peces que se alimentan de organismos móviles bentónicos y peces
PISC	Piscívoros estrictos. Peces que comen sólo peces
MINV	Peces que se alimentan principalmente de cangrejos, moluscos y otros invertebrados bentónicos móviles
SAND	Peces que comen principalmente invertebrados bentónicos en zonas arenoso-fangosas
DPLA	Peces que comen principalmente macro y micro-zooplancton durante el día
NPLA	Peces que comen principalmente macro y micro-zooplancton durante la noche
OMNI	Peces omnívoros que se alimentan de una variedad de organismos, incluidos animales y material vegetal en cantidades similares
MALG	Peces herbívoros que tienden a morder algas dejando intacta la porción basal
b) Según su categoría de ocupación espacial:	
1	Especies pelágicas erráticas, muy móviles y gregarias
2	Especies pelágicas relativamente sedentarias
3	Especies demersales, con movimientos verticales medios
4	Especies demersales, con movimientos verticales cortos
5	Especies demersales sedentarias
6	Especies crípticas muy sedentarias
c) Según la longitud máxima de los individuos:	
S	0–10 cm
MS	10–25cm
M	25–50 cm
L	>50 cm
d) Según el rango de profundidad en el que se encuentran:	
VS	0–10 m
S	10–25 m
M	25–50 m
D	50–100 m
VD	>100 m
e) Según su categoría comercial:	
Especies objetivo	Son objeto de una búsqueda activa por parte de los pescadores, varían entre artes y épocas; además, puede tratarse de especies capturadas en pequeñas cantidades pero con un elevado valor de mercado, o bien especies que no tienen un valor económico importante pero que, debido al volumen de las capturas, producen un beneficio
Especies acompañantes	Especies capturadas que no son objeto de una búsqueda activa por los pescadores. A pesar de que pueden no ser muy representativas por su número o biomasa, se venden aparte debido a su alto valor económico

e) Según su categoría comercial:

Morralla	Grupo multiespecífico constituido básicamente por especies de bajo valor comercial y/o especies de cierto valor comercial pero de talla pequeña o poco abundantes (García-Charton <i>et al.</i> , 2005, 2006, 2007). Su composición fundamental está formada por rascasas (<i>Scorpaena porcus</i> Linnaeus, 1758; <i>Scorpaena notata</i> Rafinesque, 1810 y <i>Scorpaena scrofa</i> Linnaeus, 1758) de pequeño tamaño, pequeños espáridos como brechas y pageles [<i>Pagellus erythrinus</i> (Linnaeus, 1758), <i>Pagellus bogaraveo</i> (Brünnich, 1768), <i>Pagrus pagrus</i> (Linnaeus, 1758)], sargos [<i>Diplodus vulgaris</i> (Geoffroy St. Hilaire, 1817), <i>Diplodus annularis</i> (Linnaeus, 1758), <i>Diplodus sargus</i> (Linnaeus, 1758)] y serránidos [(<i>Serranus scriba</i> (Linnaeus, 1758), <i>Serranus cabrilla</i> (Linnaeus, 1758)] entre otros, siendo mayor su talla en el caso del roqueo
Descarte	Especies capturadas que se devuelven al mar. Suelen ser especies de bajo valor comercial y/o especies de cierto valor comercial pero de talla pequeña y/o inferior a la legal, poco abundantes o dañados durante el proceso de pesca. Esta fracción es poco importante en el caso de la pesca artesanal, consecuencia de la selectividad de los artes

A partir de esta información se realizó un análisis de componentes principales (PCA, con PRIMER 6 (Plymouth Routines In Multivariate Ecological Research)) con el fin de agrupar a las distintas especies en grupos funcionales, y cuyo análisis más detallado y resultados se desarrollan en el capítulo III.

Por otra parte, se ha calculado un polígono para cada evento de pesca que varía en función del porcentaje de arte estirado. A partir de las posiciones de las boyas de inicio-fin del arte calado, registradas con el GPS, se obtuvo la longitud lineal efectiva del arte calado en el mar, la cual no puede ser nunca superior a la longitud real del arte y, con estos datos, se ha estimado la superficie cubierta por cada lance. Esta superficie queda encerrada por un polígono de forma rectangular con dos semicírculos en los extremos. Conviene establecer que dicho polígono no representa necesariamente el área de influencia de la pesca (que dependerá del tipo de hábitat, la movilidad de las especies, las corrientes, etc.) sino simplemente el área ocupada dentro de las celdas del *grid* y que permite cuantificar la superficie cubierta sobre las distintas biocenosis presentes en el mismo.

Cuando la longitud real del arte es igual a la distancia entre los puntos inicio-fin, el ancho del polígono es igual al ancho de la red (Fig. 2.4) (en nuestro caso se ha utilizado un valor de 3 cm para el ancho de red) y el radio (r) de los dos semicírculos de los extremos es la mitad de la anchura de la red.

A esta superficie se la denomina superficie de referencia (S_{ref}):

$$S_{ref} = l_1 * l_2 + \pi * r^2$$

Donde l_1 es la longitud lineal efectiva del arte calado, l_2 es el ancho de la red y r es el radio, que es la mitad del ancho de la red.

Esta superficie de referencia es corregida para su representación en el mapa. Cuando la distancia entre las boyas de inicio-fin es la misma que la longitud del arte, la superficie de referencia será igual a la superficie real (S_{real}).

$$S_{real} = y / l_1 * S_{ref}, \text{ donde } y \text{ es la longitud real del arte de pesca.}$$

y para su representación en el SIG se necesita el valor del radio del polígono (rp), que viene dado por la siguiente expresión (BIOMEX WP6-2004):

$$rp = \frac{-2l_1 \pm \sqrt{(2l_1)^2 + 4\pi S_{real}}}{2 S_{real}}$$

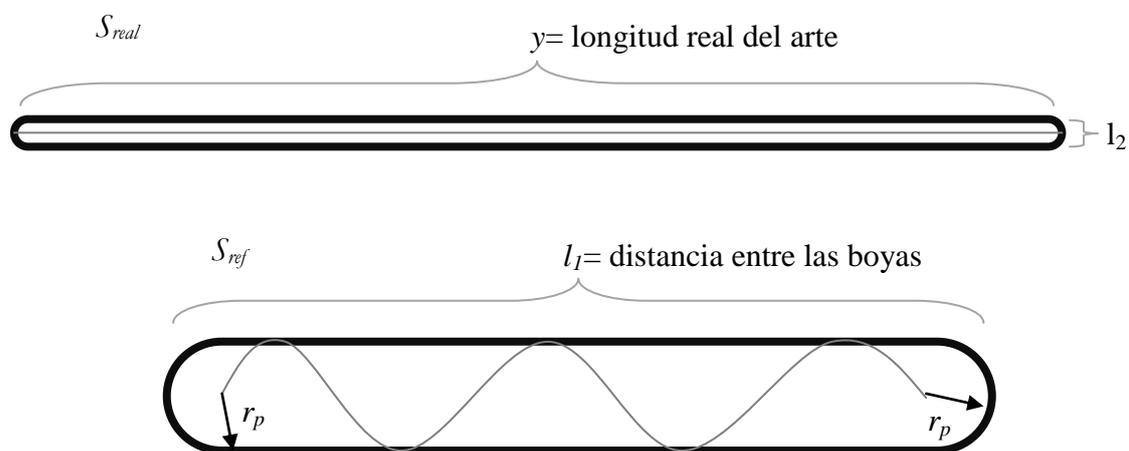


Figura. 2.4. Representación de la longitud y superficie estimada que ocupan los artes de pesca en su posición estirada (longitud real del arte) (arriba) y calada (longitud efectiva) (abajo).

La información obtenida para la flota, por embarcación (esfuerzo por arte y día, posición, número de lances, etc.) y por lance (metros de arte calado, capturas en kg por especie y CPUE), se organizó en la correspondiente base de datos y se integró en un

sistema de información geográfica (ArcGIS v.9.3), en el que previamente se incluyeron las capas de información relativas a las biocenosis (<http://www.cartomur.com>), la batimetría, el área de arrecifes artificiales y la superficie de la reserva parcial e integral, tanto de la configuración actual, como las configuraciones alternativas propuestas en el capítulo 5.

Para el ulterior procesado de la información se definió un grid de 1 km de lado, lo que supone un compromiso entre la resolución espacial y la longitud lineal efectiva media de los artes calados empleados por la flota (tabla 3.12). Sobre dicho *grid* se calculó el punto medio de cada lance de pesca, la distancia lineal efectiva del arte estirado, la superficie que ocupa (S_{real}) y la superficie de cada uno de los polígonos que conforman las biocenosis de la zona de estudio. A partir de ello se representó la distribución espacial de la flota y se calculó la densidad de la distribución espacial del esfuerzo, las capturas y CPUE para cada biocenosis y la distancia de cada lance a la reserva marina y al puerto de origen de cada embarcación. Para posteriores análisis, las distancias a la reserva marina se agruparon en clases de 2,5 km, aproximadamente el ancho de la reserva marina. Esta escala es aproximadamente la misma a la que se pueden detectar los efectos esperados por la protección (Goñi *et al.*, 2004; Murawski *et al.*, 2005; Harmelin-Vivien *et al.*, 2008; Pérez-Ruzafa *et al.*, 2008a)).

Las matrices generadas han servido de base para el estudio de los patrones en la distribución del esfuerzo pesquero, las capturas y las estrategias seguidas por la flota mediante los análisis descritos en los siguientes capítulos.

Capítulo III

La flota pesquera en la Región de Murcia. Características de la flota artesanal que faena en el entorno de la Reserva Marina de Cabo de Palos- Islas Hormigas (SO Mediterráneo)

3.1. Introducción

Según Eurostat (oficina de estadística de la Comisión Europea), la industria pesquera de la Unión Europea es la tercera del mundo en cuanto a capturas detrás de China y Perú, ascendiendo las descargas de pescado declaradas a 5,1 millones de toneladas en 2007. En sus costas existen 1.200 puertos y cerca de 400.000 trabajadores dependen de la pesca y de los empleos indirectos generados por esta actividad.

La presión sobre algunas poblaciones de interés pesquero es tan alta que los rendimientos decrecen y muchas pesquerías no serían viables de no estar subvencionadas (Pérez-Ruzafa, 2003). La Unión Europea, en el “*Libro Verde. Reforma de la Política Pesquera Común*”, publicado en 2009, señala que el 30% de las poblaciones de recursos marinos de interés pesquero sobre las que se tiene información se encuentran fuera de los niveles biológicos de seguridad, por lo que insta a los estados miembros a adoptar medidas para su recuperación y conservación, así como garantizar una explotación sostenible de los recursos.

España posee un área explotable para la pesca marítima de 862.459 km², que incluye la Zona Económica Exclusiva (ZEE) y la Zona de Protección Pesquera en el mar Mediterráneo (ZPP, Real Decreto 1315/1997 de 1 de agosto). Su flota pesquera, de unos 11.254 barcos en 2009 (<http://ec.europa.eu>), es la tercera en cuanto al número de embarcaciones (13,1%) por detrás de Grecia e Italia, sin embargo, es la mayor flota de la Unión Europea en términos de tonelaje bruto, con un valor aproximado de 451.629 GT (el 24% del total de la Unión Europea), casi el doble que la flota pesquera del Reino Unido que es la segunda flota de mayor tonelaje. Las embarcaciones que pueden ejercer la pesca profesional son aquellas que están registradas en la lista tercera según el Real Decreto 1027/1989 de 28 de julio, y están incluidas en el censo oficial de la flota operativa. El 80% de la flota pesquera española lo componen barcos con una eslora total igual o inferior a 12 metros que practican una pesca de bajura con artes de pesca, en su mayoría, tradicionales (también llamados artesanales o artes menores). Los empleos directos en España debidos al sector pesquero ascendieron en 2007 a 44.001 (FAO, 2007).

El Mediterráneo español comprende unos 4.100 km de costa. De ellos, aproximadamente 2.700 km se corresponden a la península y unos 1.400 a las islas Baleares (Secretaría General del Mar, 2009). La zona costera se extiende 200 millas

náuticas (370,4 km) mar adentro, delimitando la ZEE que constituye el Caladero Nacional Mediterráneo (CNM). A finales de 2008, operaban 3.337 pesqueros españoles dentro del CNM, organizados en distintas modalidades de pesca: artesanales (76%), arrastreros (13%), cerqueros (7%) y palangreros (4%), con una eslora media de 12,2 m (20,4 m los arrastreros, 17,5 m los barcos de cerco, 12,5 m los palangreros y 8,1 m los artesanales) y un arqueo total medio de 21,45 GT (*Gross Tonnage* o tonelaje bruto). En 2007, los buques españoles extrajeron en este caladero cerca de 120.000 toneladas de recursos marinos, que aportaron al producto interior bruto (PIB) español menos del 0,004%.

Las ayudas para la reconversión y modernización de la flota se han transformado, en buena parte, en un aumento de la capacidad de pesca de los buques. La falta de control en este punto, debido a una actitud pasiva de la administración, se traduce en un cierto falseamiento del censo de la flota, ya que pescadores (comunicación personal) en todos los puertos confirman una discrepancia entre la potencia declarada y la real, que en ciertos estudios se ha cuantificado en torno al 25% (Piniella *et al.*, 2007). El incremento de la potencia de los motores lo pueden emplear las embarcaciones para reducir los tiempos de llegada a los caladeros y al puerto (barcos artesanales, cerco y palangreros), pero también puede ocasionar graves daños sobre los fondos marinos en el caso del arrastre.

La flota pesquera de la Región de Murcia se enmarca dentro del caladero mediterráneo español. En Murcia se ha practicado históricamente una pesca de bajura con artes tradicionales. La región tiene unos 270 km de costa y en el año 2008 mantenía censadas 236 embarcaciones con licencia para ejercer la pesca profesional (<http://www.carm.es>), lo cual supone un 2% del total de la flota española y cerca del 7% de la flota española que faena en el Mediterráneo. La flota murciana está organizada en cuatro cofradías de pescadores que poseen lonja (Fig. 3.1), de norte a sur: San Pedro del Pinatar, Cartagena, Mazarrón y Águilas. Además, hay un quinto puerto pesquero sin lonja, situado entre San Pedro del Pinatar y Cartagena: Cabo de Palos.

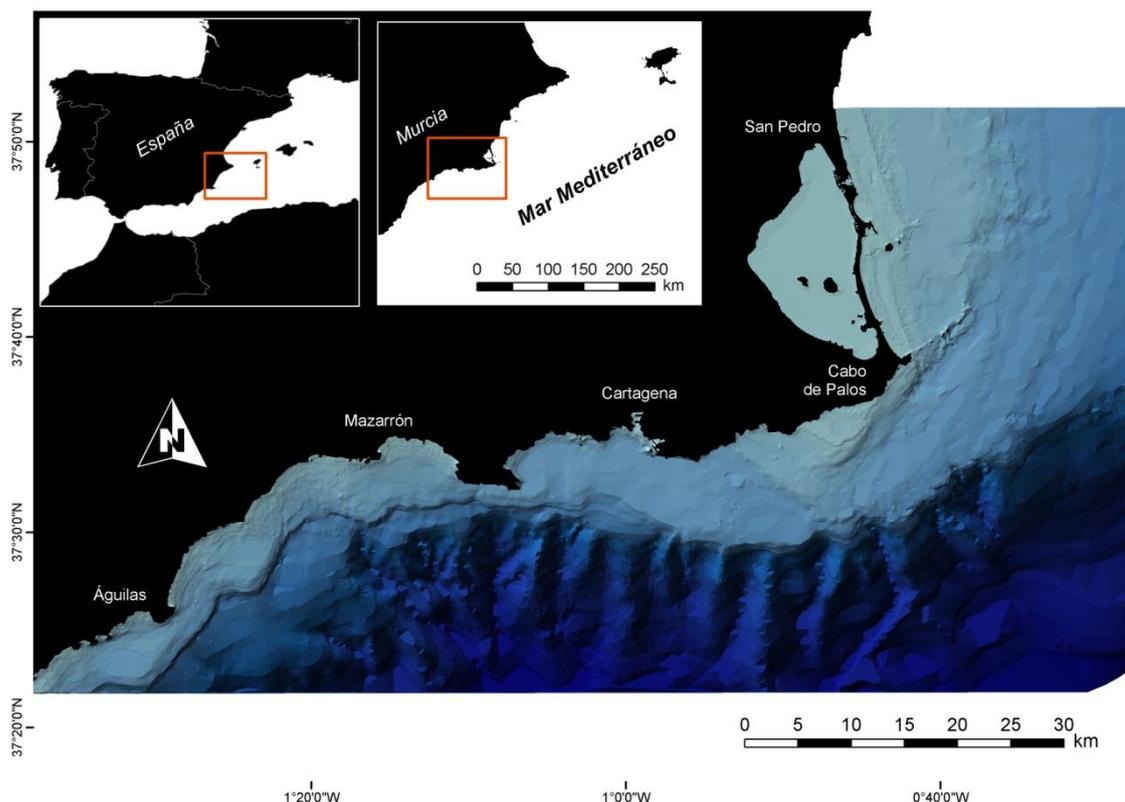


Figura 3.1. Localización de los puertos pesqueros de la región de Murcia.

Las embarcaciones habitualmente descargan sus capturas en el ámbito de la comunidad autónoma, en aquellos puertos con lonja. Predominan las embarcaciones artesanales, donde la diversidad de buques, métodos de pesca, dinámica temporal, toma de decisiones a corto plazo, así como el conocimiento tradicional que tienen los pescadores de su actividad y las especies, configuran una flota heterogénea y compleja (Fernández & Esteban, 2003; García-Rodríguez & Fernández, 2004; García-Rodríguez, 2006). Las otras modalidades de pesca que se practican en la región son la pesca de arrastre, el cerco y el palangre de superficie. En la Región de Murcia la pesca de arrastre tiene una época de paro biológico que se extiende desde el 1 de mayo al 30 de junio. En cuanto al cerco, existe un paro biológico en los meses de diciembre y enero.

La pesca de arrastre de fondo consiste en el arrastre de una gran red en forma de saco, que se mantiene abierta y pegada al sustrato gracias a dos puertas metálicas que se desplazan por la superficie del lecho marino. La red de arrastre captura todo lo que se encuentra a su paso, ya sean peces, invertebrados o cualquier otro organismo. Las puertas y cadenas metálicas, que se fijan a la parte inferior de la red para evitar que ésta

flote, provocan la destrucción del sustrato y las comunidades vegetales del fondo marino, con efectos que pueden llegar a ser irreversibles. El típico arrastrero mediterráneo utiliza una red de unos 2 metros de alto y 20 de ancho como mínimo, que suele barrer, en tan solo 3 horas, más de 100.000 metros cuadrados de fondo marino. Realiza sus operaciones sobre la plataforma y el talud continental, en un rango de profundidad de 50 a 700 metros.

Las principales especies desembarcadas en los arrastres practicados en las aguas de la Región de Murcia son: entre los peces, la bacaladilla [*Micromesistius poutassou* (Risso, 1827)], el salmonete de roca (*Mullus surmuletus* Linnaeus, 1758), el salmonete de fango (*Mullus barbatus* Linnaeus, 1758), la merluza [*Merluccius merluccius* (Linnaeus 1758)], el besugo [*Pagellus bogaraveo* (Brünnich, 1768); *Pagellus acarne* (Risso, 1827)], el rape (*Lophius* spp. Artedi, 1758) y el lenguado [*Solea solea* (Linnaeus, 1758)]; y entre los crustáceos y moluscos, la gamba [*Aristeus antennatus* (Risso, 1816)] y el pulpo (*Octopus vulgaris* Cuvier, 1797; *Eledone cirrhosa* Lamarck, 1798). No obstante, es una pesquería multiespecífica que genera un gran volumen de descartes (especies o individuos que no superan el tamaño legal para su venta, que exceden la cuota establecida por cada barco, que tienen escaso valor comercial, que son dañados durante el proceso de pesca, etc.).

La pesca de arrastre tiene ciertas limitaciones a la hora de llevar a cabo su actividad, como es la prohibición de arrastrar el arte por encima de los 50 m de profundidad, para evitar la agresión sobre los fondos donde crecen gran cantidad de algas, fanerógamas marinas y otros organismos, ya que el arte está en contacto directo con el fondo marino y cada vez se usan artes que escarban más en el lodo. Esta limitación de profundidad no siempre es cumplida por las embarcaciones, que aprovechan arrastres más someros con la idea de obtener unas mejores capturas y por tanto mayores beneficios.

El caladero más cercano al cabo de Palos está situado al sur de isla Grosa, frente a la Manga del Mar Menor, y hay otro al sureste del cabo de Palos (El canto de Cabo de Palos), a más de 10 km de distancia, donde finaliza la plataforma continental (Fig. 3.1). Existen importantes diferencias en las áreas de pesca en cuanto a la profundidad a la que operan los arrastreros. Al norte de Cabo de Palos la plataforma continental es muy ancha, la mayoría de los lances efectuados en la zona de estudio van dirigidos a capturar pulpo y salmonete en zonas poco profundas cercanas a costa, desde Cabo de Palos a la

punta de la Horadada (Alicante), obteniéndose en este caladero los mejores rendimientos (CPUE) regionales para estas especies. Otro caladero cercano importante es el situado entre cala Cerrada (Cartagena) y el cabo de Palos. Este último es estrecho, en consonancia con la plataforma continental, y la mayoría de los barcos que lo explotan proceden del puerto de Cartagena. Los caladeros anteriores se ubican en profundidades de 40 a 100 metros. Por el contrario, los lances efectuados a mayor profundidad están dirigidos a la captura de gamba roja. El caladero de gamba se ubica en la zona del talud continental, la explotación se realiza en fondos arenosos o areno-fangosos y en un rango batimétrico amplio, entre los 250 y 700 metros de profundidad. Por otra parte, los caladeros de merluza más próximos se sitúan frente a Calblanque, a profundidades superiores a los 200 metros (Martinez *et al.*, 2007). Hay que señalar que, frente a Calblanque, al sur del cabo de Palos, se encuentran varios campos de arrecifes antiarrastre cuyo objetivo es proteger la pradera de *Posidonia oceanica*.

El arrastre es una pesquería muy agresiva, donde se descarta un elevado porcentaje de la captura, produciendo impactos sobre las poblaciones de juveniles de diversas especies, además de destruir las comunidades bentónicas por las que pasan, afectando a hábitats importantes para las funciones biológicas (como refugio, alimento o reproducción) de multitud de organismos. Actualmente, en la mayor parte de los fondos Mediterráneos donde se ejerce este tipo de pesca, los recursos marinos se encuentran en una situación definida por la FAO como totalmente explotada o claramente sobreexplotada (Oliver, 1983, 1988; Caddy & Oliver, 1996; Farrugio & Papaconstantinou, 1998).

La pesca con arte de cerco, o "traíña", trabaja en la superficie y concentra por medio de luces los cardúmenes de pescado. Se trata de un rectángulo de red que se estrecha hacia sus extremos denominados puños o "cuas", en su parte superior lleva una cuerda o relinga con corchos que sirven para mantenerlo a flote y en su parte inferior otra relinga fuertemente lastrada con plomos de la que penden unas "rabizas" (pequeños trozos de cabo de unos 40 cm de longitud) con unas argollas de unos 15 cm de diámetro, por las que pasa un cabo grueso lastrado denominado "corredera" que sirve para estrangular el arte por la parte inferior, encerrando de este modo el banco de peces en su interior. La pieza sólo actúa en la columna de agua que es capaz de abarcar, tiene una longitud máxima de 330 m de diámetro y 80 m de altura y la profundidad mínima

estipulada por la ley en que puede faenar es de 35 m. Para realizar la maniobra, los barcos de cerco emplean una embarcación auxiliar de pequeñas dimensiones (unos 4 m de eslora, aproximadamente) que llevan arrastrando por la popa y que se utiliza para concentrar los bancos de pescado atraídos por la luz de unas potentes lámparas.

Al centrar su objetivo en peces pelágicos migratorios, las capturas son más irregulares. Se trata de una pesquería más inestable y menos rentable que la de arrastre, pero sus consecuencias para el ecosistema marino no son tan graves. Los buques deben estar equipados para almacenar la captura en frío hasta la llegada a puerto, al igual que en la pesca de arrastre. En general, las principales especies objetivo de la flota de cerco son la sardina [*Sardina pilchardus* (Walbaum, 1792)] y la anchoa [*Engraulis encrasicolus* (Linnaeus, 1758)], aunque ocasionalmente se desembarcan otras especies de bajo valor comercial, como el jurel (*Trachurus* spp. Rafinesque, 1810), la boga [*Boopos boops* (Linnaeus, 1758)] y la alacha (*Sardinella aurita* Valenciennes 1847). Esta flota no tiene caladeros fijos y faena largos periodos de tiempo en otras provincias. El caladero más frecuentado y próximo a Cabo de Palos se encuentra frente a la desembocadura del río Segura, 40 km al norte de isla Grosa.

Por otro lado, la flota de palangre de superficie opera en mar abierto lejos de la costa y puede pasar varios días sin tocar puerto. Sus especies objetivo son pelágicas de gran tamaño, capturadas en sus rutas migratorias, como por ejemplo el pez espada (*Xiphias gladius* Linnaeus, 1758) o el atún rojo [*Thunnus thynnus* (Linnaeus, 1758)].

La pesca artesanal o de artes menores representa la modalidad de pesca más extendida, se emplean múltiples artes de pesca que se rotan temporalmente y trabaja en un rango de profundidades considerablemente inferior que las anteriores, aunque puede haber conflicto con los arrastreros por los caladeros.

Además de éstas, la pesca recreativa desde embarcación ejerce una presión importante durante todo el año, con una marcada intensificación estacional (Semana Santa y verano). Esta actividad se practica, en la zona de estudio, en el exterior de la zona de protección, solapándose con el área que ocupa la flota artesanal. A partir de estimas realizadas, teniendo en cuenta el número de embarcaciones de pesca recreativa observadas y los datos de entrevistas con pescadores de la zona sobre el promedio de capturas, la biomasa desembarcada se aproxima a la declarada por las embarcaciones artesanales (Esparza-Alaminos *et al.*, en prep.). Estas capturas no siempre son para

consumo propio sino que en algunos casos también son vendidas, convirtiéndose en una actividad pseudoprofesional. La ausencia de un control sobre estas actividades extractivas y comerciales puede estar teniendo repercusiones negativas sobre la economía local y sobre los efectos ecológico-pesqueros esperados de la protección en la zona.

Con respecto a las capturas, la flota pesquera de la región de Murcia desembarcó, en conjunto, 3.104 toneladas en el año 2009. La aparente estabilidad de las capturas totales en los últimos años, no obstante, resulta altamente engañosa. Dicho valor depende del estado de las poblaciones explotadas y del esfuerzo dedicado a la pesca, no apareciendo estos datos registrados adecuadamente en las estadísticas oficiales. Si tenemos en cuenta dicho esfuerzo, la potencia y tonelaje de las embarcaciones han aumentado de manera significativa en dichos años. Como resultado, las capturas por unidad de esfuerzo (ya sea medido como potencia de los motores o como tonelaje de registro bruto, TRB) han venido disminuyendo de manera continuada y en la última década se ha sobrepasado el punto de inflexión que determina la sostenibilidad de la explotación (Pérez-Ruzafa, 2003).

Debido al fracaso de las medidas tradicionales de gestión y a los escasos estudios existentes sobre la flota pesquera, en especial en la Región de Murcia, el conocimiento de la situación y las tendencias de la pesca y los recursos pesqueros, incluyendo los aspectos socioeconómicos, es fundamental para una eficiente gestión y una ordenación responsable de esta actividad. Esto es necesario, tanto en el plano nacional como autonómico, para la protección y conservación de la biodiversidad, el mantenimiento de la seguridad alimentaria, así como para definir los beneficios sociales y económicos de la pesca. Además, esta información es esencial para evaluar la validez de las políticas pesqueras y de ordenación del territorio en el espacio litoral.

Frente a la sobreexplotación de los caladeros y la destrucción del hábitat provocadas por flotas como la de arrastre, la pesca artesanal aparece como una alternativa para gestionar adecuadamente los recursos litorales y evitar los riesgos de sobreexplotación (García-Rodríguez *et al.*, 2006). Los desembarques de la pesca artesanal en el Mediterráneo español son de poca importancia cuando se comparan con los del arrastre o cerco, sin embargo sus gastos también lo son, lo que la convierte en una flota competitiva (Silva *et al.*, 2002; McClanahan *et al.*, 2009). La complejidad de la pesca

artesanal (multiespecífica y multiartesanal) queda reflejada en los embarques, diarios de a bordo y en las encuestas que se han realizado, por lo que se debe hacer un esfuerzo para describir adecuadamente esta actividad. La comprensión de la tipología de la pesca artesanal podría facilitar los procedimientos de estimación del esfuerzo de pesca y de los índices de abundancia específica basados en la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) (Jiménez *et al.*, 2004).

En el presente capítulo se pretende describir la flota pesquera murciana, con especial detalle sobre la actividad pesquera artesanal que se realiza en torno a la reserva marina de Cabo de Palos-Islas Hormigas, como ejemplo de una pesquería artesanal típica del Mediterráneo. Específicamente, se han descrito los barcos, métodos de pesca y composición de la captura, contribuyendo a la generación de conocimiento sobre la pesca artesanal, algo esencial para la gestión de esta actividad y los recursos que explota.

3.2. Material y métodos

En el presente capítulo se ha llevado a cabo un análisis estadístico descriptivo de la flota pesquera censada y en activo de la Región de Murcia, en su conjunto y para cada modalidad de pesca, con especial atención al sector artesanal, que es el argumento central de la presente tesis. Para ello se han utilizado los datos correspondientes al año 2008.

Por otra parte, se ha realizado una recopilación bibliográfica de los registros de ventas en las distintas lonjas de la Región para obtener el número de barcos censados en cada uno de los puertos, así como el de los trabajadores directos del sector pesquero, remontándonos hasta 1961, obteniendo la relación de trabajadores por barco y su evolución a lo largo de 47 años. Un registro más detallado de la flota pesquera, clasificada por modalidad de pesca, se ha recopilado de los archivos del Servicio de Pesca de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia (CARM), estando en este caso la información disponible desde el año 1992.

Los datos referentes a las ayudas de la Unión Europea (Política Pesquera Común) destinadas al sector pesquero se han obtenido de la web de la Comisión Europea (<http://ec.europa.eu/>) y <http://fishsubsidy.org/>.

A partir del registro de las embarcaciones obtenido en el Servicio de Pesca de la CARM, se ha realizado una consulta por nombre en el censo de la flota pesquera

operativa (Lista 3ª del registro general de buques activos a fecha 31 de diciembre de cada año) del Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino (MARM), disponible en su página web (<http://www.mapa.es/es/pesca/pags/flota/censo.htm>), donde se han extraído las siguientes variables de las embarcaciones murcianas en activo que han descargado y vendido las capturas en las lonjas de la región: año de construcción del buque, eslora total (m), potencia de motor (kW), arqueo y tonelaje de la embarcación (GT).

A partir de las variables anteriores se creó una matriz de datos que se normalizaron mediante su raíz cuadrada. A partir de ella se construyó una matriz de disimilitud de Bray-Curtis, en base a la cual se realizó una ordenación multivariante (Nonmetric Multidimensional Scaling, nMDS) para ilustrar los patrones de composición de la flota pesquera en cuanto a las características técnicas de las embarcaciones.

Para someter a prueba la hipótesis nula de que no existen diferencias en las características técnicas de las embarcaciones entre modalidades de pesca y entre cofradías se realizó un análisis de la varianza, con base en permutaciones (PERMANOVA+ β 3 (Anderson, 2001a, 2001b)) con un diseño ortogonal de dos factores fijos. Los barcos que forman la flota artesanal del puerto de Cabo de Palos no están organizados en una cofradía propia, sino que 7 están censados en Cartagena y uno en San Pedro. Para incluirlos como una unidad organizativa dentro del análisis, se utilizó un PERMANOVA de un factor fijo (puerto) para testar la hipótesis nula de que no existen diferencias significativas en las características de la flota artesanal entre puertos. En todos los casos el nivel de significación establecido es de $P \leq 0,05$.

Para un análisis descriptivo más detallado de la flota artesanal que faena en el área de Cabo de Palos se amplió la lista de variables de esta actividad, a partir de los embarques y entrevistas realizadas a los pescadores de este lugar. Estas nuevas variables son: número de tripulantes por buque, número de artes empleados en un año, días trabajados anualmente, duración media de las salidas, y distancia de los puntos de pesca a la reserva marina y al puerto. Los artes que emplean las embarcaciones artesanales se han descrito registrando sus características físicas, procedimiento de pesca, estacionalidad, especies objetivo, tipo de fondo, rango y tiempo de calado.

Los datos de capturas por embarcación para la flota artesanal de Cabo de Palos se han obtenido de tres fuentes: (1) anteriormente a 1999 sólo se dispone de los datos que

se corresponden al periodo 1993-1996, periodo pre-protección, publicados por García *et al.* (1997); (2) en el Servicio de Pesca de la CARM se obtuvieron los datos desde 1999 hasta 2008; (3) desde 2005 a 2008 los datos de capturas por embarcación se han colectado, en el marco de la presente investigación y de los proyectos BIOMEX (*Assessment of biomass export from marine protected areas and its impacts on fisheries in the Western Mediterranean sea*) (Contract Q5RS-2002-00891, EU 5° FM), EMPAFISH (*European marine protected areas as tools for fisheries management and conservation*) (Contract 006539, EU 6° FM) y AMPAMED (*Le rôle des aires marines protégées dans la gestion durable d'activités économiques, telles que la pêche artisanale et le tourisme, en harmonie avec l'identité culturelle des régions de Méditerranée occidentale*) (Interreg IIIB MEDOCC), a partir de embarques y encuestas realizados con una periodicidad media de 14 días, gracias a los cuales ha sido posible describir la composición de la captura por arte.

A partir de la matriz de especies identificadas taxonómicamente en los muestreos y clasificadas según diversos criterios (ver la Tabla 2.3, página 33), se realizó un análisis de componentes principales sobre la matriz de similitud no transformada de Bray-Curtis. Posteriormente, se seleccionaron las variables de mayor *eigenvalue*. A continuación se realizó un análisis de conglomerados jerárquico sobre la matriz de similitud no transformada de Bray-Curtis, y el método de vinculación promedio entre grupos (*average linkage method*). A partir del dendrograma resultante se definieron como grupos funcionales de estudio aquellos con un porcentaje de similitud mayor al 95%.

3.3. Resultados

3.3.1. Estudio descriptivo y estadístico de la flota de pesca murciana

La tendencia general para toda la flota ha sido de un incremento en el número de embarcaciones desde la década de 1960 hasta la primera mitad de los años 1990, disminuyendo después hasta la actualidad (Fig. 3.2).

El número de trabajadores de la pesca, por su parte, ha disminuido de forma materialmente constante desde 1969 hasta el año 2005, ajustándose a un modelo lineal ($R^2= 0,88$). En 1961 el ratio de trabajadores por barco era de 7, en 2006 fue de 1,9, mientras que en 2008 el ratio se situó en 2,5 tripulantes por embarcación. El Servicio de Acuicultura y Pesca de la Consejería de Agricultura y Agua de la Región de Murcia cuantifica en 581 los trabajadores de esta actividad en la actualidad (Fig. 3.2).

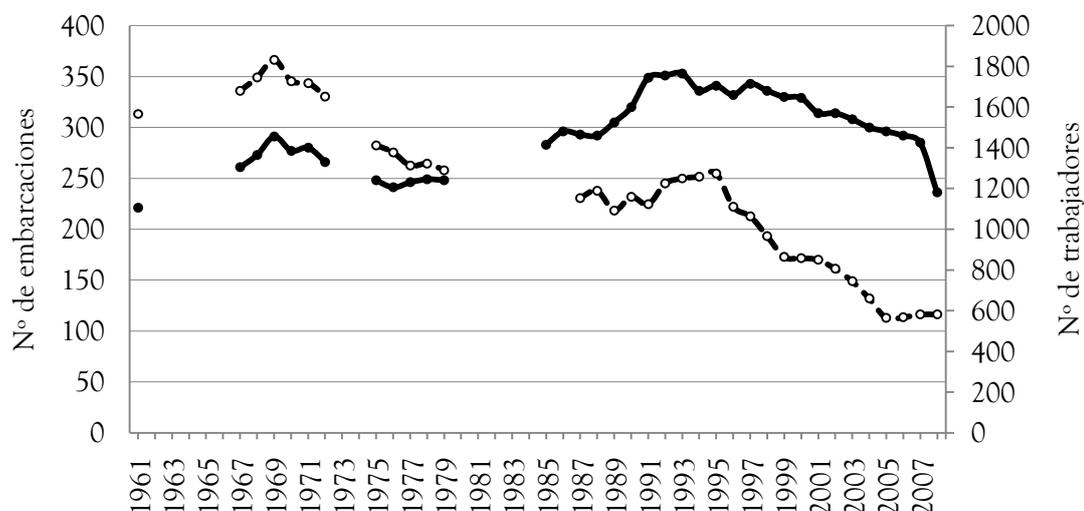


Figura 3.2. Número de embarcaciones (línea negra) y pescadores (línea punteada) censados en la Región de Murcia desde 1961 a 2008.

A finales de 2008, la flota pesquera profesional en Murcia comprendía 236 embarcaciones distribuidas en 4 cofradías de pescadores (San Pedro del Pinatar, Cartagena, Mazarrón y Águilas) y 5 puertos (San Pedro, Cabo de Palos, Cartagena, Mazarrón y Águilas). Cada puerto presenta una composición diferente de embarcaciones pesqueras, siendo la modalidad de pesca artesanal la más abundante en todos ellos, con 171 barcos en total, seguida por la flota de arrastre con 33, la de cerco con 24 y 8 embarcaciones dedicadas al palangre de superficie (Tabla 3.1).

Tabla 3.1.

Flota pesquera en la Región de Murcia en 2008. Número de barcos por puerto, capturas declaradas en lonja (en toneladas), beneficio económico obtenido de su venta (en euros), capturas e ingresos por barco y valor medio por kilogramo de la captura.

Modalidad de pesca	San Pedro	Cabo de Palos	Cartagena	Mazarrón	Águilas	Total
Artesanal						
Barcos	67	8	37	22	37	171
Captura (t)	255,7	33,9	97,3	58,8	97,2	543
Euros	1.866.608	289.036	483.509	233.004	571.095	3.443.252
t/barco	3,8	4,2	2,6	2,7	2,6	3,2
€/ barco	27.860	36.130	13.068	10.591	15.435	20.136
€/ kg	7,3	8,5	5,0	4,0	5,9	6,3
Arrastre						
Barcos	1		11	9	12	33
Captura (t)	0,5		324,4	195,6	181,1	702
Euros	2.442		2.101.395	1.162.444	1.783.467	5.049.748
t/barco	0,5		29,5	21,7	15,1	21,3
€/ barco	2442		191.036	129.160	148.622	153.023

Modalidad de pesca	San Pedro	Cabo de Palos	Cartagena	Mazarrón	Águilas	Total
€/ kg	4,5		6,5	5,9	9,8	7,2
Cerco						
Barcos	3		4	13	4	24
Captura (t)	203,3		38,4	802,6	269,2	1314
Euros	181.445		45.992	554.329	327.158	1.108.924
t/barco	67,8		9,6	61,7	67,3	54,7
€/ barco	60.482		11.498	42.640	81.789	46.205
€/ kg	0,9		1,2	0,7	1,2	0,8
Palangre						
Barcos	1		4	0	3	8
Captura (t)	5,0		171,8	1,2*	26,0	204
Euros	30.355		935.988	9.570*	196.809	1.172.722
t/barco	5,0		43,0	0,0	8,7	25,5
€/ barco	30.355		233.997	0	65.603	146.590
€/ kg	6,1		5,4	7,7*	7,6	5,7
Almadraba (Azohía)						
Captura (t)				265,9		265,9
Euros				450.457		450.457
€/ kg				1,7		1,7
Total						
Barcos	72	8	56	44	56	236
Captura (t)	464,6	33,9	631,9	1324,1	573,5	3028
Euros	2.080.850	289.036	3.566.884	2.409.805	2.878.529	11.225.104
t/barco	6,5	4,2	11,3	30,1	10,2	12,8
€/ barco	28.901	36.129	63.694	54.768	51.402	47.564
€/ kg	4,5	8,5	5,6	1,8	5,0	3,7

[* Capturas desembarcadas por palangreros en el puerto de Mazarrón procedentes de embarcaciones que no están censadas en dicho puerto].

A pesar de la reducción de la flota pesquera, el porcentaje de barcos que se dedican a la pesca artesanal en la Región de Murcia se ha visto ligeramente incrementado y mantenido en los últimos años (65,46% en 1992, 70,08% en 1995, 71,21% en 1999, 75,43% en 2007 y 72,76% en 2008) (Fig. 3.3). Dicho incremento porcentual se debe a la disminución de las flotas de arrastre (de 51 barcos en 1994 a 33 en 2008) y cerco (de 51 en 1997 a 24 en 2008).

El puerto de San Pedro del Pinatar es el que cuenta con un porcentaje mayor de embarcaciones dedicadas a la pesca artesanal, con 67 buques censados (39,18% del total de las embarcaciones de artes menores). Los puertos de Águilas, Mazarrón y Cartagena presentan una distribución más homogénea de la flota, acaparando el arrastre en torno al 14% del total de la flota. El palangre, tanto de fondo como de superficie, posee escasa relevancia, mientras que más de la mitad de la flota de cerco (13 embarcaciones) está censada en el puerto de Mazarrón (Tabla 3.1).

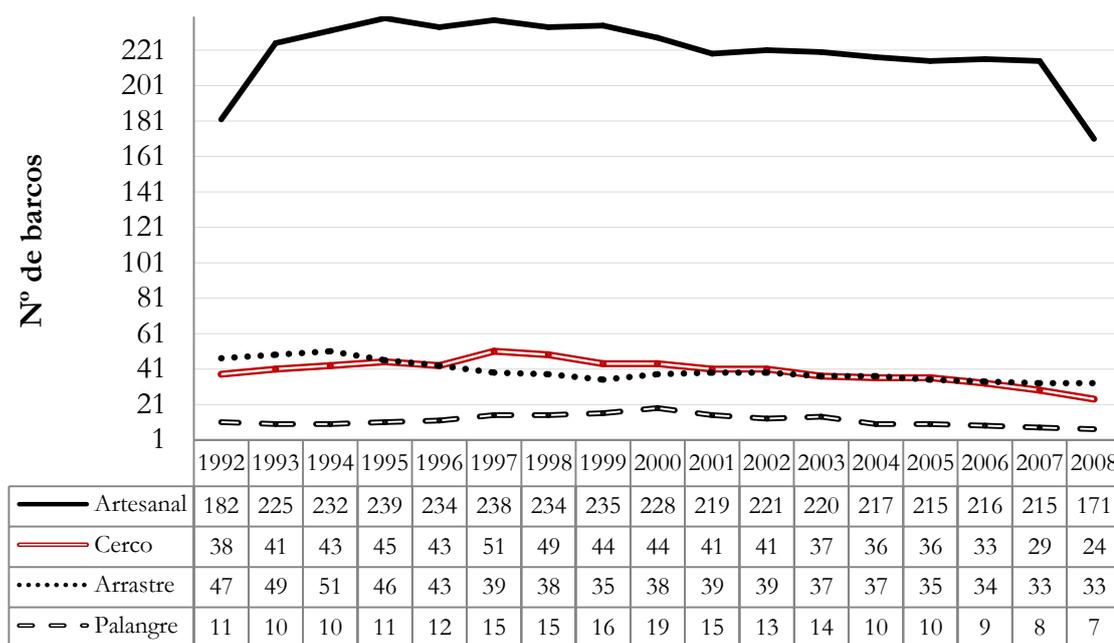


Figura 3.3. Evolución de la flota pesquera (número de embarcaciones censadas) en la Región de Murcia por modalidad de pesca desde 1992 a 2008.

Águilas es la cofradía que mayor reducción de su flota ha experimentado, de 99 barcos censados en 1994 a 70 embarcaciones en 2006 (Tabla 3.2), recibiendo en este periodo un total de 1.943.360 € para el desguace de barcos (las mayores ayudas por cofradía para la región), 1.512.642 € para la modernización de los buques y 2.642.946 € para la construcción de nuevas embarcaciones de pesca (Tabla 3.3). La variación en el número de barcos por modalidad de pesca en la cofradía de Águilas muestra que la flota de cerco es la que más ha disminuido (con 11 unidades), seguida por la de artes menores (7 embarcaciones menos), pesca de arrastre (6 barcos desguazados) y, finalmente, la modalidad de palangre de superficie que perdió 5 embarcaciones.

En Cartagena, las ayudas destinadas a la construcción de nuevos barcos de pesca (3.813.660 €), modernización de la flota (751.350 €) y desguace de embarcaciones (938.568 €) entre los años 1995 y 2006 fueron destinadas a 20 barcos de pesca, de los cuales 15 tienen una eslora superior a los 20 metros y los otros cinco una eslora superior a 12 metros, Las embarcaciones artesanales han sido las que más han disminuido en número (14 unidades), el cerco y el palangre redujeron los efectivos en 1 y 3 barcos respectivamente, mientras que hubo un aumento de 3 embarcaciones dedicadas a la pesca con el palangre de superficie.

Las embarcaciones pertenecientes a la cofradía de Mazarrón recibieron ayudas por 1.613.191 € para el desguace de barcos durante el mismo periodo (1994 a 2006), 1.626.233 € para la modernización de la flota de pesca y 2.515.892 € para la construcción de nuevos barcos pesqueros. En total disminuyó la flota de arrastre en 8 unidades y aumentaron con 2 embarcaciones artesanales y otras 2 de cerco.

La cofradía de San Pedro es la única que aumentó el número de sus embarcaciones de pesca (4 barcos) entre el periodo de 1994 a 2006, aunque en 2008 perdió 24 barcos, 22 de ellos dedicados a la pesca artesanal. San Pedro es la cofradía que menos ayudas ha recibido, a pesar de ser la que mayor número de embarcaciones censadas tiene, la mayoría de las cuales son artesanales. Actualmente sólo posee un arrastrero, 3 cerqueros y 73 embarcaciones artesanales. En total, en San Pedro y durante 1994 a 2006, se destinaron 758.794 € para la construcción de nuevos buques, 209.947 € para la modernización de la flota y 409.023 € para el desguace de embarcaciones.

Tabla 3.2.
Evolución del número de barcos de la flota de la Región de Murcia por cofradía desde 1992 a 2008.
Arr: arrastre, Cer: cerco, Art: artesanal, Pal: palangre de superficie

Año	San Pedro				Cartagena				Mazarrón				Águilas			
	Arr	Cer	Art	Pal	Arr	Cer	Art	Pal	Arr	Cer	Art	Pal	Arr	Cer	Art	Pal
1992	0	1	49	0	13	7	57	3	13	15	28	0	21	15	48	8
1993	0	5	84	0	13	7	58	2	16	14	31	0	20	15	52	8
1994	1	6	90	0	13	7	58	2	15	14	31	0	22	16	53	8
1995	1	7	89	0	12	7	62	2	13	15	31	0	20	16	57	9
1996	1	9	89	0	11	7	59	3	13	14	30	0	18	13	56	9
1997	1	10	87	0	13	8	58	3	7	22	37	0	18	11	56	12
1998	1	8	86	0	13	8	57	4	6	22	35	0	18	11	56	11
1999	1	7	86	0	10	7	57	5	7	19	35	0	17	11	57	11
2000	1	8	98	1	10	6	50	7	8	19	33	0	19	11	47	11
2001	1	7	96	1	11	5	42	6	9	18	32	0	18	11	49	8
2002	1	7	97	1	11	6	41	6	9	17	32	0	18	11	51	6
2003	1	7	97	1	10	6	40	5	8	16	33	0	18	8	50	8
2004	1	7	94	1	11	6	43	5	8	16	33	0	17	7	47	4
2005	1	7	94	1	11	6	40	5	9	16	33	0	14	7	48	4
2006	1	6	93	1	10	6	44	5	7	16	33	0	16	5	46	3
2007	1	4	92	1	10	6	47	4	9	14	33	0	13	5	43	3
2008	1	3	68	1	11	4	44	4	9	13	22	0	12	4	37	3

Tabla 3.3.

Ayudas de la Unión Europea (€) recibidas por las cofradías de la Región de Murcia para la nueva construcción de buques, modernización de los barcos pesqueros y desguace de embarcaciones desde 1994 a 2006. AG: Águilas, CT: Cartagena, MZ: Mazarrón, SP: San Pedro del Pinatar.

Cofradía	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	Total	
Nueva construcción	AG	107.082	0	106.136	392.828	0	103.434	0	938.238	282.502	10.400	702.326	0	0	2.642.946
	CT	0	255.313	1.375.447	376.964	0	705.083	126.920	0	666.534	0	307.400	0	0	3.813.660
	CP	0	0	0	81.194	0	0	0	0	0	0	0	0	0	81.194
	MZ	267.595	0	0	272.071	0	0	294.238	547.285	743.854	256.952	133.896	0	0	2.515.892
	SP	0	0	0	0	0	87.637	0	148.340	240.835	23.059	258.923	0	0	758.794
	Total	374.677	255.313	1.481.583	1.123.056	0	896.153	421.157	1.633.863	1.933.725	290.411	1.402.546	0	0	9.812.485
Modernización	AG	0	129.966	144.545	143.167	219.383	45.798	47.711	203.958	167.793	201.530	92.675	26.452	89.662	1.512.642
	CT	0	35.803	68.185	46.260	34.870	59.354	0	58.516	23.259	8.165	128.378	175.822	112.739	751.350
	MZ	20.555	188.577	183.415	121.393	165.161	103.250	60.461	176.369	196.766	207.400	111.821	34.322	56.743	1.626.233
	SP	3.747	31.857	36.338	0	18.508	8.080	5.375	31.589	13.742	2.728	3.860	49.462	4.662	209.947
	Total	24.302	386.203	432.483	310.819	437.922	216.483	113.547	470.431	401.561	419.823	336.734	286.058	263.806	4.100.172
Desguace	AG	235.059	0	171.921	522.218	0	0	0	235.360	0	0	0	778.802	1.943.360	
	CT	0	498.321	0	0	0	0	109.844	0	0	0	67.804	262.600	938.568	
	MZ	0	0	0	110.613	0	0	0	198.632	329.614	253.328	0	131.761	589.243	
	SP	0	0	0	0	0	0	0	63.573	0	0	0	345.450	409.023	
	Total	235.059	498.321	171.921	632.831	0	0	0	308.475	628.547	253.328	0	199.565	1.976.095	4.904.142
Total	634.039	1.139.837	2.085.988	2.066.707	437.922	1.112.636	534.704	2.412.770	2.963.832	963.561	1.739.279	485.623	2.239.901	18.816.799	

Las capturas desembarcadas y declaradas en 2008 en la Región de Murcia supusieron, en conjunto, 3.028 toneladas. El principal aporte provino de la flota de cerco (1.314 t), seguido por la de arrastre (702 t), artesanal (543 t), almadraba (266 t) y palangre de superficie (204 t). De esto se concluye que la flota artesanal es la que menos biomasa extrae por barco y año (3,2 t/barco*año), superada por la de arrastre (21,3 t/barco*año) y palangre de superficie (25,5 t/barco*año), siendo la flota de cerco la que extrae más biomasa por barco y año (54,7 t/barco*año) (Tabla 3.1). En el año 2008, la flota de arrastre obtuvo como ingresos brutos más de 5 millones de euros, seguida por la artesanal con casi 3,5 millones de euros, palangre de superficie con cerca de 1,2 millones de euros, cerco con 1,1 millones y la almadraba que obtuvo 0,45 millones de euros.

Los mayores beneficios relativos obtenidos por la venta en lonja de la captura los realiza la flota de arrastre, tanto considerando el conjunto, como los beneficios por barco. Los ingresos por barco superan los 150.000 € al año para la flota de arrastre, por su parte, la flota de palangre de superficie alcanza los 146.590 € anuales por embarcación, la de cerco supera los 46.200 € anuales por barco, mientras que la artesanal ronda los 20.100 €.

Por puerto, dentro de la modalidad de pesca artesanal, la flota de Cabo de Palos es la que mayores ingresos brutos obtiene por barco (36.130 € al año por embarcación), siendo la de Mazarrón la que menores rendimientos de la actividad consigue por barco (10.591 € anuales por embarcación). El valor de las especies capturadas por las distintas flotas varía desde los 0,8 €/kg de media para la flota de cerco, hasta los 7,2 €/kg para la flota de arrastre. El valor de las capturas realizada por la flota artesanal alcanza una media, en la región, de 6,3 €/kg, siendo la flota de Cabo de Palos la que obtiene un mayor beneficio por kilo de pescado. La captura desembarcada de Cabo de Palos se subasta en las lonjas de Cartagena, principalmente, y San Pedro, debido a la ausencia de lonja en dicho puerto.

En lo referente a las características técnicas del conjunto de la flota (tabla 3.4), la antigüedad de las embarcaciones varía de 4 a 100 años, siendo la edad media de los barcos de 25 años. Los cuartiles inferior y superior son 12 y 35 años de antigüedad respectivamente. La eslora total de los buques abarca un amplio rango, desde 3,8 a 25,7 metros, con una eslora media de 12,6 metros. La potencia declarada de las

embarcaciones varía desde 4,5 hasta 313,2 kW, con una potencia media de 80,6 kW. Mientras que la capacidad volumétrica del conjunto de la flota comprende desde 0,6 hasta 150,3 GT, con una media de 24,5 GT.

Tabla 3.4.

Resumen de las características técnicas del conjunto de la flota pesquera de la Región de Murcia. ES: Error estándar; Ci: Cuartil inferior; Cs: Cuartil superior.

Características	Flota	Min	Max	Media	ES	Ci	Cs
	Total	4	100	25	1,8	12	35
Antigüedad (años)	Artesanal	5	100	30	2,4	14	38
	Arrastre	4	77	19	3,6	8	18
	Cerco	5	51	16	3,3	8	20
	Palangre	10	37	23	4,5	11	35
	Total	3,8	25,7	12,6	0,6	7,2	18,3
Eslora (m)	Artesanal	3,8	24,0	8,1	0,3	6,6	9,3
	Arrastre	11,5	24,9	19,5	0,7	16,1	23,0
	Cerco	11,0	24,0	19,9	1,0	18,0	22,5
	Palangre	10,0	25,7	17,1	1,9	14,0	19,9
	Total	4,5	313,2	80,6	7,1	22,4	125,3
Potencia (kW)	Artesanal	4,5	279,6	34,4	4,2	19,4	41,0
	Arrastre	38,8	313,2	133,3	12,4	94,7	155,9
	Cerco	76,1	313,2	198,1	20,1	130,5	267,7
	Palangre	44,7	197,6	116,9	20,0	64,9	149,1
	Total	0,6	150,3	24,5	3,1	1,8	43,2
Arqueo (GT)	Artesanal	0,6	150,3	4,9	2,0	1,5	4,0
	Arrastre	9,9	150,3	56,4	6,4	26,4	75,2
	Cerco	7,8	84,4	50,8	5,3	37,5	60,6
	Palangre	4,4	146,1	47,9	18,4	19,3	74,7

Las embarcaciones de pesca artesanal se separaron claramente en el análisis nMDS cuando se analizaron las características técnicas de la flota (antigüedad, eslora (m), potencia declarada de motor (kW) y arqueo de la embarcación (GT)), pero no se observaron patrones claros entre las flotas de arrastre, cerco y palangre (Tabla 3.5, Fig. 3.4).

Tabla 3.5.

Resultados de la comparación pareada de la composición de la flota pesquera por modalidad de pesca, realizado mediante un análisis de similitud (ANOSIM) sobre la matriz de las características técnicas de las embarcaciones. (Sample statistic Global R: 0,691; * $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$).

Grupos	R	Nivel de significación
Artesanal, Cerco	0,832	0,01*
Artesanal, Arrastre	0,826	0,01*
Artesanal, Palangre superficie	0,659	0,01*
Cerco, Arrastre	0,25	1,3
Cerco, Palangre superficie	0,228	21,5
Arrastre, Palangre superficie	0,197	7,2

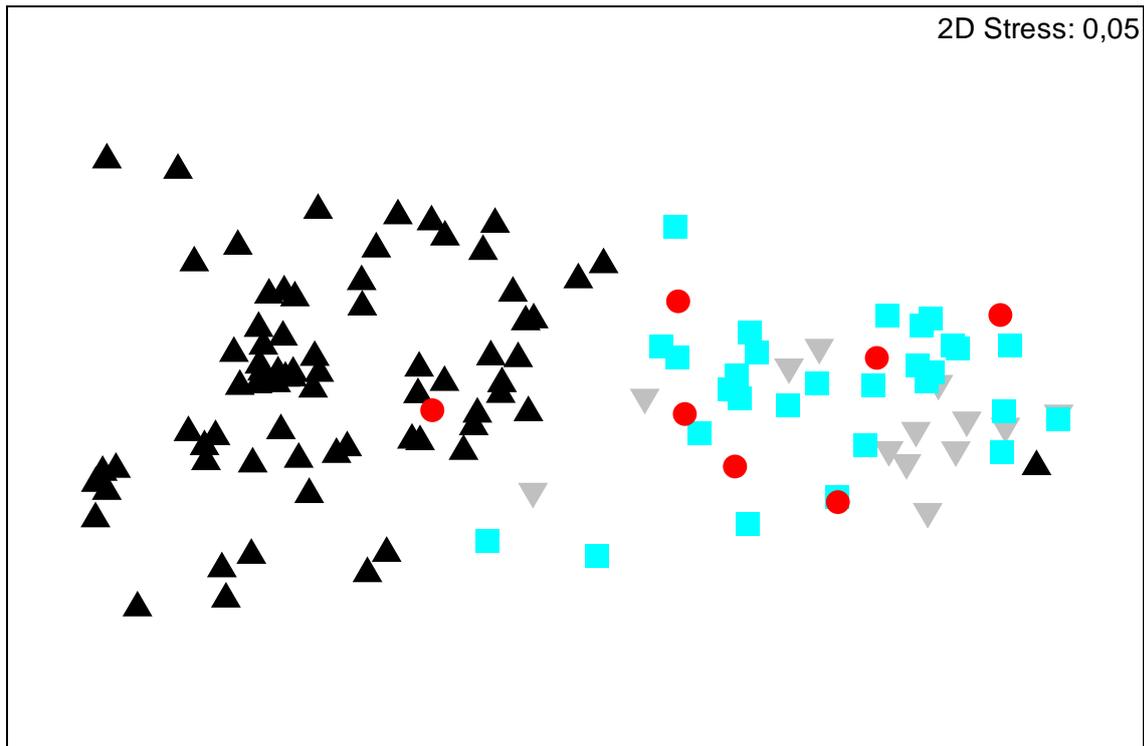


Figura 3.4. Ordenación multivariante (nMDS) de las embarcaciones por modalidad de pesca, artesanal (▲), cerco (▼), arrastre (■) y palangre de superficie (●), usando la matriz de datos de las características técnicas de los buques.

3.3.1.1. Antigüedad

El análisis de PERMANOVA realizado con la variable antigüedad de la embarcación para los factores modalidad de pesca y cofradía (ambos factores fijos, ortogonales) muestra diferencias significativas ($p < 0,001$) sólo entre modalidades de pesca. La comparación *pos-hoc* muestra que dichas diferencias tienen lugar entre la flota artesanal y las flotas de cerco y arrastre (Tabla 3.6). Las embarcaciones de pesca artesanal son las más antiguas de la región, con una media de 30 años, diferenciándose significativamente de las flotas de arrastre (media de 19 años) y la de cerco (la más moderna con una media de edad de 16 años). Aunque no hay diferencias significativas, las embarcaciones artesanales de la cofradía de Águilas son algo más antiguas (antigüedad media de 34,7 años) que las de otras cofradías, siendo las de Mazarrón las más modernas (con una antigüedad media de 22,7 años) (figura 3.5).

Tabla 3.6.

Resultados del PERMANOVA de (a) 2 factores en base a las disimilitudes Bray-Curtis (con datos transformados mediante raíz cuadrada) sobre la matriz de datos de las embarcaciones para probar las diferencias en la composición de edades de la flota de pesca murciana, y (b) comparación pareada para los factores significativos. Las diferencias significativas se indican como: * $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$. Perm es el número de permutaciones realizadas.

(a) Factores	df	SS	MS	Pseudo-F	P	Perm
Modalidad	3	4567,2	1522,40	5,63	<0,001***	9935
Cofradía	3	1694	564,65	2,09	0,095	9954
Modalidad x Cofradía	7	3113,6	444,81	1,64	0,105	9938
Residual	109	29486	270,52			
Total	122	38861				

(b) Comparación pareada	t	P	Perm
Modalidad de pesca			
Artesanal, Cerco	2,98	0,002**	9942
Artesanal, Arrastre	3,32	<0,001***	9938
Artesanal, Palangre	0,67	0,531	9927
Cerco, Arrastre	0,39	0,785	9927
Cerco, Palangre	1,63	0,118	9929
Arrastre, Palangre	1,23	0,220	9938

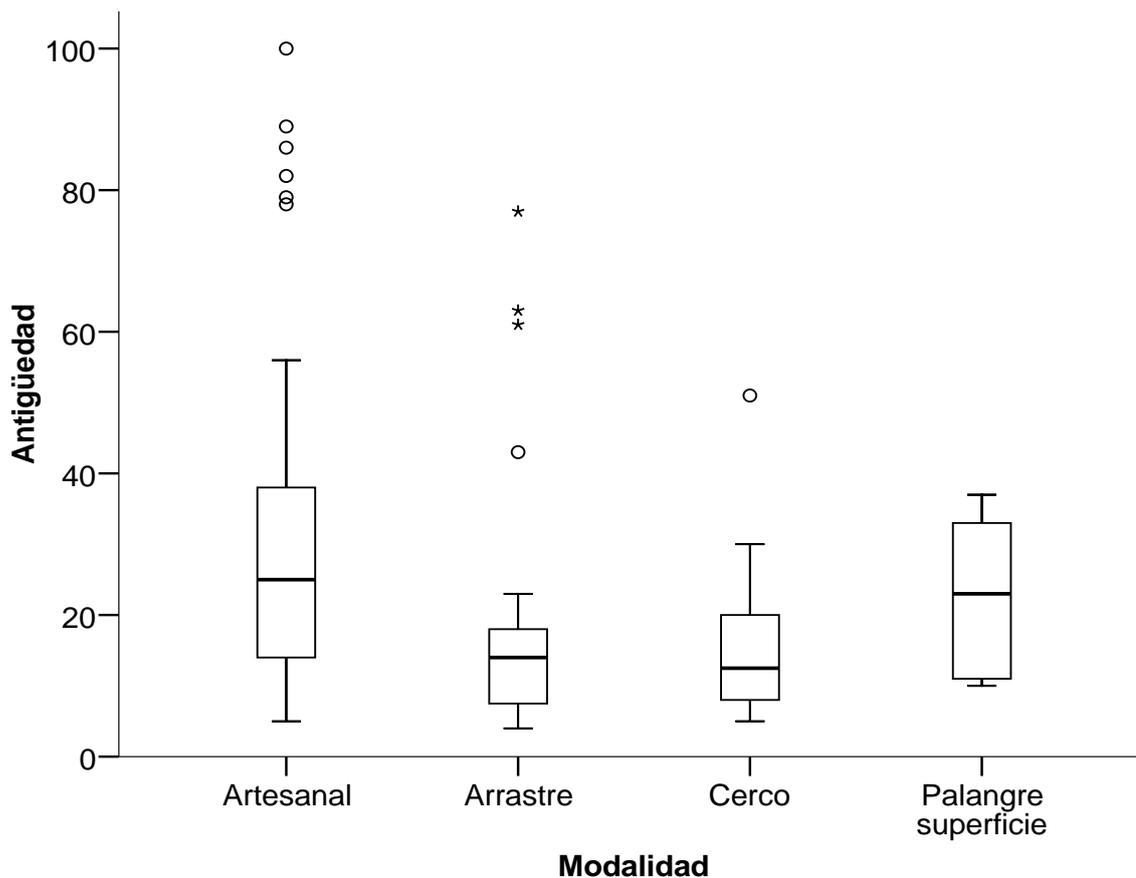


Figura 3.5. Diagrama de cajas de la antigüedad de la flota pesquera en la Región de Murcia. Muestra cinco estadísticos (mínimo, primer cuartil, mediana, tercer cuartil y máximo).

Las embarcaciones de las cofradías del norte de la región (San Pedro y Cartagena) poseen la flota más moderna de arrastreros, con una edad media de 6 y 10 años respectivamente. Mientras que las cofradías más meridionales, Mazarrón y Águilas, poseen la flota de arrastre más antigua con 15 y 31 años de media, respectivamente. Las embarcaciones de cerco de Águilas y Mazarrón son las de más reciente construcción (edad media de 12 y 13 años respectivamente), mientras que la flota de cerco de Cartagenera cuenta con una edad máxima de 51 años. Por último, las embarcaciones censadas en Cartagena que pescan con el palangre de superficie son las de menor edad para esta modalidad de pesca, con una media de 17 años, mientras que las censadas en Mazarrón tienen de media 37 años.

3.3.1.2. Eslora total (m)

La eslora de los barcos de pesca presenta una gran variabilidad, oscilando entre 3,8 y 25,7 metros. Las embarcaciones muestran diferencias, estadísticamente significativas, entre modalidades de pesca y para la interacción modalidad de pesca x cofradía (Tabla 3.7).

Las embarcaciones que componen la flota de cerco poseen las mayores dimensiones, seguidas por las de arrastre, las de palangre de superficie y finalmente las artesanales (Fig. 3.6). Dentro de la flota artesanal, la comparación por cofradías muestra que los buques poseen valores homogéneos siendo la media de 8,08 metros. Respecto a los arrastreros, la eslora total comprende embarcaciones desde 11,5 m hasta otras de 24,9 metros. Los buques de arrastre de mayor eslora pertenecen a las cofradías de pescadores de San Pedro y Cartagena (21,9 y 21,7 m de media, respectivamente), mientras que los de menores dimensiones se localizan en la cofradía de Mazarrón (eslora total media de 17,2 m). Por otra parte, la eslora de la flota de cerco oscila desde barcos de 11 metros, en Cartagena, hasta los 24 metros en el Puerto de Mazarrón. Los buques que pescan con el palangre de superficie tienen una eslora media de 17,1 metros, siendo el barco más pequeño de 10 m y el más grande de 25,7 m.

Tabla 3.7.

Resultados del PERMANOVA de (a) 2 factores en base a las disimilitudes Bray-Curtis (con datos transformados a raíz cuadrada) de los datos para probar las diferencias en la composición de esloras (m) de la flota de pesca murciana, y (b) comparación pareada para los factores significativos. Las diferencias significativas se indican como: * $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$. Perm es el número de permutaciones realizadas.

(a)	Factores	df	SS	MS	Pseudo-F	P	Perm
	Modalidad	3	13350	4450	131,55	<0,001***	9951
	Cofradía	3	129,9	43,30	1,28	0,282	9945
	Modalidad x Cofradía	7	515,8	73,68	2,18	0,024*	9932
	Residual	109	3687,2	33,83			
	Total	122	17683,0				
(b)	Comparación pareada	t	P	Perm			
	Modalidad de pesca						
	Artesanal, Cerco	12,46	<0,001***	9937			
	Artesanal, Arrastre	16,25	<0,001***	9905			
	Artesanal, Palangre	7,08	<0,001***	9937			
	Cerco, Arrastre	0,57	0,579	9915			
	Cerco, Palangre	2,15	0,047*	9905			
	Arrastre, Palangre	1,74	0,092	9909			
Modalidad x Cofradía		t	P	Perm			
Artesanal	Cartagena, San Pedro	0,85	0,419	1108			
	Cartagena, Mazarrón	0,15	0,978	7787			
	Cartagena, Águilas	0,55	0,635	4486			
	San Pedro, Mazarrón	0,81	0,431	2365			
	San Pedro, Águilas	2,00	0,054	411			
	Mazarrón, Águilas	0,67	0,515	4462			
Cerco	Cartagena, Mazarrón	3,75	0,092	7			
	Cartagena, Águilas	5,00	0,245	4			
	Mazarrón, Águilas	0,26	0,833	42			
Arrastre	Cartagena, San Pedro	0,13	1	7			
	Cartagena, Mazarrón	3,19	0,007**	1652			
	Cartagena, Águilas	1,47	0,166	2730			
	San Pedro, Mazarrón	1,81	0,299	6			
	San Pedro, Águilas	0,64	0,636	9			
	Mazarrón, Águilas	0,87	0,401	3594			
Palangre	Cartagena, Mazarrón	0,23	1	5			
	Cartagena, Águilas	2,30	0,137	15			
	Mazarrón, Águilas	1,43	0,672	3			

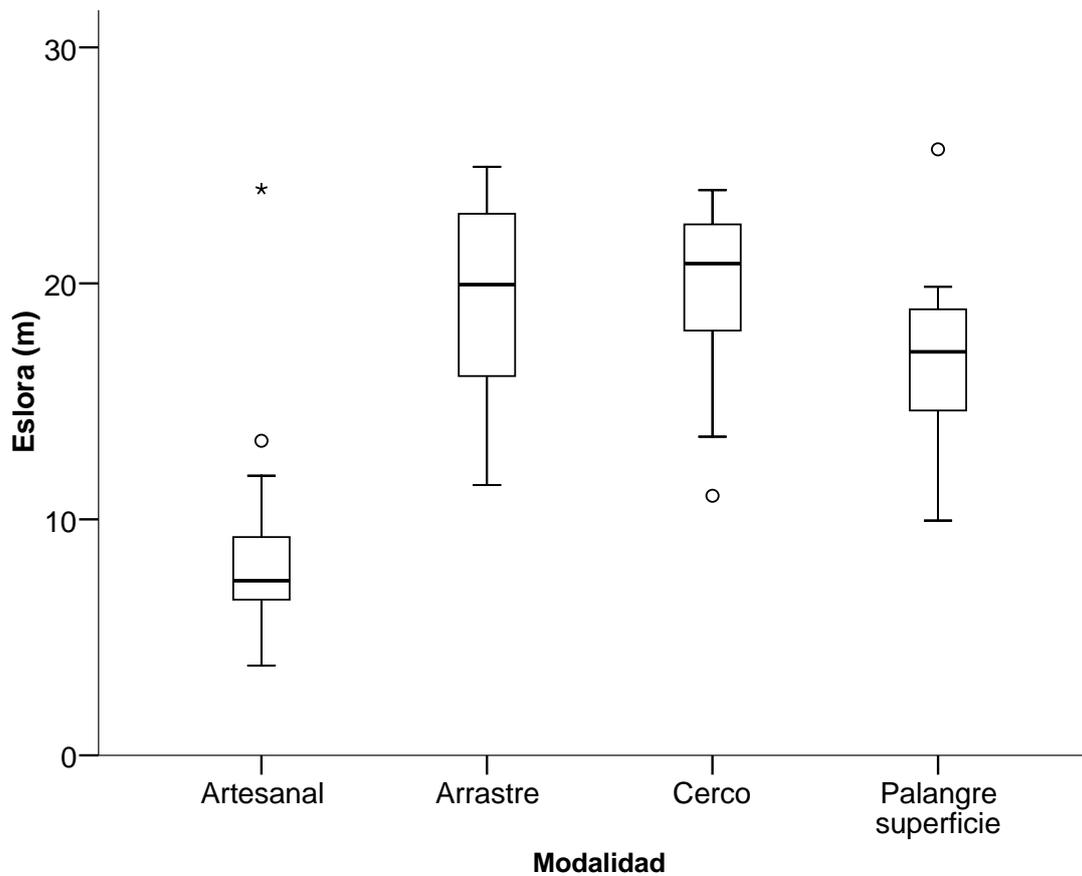


Figura 3.6. Diagrama de cajas de la eslora total (m) de la flota pesquera en la Región de Murcia.

3.3.1.3. Potencia del motor (kW)

La potencia de motor declarada de las embarcaciones varía de forma significativa en función de la modalidad de pesca que practican y entre las 4 cofradías de la región (Tabla 3.8). Las embarcaciones de pesca artesanal presentan los valores más bajos de potencia de motor, con una media de 34,4 kW. Por su parte, las embarcaciones que practican la pesca de cerco muestran los valores más altos, con un valor medio de 198,1 kW.

Por tanto, las embarcaciones que conforman la flota de cerco son las que tienen una mayor potencia declarada, seguidas por las de arrastre, palangre de superficie y, por último, la flota artesanal (Fig. 3.7). Esto coincide con los resultados del análisis de la eslora total de las embarcaciones. Comparando estas dos variables, potencia de motor y eslora, mediante un análisis de regresión entre todas las embarcaciones de la flota pesquera de la región de Murcia en activo (Fig. 3.8), se desprende que hay una relación

entre ellas, estadísticamente significativa, que se ajusta a una distribución cuadrática ($y=0,490x^{1,9}$), con $R^2=0,74$ y un coeficiente de correlación=0,86.

Tabla 3.8.

Resultados del PERMANOVA de (a) 2 factores para la variable potencia de motor en base a las disimilitudes Bray-Curtis (con datos transformados a raíz cuadrada) de los datos para probar las diferencias en la potencia (kW) declarada del motor de los barcos de la flota de pesca murciana, y (b) comparación pareada para los factores significativos. Las diferencias significativas se indican de la siguiente manera: * $p<0,05$; ** $p<0,01$; *** $p<0,001$.

(a)	Factores	df	SS	MS	Pseudo-F	P	Perm
	Modalidad	3	38976	12992	59,27	<0,001***	9947
	Cofradía	3	2153,4	717,81	3,27	0,016*	9940
	Modalidad x Cofradía	7	1442,9	206,13	0,94	0,499	9943
	Residual	109	23892	219,19			
	Total	122	66465				
(b)	Comparación pareada	t	P	Perm			
	Arte						
	Artesanal, Cerco	9,28	<0,001***	9940			
	Artesanal, Arrastre	9,86	<0,001***	9944			
	Artesanal, Palangre	4,88	<0,001***	9941			
	Cerco, Arrastre	2,94	0,005**	9908			
	Cerco, Palangre	2,91	0,009**	9933			
	Arrastre, Palangre	0,47	0,688	9914			
	Cofradía	t	P	Perm			
	Cartagena, San Pedro	2,14	0,026*	9930			
	Cartagena, Mazarrón	0,39	0,811	9943			
	Cartagena, Águilas	1,18	0,232	9948			
	San Pedro, Mazarrón	2,64	0,008**	9943			
	San Pedro, Águilas	3,39	<0,001***	9932			
	Mazarrón, Águilas	0,56	0,638	9938			
	Arte x Cofradía	t	P	Perm			
Artesanal	Cartagena, San Pedro	2,11	0,029*	9848			
	Cartagena, Mazarrón	0,28	0,933	9950			
	Cartagena, Águilas	0,84	0,443	9942			
	San Pedro, Mazarrón	2,37	0,021*	9820			
	San Pedro, Águilas	3,71	<0,001***	8959			
	Mazarrón, Águilas	0,57	0,638	9936			
Cerco	Cartagena, Mazarrón	2,34	0,089	11			
	Cartagena, Águilas	2,36	0,252	4			
	Mazarrón, Águilas	0,12	0,966	231			
Arrastre	Cartagena, San Pedro	0,59	0,697	10			
	Cartagena, Mazarrón	1,81	0,087	7432			
	Cartagena, Águilas	1,09	0,292	9194			
	San Pedro, Mazarrón	0,28	1,000	10			
	San Pedro, Águilas	0,17	1,000	10			
	Mazarrón, Águilas	0,50	0,662	7694			
Palangre	Cartagena, Mazarrón	1,27	0,400	4			
	Cartagena, Águilas	1,31	0,200	11			
	Mazarrón, Águilas	1,50	0,663	3			

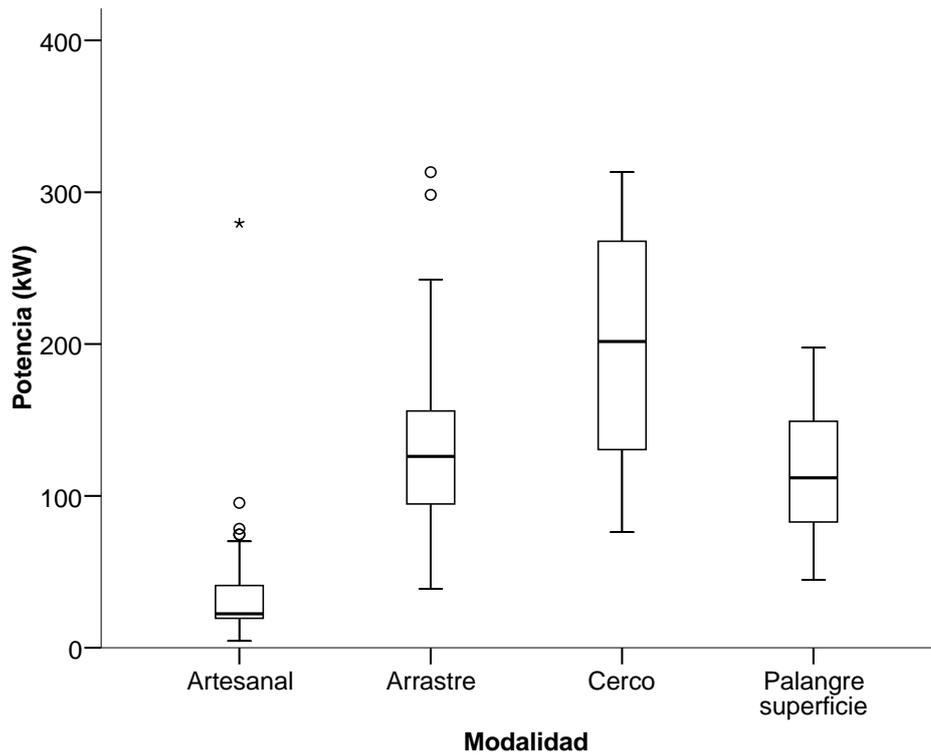


Figura 3.7. Diagrama de cajas de la potencia declarada (kW) por la flota pesquera de la Región de Murcia.

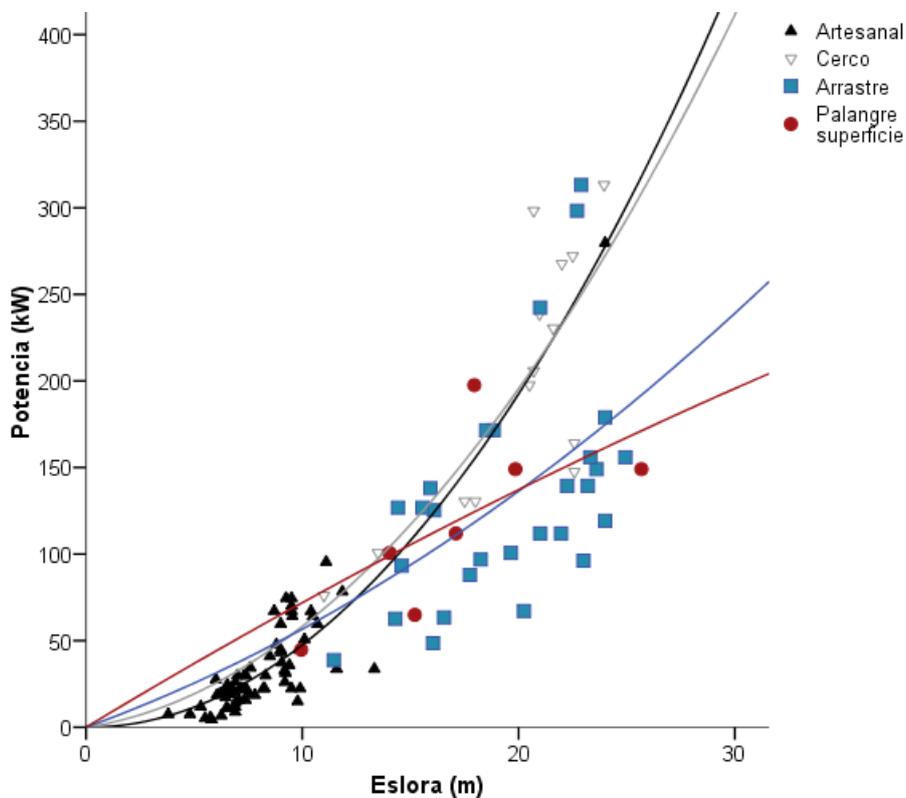


Figura 3.8. Relación entre eslora total (m) y potencia de motor (kW) declarada, distinguiendo entre la modalidad de pesca que practican. $R^2=0,74$ para el conjunto de la flota murciana.

Artesanal (en negro): $R^2=0,84$; $y=0,436x^2+1,400x-9,44$. Cerco (en gris): $R^2=0,70$; $y=26,23e^{0,096x}$. Arrastre (en azul): $R^2=0,39$; $y=1,561x^{1,5}$. Palangre (en rojo): $R^2=0,49$; $y=7,333x-8,719$.

3.3.1.4. Arqueo total (GT)

El GT o tonelaje bruto es una medida de capacidad sin unidades, aunque su cálculo está ligado a los metros cúbicos de la embarcación. Las embarcaciones artesanales presentan una capacidad volumétrica significativamente diferente a la de los buques que practican la pesca de cerco, arrastre y palangre de superficie (Tabla 3.9), siendo la de mayor capacidad volumétrica la flota de arrastre (Fig. 3.9).

Tabla 3.9.

Resultados del PERMANOVA de (a) 2 factores en base a las disimilitudes Bray-Curtis (con datos transformados a raíz cuadrada) de los datos para probar las diferencias en arqueo (GT) de los barcos de la flota de pesca murciana, y (b) comparación pareada para los factores significativos. Las diferencias significativas se indican como: * $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$.

(a)	Factores	df	SS	MS	Pseudo-F	P	Perm
	Modalidad	3	94569	31523	113,89	<0,001***	9940
	Cofradía	3	917	305,66	1,10	0,3485	9951
	Modalidad x Cofradía	7	4136,4	590,92	2,14	0,019*	9914
	Residual	109	30169	276,78			
	Total	122	129790				

(b)	Comparación pareada	t	P	Perm
	Arte			
	Artesanal, Cerco	11,80	<0,001***	9950
	Artesanal, Arrastre	15,55	<0,001***	9938
	Artesanal, Palangre	6,82	<0,001***	9938
	Cerco, Arrastre	0,21	0,930	9925
	Cerco, Palangre	1,42	0,166	9939
	Arrastre, Palangre	1,44	0,145	9948

Arte x Cofradía		t	P	Perm
Artesanal	Cartagena, San Pedro	0,84	0,514	1793
	Cartagena, Mazarrón	0,49	0,883	5532
	Cartagena, Águilas	0,73	0,601	4878
	San Pedro, Mazarrón	0,62	0,583	1214
	San Pedro, Águilas	1,15	0,265	703
	Mazarrón, Águilas	0,56	0,625	1792
Cerco	Cartagena, Mazarrón	3,69	0,088	10
	Cartagena, Águilas	6,67	0,254	4
	Mazarrón, Águilas	0,32	0,764	231
Arrastre	Cartagena, San Pedro	0,28	0,706	9
	Cartagena, Mazarrón	2,24	0,035*	6578
	Cartagena, Águilas	1,02	0,325	8815
	San Pedro, Mazarrón	1,63	0,205	8
	San Pedro, Águilas	0,70	0,542	10
	Mazarrón, Águilas	1,12	0,278	8776
Palangre	Cartagena, Mazarrón	0,28	1,000	5
	Cartagena, Águilas	1,71	0,195	15
	Mazarrón, Águilas	0,99	0,671	3

El arqueo de las embarcaciones de pesca artesanal varía entre 0,6 y 150,3 GT, con un valor medio de 4,9 GT. Los barcos que pescan con palangre de superficie tienen

un arqueo medio de 47,9 GT, con un valor mínimo de 4,4 GT y un máximo de 146,1 GT. Los cerqueros varían en su arqueo desde 7,8 a 84,4 GT, siendo el valor medio de 50,8 GT. Los buques de arrastre presentan una capacidad volumétrica media de 56,4 GT, con un valor mínimo y máximo de 9,9 y 150,3 GT, respectivamente. Para esta última modalidad sí se han encontrado diferencias significativas entre los barcos censados en las cofradías de Cartagena (arqueo medio de 75,6 GT) y Mazarrón (arqueo medio de 32,2 GT). Al igual que la potencia del motor, esta variable está directamente relacionada con la eslora ($R^2=0,82$) (Fig 3.10).

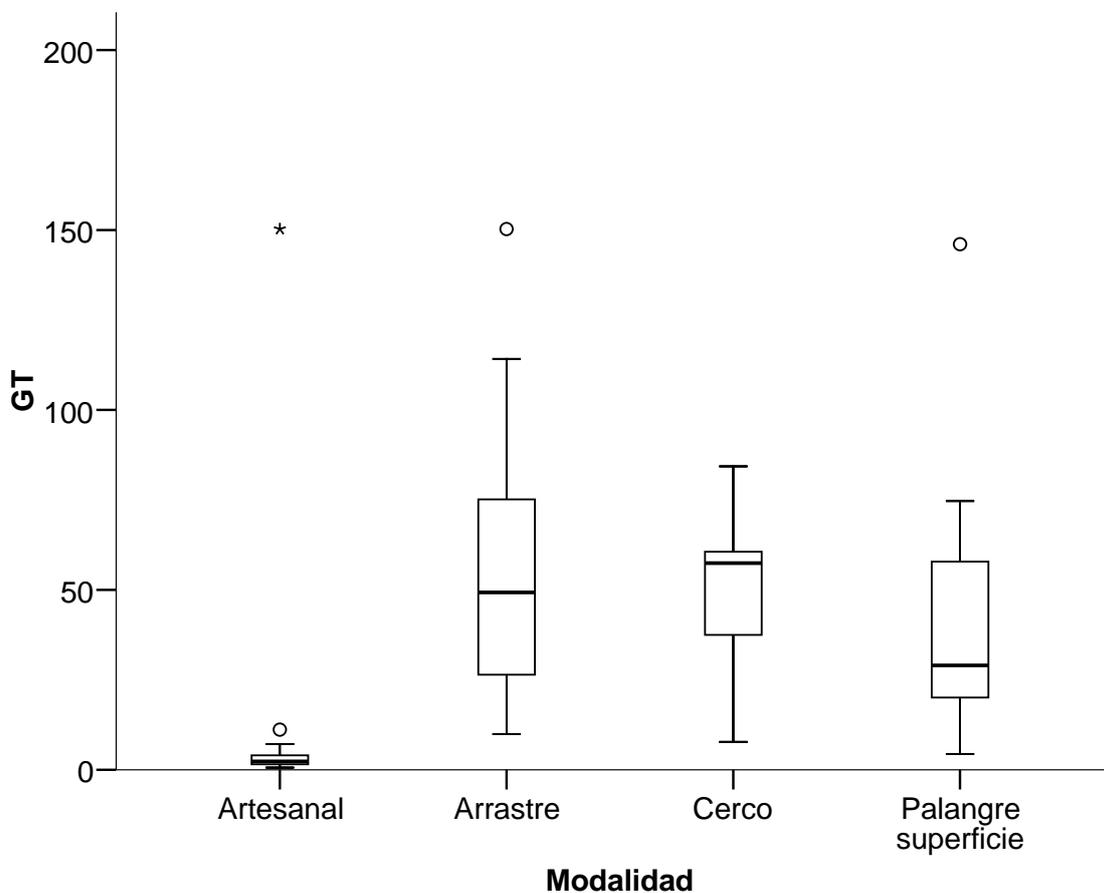


Figura 3.9. Diagrama de cajas del arqueo (GT) de la flota pesquera de la Región de Murcia en sus distintas modalidades.

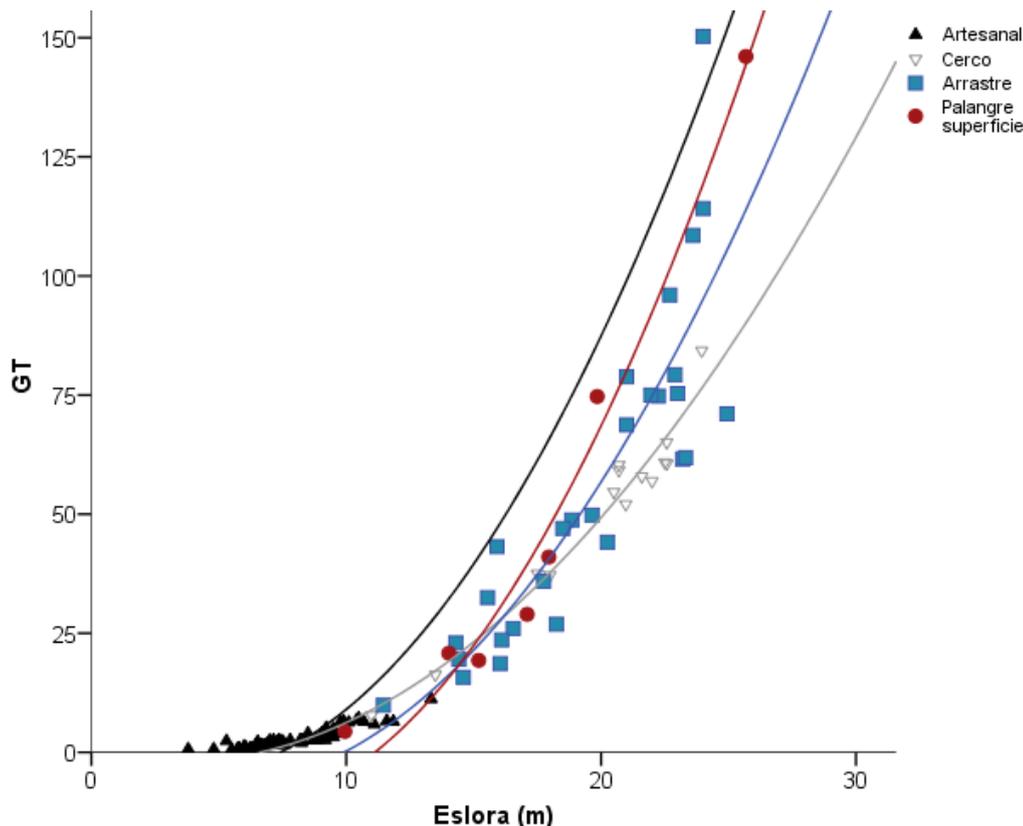


Figura 3.10. Relación entre el arqueado de los barcos de pesca (GT) y la eslora total (m), distinguiendo entre modalidad de pesca para el conjunto de la flota murciana. $R^2=0,82$ ($y = 0,369e^{0,242x}$). Artesanal (en negro): $R^2=0,819$; $y=0,008x^{2,790}$. Cerco (en gris): $R^2=0,957$; $y=1,578e^{0,165x}$. Arrastre (en azul): $R^2=0,873$; $y= 1,852e^{0,165x}$. Palangre (en rojo): $R^2=0,985$; $y=0,484x^2 - 8,412x + 39,22$.

3.3.2. Estructura de la flota artesanal de Cabo de Palos

3.3.2.1. Características técnicas

La flota artesanal de Cabo de Palos estaba compuesta, en 2009, por ocho embarcaciones con licencia para faenar en la zona de amortiguación de la reserva marina de Cabo de Palos-Islas Hormigas. Este puerto no posee una cofradía de pescadores y los barcos que están atracados y faenan en la zona están adscritos a las cofradías de Cartagena (siete embarcaciones) y San Pedro (una embarcación). Tampoco existe en Cabo de Palos una lonja donde vender la captura, por lo que los pescadores tienen que facturar sus capturas en otras lonjas, generalmente en las ya mencionadas de Cartagena y San Pedro del Pinatar. Parte de las capturas también pueden ser vendidas directamente a pescaderías y/o restaurantes de la zona.

Para ver si existen diferencias en las características de los barcos de Cabo de Palos (antigüedad (años), eslora (m), potencia declarada de motor (kW) y arqueado (GT))

con respecto a las demás embarcaciones artesanales de la Región de Murcia hemos realizado un PERMANOVA de un factor (puerto). Los resultados no muestran diferencias estadísticamente significativas para la flota de Cabo de Palos en relación con el resto de flotas de la Región de Murcia en ninguna de las variables estudiadas. (Tabla 3.10).

Tabla 3.10.

Resultados del PERMANOVA de 1 factor en base a las disimilitudes Bray-Curtis (con datos transformados a raíz cuadrada) de los datos para probar las diferencias en las variables de edad (años), eslora (m), potencia de motor (kW) y arqueo (GT) de los barcos artesanales. Las diferencias significativas se indican como: * $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$.

Variables	Factores	df	SS	MS	Pseudo-F	P	Perm
Edad (años)	Puerto	4	1636,5	409,13	1,49	0,210	9940
	Residual	68	18707	275,1			
	Total	72	20343				
Eslora (m)	Puerto	4	141,67	35,418	0,88	0,490	9954
	Residual	68	2752,2	40,473			
	Total	72	2893,9				
Potencia (kW)	Puerto	4	2583,4	645,84	2,37	0,046*	9942
	Residual	68	18517	272,31			
	Total	72	21100				
Arqueo (GT)	Puerto	4	141,67	35,418	0,88	0,490	9954
	Residual	68	2752,2	40,473			
	Total	72	2893,9				
Comparación pareada	Puertos		t	P		Perm	
Potencia (kW)	Cabo de Palos, Cartagena		1,02	0,323		9227	
	Cabo de Palos, Mazarrón		0,96	0,349		9702	
	Cabo de Palos, Águilas		1,61	0,107		8788	
	Cabo de Palos, San Pedro		1,19	0,248		2348	
	Cartagena, Mazarrón		0,16	0,995		9926	
	Cartagena, Águilas		0,57	0,731		9935	
	Cartagena, San Pedro		2,35	0,017*		8652	
	Mazarrón, Águilas		0,57	0,647		9933	
	Mazarrón, San Pedro		2,34	0,022*		9607	
	Águilas, San Pedro		3,67	0,001***		7748	

El número de barcos dedicados a esta actividad ha venido disminuyendo en Cabo de Palos desde 1993, cuando estaban censados 14 barcos, siendo en la actualidad de 8. Las embarcaciones tienen una edad media de 26 años (± 9 de error estándar (ES)); un valor medio de 8,8 metros de eslora total ($\pm 0,5$ ES); una potencia del motor declarada media de 40,2 kW ($\pm 8,6$ ES) y 3,8 GT de capacidad volumétrica media (0 ± 8 ES), siendo la principal fuente de heterogeneidad la edad de las embarcaciones y la potencia del motor. Cada embarcación utiliza anualmente una media de 5,5 artes de pesca diferentes ($\pm 1,2$ ES). La tripulación está compuesta por 2,4 personas, como media, por barco ($\pm 0,3$ ES), donde el patrón suele ser el armador de la embarcación y forma parte

de la tripulación (Tabla 3.4). Los pescadores, por lo general, son vecinos de esta localidad, con frecuentes parentescos familiares entre ellos.

Las áreas de pesca suelen situarse en zonas cercanas a la costa a poca profundidad en un rango de actuación que generalmente está comprendido entre los puertos adyacentes al puerto base (San Pedro del Pinatar y Portmán), aunque en ocasiones algunas embarcaciones realizan desplazamientos más largos pudiendo pasar temporadas en otros puertos cercanos, quedando la flota de Cabo de Palos en esas temporadas dividida, como sucede en la época de pesca del chanquete (de diciembre a febrero) donde parte de la flota puede permanecer atracada en los puertos de San Pedro y Tomás Maestre. La flota está inactiva un cierto número de días al año debido a festividades, vacaciones, temporales, mantenimiento, reparaciones, etc. Los días en activo de la flota en la zona de estudio ofrecen un valor medio anual de 271,8 días con un error estándar de 47,5 días. La duración de la salida, medida como el tiempo medio desde que la embarcación sale del puerto hasta su regreso, es de 7,3 horas ($\pm 0,5$ ES) y varía en función del arte, la distancia a puerto desde donde se han calado los artes, la potencia del motor y las condiciones meteorológicas. La distancia media recorrida hasta llegar a los caladeros de pesca cuando trabajan en la zona protegida es de 4,2 km ($\pm 0,5$ ES) desde el puerto hasta el caladero, y fuera de la reserva marina es de 6,6 km ($\pm 0,7$ ES) (1km = 0,54 M) (Tabla 3.11).

Tabla 3.11.

Características de la flota artesanal de Cabo de Palos, donde se registran los valores medios y el error estándar de distintas variables técnicas de las embarcaciones, así como los días en activo y la distancia recorrida para llegar a los caladeros situados dentro y fuera de la reserva marina.

Flota artesanal de Cabo de Palos	Media	Desviación estándar
Edad (años)	25,9	9
Eslora (m)	8,8	0,5
Potencia de motor declarada (kW)	40,2	8,6
Arqueo de la embarcación (GT)	3,8	0,8
Artes empleados por embarcación	5,5	1,2
Número de tripulantes por barco	2,4	0,3
Días en activo en la zona de estudio	271,8	47,5
Duración de las salidas (h)	7,3	0,5
Dist. aprox. a los caladeros dentro de la RM (km)	4,2	0,5
Dist. aprox. a los caladeros fuera de la RM (km)	6,6	0,7

3.3.2.2. Métodos de pesca

Se han identificado 10 artes de pesca, para los cuales se han detallado sus características, su utilización dentro y fuera de la zona protegida, las especies objetivo, los hábitats preferentes, el rango de profundidades, el periodo de pesca y el tiempo medio de calado por salida. Los hemos agrupado en trasmallos o redes de enredo, redes de enmalle, morunas y chirreteras, palangres de fondo y cadufos o alcatruces.

3.3.2.2.1. Redes de enredo o trasmallo

Arte de red fijo, formado por tres piezas, dos iguales y de malla muy clara denominados “armitones o armilletes”, y una tercera pieza que se encuentra entre las anteriores con una luz de malla menor y unas mayores dimensiones (Fig. 3.11). Estas piezas están unidas en su parte superior por un cabo con una relinga de corchos, y en su parte inferior por otro cabo con una relinga de plomos quedando en una posición vertical una vez ha sido calada. Las especies quedan enmalladas en la bolsa que forma la red central al pasar el pez a través de las exteriores.

La longitud del arte es la suma de la longitud útil de las piezas. Cada pieza mide unos cien metros, pero su longitud útil, una vez armada con los plomos y relingas, puede disminuir hasta la mitad. Estas piezas se unen longitudinalmente constituyendo lo que los pescadores denominan “tenas”.

En Cabo de Palos se utilizan tres tipos de trasmallos: trasmallo claro de roca, trasmallo claro de langosta y trasmallo fino.

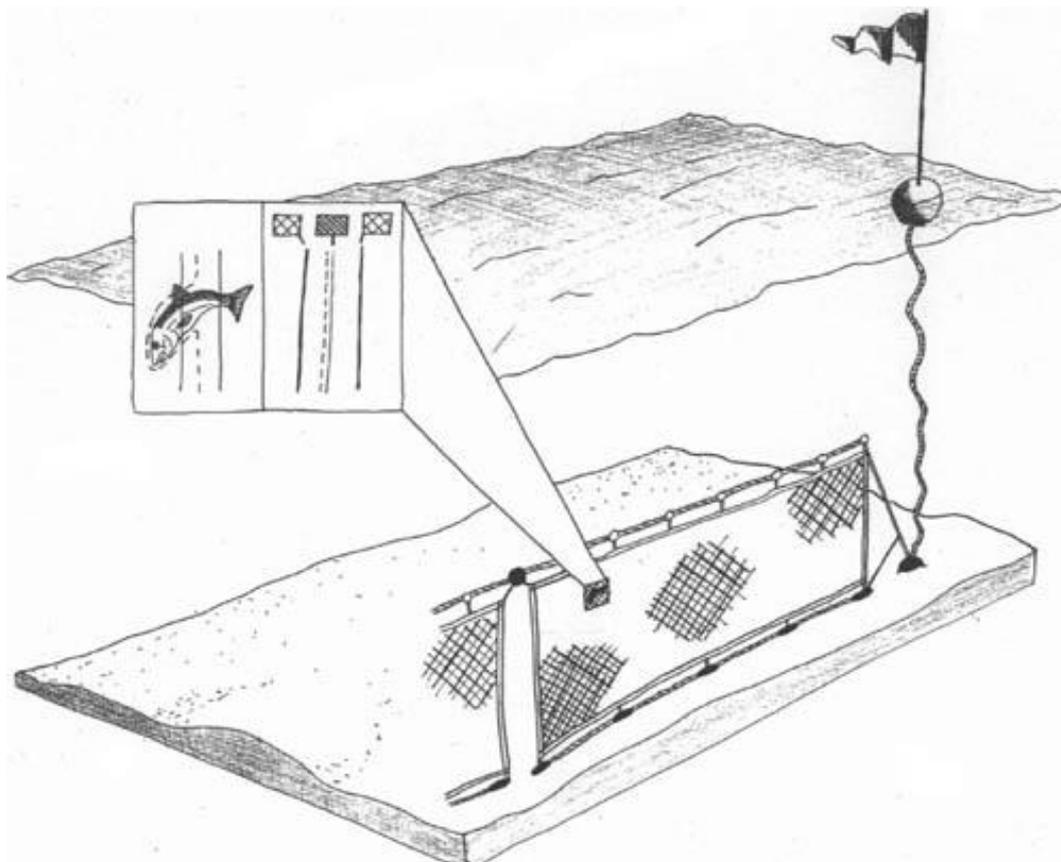


Figura 3.11. Esquema de un trasmallo (FAO, 2005).

Trasmallo claro

Este arte posee una luz de malla entre 4 p/p (pases por palmo o pases por 20 cm) y 7,5 p/p, siendo la más utilizada la de 5 p/p. Los ‘armitones’ o ‘armilletes’ tienen una luz de malla de 1 p/p. La altura de la red es de unos 120 cm y su longitud está comprendida entre 25 y 50 piezas (1 pieza = 100 m, 50 m útiles).

Se emplea durante todo el año (Fig. 3.12), pero con mayor intensidad los meses en los que está permitido su uso en el interior de la reserva, de abril a octubre (la época de veda en el interior de la reserva marina está fijada del 1 de noviembre al 31 de marzo). Según el tiempo de calado, la profundidad y el tipo de fondo, las especies objeto de ser capturadas varían, por lo que podemos hablar de dos variedades:



Figura 3.12. Pescador levantando un trasmallo claro en el interior de la reserva marina de Cabo de Palos-Islas Hormigas.

a) Trasmallo claro de roca

Es utilizado por 7 de los 8 barcos de pesca de Cabo de Palos. Se suele calar en torno a los 30 metros de profundidad sobre fondos detríticos costeros, rocosos y fondos rocosos en zonas someras próximos a la pradera de *Posidonia oceanica*. El tiempo medio de calado oscila de 12 a 24 horas. Las especies objetivo son el mero (*Epinephelus marginatus* (Lowe, 1834)), el denton (*Dentex dentex* (Linnaeus, 1758)) y la gallineta (*Scorpaena scrofa*, Linnaeus, 1758). La longitud media empleada por la flota de Cabo de Palos para este arte es de 1.814 metros (1.202 DE) por barco y arte.

b) Trasmallo claro de langosta

Lo utilizan 3 embarcaciones. Suele emplearse en fondos detríticos a una profundidad media superior a 50 metros. El tiempo de calado de este arte es de 24 a 48 horas. La especie objetivo es la langosta (*Palinurus elephas* (Fabricius, 1787)). Los peces embolsados en la red, una vez muertos, actúan como un cebo que atrae a la langosta. Otras especies

de interés capturadas son la gallineta y el rape (*Lophius piscatorius* Linnaeus, 1758). La longitud media del arte es de 2.794 metros (1.345 DE) por barco y arte.

Trasmallo fino, espeso o para el salmonete

Arte con una luz de malla entre 7,5 p/p y 8,5 p/p. Está constituido por un hilo de tres cabos, más fino. Los armitones son de 1,8 p/p y un hilo más grueso. Su altura varía entre 100 y 150 cm. Suele estar formado por entre 25 y 80 piezas unidas (la longitud útil de la pieza oscila entre 50 y 60 m). La longitud media del arte empleado por la flota de Cabo de Palos es de 2.610 metros (1.300 DE). Ha sido empleado por las 8 embarcaciones de Cabo de Palos.

El arte se cala de madrugada dos o tres horas antes de que amanezca (Fig. 3.13) y se procede a su halado una vez que ha salido el sol (a esta modalidad se la denomina “alba”). También se puede calar por las tardes y halarse dos o tres horas después, al anochecer (“prima”), practicándose esta última modalidad de forma ocasional.



Figura 3.13. Pescador calando un trasmallo fino al sur de isla Grosa.

Se suele calar en los márgenes de la pradera de *Posidonia oceanica* donde se alternan con claros de arena o parches rocosos, a los que los pescadores denominan “barbás”. También se cala en fondos rocosos más profundos (superiores a 50 metros) para capturar ejemplares de mayor tamaño, sin embargo esta modalidad no es habitual debido a las roturas que se ocasionan en la red.

La especie objetivo es el salmonete, generalmente el de roca (*Mullus surmulletus* Linnaeus, 1758), siendo el arte y la forma de calarlo específico para esta especie, aunque también se capturan escorpénidos (*Scorpaena* spp.) y espáridos (*Diplodus* spp.) entre otras especies de bajo interés comercial que configuran la “morralla”, que suelen vender conjuntamente a los restaurantes de la zona.

3.3.2.2. Redes de enmalle

Son un arte de pesca pasivo donde las especies quedan atrapadas en un único paño de red (Fig. 3.14).

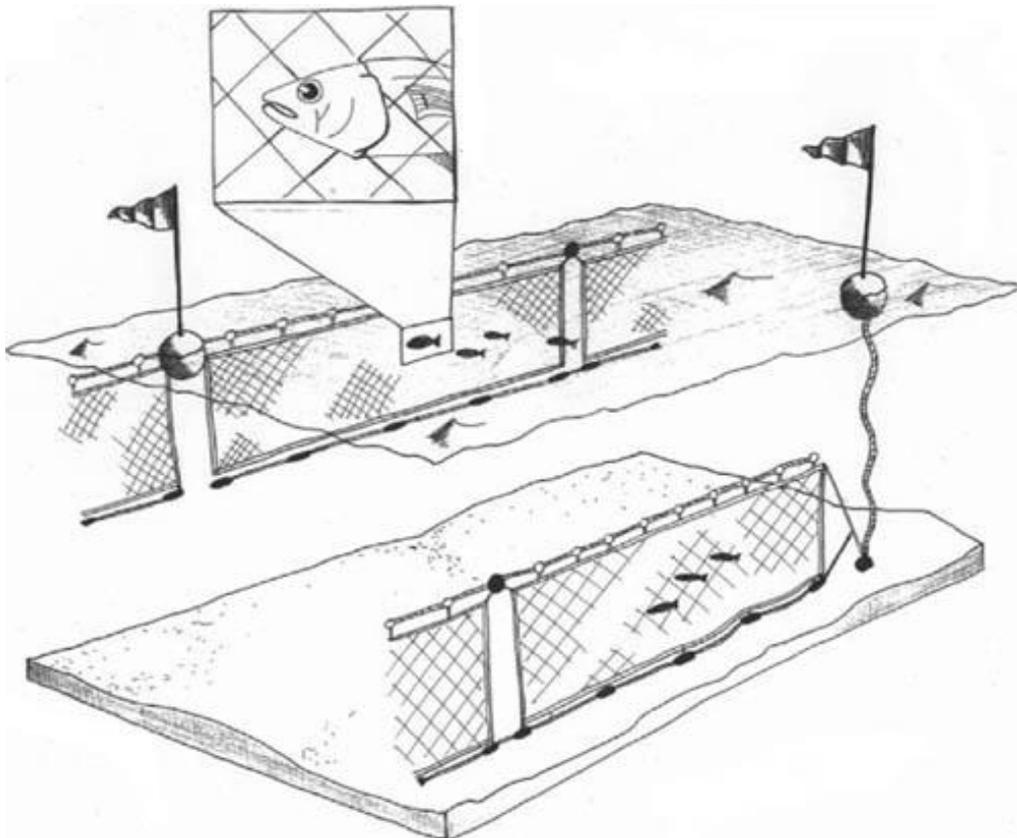


Figura 3.14. Esquema de una red de enmalle (FAO, 2005).

Se han descrito las siguientes redes de enmalle empleadas por la flota de Cabo de Palos:

Red alta

Constituida por un solo paño de red, de unos 4 metros de altura, con una luz de malla de 5 p/p, unido en su parte inferior con un trasmallo claro de dos metros de altura de la misma luz de malla y con dos armitones de luz de malla de 1 p/p. La longitud útil de cada pieza es de unos 60 metros. Se cala a profundidades someras, de 20 a 30 metros, de forma paralela u oblicua a la costa, principalmente en fondos de *Posidonia oceanica* y/o arena. El tiempo medio de calado es de unas 12 horas (una noche). Las especies objetivo de este arte son la lecha (*Seriola dumerili* Risso, 1810) y el denton (*Dentex dentex*). La longitud media de la red alta calada por barco es de 630 metros (225 DE).

Red de pelo o nailon

Está formada por un solo paño de red con una luz de malla de 4 p/p, y su material de fabricación es nailon, de forma que prácticamente no se ve en el agua (Fig. 3.15). Su altura es de unos 5 metros y su longitud media es de 1.255 metros (660 DE). Se suele calar a una profundidad media de 20 m en fondos asociados a fanerógamas marinas. El tiempo medio de calado es de una noche. Las especies objetivo para este arte son el denton (*Dentex dentex*), la lecha (*Seriola dumerili*) y el espetón (*Sphyræna* spp.).



Figura 3.15. Pescador reparando una red de nailon en el puerto de Cabo de Palos.

Bonitolera

Está formada por un solo paño de red de luz de malla de 4 a 5 p/p, y de 4 a 6 metros de altura. Se suele calar perpendicular a la costa formando caracoles (en forma de omega), mayoritariamente en fondos de *Posidonia oceanica* y a un rango de profundidad de 5 a 21 metros. El tiempo medio de calado es de 12 horas. La longitud media del arte empleado por barco es de 500 metros (285 DE). Las especies objetivo son especies pelágicas costeras, tales como la lecha (*Seriola dumerili*), el bonito (*Sarda sarda* Bloch, 1793) y la bacoreta (*Euthynnus alleteratus* Rafinesque, 1810). Estas se desplazan paralelas a la costa y quedan enmalladas en el arte, que está calado perpendicularmente a la costa obstruyendo su paso.

3.3.2.2.3. Morunas y chirreteras

Moruna Gruesa

Arte fijo que permanece calado en el agua varias semanas o meses. Su uso está dirigido hacia la captura de especies pelágicas migratorias como la lecha (*Seriola dumerili*), la bacoreta (*Euthynnus alleteratus*) o la palometa (*Trachinotus ovatus* Linnaeus, 1758). Se cala sobre fondos de arena y *Posidonia oceanica* a poca profundidad (entre 2 y 12 metros) (Fig. 3.16).

El arte, las épocas de pesca y las zonas de calado, o postas, están regulados en aguas interiores de la Región de Murcia por el Decreto N° 12/1990 de marzo.

El arte está formado por varias partes:

- Travesía o rabera de tierra: Red que se cala perpendicular a la costa. La longitud máxima autorizada es de 500 metros y su luz de malla es de 2 p/p.
- Caracoles: Son dos redes que se calan al final de la travesía en semicírculo. Su longitud es de 50 a 150 metros y su luz de malla es de 5,5 p/p.
- Cobacho: Redes que se calan de los caracoles hacia fuera para redirigir el pescado hacia el copo. No siempre está presente.
- Copo: Red en forma de paralelepípedo situada entre los caracoles donde permanecen vivos los ejemplares que han sido dirigidos por los caracoles y la travesía. Su luz de malla es de 5,5 p/p.

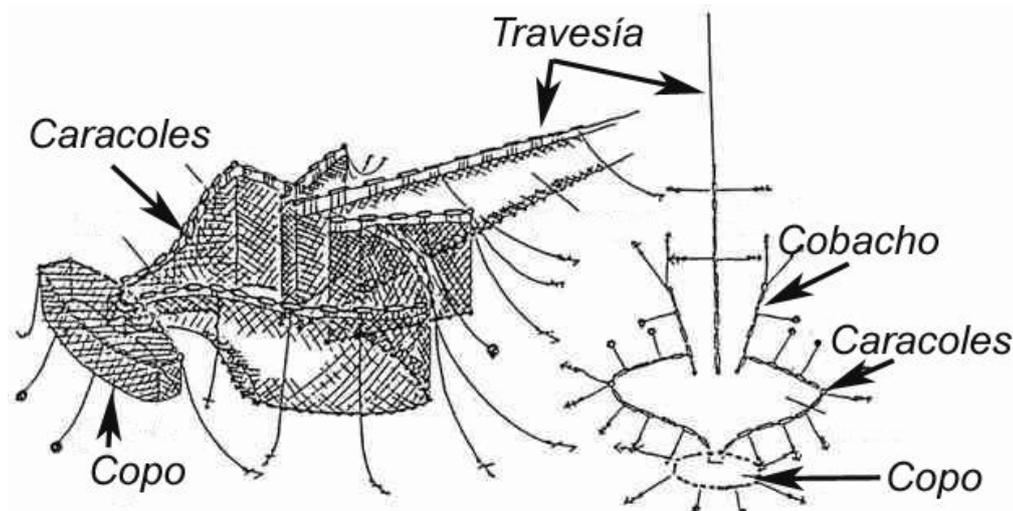


Figura 3.16. Esquema de una moruna (FAO, 2005).

Chirretera

Es una moruna de dimensiones reducidas para la captura del chirrete (*Atherina boyeri* Risso, 1810). El arte y la pesquería están regulados en aguas interiores de la Región de Murcia por las órdenes 5.603 y 5.605 del 12 de mayo de 1992 de la Consejería de Agricultura, Ganadería y Pesca.

Se utiliza generalmente sobre fondos de arena y *Posidonia oceanica* por toda la costa y consta de varias partes, al igual que la moruna gruesa:

- Travesía: Paños de longitud máxima de 100 metros y de luz de malla de 20 p/p, que se calan perpendiculares a la costa a una profundidad adecuada, entre los 3 y 13 metros según los muestreos.
- Caracoles: Dos redes de luz de malla de 35 p/p y 50 metros de longitud que se calan de forma semicircular en el extremo de la travesía.
- Copo: Red en forma de paralelepípedo de 35 p/p que se cala entre los caracoles y es donde queda retenida la captura.

3.3.2.2.4. Palangre de fondo

Aparejo que consta de un cabo o línea madre de nailon que corre paralelo al fondo, fijado por unos pesos (“muertos”) al inicio y al final (Fig. 3.17). Cada palangre tiene unos 150 a 200 metros y unidos entre ellos dan una longitud que oscila entre los 3.600 y 9.100 metros y un total de 400 a 1.000 anzuelos, según la embarcación. De la línea

madre parten una serie de líneas de nailon más finas denominadas “brazoladas”, separadas regularmente entre ellas a una distancia de 5 a 9 metros (según la embarcación), que en sus extremos llevan sujetos los anzuelos, que varían de tamaño según la especie objetivo.

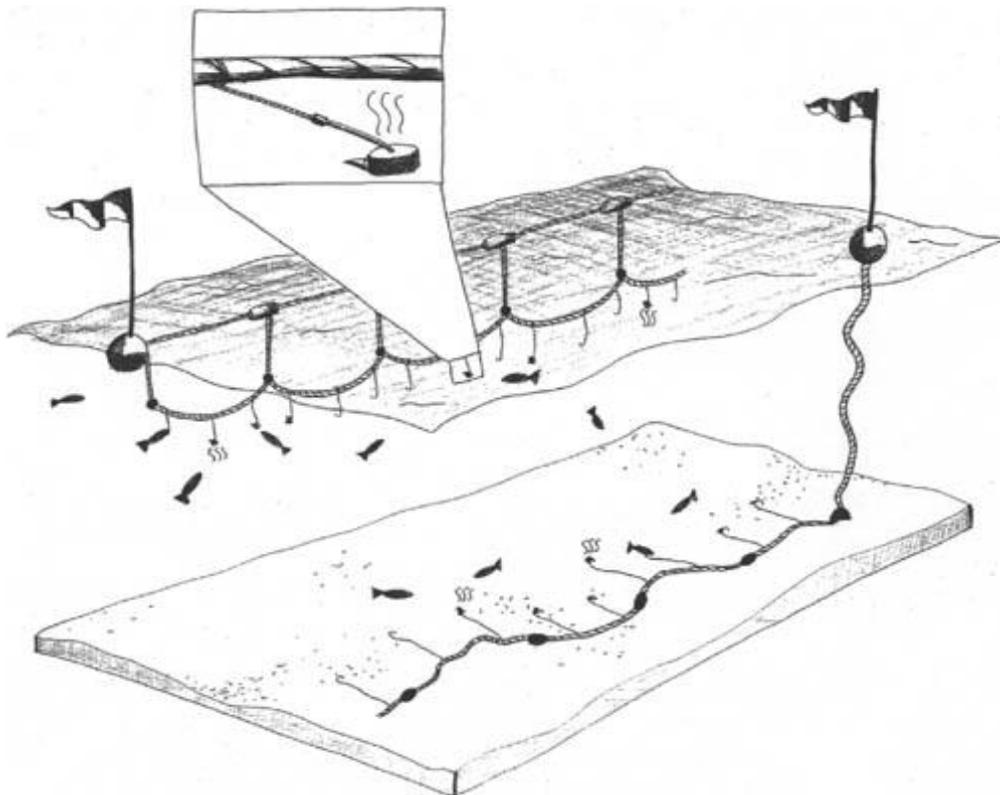
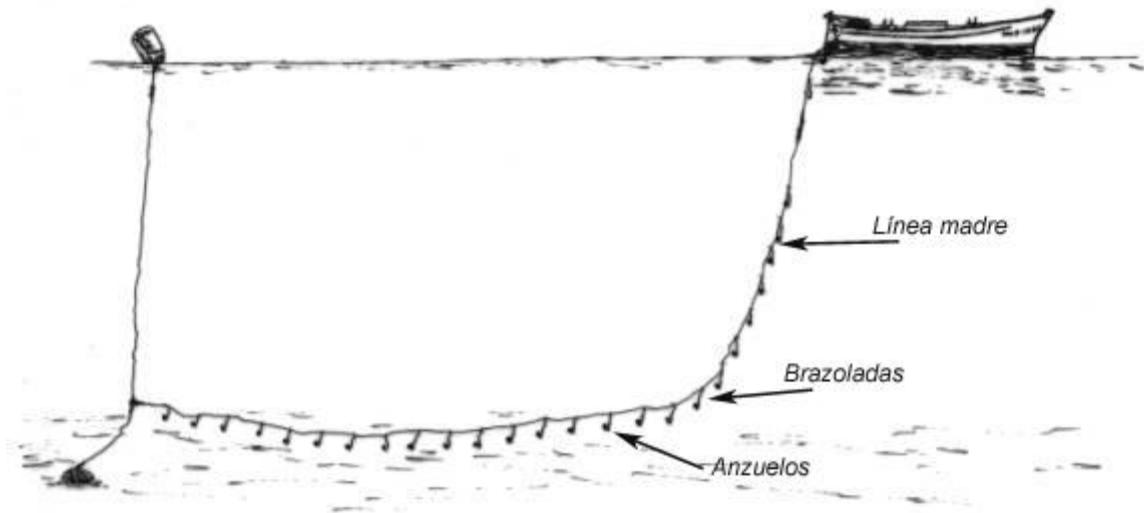


Figura 3.17. Esquema de un palangre de fondo y su calado (FAO, 2005).

Como cebo se suele utilizar pulpo (*Octopus vulgaris* Leach, 1818), sardina (*Sardina pilchardus*) y alacha (*Sardinella aurita*) (Fig. 3.18). Se suele calar en un rango de profundidades de 7 a 120 metros, según los muestreos, y en todo tipo de fondos, siendo los más frecuentados los rocosos o asociados a fondos rocosos.

En cada tipo de fondo se busca unas especies objetivo. Cuando el objetivo es el mero (*Epinephelus marginatus*) o la gallineta (*Scorpaena scrofa*), el palangre se cala sobre fondos rocosos o en sus proximidades. Cuando el palangre está, total o parcialmente, sobre la pradera de *Posidonia oceanica* se capturan además especies típicas de este tipo de hábitat, como sargos (*Diplodus sargus*) y pageles (*Pagellus erythrinus*). Cuando parte del palangre está calado sobre la arena se capturan especies como rayas (*Raja* spp.), chuchos (*Dasyatis pastinaca* Linnaeus, 1758) y musolas (*Mustelus mustelus* Linnaeus, 1758).

El tiempo medio de calado es de 3 a 5 horas, empezando a calar antes del amanecer y levantando después de la salida del sol. Se utiliza tanto dentro como fuera de la reserva, respetando la época de veda existente en la reserva marina que se extiende desde el 1 de mayo al 30 de septiembre.



Figura 3.18. Anzuelos cebados con pulpo y alacha antes de ser calados en el interior de la reserva marina de Cabo de Palos-Islas Hormigas.

3.3.2.2.5. Cadufos o alcatruces

Arte fijo originario de las provincias de Alicante y Valencia que consta de un cabo o línea madre que corre paralelo al fondo fijado al mismo por unos pesos al principio y al final. De este cabo parten una serie de cabos de menor grosor que sujetan, por la boca, unas vasijas de barro de forma cilíndrica de unos 20 cm de diámetro y 50 cm de altura (“cadufos o alcatruces”) que poseen una abertura en su base de 3 a 5 cm (Fig. 3.19).

Estas vasijas quedan tumbadas en fondos generalmente arenosos, próximos a zonas rocosas y a praderas de *Posidonia oceanica*, a una profundidad media de 20 a 35 metros. Se dejan caladas de forma permanente y se levantan con una frecuencia media de una semana, levantando un tramo distinto cada semana. Generalmente el arte consta de varios tramos unidos entre ellos, señalizados por un corcho o boya. La longitud total del arte oscila entre tres a seis kilómetros, según la embarcación. La especie objetivo es el pulpo (*Octopus vulgaris*) que se refugia en estas vasijas. Durante el halado y para que salgan los pulpos se vierte agua concentrada con sal por el orificio inferior de los cadufos. Se utiliza en el exterior de la reserva marina, desde su extremo más meridional hacia la zona de Calblanque y La Plana.



Figura 3.19. Halado de unos cadufos o alcatruces calados (FAO, 2005).

3.3.2.3. Esfuerzo de pesca

De los casi 2.500 kilómetros de artes de pesca muestreados (Tabla 3.12), casi el 67% se reparten entre los trasmallos claros (36,4%) y el trasmallo fino (30,4%). El palangre de fondo representa el 17,4%, las redes de enmalle el 6,7%, y el resto de artes (morunas chirreteras y cadufos) no llega al 9,5% del total muestreado. La longitud media de los artes de pesca es de 1.650 m, sin embargo la longitud efectiva (longitud en línea recta entre las boyas que delimitan el inicio y fin del arte calado) es de 1.120 m (Tabla 3.12).

A continuación se describe el esfuerzo de pesca realizado, como metros totales de artes calados, por la flota artesanal de Cabo de Palos y para los artes mayoritarios (trasmallos claros, trasmallo fino, palangre de fondo y redes de nailon).

1. Los trasmallos claros (de roca y langosta) fueron empleados en el 40,2% de las salidas de pesca muestreadas por un máximo de 7 embarcaciones, contribuyendo con el 27,8% del total de biomasa desembarcada. La longitud media del trasmallo de roca es de 1,8 km y del trasmallo claro de langosta 2,8 km, siendo el tiempo medio de calado de 15,5 y 48 horas respectivamente.

2. El trasmallo fino lo han empleado todas las embarcaciones artesanales de Cabo de Palos (8), utilizándose en el 24,5% de las salidas registradas por los muestreos, y aportando a la biomasa total desembarcada el 17,6%. La longitud media de este arte es de 2,6 km, permaneciendo calado una media de 3,4 horas.

3. El palangre de fondo ha sido empleado por cuatro embarcaciones, la mitad de la flota artesanal de Cabo de Palos. Ha sido utilizado en el 9,7% de las salidas muestreadas, las cuales han contribuido a la captura total desembarcada con el 19,4% de la biomasa total. La longitud media de los palangres usados por las embarcaciones es de 3,8 km, y el tiempo medio de calado de 3,4 horas.

4. Las redes de enmalle (red alta, red de nailon y bonitolera) han sido utilizadas por un máximo de cinco embarcaciones. Se han registrado, en total, en el 13,5% de los embarques realizados. Han aportado, en conjunto, el 13,9% de la biomasa capturada. La longitud media por arte es de 0,6 km para la red alta, 1,3 km para la red de nailon y 0,5 km para la bonitolera, con un tiempo medio de calado de 12 a 13 horas.

Tabla 3.12.

Número de barcos que han empleado cada uno de los artes de pesca; esfuerzo de pesca total muestreado (m de arte); longitud media del arte (m) y error estándar (ES) en metros; longitud efectiva de calado (m) y error estándar, longitud mínima y máxima del arte; tiempo medio de pesca (TP) en horas y error estándar; porcentaje de salidas y porcentaje de biomasa capturada por la flota de Cabo de Palos.

Arte	Barcos	Esf. Total muestreado (en metros)	Long. media del arte (m) y error estándar				Longitud del arte (m)		Tiempo de pesca		Salidas %	Capturas %
			Real	ES	Efectiva	ES	Mín.	Máx.	horas	ES		
Bonitolera	2	6.500	500	79	324	36	204	590	12	0	1,1	0,9
Cadufos	3	216.350	2.576	88	2.224	105	900	5.525	139,6	7,1	7,1	12,5
Chirretera	3	2.300	96	8	66	11	40	165	20,3	2	2	1,5
Moruna gruesa	2	17.500	427	6	251	9	225	435	32	4	3	7,3
Palangre de fondo	4	432.958	3.798	131	2.780	115	235	6.120	3,4	0,2	9,7	19,4
Red alta	3	32.808	631	31	446	24	220	870	12,5	0,7	4,4	2,5
Red de nailon	5	119.280	1.256	68	948	49	308	1.975	13,3	0,4	8	10,5
Trasmallo claro roca	7	785.467	1.814	58	1.198	39	180	5.215	15,5	0,5	36,4	26,1
Trasmallo claro langosta	3	125.736	2.794	201	1.356	94	220	2.682	47,9	1,7	3,8	1,7
Trasmallo fino	8	759.219	2.609	76	1.609	51	115	5.180	3,4	0,2	24,5	17,6
Total	8	2.498.118	1.650	75	1.120	30					100	100

3.3.2.4. Composición de las capturas por arte

En la tabla 3.13 se presenta la relación completa de especies capturadas por los cuatro artes mayoritarios (trasmallo claro, fino, palangre de fondo y redes de enmalle).

Tabla 3.13.

Relación de las especies capturadas por los cuatro artes mayoritarios (Trasmallo claro, trasmallo fino, palangre de fondo y redes de enmalle) por la flota artesanal de Cabo de Palos, durante el periodo de estudio.

Orden	Familia	Especie	Nombre común
Carcharhiniformes	Scyliorhinidae	<i>Scyliorhinus canicula</i> (Linnaeus, 1758)	Gato
Carcharhiniformes	Triakidae	<i>Mustelus mustelus</i> (Linnaeus, 1758)	Musola
Rajiformes	Rajidae	<i>Raja</i> spp. Linnaeus 1758	Raya
Rajiformes	Rhinobatidae	<i>Rhinobatos</i> spp. Linck 1790	Guitarra
Elasmobranchii	Torpedinidae	<i>Torpedo</i> spp. Linnaeus 1758	Torpedo
Myliobatiformes	Dasyatidae	<i>Dasyatis pastinaca</i> (Linnaeus, 1758)	Chucho
Myliobatiformes	Myliobatidae	<i>Myliobatis aquila</i> (Linnaeus, 1758)	Águila
Anguilliformes	Congridae	<i>Conger conger</i> (Linnaeus, 1758)	Congrio
Anguilliformes	Muraenidae	<i>Muraena helena</i> Linnaeus, 1758	Morena
Atheriniformes	Atherinidae	<i>Atherina boyeri</i> Riso, 1810	Chirrete
Aulopiformes	Synodontidae	<i>Synodus saurus</i> (Linnaeus, 1758)	Pez lagarto
Beloniformes	Belonidae	<i>Belone belone</i> (Linnaeus, 1761)	Aguja
Beloniformes	Exocoetidae	<i>Cheilopogon heterurus</i> (Rafinesque, 1810)	Volador
Gadiformes	Gadidae	<i>Gadus pollachius</i> (Linnaeus, 1758)	Bacaladilla
Gadiformes	Gadidae	<i>Phycis blennoides</i> (Brünnich, 1768)	Brotola fango
Gadiformes	Gadidae	<i>Phycis phycis</i> (Linnaeus, 1766)	Brotola roca
Gadiformes	Merlucciidae	<i>Merluccius merluccius</i> (Linnaeus, 1758)	Merluza
Lophiiformes	Lophiidae	<i>Lophius piscatorius</i> Linnaeus, 1758	Rape
Perciformes	Apogonidae	<i>Apogon imberbis</i> (Linnaeus, 1758)	Reyezuelo
Perciformes	Carangidae	<i>Lichia amia</i> (Linnaeus, 1758)	Palometón
Perciformes	Carangidae	<i>Pseudocaranx dentex</i> (Bloch & Schneider, 1801)	Jurela
Perciformes	Carangidae	<i>Seriola dumerili</i> (Risso, 1810)	Lecha
Perciformes	Carangidae	<i>Trachinotus ovatus</i> (Linnaeus, 1758)	Palometa
Perciformes	Carangidae	<i>Trachurus mediterraneus</i> (Steindachner, 1868)	Jurel
Perciformes	Carangidae	<i>Trachurus trachurus</i> (Linnaeus, 1758)	Jurel
Perciformes	Centranchidae	<i>Spicara maena</i> (Linnaeus, 1758)	Gerla
Perciformes	Centranchidae	<i>Spicara smaris</i> (Linnaeus, 1758)	Caramel
Perciformes	Coryphaenidae	<i>Coryphaena hippurus</i> Linnaeus, 1758	Llampuga
Perciformes	Gobiidae	<i>Aphia minuta</i> (Risso, 1810)	Chanquete
Perciformes	Labridae	<i>Labrus merula</i> Linnaeus, 1758	Morruo
Perciformes	Labridae	<i>Labrus</i> spp. Linnaeus, 1758	Tordo,
Perciformes	Labridae	<i>Labrus viridis</i> Linnaeus, 1758	Tordo
Perciformes	Labridae	<i>Symphodus cinereus</i> (Bonnaterre, 1788)	Bodión
Perciformes	Labridae	<i>Symphodus mediterraneus</i> (Linnaeus, 1758)	Pichi
Perciformes	Labridae	<i>Symphodus ocellatus</i> (Forsskål, 1775)	Tordo
Perciformes	Labridae	<i>Symphodus</i> spp. Linnaeus, 1758	Pichi
Perciformes	Labridae	<i>Symphodus tinca</i> (Linnaeus, 1758)	Peto, Pichi
Perciformes	Labridae	<i>Xyrichtys novacula</i> (Linnaeus, 1758)	Raó
Perciformes	Moronidae	<i>Dicentrarchus labrax</i> (Linnaeus, 1758)	Lubina
Perciformes	Mugilidae	<i>Chelon labrosus</i> (Risso, 1827)	Mújol, Lisa

Perciformes	Mullidae	<i>Mullus barbatus</i> (Linnaeus, 1758)	Salmonete de fango
Perciformes	Mullidae	<i>Mullus surmuletus</i> (Linnaeus, 1758)	Salmonete de roca
Perciformes	Polyprionidae	<i>Polyprion americanum</i> (Bloch & Schneider, 1801)	Cherna
Perciformes	Pomatomidae	<i>Pomatomus saltator</i> (Linnaeus, 1766)	Pasador
Perciformes	Sciaenidae	<i>Sciaena umbra</i> Linnaeus, 1758	Corva
Perciformes	Sciaenidae	<i>Umbrina cirrosa</i> (Linnaeus, 1758)	Verrugato
Perciformes	Scombridae	<i>Auxis rochei rochei</i> (Risso, 1810)	Melva
Perciformes	Scombridae	<i>Euthynnus alletteratus</i> (Rafinesque, 1810)	Bacoreta
Perciformes	Scombridae	<i>Sarda sarda</i> (Bloch, 1793)	Bonito
Perciformes	Scombridae	<i>Scomber scombrus</i> Linnaeus, 1758	Caballa
Perciformes	Scombridae	<i>Thunnus thynnus</i> (Linnaeus, 1758)	Atún
Perciformes	Serranidae	<i>Epinephelus costae</i> (Steindachner, 1878)	Falso abadejo
Perciformes	Serranidae	<i>Epinephelus marginatus</i> (Lowe, 1834)	Mero
Perciformes	Serranidae	<i>Serranus cabrilla</i> (Linnaeus, 1758)	Serrano
Perciformes	Serranidae	<i>Serranus scriba</i> (Linnaeus, 1758)	Vaca
Perciformes	Sparidae	<i>Boops boops</i> (Linnaeus, 1758)	Boga
Perciformes	Sparidae	<i>Dentex dentex</i> (Linnaeus, 1758)	Denton
Perciformes	Sparidae	<i>Dentex</i> spp.	Sama, denton
Perciformes	Sparidae	<i>Diplodus annularis</i> (Linnaeus, 1758)	Raspallón
Perciformes	Sparidae	<i>Diplodus cervinus</i> (Lowe, 1838)	Sargo real
Perciformes	Sparidae	<i>Diplodus puntazzo</i> (Cetti, 1777)	Sargo picudo
Perciformes	Sparidae	<i>Diplodus sargus</i> (Linnaeus, 1758)	Sargo
Perciformes	Sparidae	<i>Diplodus vulgaris</i> (Geoffroy Saint-Hilaire, 1817)	Vidriá,
Perciformes	Sparidae	<i>Lithognathus mormyrus</i> (Linnaeus, 1758)	Magre
Perciformes	Sparidae	<i>Oblada melanura</i> (Linnaeus, 1758)	Oblada
Perciformes	Sparidae	<i>Pagellus acarne</i> (Risso, 1827)	Besugo
Perciformes	Sparidae	<i>Pagellus bogaraveo</i> (Brünnich, 1768)	Besugo
Perciformes	Sparidae	<i>Pagellus erythrinus</i> (Linnaeus, 1758)	Breca, Pagel
Perciformes	Sparidae	<i>Pagrus pagrus</i> (Linnaeus, 1758)	Pargo, Pagel
Perciformes	Sparidae	<i>Sarpa salpa</i> (Linnaeus, 1758)	Salpa
Perciformes	Sparidae	<i>Sparus aurata</i> Linnaeus, 1758	Dorada
Perciformes	Sparidae	<i>Spondylisoma cantharus</i> (Linnaeus, 1758)	Chopa
Perciformes	Sphyraenidae	<i>Sphyraena sphyraena</i> (Linnaeus, 1758)	Espetón
Perciformes	Trachinidae	<i>Trachinus draco</i> Linnaeus, 1758	Araña
Perciformes	Uranoscopidae	<i>Uranoscopus scaber</i> Linnaeus, 1758	Rata, Sapo
Perciformes	Xiphiidae	<i>Xiphias gladius</i> Linnaeus, 1758	Pez espada
Pleuronectiformes	Citharidae	<i>Citharus linguatula</i> (Linnaeus, 1758)	Solleta
Pleuronectiformes	Scophthalmidae	<i>Psetta maxima</i> (Linnaeus, 1758)	Rodaballo
Pleuronectiformes	Soleidae	<i>Solea solea</i> (Linnaeus, 1758)	Lenguado
Scorpaeniformes	Dactylopteridae	<i>Dactylopterus volitans</i> (Linnaeus, 1758)	Roncador
Scorpaeniformes	Scorpaenidae	<i>Helicolenus dactylopterus</i> (Delaroche, 1809)	Gallineta
Scorpaeniformes	Scorpaenidae	<i>Scorpaena notata</i> Rafinesque, 1810	Rascasa
Scorpaeniformes	Scorpaenidae	<i>Scorpaena porcus</i> Linnaeus, 1758	Rascasa
Scorpaeniformes	Scorpaenidae	<i>Scorpaena</i> spp.	Rascasas
Scorpaeniformes	Scorpaenidae	<i>Scorpeana scrofa</i> Linnaeus, 1758	Gallineta
Scorpaeniformes	Triglididae	<i>Lepidotrigla</i> spp. (Cuvier 1829)	Rubios
Scorpaeniformes	Triglididae	<i>Trigla lastoviza</i> (Bonnaterre, 1788)	Rubio
Scorpaeniformes	Triglididae	<i>Trigla</i> spp.	Rubio
Tetraodontiformes	Balistidae	<i>Balistes carolinensis</i> Gmelin, 1789	Ballesta
Tetraodontiformes	Molididae	<i>Mola mola</i> (Linnaeus, 1758)	Pez luna
Zeiformes	Zeidae	<i>Zeus faber</i> Linnaeus, 1758	Gallopedro

3.3.2.4.1. Grupos funcionales

Según el análisis de componentes principales realizado (Fig. 3.20 y tabla 3.14), las especies capturadas se pueden agrupar en varios grupos funcionales. Los dos primeros ejes explican el 75% del total de la varianza y se corresponde con los hábitos alimenticios de los peces capturados (Halpern & Floeter, 2008), y la categoría de ocupación espacial (Harmelin, 1987). Con estas dos variables, se realizó un análisis de conglomerados jerárquico sobre la matriz de similitud no transformada de Bray-Curtis y el método de vinculación promedio entre grupos (*average linkage method*). A partir del dendrograma resultante (Fig. 3.21) se definieron como grupos funcionales aquellos con un porcentaje de similitud mayor al 95%. El resultado de los grupos se resume a continuación y se muestran las especies de cada uno de ellos en la tabla 3.15.

G1: Macrocarnívoros sedentarios de gran tamaño (>50 cm), que viven en áreas profundas asociadas a zonas rocosas y cuevas, presentan un comportamiento territorial y preferiblemente solitario.

G2: Macrocarnívoros demersales, que pueden alcanzar grandes tallas, se encuentran en profundidades medias y grandes, son capturados normalmente en fondos detríticos, no son especies objetivo para estos artes, pero son apreciadas por su elevado valor económico.

G3: Macrocarnívoros pelágicos costeros, de gran tamaño, cubren un amplio rango de profundidades, comportamiento gregario y de elevada movilidad. Tienen un gran interés comercial.

G4: Especies de hábitos sedentarios y tamaño medio que se alimentan de invertebrados bentónicos móviles (principalmente cangrejos, moluscos, etc.) con 2 excepciones piscívoras (*Synodus saurus* y *Uranoscopus scaber*). Se encuentran en un amplio rango de profundidades.

G5: Especies demersales de tamaño mediano, con pequeños desplazamientos verticales en la columna de agua, cuya alimentación se compone principalmente de invertebrados bentónicos móviles en áreas adyacentes a zonas arenosas. Incluye a los salmonetes (*Mullus* spp.) que poseen un importante valor comercial.

G6: Especies demersales de tamaño medio a grande, con movimientos verticales medios en la columna de agua, que se capturan en un amplio rango de profundidades y

se alimentan principalmente de invertebrados. Son muy apreciadas comercialmente aunque no constituyen un grupo objetivo por sí mismas.

G7: Formado por espáridos, de hábitos alimenticios omnívoros y carnívoros, constituido por especies demersales de tamaño medio a grande, con movimientos verticales cortos en la columna de agua y generalmente asociados a formaciones rocosas, incluyen especies de alto valor comercial.

Además se han excluido del análisis de conglomerados las especies incluidas en el último grupo (GR) que engloba al resto de taxones, que aportan menos del 0,035% al total de la biomasa capturada con los artes principales (tabla 3.15).

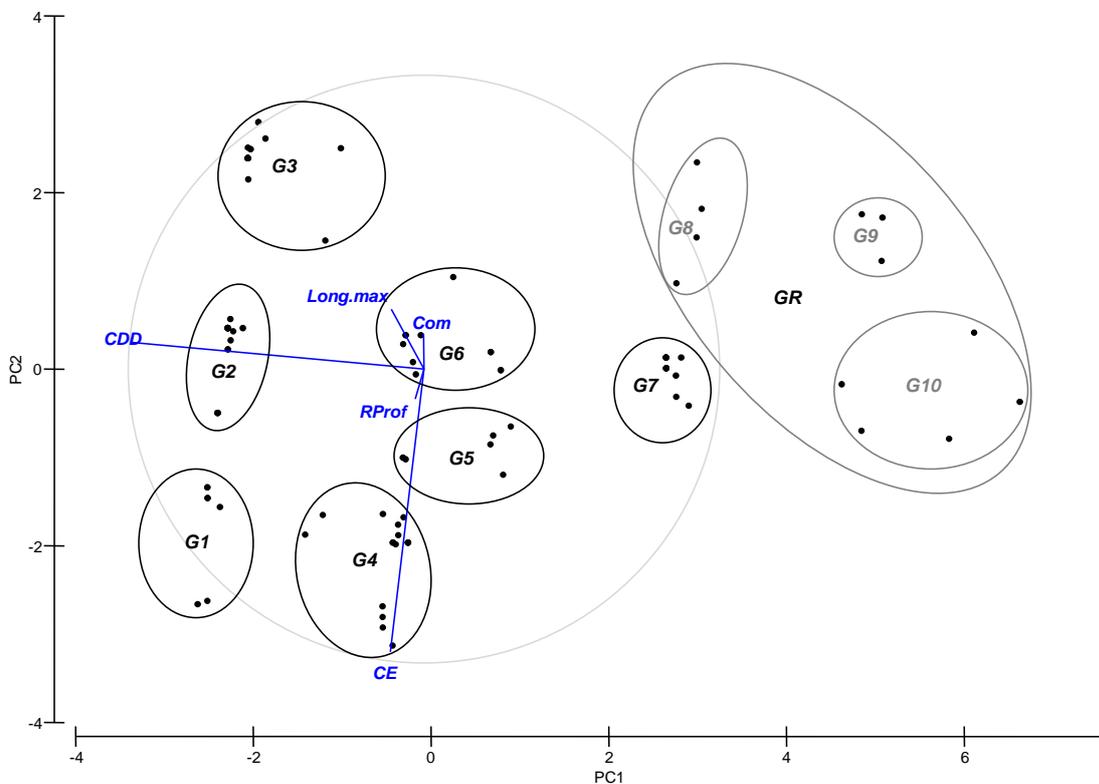


Figura. 3.20. Análisis de componentes principales (PCA). Distribución de las especies capturadas por la flota artesanal de Cabo de Palos en los ejes del PCA. El primer eje explica el 52,5% de la varianza total y se corresponde con el factor CDD (composición detallada de la dieta), el segundo eje explica un 22,5% de la varianza total y se corresponde con la categoría de ocupación espacial (CE). El resto de ejes son: la longitud máxima del pez (Long.max), el rango de profundidad (Rprof) y la categoría comercial (Com). G1-G10: son los distintos grupos funcionales. GR engloba al resto de taxones, que aportan menos del 0,035% al total de la biomasa capturada.

Tabla 3.14.

Resultados del análisis de componentes principales realizado sobre la matriz de especies capturadas con los valores de biomasa. %Var.: porcentaje de variación total explicada. Cum. %: porcentaje acumulado de la varianza explicada.

PC	Eigenvalues	%Var.	Cum.%
1	5,74	52,50	52,50
2	2,46	22,50	75,00
3	1,62	14,80	89,80
4	0,79	7,20	97,00
5	0,33	3,00	100,00

Variable	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5
Com	0,001	0,120	-0,199	0,965	0,122
CE	0,114	-0,962	0,011	0,147	-0,199
RProf	0,030	-0,102	-0,924	-0,215	0,296
Long.max	0,111	0,204	-0,319	0,024	-0,919
CDD	0,987	0,091	0,062	-0,015	0,117

[Com: categoría comercial. CE: Categoría de ocupación espacial. RProf: rango de profundidad. Long.máx: longitud máxima. CDD: composición detallada de la dieta].

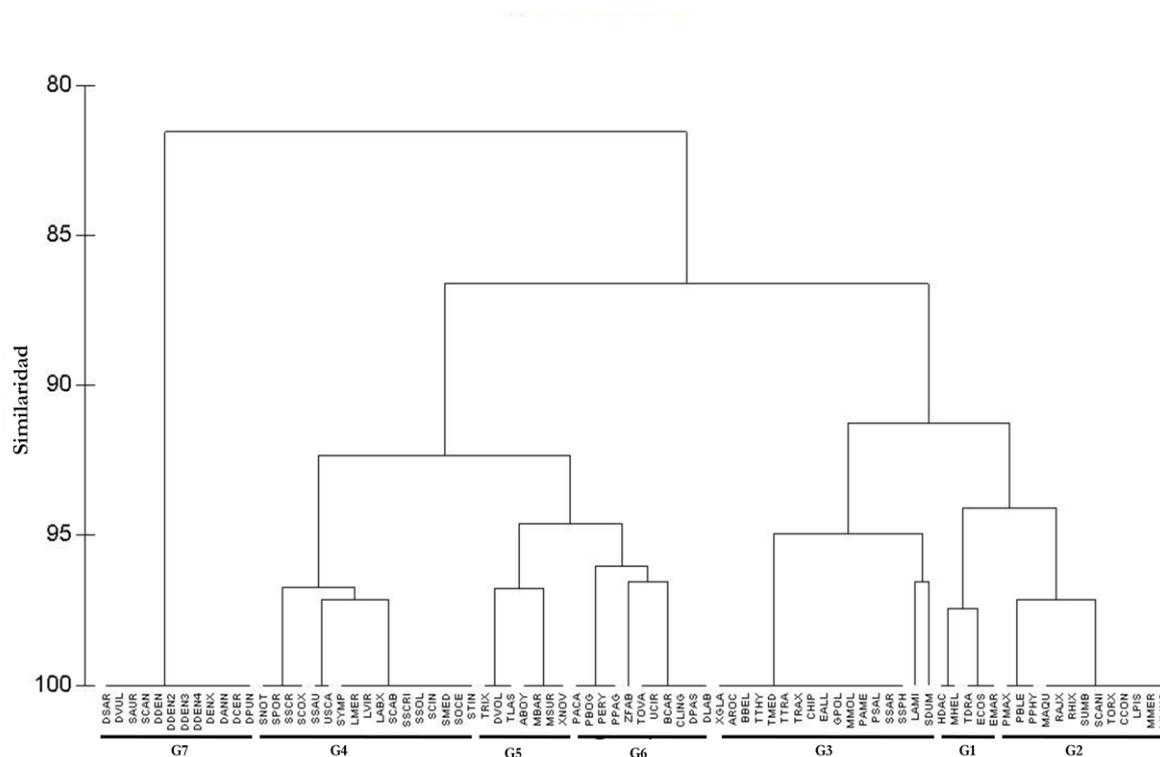


Figura. 3.21. Dendrograma resultante del análisis de conglomerados jerárquico de las especies capturadas por la flota artesanal de Cabo de Palos. A la izquierda se muestra el porcentaje de similitud entre los taxones que componen la captura.

Tabla 3.15.
Clasificación de los grupos funcionales resultantes.

GF	Especies		
G1	<i>Epinephelus costae</i>	<i>Helicolenus dactylopterus</i>	<i>Trachinus draco</i>
	<i>Epinephelus marginatus</i>	<i>Muraena helena</i>	
G2	<i>Conger conger</i>	<i>Phycis blennoides</i>	<i>Sciaena umbra</i>
	<i>Lophius piscatorius</i>	<i>Phycis phycis</i>	<i>Scyliorhinus canicula</i>
	<i>Merluccius merluccius</i>	<i>Psetta maxima</i>	<i>Torpedo torpedo</i>
	<i>Mustelus mustelus</i>	<i>Raja spp.</i>	
G3	<i>Myliobatis aquila</i>	<i>Rhinobatos rhinobatos</i>	
	<i>Auxis rochei</i>	<i>Lichia amia</i>	<i>Sphyraena sphyraena</i>
	<i>Belone belone</i>	<i>Polyprion americanum</i>	<i>Thunnus thynnus</i>
	<i>Coryphaena hippurus</i>	<i>Pomatomus saltator</i>	<i>Trachurus trachurus</i>
	<i>Euthynnus alleteratus</i>	<i>Sarda sarda</i>	<i>Trachurus mediterraneus</i>
	<i>Gadus pollachius</i>	<i>Seriola dumerili</i>	
	<i>Labrus merula</i>	<i>Serranus cabrilla</i>	<i>Symphodus ocellatus</i>
G4	<i>Labrus viridis</i>	<i>Serranus scriba</i>	<i>Symphodus tinca</i>
	<i>Scorpaena notata</i>	<i>Solea solea</i>	<i>Synodus saurus</i>
	<i>Scorpaena porcus</i>	<i>Symphodus cinereus</i>	<i>Uranoscopus scaber</i>
	<i>Scorpaena scrofa</i>	<i>Symphodus mediterraneus</i>	
G5	<i>Atherina boyeri</i>	<i>Mullus barbatus</i>	<i>Trigla lastoviza</i>
	<i>Dactylopterus volitans</i>	<i>Mullus surmuletus</i>	<i>Xyrichtys novacula</i>
G6	<i>Balistes carolinensis</i>	<i>Pagellus acarne</i>	<i>Umbrina cirrosa</i>
	<i>Citharus linguatula</i>	<i>Pagellus bogaraveo</i>	<i>Trachinotus ovatus</i>
	<i>Dasyatis pastinaca</i>	<i>Pagellus erythrinus</i>	<i>Zeus faber</i>
	<i>Dicentrarchus labrax</i>	<i>Pagrus pagrus</i>	
G7	<i>Dentex dentex</i>	<i>Diplodus annularis</i>	<i>Diplodus vulgaris</i>
	<i>Dentex gibbosus</i>	<i>Diplodus cervinus</i>	<i>Sparus aurata</i>
	<i>Dentex macrophthalmus</i>	<i>Diplodus puntaçço</i>	<i>Spondylisoma cantharus</i>
	<i>Dentex maroccanus</i>	<i>Diplodus sargus sargus</i>	
GR	<i>Aphia minuta</i> (G10)	<i>Chelon labrosus</i> (G8)	<i>Sarpa salpa</i> (G10)
	<i>Apogon imberbis</i> (G10)	<i>Lithognathus mormyrus</i> (G8)	<i>Scomber scombrus</i> (G9)
	<i>Boops boops</i> (G8)	<i>Oblada melanura</i> (G8)	<i>Spicara maena</i> (G10)
	<i>Cheilopogon heterurus</i> (G9)	<i>Pseudocaranx dentex</i> (G10)	<i>Spicara smarís</i> (G9)

En la tabla 3.16, se resumen las especies objetivo de todos los artes empleados por los pescadores en el puerto pesquero de Cabo de Palos y las capturas por unidad de esfuerzo (kg/m arte) de cada grupo funcional, diferenciando entre la zona de protección y la zona de libre acceso

Tabla 3.16.

Lista de los artes de pesca empleados por la flota de Cabo de Palos en la zona no protegida (NP), y dentro de la reserva marina (RM). Se muestra la captura por unidad de esfuerzo total anual (kg/m) de cada uno de los 7 grupos funcionales (GF). La profundidad reseñada es la media de calado del arte. TCR: trasmallo claro de roca; TCL: trasmallo claro de langosta; TF: trasmallo fino; PF: palangre de fondo; RA: red alta; RN: red de nailon; BON: bonitolera; MOR: moruna gruesa; CHI: chirretera; CAD: cadufos.

Zona no protegida			Capturas por unidad de esfuerzo (kg/m)						
Arte	Profundidad	Especie objetivo	G1	G2	G3	G4	G5	G6	G7
TCR	29,1	<i>Scorpaena scrofa</i> (G4)	0,0021	0,0018	0,0014	0,0068	0,0008	0,0019	0,0013
TCL	56,8	<i>Palinurus elephas</i> .	<0,0000	0,0005	<0,0001	0,0042	<0,0001	0,0003	<0,0001
TF	21,3	<i>Mullus surmuletus</i> (G5)	0,0005	0,0002	0,0002	0,0023	0,0054	0,0002	0,0006
PF	32,0	<i>Epinephelus marginatus</i> (G1)	0,0118	0,0033	0,0002	0,0002	<0,0001	0,0020	0,0026
RA	12,7	<i>Dentex dentex</i> (G7)	0,0043	0,0016	0,0153	0,0019	0,0002	0,0079	0,0071
RN	18,9	<i>Seriola dumerili</i> (G3)	0,0008	0,0024	0,0304	0,0011	0,0003	0,0022	0,0090
BON	12,1	<i>Sarda sarda</i> (G3)	<0,0001	0,0022	0,0264	0,0003	0,0337	0,0065	0,0019
MOR	6,3	<i>Seriola dumerili</i> (G3)	<0,0001	0,0032	0,2411	<0,0001	0,0056	<0,0001	0,0003
CHI	5,9	<i>Atherina boyeri</i> (G5)	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,3561	<0,0001	<0,0001
CAD	26,9	<i>Octopus vulgaris</i>	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001
Total	24,1		0,0057	0,0012	0,0044	0,0031	0,0027	0,0012	0,0015
Reserva marina			Capturas por unidad de esfuerzo (kg/m)						
Arte	Profundidad	Especie objetivo	G1	G2	G3	G4	G5	G6	G7
TCR	32,7	<i>Scorpaena scrofa</i> (G4)	0,0019	0,0029	0,0024	0,0044	0,0006	0,0011	0,0036
TCL	53,3	<i>Palinurus</i> sp.	<0,0001	0,0015	0,0005	0,0042	<0,0001	0,0002	<0,0001
TF	38,8	<i>Mullus surmuletus</i> (G5)	0,0002	0,0007	<0,0001	0,0026	0,0068	0,0008	0,0003
PF	34,1	<i>Epinephelus marginatus</i> (G1)	0,0169	0,0056	<0,0001	0,0003	<0,0001	0,0045	0,0021
RN	37,5	<i>Seriola dumerili</i> (G3)	0,0038	0,0052	<0,0001	0,0046	<0,0001	0,0018	0,0028
CHI	7,0	<i>Atherina boyeri</i> (G5)	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,2813	<0,0001	<0,0001
Total	34,5		0,0075	0,0037	0,0011	0,0026	0,0010	0,0023	0,0025

El trasmallo claro de roca captura principalmente escorpénidos (*Scorpaena* spp.) (18,5% de la captura), de los que la gallineta (*Scorpaena scrofa*) representa por si sola el 11,1%. De entre las demás especies, el denton (*Dentex dentex*) contribuye con el 6,7%, la corvina (*Sciaena umbra*) con el 5,6%, y el pulpo aporta el 5,1% de la captura (Fig. 3.22 y Tabla 3.17).

En el caso del trasmallo claro de langosta, el 11,1% de las capturas está compuesto por langosta (*Palinurus elephas*). El porcentaje es bajo, pero el elevado valor de esta especie y lo difícil de su captura hacen de éste un arte selectivo. El 52,3% de las capturas corresponde en este caso a gallineta (*Scorpaena scrofa*) (Tabla 3.17).



Figura 3.22. Especies capturadas (*Scorpaena scrofa* y *Epinephelus marginatus*) por trasmallo claro dentro de la reserva marina.

El trasmallo fino es muy selectivo para las capturas de salmonete de roca (*Mullus surmuletus*), que representa el 43,7% del total. El resto de la captura está constituido en su mayoría por el grupo multiespecífico denominado morralla (Tabla 3.17).

El palangre de fondo genera un 69,3% de biomasa descartada, compuesta principalmente por morenas (*Muraena helena*) y congrios (*Conger conger*), siendo las especies de interés comercial más capturadas el denton (*Dentex dentex*) (8,4%) y el pargo (*Pagrus pagrus*) (5,9%) (Tabla 3.17 y Fig. 3.23).



Figura 3.23. Especies capturadas (*Dentex dentex*, *Diplodus cervinus*, *Pagellus erythrinus*, entre otras) por palangre de fondo en la reserva marina de Cabo de Palos-Islas Hormigas.

Las redes de enmalle (bonitolera, red alta y red de nailon) muestran una elevada selectividad por las capturas de lecha (*Seriola dumerili*) (46,3%) y denton (*Dentex dentex*) (13,2%) (Tabla 3.17).

Del resto de artes de pesca destacan, por sus capturas, la moruna gruesa, que extrae principalmente especies pelágicas costeras, estando el 89,8% de la captura compuesto por lechas (*Seriola dumerili*), y los cadufos, que son utilizados únicamente para la captura de pulpo (*Octopus vulgaris*) (100% de la captura).

Tabla 3.17.

Contribución porcentual de las 10 especies más capturadas por la flota artesanal de Cabo de Palos con los artes mayoritarios de pesca artesanal.

Trasmallo claro		Trasmallo fino	
Especies	%	Especies	%
<i>Scorpaena</i> spp.	17,4	<i>Mullus surmuletus</i>	43,5
<i>Scorpaena scrofa</i>	10,4	Morralla	15,4
<i>Dentex dentex</i>	6,6	<i>Scorpaena</i> spp.	12,5
<i>Sciaena umbra</i>	6,1	<i>Spicara maena</i>	4,7
<i>Octopus vulgaris</i>	5,0	<i>Scorpaena scrofa</i>	3,4
<i>Sepia officinalis</i>	4,5	<i>Diplodus</i> spp.	2,6
<i>Seriola dumerili</i>	3,9	<i>Serranus</i> spp.	2,2
<i>Trachurus</i> spp.	3,7	<i>Octopus vulgaris</i>	1,8
<i>Mullus surmuletus</i>	3,6	<i>Sepia officinalis</i>	1,7
<i>Pagellus bogaraveo</i>	3,6	<i>Dentex dentex</i>	1,1
TOTAL	64,8	TOTAL	88,9

Palangre de fondo		Redes de enmalle	
Especies	%	Especies	%
<i>Muraena helena</i> *	53,4	<i>Seriola dumerili</i>	45,8
<i>Conger conger</i> *	15,0	<i>Dentex dentex</i>	13,3
<i>Dentex dentex</i>	8,7	<i>Euthynnus alletteratus</i>	6,3
<i>Pagrus pagrus</i>	8,5	<i>Diplodus</i> spp.	3,6
<i>Dasyatis pastinaca</i> *	3,2	<i>Umbrina cirrosa</i>	3,3
<i>Epinephelus marginatus</i>	2,7	<i>Trachinotus ovatus</i>	3,1
<i>Octopus vulgaris</i>	1,0	<i>Pagellus erythrinus</i>	2,8
<i>Pagellus erythrinus</i>	0,8	<i>Sphyræna sphyraena</i>	2,5
<i>Raja</i> spp.	0,7	<i>Sarda sarda</i>	2,3
<i>Diplodus</i> spp.	0,7	<i>Sciaena umbra</i>	2,2
TOTAL	94,7	TOTAL	85,2

[* Especies descartadas por el bajo interés comercial].

3.4. Discusión y conclusiones

En los últimos años la flota pesquera esta sufriendo un descenso en el número de barcos y trabajadores en todas las modalidades de pesca (arrastre, cerco, palangre de superficie y artesanal). La reconversión de la flota iniciada en 1994 en España, con ayudas de la UE para la modernización y desguace de barcos, ha servido para renovar parte del sector, al tiempo que se ha reducido el número de buques en la región. Sin embargo, las diferencias observadas en las características estructurales de las embarcaciones por modalidad de pesca indican que este proceso de modernización no se ha producido por igual en las diferentes embarcaciones que configuran la flota pesquera.

Las causas de estas diferencias las podemos encontrar en la reducción desigual de la flota por modalidades de pesca, el hecho de que las flotas más industrializadas, como la de cerco o arrastre, requieren de una mayor inversión (tecnológica y mecánica) para seguir siendo eficientes, por lo que se han destinado más recursos para su reconversión y en que las embarcaciones más pequeñas, con hábitos de pesca costeros, están sometidas a un menor desgaste estructural (Florido, 2008). Sin embargo, a pesar de que la UE ha recomendado a los estados la necesidad de reducir la capacidad pesquera de la flota en un 40% (Comisión Europea, 2000), para reducir la sobreexplotación de las poblaciones, al mismo tiempo las ayudas y subsidios se destinan principalmente a los barcos con mayor capacidad pesquera, terminando en último lugar con las embarcaciones artesanales, que siendo las más abundantes en toda España, son las que menos ayudas han recibido (<http://fishsubsidy.org>).

Esto tiene consecuencias sobre la sostenibilidad de los recursos, ya que los niveles actuales de capturas y consumo de pescado han originado un aumento de la explotación industrial de las poblaciones marinas con barcos dotados de mejoras tecnológicas que aumentan su capacidad de pesca. Además, los pescadores tienen que competir con terceros países, que exportan pescado de igual o peor calidad pero a precios muy bajos. Estas acciones son aparentemente contradictorias con los objetivos de la política pesquera común (PPC) de la Unión Europea, que son los de garantizar la viabilidad económica de las flotas europeas, conservar las poblaciones de peces y organismos marinos y garantizar a los consumidores unos productos alimenticios de calidad.

Esto se refleja en la flota pesquera de la Región de Murcia, donde se comprueba que las embarcaciones de pesca artesanal son significativamente más antiguas que las de cerco (las más modernas) y las de arrastre. Estas diferencias se deben en parte a que en los últimos 10 años la flota murciana se ha visto reducida en 100 buques (en torno al 30%). Por modalidades de pesca, las más afectadas han sido la de cerco (-51%) y la de palangre (-53%), la flota de arrastre es la que menos ha disminuido (en torno al 13%) y la artesanal un 27%. Esta última representa más de tres cuartas partes de la flota pesquera murciana, donde la diversidad de buques, métodos de pesca, dinámica temporal, toma de decisiones a corto plazo, así como el conocimiento tradicional que tienen los pescadores de su actividad y las especies, configuran una flota heterogénea y

compleja (Fernández & Esteban, 2003; García-Rodríguez & Fernández, 2004; García-Rodríguez, 2006), siendo el sector en el que menos se ha invertido para su modernización. Las características estructurales estudiadas, que determinan la capacidad de pesca de la embarcación, tales como la eslora, la potencia de motor y el arqueado del buque, están relacionadas estadísticamente entre ellas y se pueden emplear como un indicador del esfuerzo de pesca.

La flota de Cabo de Palos, enteramente artesanal, de pequeñas dimensiones, con poca potencia de motor, y una antigüedad media de 25,9 años, donde la mayoría de los pescadores tienen parentescos familiares y son vecinos de la localidad, se puede definir como una típica flota artesanal mediterránea, que se caracteriza por ser generalista en cuanto al número y diversidad de artes que emplean (Sobrino *et al.*, 1994; Silva *et al.*, 2002; Tzanatos *et al.*, 2006). Esta modalidad de pesca presenta un abanico de artes que le confiere un gran dinamismo y adaptabilidad. Cada tipo de arte se emplea preferentemente para la captura de determinadas especies o grupo de especies objetivo, las cuales se buscan de forma activa en localizaciones concretas con características comunes, como son la estación, el rango de profundidad, o el tipo de fondo.

La actividad extractiva se realiza a lo largo de todo el año, rotando y alternando los artes de pesca sobre los fondos marinos a profundidades máximas de 120 metros, sin alejarse mucho del puerto de origen, con jornadas de trabajo en la mar de unas 7 horas por salida, y dejando los artes calados en la mar una media de entre 3,4 horas en el caso del palangre de fondo y el trasmallo fino, hasta más de 5 días (139,6 horas) en el caso de artes fijos como los cadufos.

La composición de la captura la forman principalmente especies macrocarnívoras o piscívoras, que son el objetivo de la mayoría de los artes de pesca por su mayor valor económico. La protección está favoreciendo que estas especies estén aumentando su abundancia, tamaño medio y por consiguiente biomasa, como se puede comprobar en los resultados del seguimiento de la reserva marina de Cabo de Palos-Islas Hormigas (García-Charton *et al.*, 2005, 2006, 2007, 2008, 2009).

Capítulo IV

Estudio de los patrones espacio-temporales de la flota pesquera artesanal dentro y en el entorno de un área marina protegida del suroeste mediterráneo (Cabo de Palos-Islas Hormigas). Valoración del efecto de la protección sobre la pesca artesanal

4.1. Introducción

Como ya hemos comentado, los ecosistemas marinos están sometidos a una elevada presión antropogénica. La gestión realizada hasta la fecha no ha podido evitar una intensa explotación o sobreexplotación de los recursos vivos marinos (Farrugio & Papaconstantinou, 1998; Freire & García-Allut, 2000; Francour *et al.*, 2001; Halpern, 2003; Sainsbury & Sumalia, 2003; FAO, 2007), tanto en el Mediterráneo como en otras regiones. Esta situación ha impulsado la investigación y la adopción de nuevas formas de gestión con el objetivo de conservar y proteger los ecosistemas marinos y evitar el colapso de las pesquerías. De los trabajos realizados (Farrugio & Papaconstantinou, 1998; Colloca *et al.*, 2004; FAO, 2007; Forcada *et al.*, 2010) se desprende que la pesca artesanal vinculada a la implantación de las áreas marinas protegidas supone una opción, que, bien gestionada, ayuda a reducir los problemas de sobreexplotación pesquera, al tiempo que favorece el desarrollo sostenible de las localidades costeras, donde la actividad pesquera ha formado y forma parte de la estructura socio-económica.

El objetivo de este capítulo es identificar cómo se ha estructurado la distribución del esfuerzo y de las capturas en la zona de influencia de la reserva marina de Cabo de Palos-Islas Hormigas y cuáles son las tácticas y las estrategias de pesca de una flota artesanal típica mediterránea. Esencialmente, nuestra argumentación se basa en que la pesca artesanal es una actividad heterogénea, donde la toma de decisiones por parte de los pescadores, para una explotación eficiente de los recursos, se basa en el conocimiento que tienen los mismos de los factores ambientales que, en condiciones normales sin sobreexplotación pesquera, son los responsables de la abundancia y diversidad íctica y, por tanto, de un mayor rendimiento pesquero, y a los que hay que sumar el posible efecto que la exportación de biomasa, real o esperada, pueda ejercer en la toma de decisiones.

Los factores que afectan a la distribución espacial de la flota son múltiples (Wilcox & Pomeroy, 2003; Abesamis *et al.*, 2006; Stelzenmüller *et al.*, 2008), como por ejemplo las condiciones meteorológicas, el valor económico de las especies, las fluctuaciones del mercado, el conocimiento tradicional, las relaciones sociales con otros pescadores, la legislación o la distribución de las poblaciones de peces de interés comercial o el propio hecho de la existencia de figuras de protección en la zona. Las especies se agrupan o distribuyen dependiendo de sus características biológicas o ecológicas (Legendre &

Fortin, 1989; Fernandes & Rivoirard, 1999; Rueda & Defeo, 2001; Wieland & Rivoirard, 2001; Stelzenmüller *et al.*, 2005, 2007; Halpern & Floeter, 2008), pudiendo estar correlacionadas con factores espaciales o ambientales, como es la propia protección.

Cada embarcación se comporta de manera autónoma, siguiendo únicamente las directrices impuestas por la meteorología y los gestores, que en el caso de la zona de estudio son 2: dentro de la reserva marina únicamente pueden faenar aquellas embarcaciones que tienen permiso de la Servicio de Pesca de la Región de Murcia (dicho listado se generó en 1995 -año de creación de la reserva- a partir de un registro donde se incluían los barcos que llevaban 4 o más años pescando en sus aguas, este listado se actualiza anualmente y actualmente son 8 los buques que pueden faenar en las aguas parcialmente protegidas de la reserva marina), y se han de respetar las vedas impuestas a los trasmallos y palangres en el interior de la reserva marina (Fig. 4.1).



Figura 4.1. Embarcación artesanal dirigiéndose a las inmediaciones de la reserva integral (Isla Hormiga al fondo) para recoger un trasmallo claro de roca.

Las respuestas biológicas ante la protección varían para cada especie o grupo de especies. Las especies objetivo, generalmente macrocarnívoras de gran tamaño,

bentónicas y de hábitos sedentarios (Nowlis & Roberts, 1999; Chiapone & Sealey, 2000; Côte *et al.*, 2001), que están sometidas a una mayor presión, son las que responden de forma más favorable y rápida a una disminución del esfuerzo de pesca. Por otra parte, las especies no objetivo suelen responder de forma contraria, posiblemente debido al aumento de depredadores (McClanahan *et al.*, 1999), o ser indiferentes a las medidas de protección (Rakitin & Kramer, 1996).

Como consecuencia, el comportamiento de los pescadores también se ve afectado por las medidas derivadas de la protección, desplazando o redistribuyendo el esfuerzo de pesca. Ciertos estudios sugieren que la actividad pesquera se agrupa en los límites de las zonas protegidas debido a que allí el rendimiento pesquero obtenido es mayor (Gell & Roberts, 2003), o debido a la expectativa por parte de los pescadores de conseguir unas capturas más abundantes, o de capturar individuos con una mayor talla o peso y, por lo tanto, obtener mayores beneficios (Wilcox & Pomeroy, 2003). Sin embargo, este aumento localizado del esfuerzo de pesca puede constituir una barrera para los efectos derivados de la protección impidiendo la exportación de biomasa desde la zona protegida hacia las zonas adyacentes (McClanahan & Kaunda-Arara, 1996).

Son pocos los estudios que han evaluado las adaptaciones espaciales y la actividad pesquera en torno a una reserva marina (Murawski *et al.*, 2005; Goñi *et al.*, 2006, 2008; Stelzenmüller *et al.*; 2008; Forcada *et al.*, 2010). Principalmente debido a la dificultad a la hora de distinguir entre la variabilidad natural existente en un área y la provocada por las medidas de gestión (Allison *et al.*, 1998; Frascchetti *et al.*, 2002; Benedetti-Cecchi *et al.*, 2003), la ausencia de datos espacialmente explícitos correspondientes al periodo anterior a la protección (Wills *et al.*, 2003), así como de registros de lonja fiables y detallados donde se refleje la composición específica de las capturas desembarcadas, y los artes de pesca empleados, junto a un registro detallado del esfuerzo de pesca ejercido, como podría ser la longitud y el número de artes utilizados. Además hay que tener en cuenta el problema de la escala espacial y la variabilidad espacio-temporal de las especies y su relación con las variables ambientales y la estructura del hábitat (García-Charton & Pérez-Ruzafa, 1999).

Conocer las tácticas y estrategias de la actividad pesquera y poder identificar los factores responsables de estos patrones sería de utilidad a la hora de gestionar

eficazmente la explotación de los recursos marinos y el diseño de áreas marinas de interés pesquero.

Los objetivos de este capítulo son, por tanto: (1) caracterizar la distribución espacio-temporal de la flota de pesca artesanal de Cabo de Palos y (2) identificar los factores que definen la estrategia de pesca de la flota artesanal de Cabo de Palos.

4.2. Material y métodos

La zona de estudio queda definida por los límites de distribución de la flota artesanal de Cabo de Palos, que son al norte la isla Grosa, al oeste la bahía de Portmán, y al sur la isobata de los 120 metros de profundidad (Fig. 2.1).

El periodo que se ha estudiado comprende desde febrero de 2005 a diciembre de 2007. Durante este periodo el número de embarcaciones que potencialmente tenían permiso de la Consejería de Agricultura y Agua de la Región de Murcia para faenar dentro de la reserva marina eran 8, siendo todas ellas embarcaciones de pesca artesanal.

4.2.1. Recogida de la información y creación de las bases de datos

Se tomaron datos de las posiciones de inicio y fin de calado de los distintos artes mediante embarques y encuestas a los pescadores (ver capítulo 2), consignándose el tiempo de calado y la longitud de los artes utilizados durante las salidas en los barcos que atracan y faenan habitualmente en Cabo de Palos. Se registraron las profundidades máximas y mínimas de cada lance, a partir de la sonda de la embarcación. Se identificaron taxonómicamente las especies capturadas, y se registró su talla y su biomasa, calculándose las capturas por unidad de esfuerzo (CPUE) totales y para cada uno de los grupos funcionales definidos en el capítulo 3. Cada lance de pesca se relacionó con la cartografía bionómica y batimétrica disponible mediante el empleo de sistemas de información geográfica (ArcGIS v9.3). Con esta herramienta se generaron 2 matrices de datos, la primera agrupa la información por lance o evento de pesca, mientras que la segunda integra la información en celdas de 1 km². La escala, o tamaño de celda propuesto, se ha establecido a partir de la longitud efectiva media de los artes de pesca utilizados (Tabla 3.12).

Para cada celda del *grid* se calculó el esfuerzo de pesca (en metros de artes calados) total y la diversidad de artes empleados estimada mediante el índice de Shannon, la

biomasa total capturada (en kg) y las capturas por unidad de esfuerzo (CPUE en kg/m) (ver capítulo 2), la superficie ocupada por cada tipo de fondo, siendo las biocenosis dominantes las siguientes: algas fotófilas infralitorales (AFI), pradera de *Posidonia oceanica* (PO), pradera de *Cymodocea nodosa* (Cy), fondos arenosos (AF), fondos detríticos costeros (DC), fondos detríticos enfangados (DE), fondos blandos muy contaminados (FBMC), fondos rocosos (RO) y la zona de profundidades mayores de 50 metros (M50) (biocenosis sin caracterizar). Otras variables consideradas han sido el índice de diversidad de Shannon aplicado sobre el porcentaje de cobertura de las distintas biocenosis en cada celda, la profundidad media, máxima, mínima y el desnivel existente en cada celda, calculado como la diferencia de la profundidad máxima y mínima, el factor protección, la localización espacial latitudinal (Y) y longitudinal (X) del centroide de cada celda en coordenadas UTM (European Datum 1950 30N) y la distancia desde este punto al centro de la reserva marina y al puerto de Cabo de Palos (Tabla 2.2).

4.2.2. Tratamiento y análisis de los datos

La primera aproximación para el estudio de la distribución espacio-temporal de la flota se ha realizado mediante el empleo de sistemas de información geográfica (SIG). La representación de la distribución espacio-temporal del esfuerzo de pesca se ha analizado mediante una estimación de densidad *kernel*. La densidad *kernel* es un método no paramétrico que calcula la densidad de una variable en las zonas adyacentes al dato georreferenciado. Los valores asociados con cada punto o línea se extienden hacia un radio específico. La densidad es mayor en el punto de origen y disminuye al aumentar el radio hasta llegar a 0. Los valores de densidad resultantes que se cruzan dentro de este radio se suman, de forma que se obtiene una distribución de los valores más uniforme que a partir de una distribución de densidad simple. La salida de los resultados es en formato *ráster*, donde la unidad de área definida, correspondiente a la celda del *grid* definido, ha sido un kilómetro cuadrado (km²). Para los análisis posteriores se han utilizado los valores reales calculados para cada celda del *grid*.

Para la representación de las variables que pueden explicar la distribución del esfuerzo pesquero realizado (expresado en metros de artes calados) y las capturas por unidad de esfuerzo (CPUE, en kg/m de arte calado) obtenidas para cada una de las modalidades de pesca principales (trasmallo claro, trasmallo fino, palangre de fondo y

red de nylon, las cuales constituyen el 78,2% del total muestreado) se ha realizado un análisis exploratorio de los datos mediante un análisis canónico de ordenación. En concreto, se ha analizado mediante un análisis de redundancias (RDA) aplicado sobre la matriz correspondiente a la información contenida en cada celda del *grid*, utilizando el programa estadístico CANOCO v. 4.02.

Las variables explicativas que se han incluido en este análisis han sido: la heterogeneidad del hábitat, medida como índice de diversidad de Shannon calculado sobre la cobertura de biocenosis en un espacio dado (PRIMER v.6 (Plymouth Marine Laboratory, UK; Clarke & Warwick, 1994), profundidad media, máxima y mínima, el factor protección, la distancia a la reserva marina y la distancia al puerto de Cabo de Palos. En primera instancia, se llevó a cabo un análisis canónico de correspondencias sin tendencias (DCA). El valor del gradiente de los ejes de ordenación resultante era menor a 1, lo cual indica una distribución lineal. Para este tipo de distribución, el método de análisis multivariante aconsejado por ter Braak (1998) es el RDA. La contribución relativa de cada variable a la ordenación establecida por el RDA se ha evaluado usando el test de permutación de Monte Carlo después de llevar a cabo una selección progresiva (*forward stepwise*) a un nivel de significación de $P < 0,05$. Este análisis nos permite obtener la proporción de la variación que es explicada por los factores arriba considerados, que es análoga al coeficiente de determinación de las regresiones múltiples (R^2) (Luzuriaga & Olano, 2006; Perales & Boraso, 2006).

Para comprobar si el esfuerzo de pesca (m) y las CPUE (kg/m) (variables dependientes) presentan diferencias estadísticamente significativas respecto de los factores que determinan su distribución, se ha realizado un análisis de la varianza con base en permutaciones (PERMANOVA+ $\beta 3$ (Anderson, 2001a, 2001b)). Para dicho análisis se han considerado cinco factores, o variables explicativas: arte de pesca, factor fijo con tres niveles (palangre de fondo, trasmallo claro de roca y trasmallo fino), año, factor aleatorio, con tres niveles (2005, 2006, 2007), estación del año, factor fijo con 4 niveles (invierno, primavera, verano y otoño) anidado en el anterior; rango de profundidad, factor fijo donde se han establecido 3 niveles (de 0 a 30 m de profundidad, de 31 a 60 m y profundidades mayores a 60 metros), y, por último, la distancia a la reserva marina, factor fijo con 5 niveles o intervalos de distancia de 2,5 km, (se empleó esta longitud, por ser un valor aproximado al ancho de la reserva marina y por ser una

escala en la que se pueden detectar efectos derivados de la protección sobre las especies, la exportación de biomasa, y el comportamiento de los pescadores (Goñi *et al.*, 2004; Murawski *et al.*, 2005; Harmelin-Vivien *et al.*, 2008; Pérez-Ruzafa *et al.*, 2008). El nivel 1 coincide con la reserva marina, el nivel 2 desde el borde de la reserva marina hasta los 2,5 km de distancia, el nivel 3 empieza donde termina el 2 y se extiende hasta los 5 km, el nivel 4 comprende desde los 5 km hasta los 7,5 km, y finalmente el último nivel que engloba las distancias mayores a 7,5 km de la reserva marina.

Dada la heterogeneidad de la distribución de las distintas biocenosis y las dificultades para incluirlas en el análisis anterior como factor, el posible efecto del tipo de hábitat sobre las CPUE (kg/m) y la concentración del esfuerzo (metros de artes calados) de la flota, se realizó otro análisis de la varianza con base en permutaciones (PERMANOVA) considerando un único factor fijo, tipo de biocenosis dominante, con 9 niveles: Fondos de arenas, algas fotófilas infralitorales, pradera de *Cymodocea nodosa*, fondos detríticos costeros, fondos detríticos enfangados, fondos blandos muy contaminados, pradera de *Posidonia oceanica*, fondos rocosos y fondos sin caracterizar localizados a más de 50 metros de profundidad. Para cada lance se han estimado los metros de arte calados sobre cada tipo de biocenosis y, dada la imposibilidad de diferenciar las capturas por cada tramo de arte, se ha considerado una distribución homogénea de la misma.

Asimismo, para evitar los problemas derivados del aumento de la probabilidad de obtener diferencias significativas al realizar análisis sucesivos sobre la misma matriz de datos, los valores de p se han corregido siguiendo las indicaciones de Bonferroni, resultando un nivel de significación de $\alpha=0,025$ ($\alpha=0,05/n$ pruebas, 2 en este caso).

Una vez conocidos los factores que afectan de forma estadísticamente significativa a la distribución del esfuerzo de pesca (m) y del rendimiento pesquero (kg/m), y para separar los efectos de las distintas variables de los puramente espaciales se ha realizado una partición de la varianza siguiendo la metodología descrita por Bocard *et al.* (1992).

Por último, una vez comprobada la influencia de ciertas variables en la distribución del esfuerzo y rendimiento pesquero se han construido los correspondientes modelos predictivos mediante un análisis de regresiones múltiples, en el marco de los modelos lineales generalizados (GLM) (SYSTAT v.11). El modelo se ajustó usando el método de selección progresiva con un nivel de significación estadística de $\alpha=0,05$.

No existen datos espacialmente explícitos sobre la actividad pesquera antes del establecimiento de la protección (1995), por lo que para valorar el efecto de la protección sobre dicha actividad se ha tenido que recurrir al registro histórico de la captura desembarcada por las embarcaciones de Cabo de Palos para el periodo 1993-1996 (García *et al.*, 1997), aunque esta información carece de la relación de artes utilizados y sólo muestra las capturas totales por especies. Para evitar ruido en la información se han excluido aquellas especies que no son objetivo de la pesca artesanal (atún, pez espada o moluscos con concha). Se ha analizado mediante regresiones lineales y análisis de la varianza la evolución de las capturas y las CPUE desde el año 1993 al 2009. Además, se ha analizado la evolución de los beneficios brutos debidos a la actividad pesquera, a precios constantes (teniendo en cuenta el aumento de la inflación) durante el periodo arriba mencionado, comparándolo con los ingresos brutos de la actividad pesquera total (todas las modalidades de pesca) de la Región de Murcia.

4.3. Resultados

4.3.1. Distribución espacio-temporal de la flota artesanal de Cabo de Palos

En la tabla 4.1 se muestra el esfuerzo de pesca total que potencialmente ha podido realizar la flota de Cabo de Palos durante el periodo de estudio, sin tener en cuenta los días con condiciones meteorológicas adversas o los periodos de mantenimiento o reparación de los barcos, expresado como el número de días hábiles *barco/mes. El porcentaje medio de la flota pesquera muestreado mensualmente ha oscilado entre el 83,3% y el 89,6%, si bien a lo largo del año se han muestreado todos los barcos que la componen. El porcentaje del esfuerzo total de pesca muestreado ha variado entre el 14,9% y el 35,6% anual. Este esfuerzo se distribuye, de manera irregular a lo largo del año, entre los distintos artes de pesca (Tabla 4.2). Lógicamente el porcentaje muestreado sobre el esfuerzo real es más alto dado que, por diversas razones (mal tiempo, reparaciones, etc.), muchos días las embarcaciones no salen a faenar.

Tabla 4.1. Porcentaje de la flota muestreado (barcos muestreados/barcos totales), máximo esfuerzo de pesca posible mensual, esfuerzo de pesca muestreado y porcentaje del esfuerzo total de pesca muestreado.

mes	Porcentaje de la flota muestreada ^a			Esfuerzo total (salidas *barco/mes) ^b			Esfuerzo muestreado (salidas*barco)			Porcentaje de esfuerzo total muestreado		
	2005	2006	2007	2005	2006	2007	2005	2006	2007	2005	2006	2007
enero	37,5	75	87,5	160	168	160	3	6	8	1,9	3,6	5,0
febrero	62,5	37,5	100	176	176	176	10	9	30	5,7	5,1	17,0
marzo	100	100	87,5	152	168	168	28	44	23	18,4	26,2	13,7
abril	100	75	100	176	160	160	65	35	40	36,9	21,9	25,0
mayo	100	87,5	100	160	168	168	110	53	37	68,8	31,5	22,0
junio	100	100	75	168	168	168	98	63	32	58,3	37,5	19,0
julio	100	100	100	176	176	176	107	62	38	60,8	35,2	21,6
agosto	100	100	75	160	168	168	112	48	35	70,0	28,6	20,8
septiembre	100	87,5	75	176	176	176	91	34	17	51,7	19,3	9,7
octubre	100	87,5	75	168	168	168	33	24	13	19,6	14,3	7,7
noviembre	87,5	87,5	62,5	168	168	168	28	24	14	16,7	14,3	8,3
diciembre	87,5	100	62,5	144	144	144	21	17	10	14,6	11,8	6,9
Total	89,6	86,5	83,3	1984	2008	2000	706	419	297	35,6	20,9	14,9

^a el número total de embarcaciones artesanales censadas en el puerto de Cabo de Palos durante el periodo de muestreo ha sido de 8.

^b Esfuerzo total (Σ días laborales mensuales* Σ número de barcos) que potencialmente puede ejercer la flota pesquera de Cabo de Palos.

Tabla 4.2. Porcentaje de uso medio mensual, en todo el periodo de estudio, para cada arte de pesca empleado por la flota artesanal de Cabo de Palos.

mes	Trasmallo claro de roca	Trasmallo claro de langosta	Trasmallo fino	Palangre	Red de nailon	Red alta	Bonitolera	Cadufo	Moruna	Chirretera	Total general
enero	40	0	0	0	0	40	0	20	0	0	100
febrero	8,3	0	0	33,3	36,1	16,7	0	5,6	0	0	100
marzo	20,7	0	11,5	19,5	33,3	5,7	3,4	5,7	0	0	100
abril	39,7	0	25,2	19,1	9,2	0,8	0	3,8	2,3	0	100
mayo	55,2	0	13,4	6,7	3,7	0,7	0	8,2	11,9	0	100
junio	48,8	0	25,9	0	8,8	0	0	11,8	4,1	0,6	100
julio	49	1,5	33	1	1,5	0	0	9,5	3	1,5	100
agosto	32,8	15	38,3	4,4	3,3	0	0	6,1	0	0	100
septiembre	40,2	8,7	20,7	7,6	1,1	2,2	0	6,5	0	13	100
octubre	11,3	11,3	22,6	32,3	0	0	1,6	1,6	11,3	8,1	100
noviembre	0	0	22,8	21,1	10,5	28,1	8,8	1,8	1,8	5,3	100
diciembre	0	0	13,2	5,3	13,2	50	10,5	5,3	2,6	0	100
Total	36,3	3,8	24,4	9,6	8	4,4	1,1	7	3,4	2	100

El periodo de veda para el uso de los trasmallos en el interior de la reserva es del 1 de noviembre al 31 de marzo.

El periodo de veda para el uso del palangre de fondo en el interior de la reserva es del 1 de mayo al 30 de septiembre.

El esfuerzo de pesca (en metros de artes calados) de la flota artesanal se diversifica en distintas modalidades de pesca que se localizan, en su mayoría, sobre zonas someras paralelas a la costa, concentrándose principalmente entre los 20 y los 40 metros de profundidad (Fig. 4.2).

El trasmallo claro, el trasmallo fino y el palangre de fondo constituyen el 74,1% del total de artes utilizados anualmente (Tabla 4.2), siendo el empleo de estos artes los que determinan la distribución del esfuerzo de pesca total de la flota.

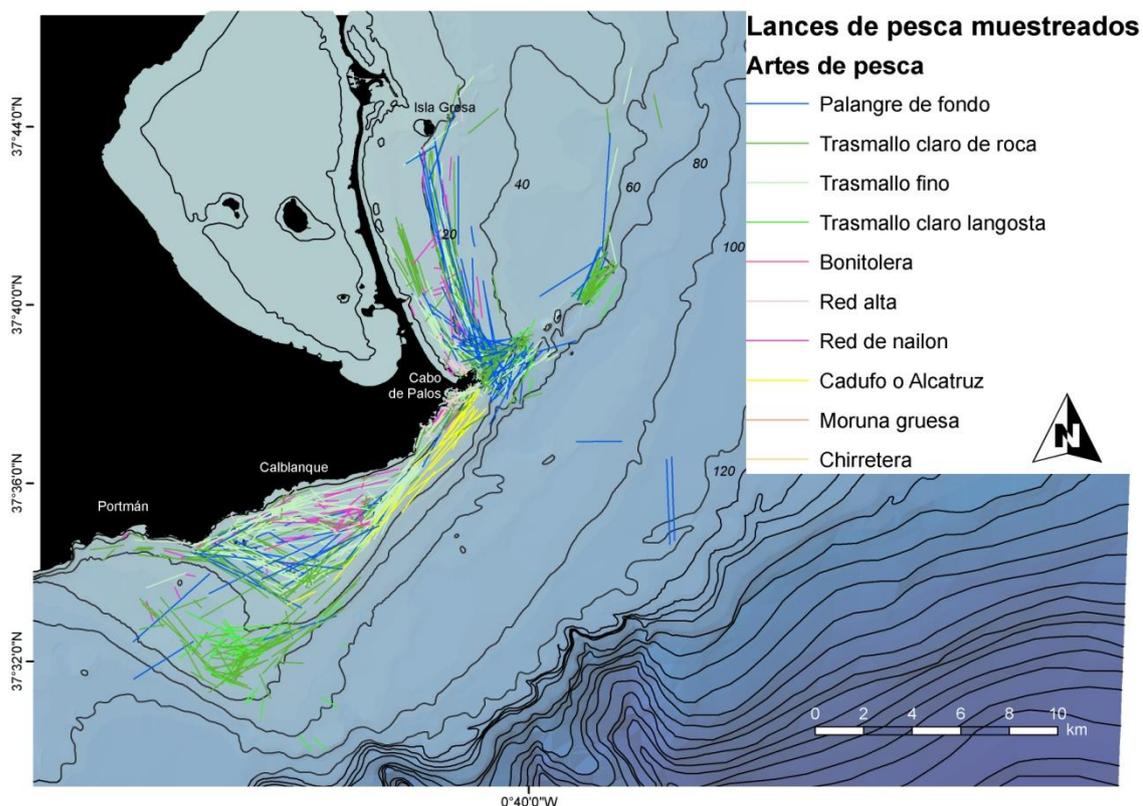


Figura 4.2. Lances de pesca muestreados durante el periodo 2005-2007.

- El esfuerzo de pesca realizado con el trasmallo claro de roca durante los meses de invierno es muy bajo, y aparece restringido a zonas muy próximas a la costa, preferentemente en las inmediaciones del puerto (Fig. 4.3), sin internarse dentro de la zona protegida debido a la veda para trasmallos que está en vigor desde el 1 de noviembre al 31 de marzo. Durante los meses de noviembre y diciembre no se han registrado lances con el trasmallo claro de roca en la zona de estudio. La densidad de esfuerzo por unidad de área registrada en este periodo ha alcanzado valores máximos de 0,5 km/km² en 2005, 7,7 km/km² en 2006 y 1,1 km/km² en 2007.

En marzo se comienza a hacer un uso más intenso de este arte de pesca, pero es a partir abril, al abrirse la veda en la zona de amortiguación de la reserva marina, cuando aumenta el esfuerzo de pesca en toda el área de estudio. En la zona norte, la flota centra el esfuerzo sobre los 15-35 metros de profundidad, con mayor intensidad sobre la pradera de *Posidonia oceanica* y los fondos circalitorales. Hacia el sur se distribuye de manera más o menos continua, hasta unas profundidades máximas en torno a 50 metros, sobrepasando los 65 m frente a la bahía de Portmán.

El esfuerzo de pesca se concentra en varios puntos: en el límite profundo de la pradera, asociado a fondos circalitorales donde comienzan y terminan los arrecifes antiarrastreros y frente a la bahía de Portmán, donde se alcanzan valores muy elevados de esfuerzo por unidad de área (23 km de redes/km²) (Fig. 4.4) y, a mayores profundidades, sobre fondos detríticos costeros, fangos contaminados y fondos detríticos enfangados.

En el interior de la reserva marina se han registrado los valores más elevados de esfuerzo por unidad de área, alcanzando los 26 km de redes/km² en 2005 en los bajos rocosos del Sur de la zona protegida (bajo de Piles).

En otoño se impone de nuevo la veda para este arte en el interior de la reserva, y la mayoría de los pescadores cambian de arte. En octubre sólo se registraron lances de forma aislada en la zona sur (en 2007) y también en las proximidades del puerto (en 2006), empleando la flota muy poco esfuerzo de pesca (3,5 km de redes/km² en 2006 y 2 km de redes/km² en 2007) (Fig. 4.7). Otras zonas de intensa actividad son las zonas de transición de las praderas de fanerógamas y diversas formaciones rocosas, naturales o artificiales, que dan una elevada complejidad ambiental, actuando como factores atractores del esfuerzo de pesca para este arte.

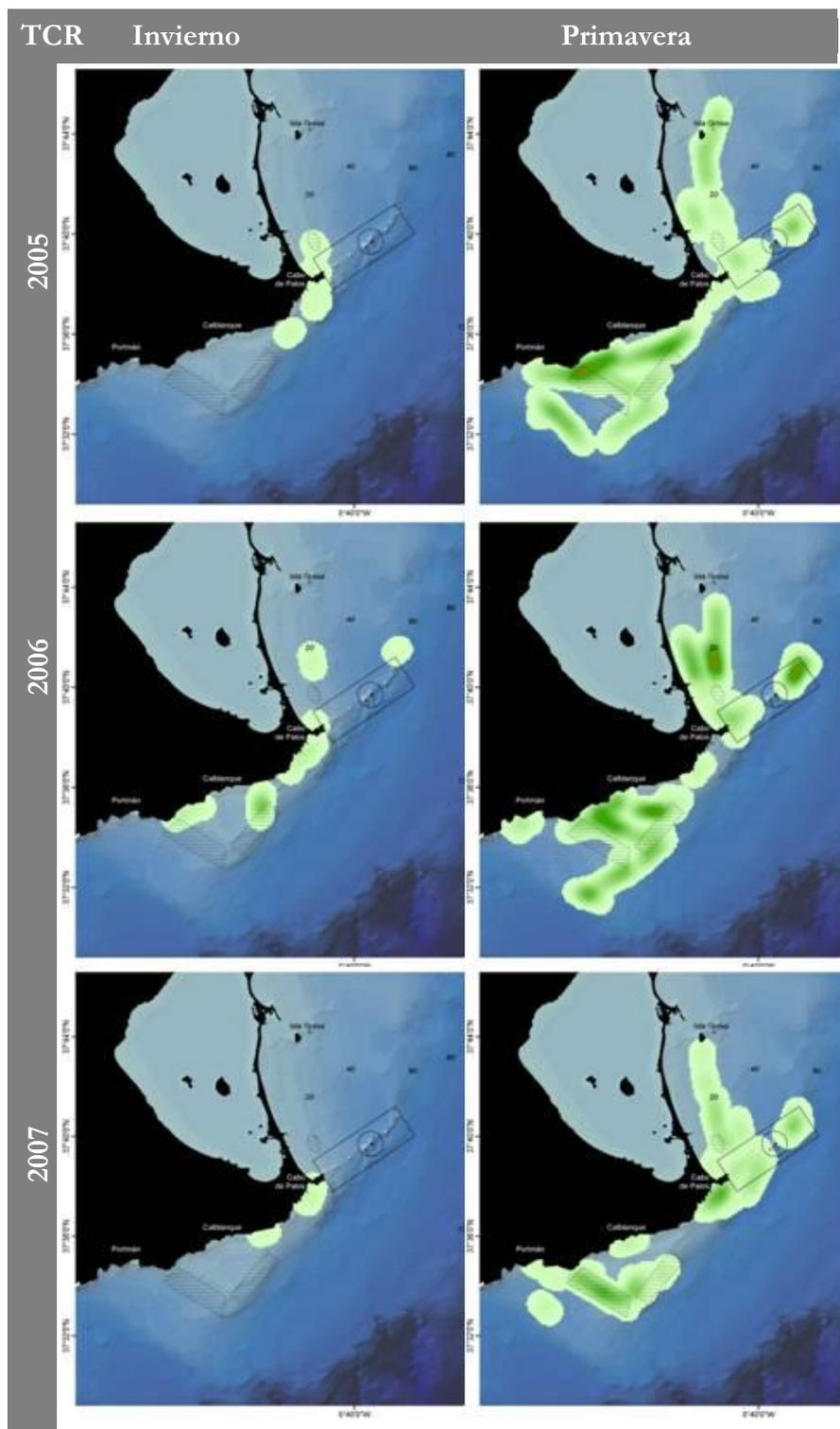
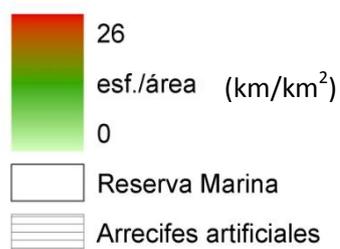


Figura 4.3. Distribución espacial y estacional (invierno y primavera) de la densidad de esfuerzo de pesca (km/km^2) muestreado para el trasmallo claro de roca desde 2005 a 2007.



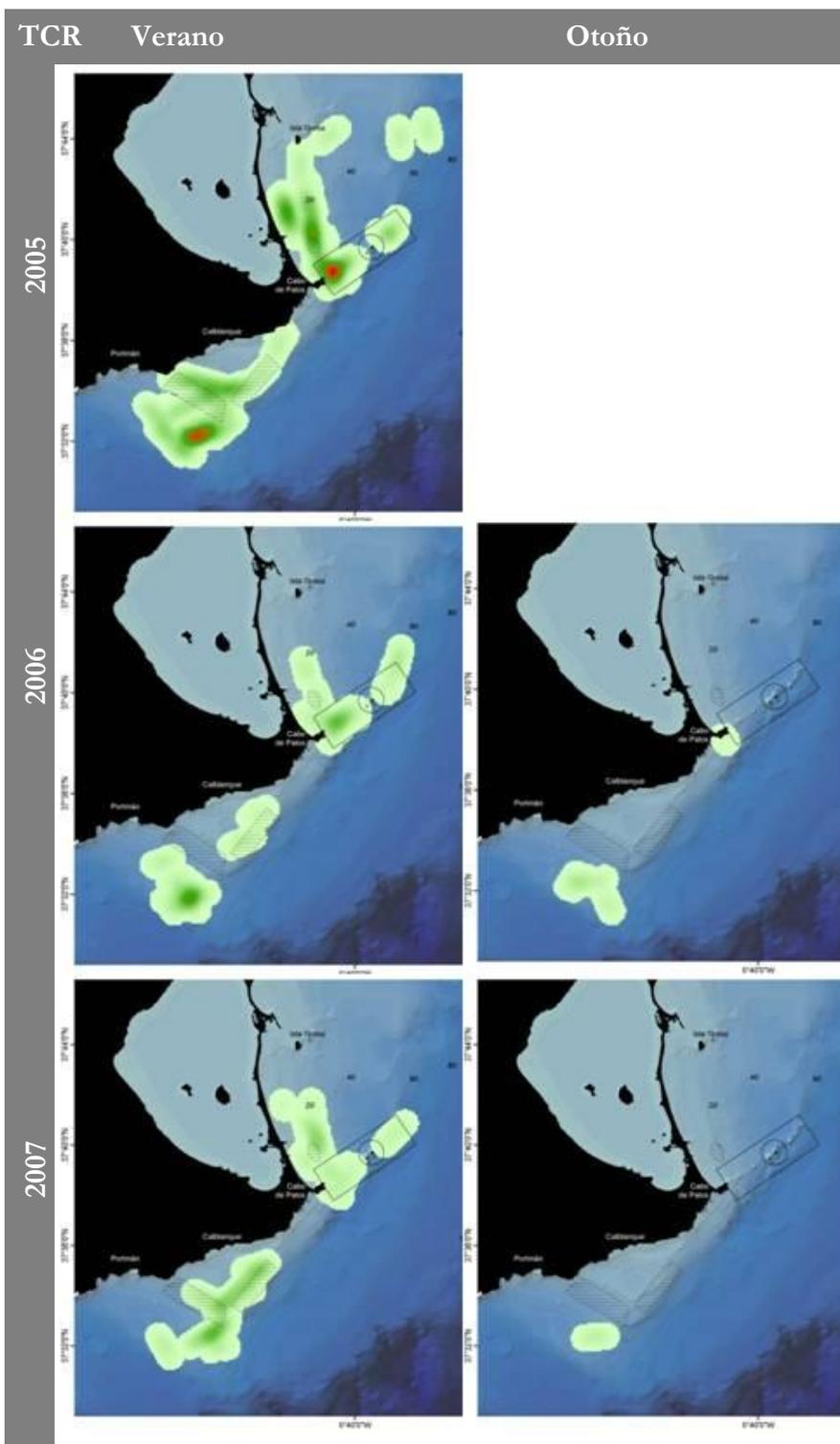
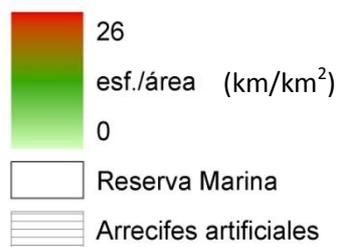


Figura 4.4. Distribución espacial y estacional (verano y otoño) de la densidad de esfuerzo de pesca (km/km^2) muestreado para el trasmallo claro de roca desde 2005 a 2007.



- El uso del trasmallo fino está restringido en el interior de la reserva marina. Sólo algunos pescadores lo utilizan en esta zona de forma esporádica durante la primavera y verano. En invierno sólo dos embarcaciones emplean este arte, por lo que el esfuerzo mensual medio por unidad de área es muy bajo (1,2 km de /km² en 2005, 4 km/km² en 2006 y 2 km/km² en 2007) y se localiza sobre el límite somero de las praderas de fanerógamas marinas del sur del cabo de Palos y entre 1,5 y 2,5 km al norte de la reserva marina sobre la zona de arrecifes artificiales (Fig. 4.5).

En primavera, coincidiendo con la veda para el palangre de fondo, la flota realiza un mayor esfuerzo de pesca con este arte, presentando una amplia distribución por la zona de estudio, con los mayores valores de esfuerzo por unidad de superficie sobre la pradera de *Posidonia oceanica* situada entre la isla Grosa y el cabo de Palos. En esta estación, abril es el mes que presenta un pico mayor de esfuerzo por unidad de área (en 2005 los valores máximos registrados fueron de 17,1 km/km², en 2006 de 12,5 km/km² y en 2007 de 9,5 km/km²) (Fig. 4.5).

El esfuerzo se intensifica en verano, siendo junio y agosto los meses de mayor utilización y esfuerzo ejercido sobre los fondos marinos, y siendo frecuente la aparición de embarcaciones de otros puertos que van a las zonas adyacentes al cabo de Palos para buscar salmonetes. En 2005 se registraron los valores máximos de esfuerzo mensual medio por unidad de área con 38,1 km de redes/km² (Fig. 4.6).

En otoño la intensidad de esfuerzo se reduce, confinándose la zona de pesca a las cercanías del puerto, en zonas someras (Fig. 4.6). Los valores máximos de esfuerzo por unidad de área para este arte oscilan entre 2,3 km/km² en 2005 y 2,4 km/km² en 2007 a 5,5 km/km² en 2006. En esta época la flota disminuye el esfuerzo ejercido con este arte y empieza a aumentar el esfuerzo con las redes de enmalle y los palangres. Las embarcaciones artesanales de Cabo de Palos buscan maximizar el esfuerzo y obtener el máximo rendimiento, para ello van a los caladeros tradicionales de pesca del salmonete, lugares donde predominan zonas de transición entre la pradera de *Posidonia oceanica* y fondos arenosos o detríticos costeros.

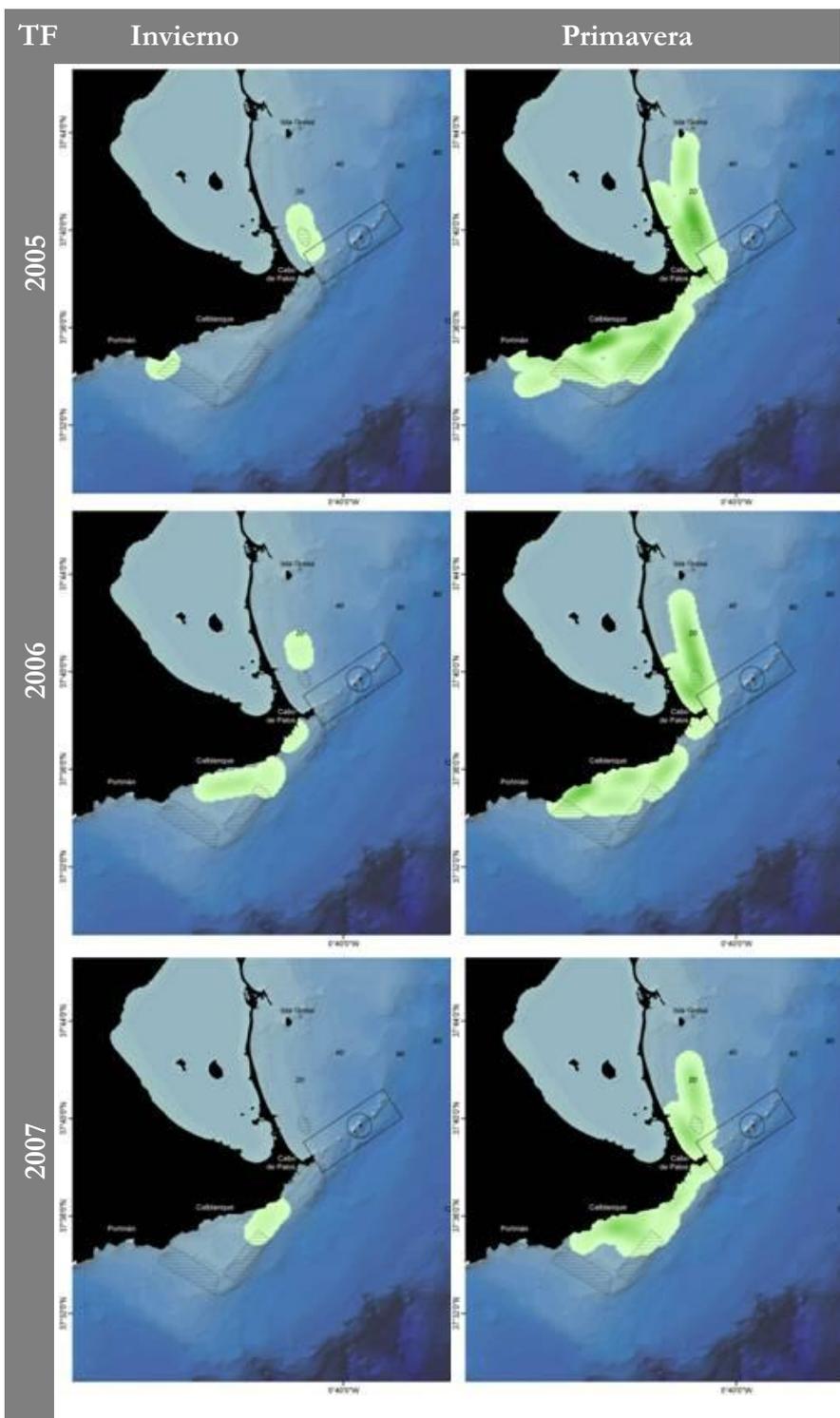
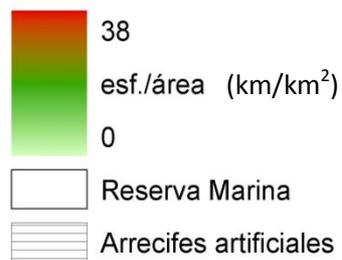


Figura 4.5. Distribución espacial y estacional (invierno y primavera) de la densidad de esfuerzo de pesca (km/km^2) muestreado para el trasmallo fino desde 2005 a 2007.



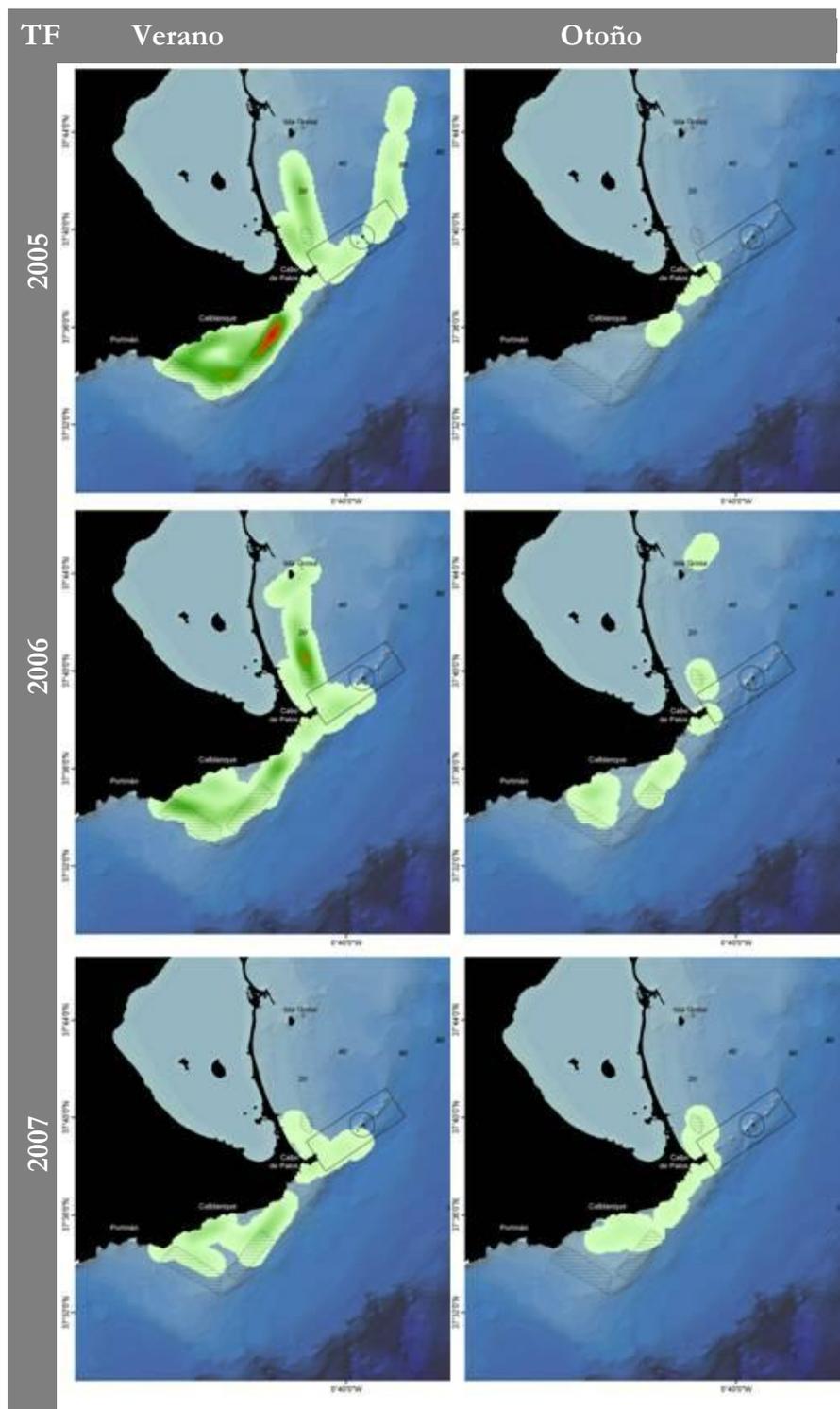
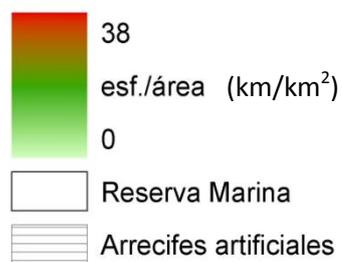


Figura 4.6. Distribución espacial y estacional (verano y otoño) de la densidad de esfuerzo de pesca (km/km^2) muestreado para el trasmallo fino desde 2005 a 2007.



- El uso del palangre de fondo se localiza, principalmente, sobre un rango de profundidades de 20 a 40 metros, pudiendo llegar hasta los 120 metros en zonas concretas situadas a más de 10 kilómetros en dirección este-sureste desde la punta del cabo (Fig. 4.7).

Durante el invierno (en los 3 años de muestreo) su uso se distribuyó preferentemente en áreas próximas al puerto de Cabo de Palos, encontrándose una mayor densidad de esfuerzo en el interior de la reserva marina, llegando en el invierno de 2007 a registrarse valores de 15,7 km de palangre calados por unidad de área (km/km^2) (Fig. 4.7).

En primavera, la flota amplía la distribución del uso del palangre en la zona de estudio. Aunque la zona protegida concentra los valores más elevados de esfuerzo, el valor máximo, en los 3 años de estudio, se registró durante la primavera de 2007 ($17 \text{ km}/\text{km}^2$). El mes con mayor intensidad de esfuerzo fue abril, un mes antes de entrar en vigor la veda para el palangre dentro de la reserva marina (del 1 de mayo al 30 de septiembre). La entrada de esta moratoria conduce a un cambio en el comportamiento de la flota. Al no poder pescar en el interior de la zona protegida, que es la zona más apta para este tipo de pesca por encontrarse los bajos rocosos donde se refugian y alimentan las especies objetivo capturadas con este arte, los pescadores pasan a utilizar preferentemente otros artes.

Las zonas frecuentadas por el palangre durante el verano (Fig. 4.8) se localizan sobre la zona de arrecifes artificiales, situada en el límite profundo de la pradera de *Posidonia oceanica*, frente a Calblanque, con valores máximos de densidad de esfuerzo de $11,5 \text{ km}/\text{km}^2$ y frente a la Manga del Mar Menor.

El 30 de septiembre termina la veda y la flota retoma el palangre, volviendo a internarse en los bajos rocosos de la reserva marina. El esfuerzo por unidad de área disminuye de forma continua, hacia el norte, sobre una franja muy concreta del fondo, llegando hasta el sur de la isla Grosa, siguiendo un afloramiento rocoso conocido como las ‘*pedras de San Ginés*’, donde la comunidad principal está compuesta por fondos circalitorales con algas fotófilas infralitorales que separan la pradera de *Posidonia oceanica* de los fondos detríticos costeros, donde además hay un área de arrecifes artificiales a menos de 1 km al norte del borde de la reserva.

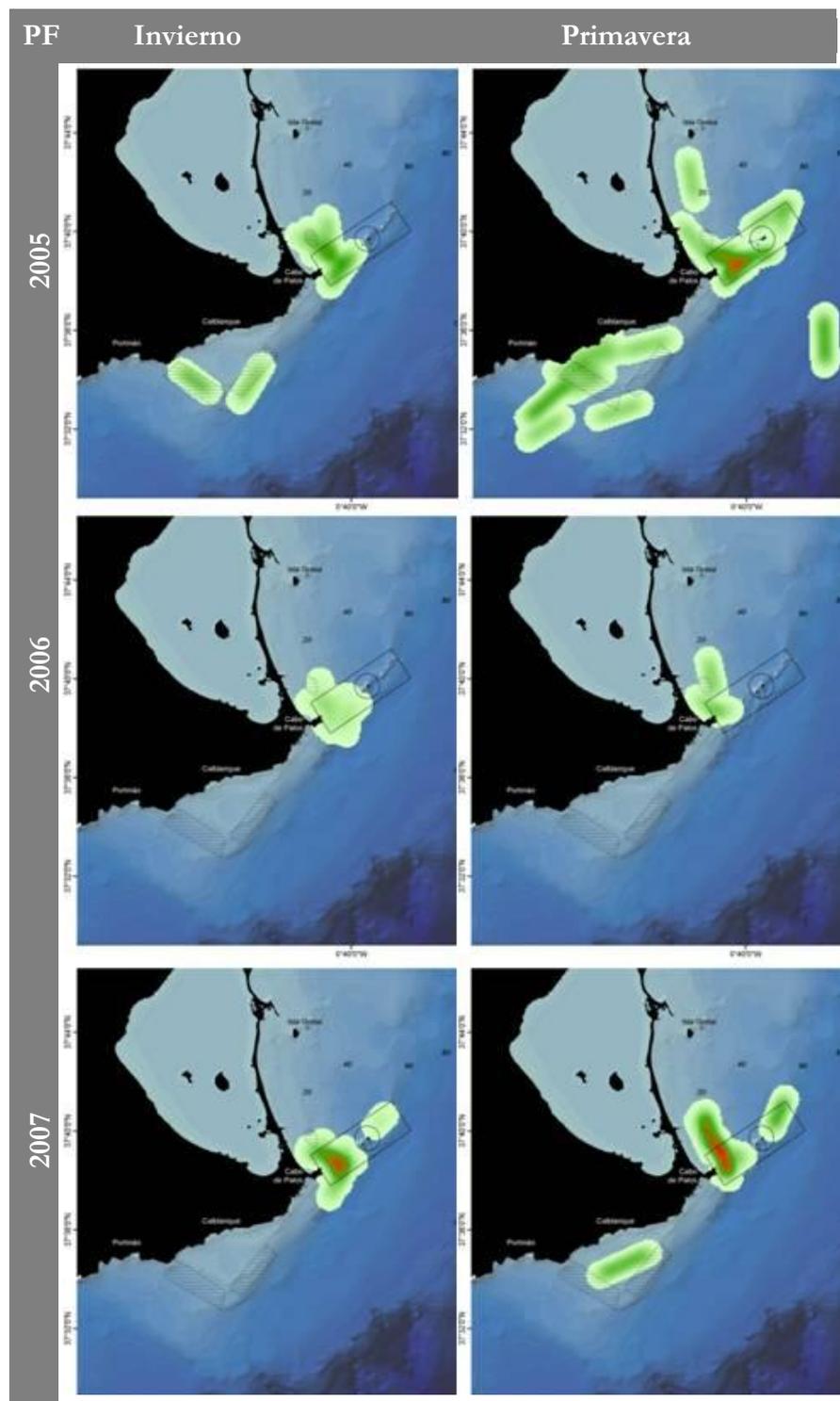
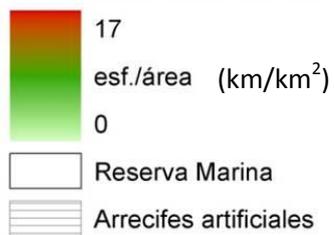


Figura 4.7. Distribución espacial y estacional (invierno y primavera) de la densidad de esfuerzo de pesca (km/km^2) muestreado para el palangre de fondo desde 2005 a 2007.



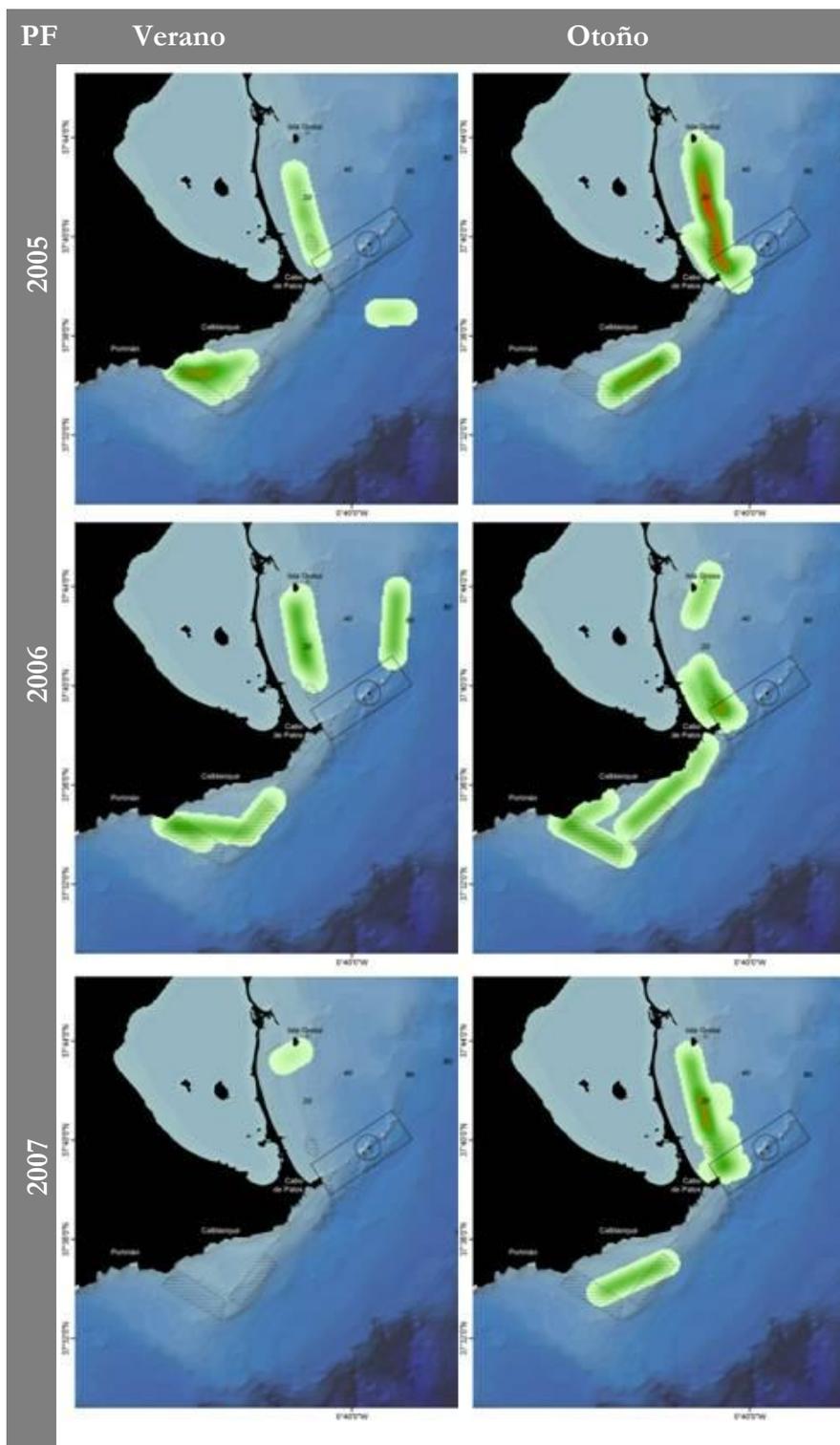
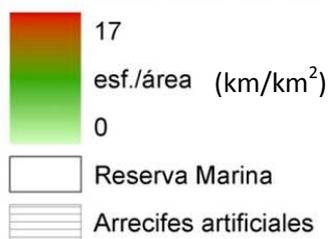


Figura 4.8. Distribución espacial y estacional (verano y otoño) de la densidad de esfuerzo de pesca (km/km^2) muestreado para el palangre de fondo desde 2005 a 2007.



En las siguientes figuras se representa la distribución del esfuerzo total de pesca muestreado durante los años 2005 a 2007, agregado por rangos de distancia de 2,5 km desde isla Grosa al Norte hasta la bahía de Portmán al Sur (Fig. 4.9). El esfuerzo total realizado por la flota se concentra en todos los años en el interior de la reserva marina, con un gradiente hasta los 10 km al Norte, dicho gradiente presenta una pendiente mucho más suave que el que se observa hacia la zona Sur, que apenas llega a los 2,5 km. Hay que destacar la concentración de esfuerzo en la zona Sur, entre los 7 y los 12 km de distancia desde los límites de la zona protegida, donde están situados los arrecifes artificiales antiarrastreros.

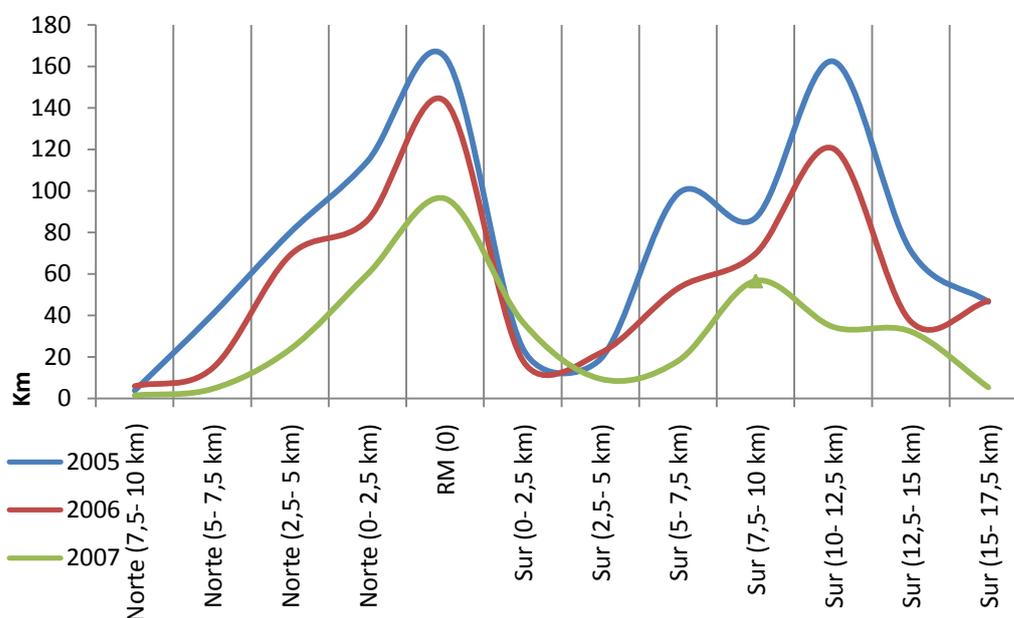


Figura 4.9. Distribución espacial del esfuerzo de pesca total muestreado (km calados) con los artes principales durante los años 2005 (azul), 2006 (rojo) y 2007 (verde) agregado por rangos de distancia de 2,5 km en toda la zona de estudio.

Este patrón de esfuerzo de pesca total se repite para el trasmallo claro de roca (Fig. 4.10), con una pendiente acentuada tanto al Norte como al Sur en 2005 y 2006, mientras que está más suavizada durante 2007, además se aprecia un pico de esfuerzo a los 3 km al Norte del cabo, que puede estar relacionado con otra zona donde hay situados unos arrecifes artificiales.

En el caso del trasmallo fino, al estar prohibido su uso dentro de la reserva cuando el arte es más denso de 7 p/p, el esfuerzo de pesca total se concentra, en todos los años,

principalmente sobre la pradera de *Posidonia oceanica* de la zona Sur y en especial sobre el área de arrecifes artificiales antiarrastre, al mismo tiempo en la zona situada a unos 3 km al Norte de la reserva marina hay otra formación rocosa artificial, que parece concentrar el esfuerzo.

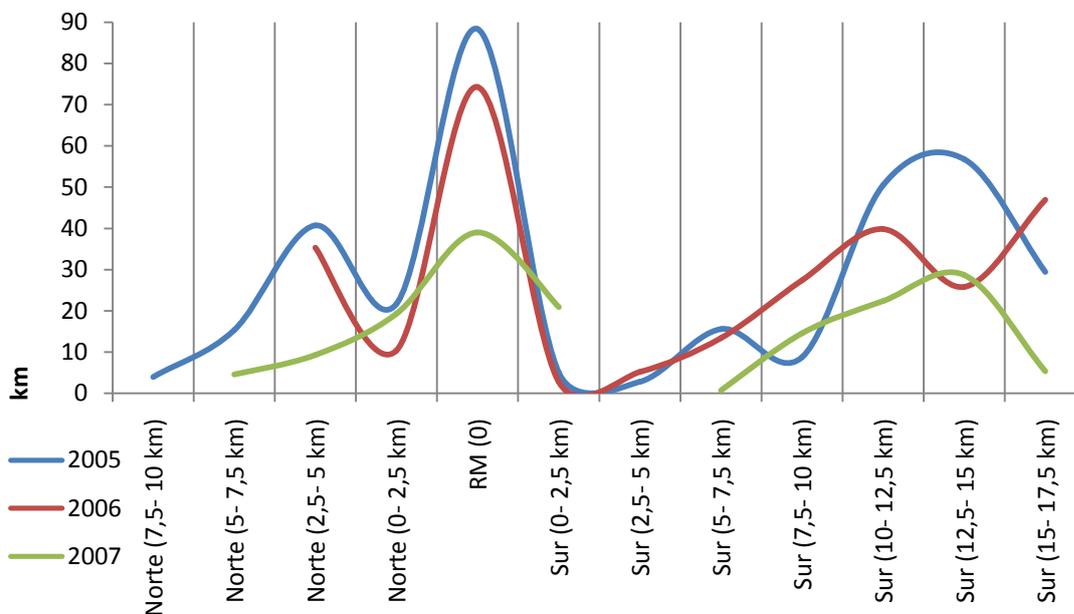


Figura 4.10. Distribución espacial del esfuerzo de pesca total muestreado (km calados) con el trasmallo claro de roca durante los años 2005 (azul), 2006 (rojo) y 2007 (verde) agregado por rangos de distancia de 2,5 km en toda la zona de estudio.

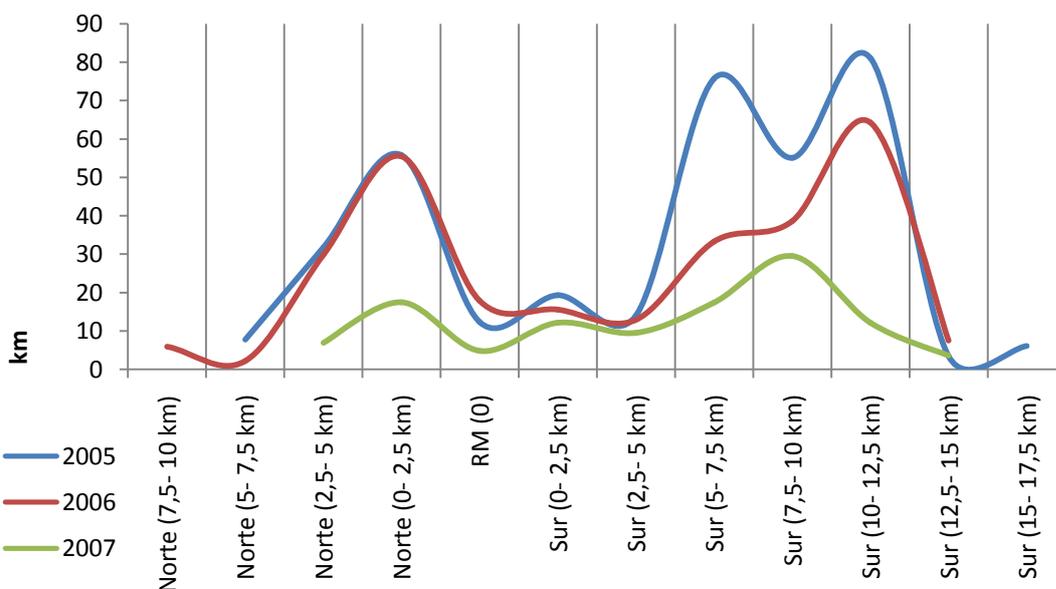


Figura 4.11. Distribución espacial del esfuerzo de pesca total muestreado (km calados) con el trasmallo fino durante los años 2005 (azul), 2006 (rojo) y 2007 (verde) agregado por rangos de distancia de 2,5 km en toda la zona de estudio.

Sin embargo, en el caso del palangre de fondo (Fig. 4.12) se repite el mismo patrón que con el trasmallo claro de roca, concentrándose el esfuerzo sobre la zona protegida y con una subida sobre la zona Sur.

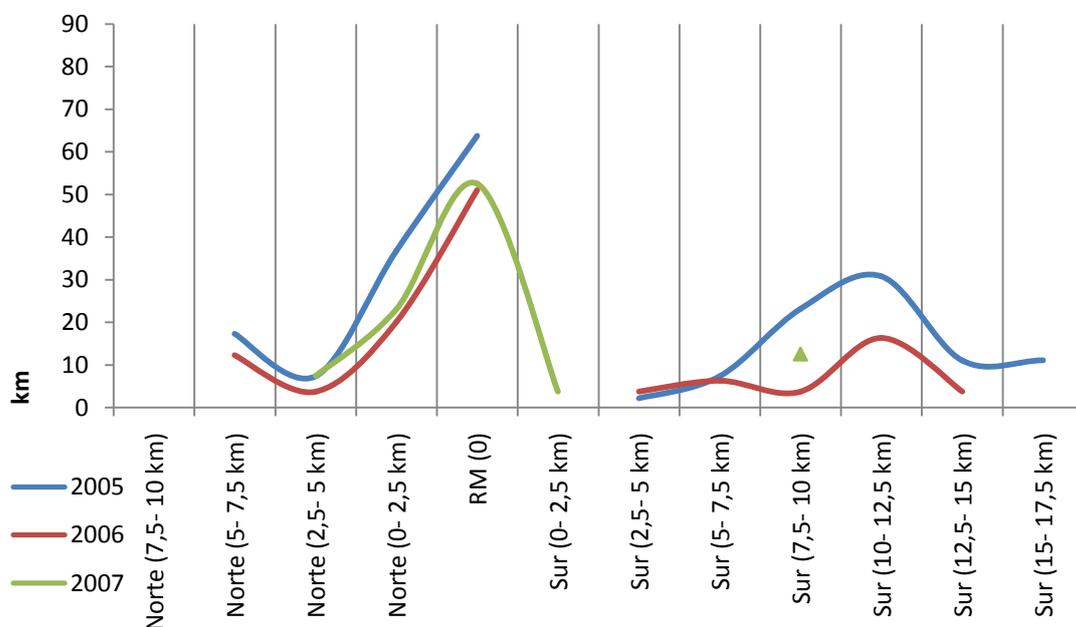


Figura 4.12. Distribución espacial del esfuerzo de pesca total muestreado (km calados) con el palangre de fondo durante los años 2005 (azul), 2006 (rojo) y 2007 (verde) agregado por rangos de distancia de 2,5 km en toda la zona de estudio.

Por otro lado, la representación de la distribución de las CPUE (kg/m) totales obtenidas por la flota, con los artes principales, en cada uno de los años de muestreo, agregados por rangos de distancia de 2,5 km en la zona de estudio (Fig. 4.13), revelan que los mayores rendimientos anuales se localizan en el área protegida, sin embargo presentan diferencias anuales en los gradientes observados, tanto hacia el Norte como hacia el Sur.

En el caso del trasmallo claro de roca (Fig. 4.14), se aprecia una variación interanual, donde los rangos de distancia con mayor CPUE se corresponden con aquellos donde el esfuerzo ha sido más bajo.

Los datos de CPUE totales obtenidas con del trasmallo fino (Fig. 4.15) muestran pocas variaciones espaciales, apreciándose unos valores máximos en el año 2005 en el rango comprendido entre los 2,5 y los 5 km al Norte de los límites de la protección, coincidiendo con la zona donde se realiza más esfuerzo.

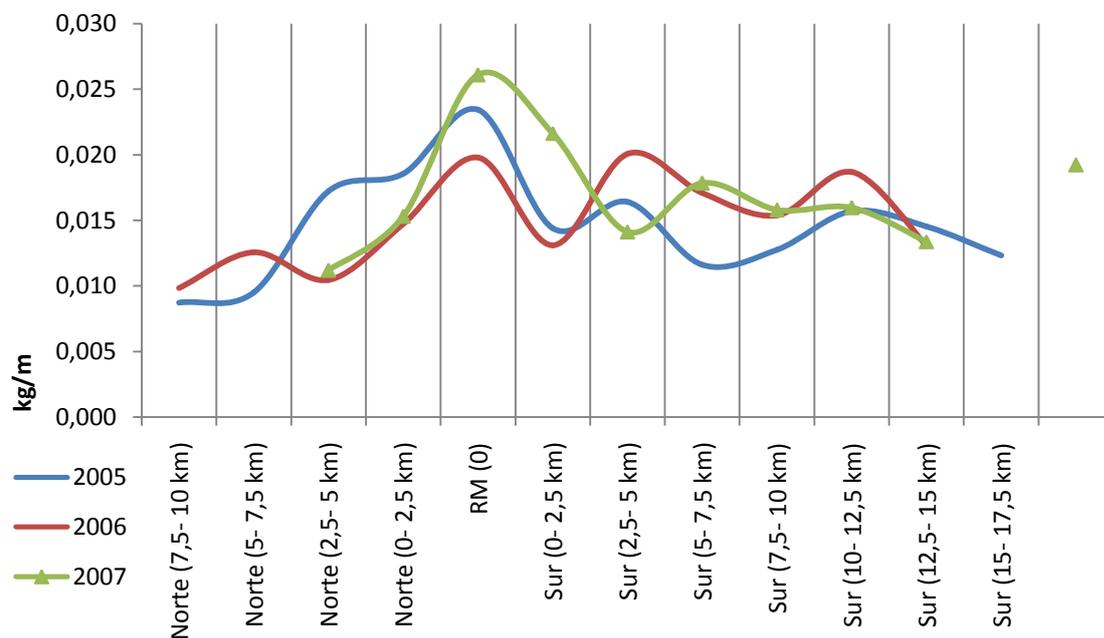


Figura 4.13. Distribución espacial de las CPUE (kg/m) obtenidas por los artes principales durante los años 2005 (azul), 2006 (rojo) y 2007 (verde) agregadas por rangos de distancia de 2,5 km en toda la zona de estudio.

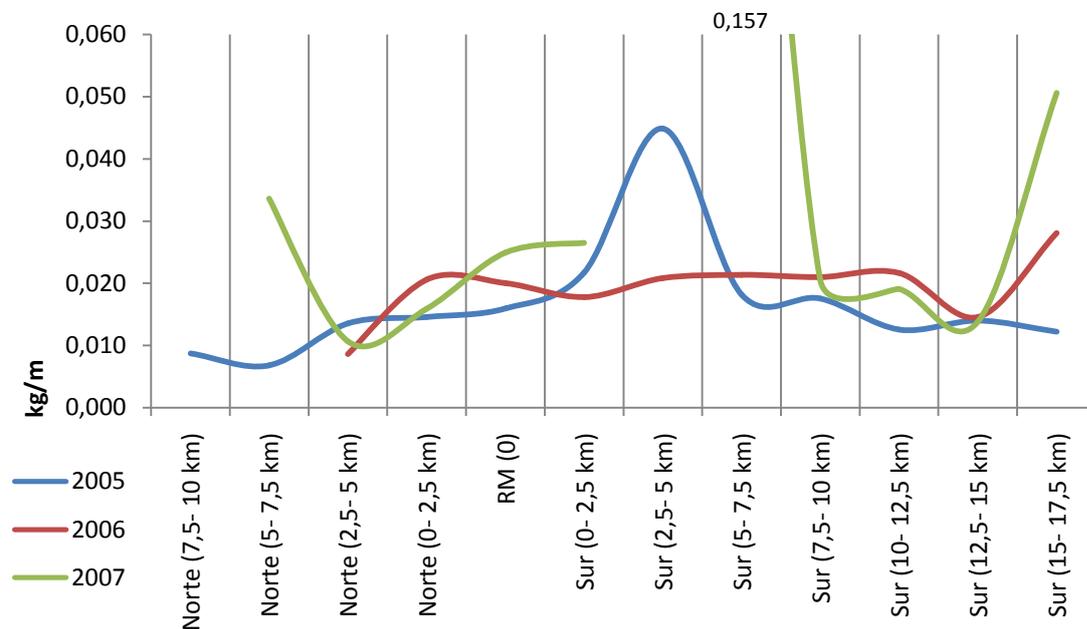


Figura 4.14. Distribución espacial de las CPUE (kg/m) obtenidas por el trasmallo claro de roca durante los años 2005 (azul), 2006 (rojo) y 2007 (verde) agregadas por rangos de distancia de 2,5 km en toda la zona de estudio.

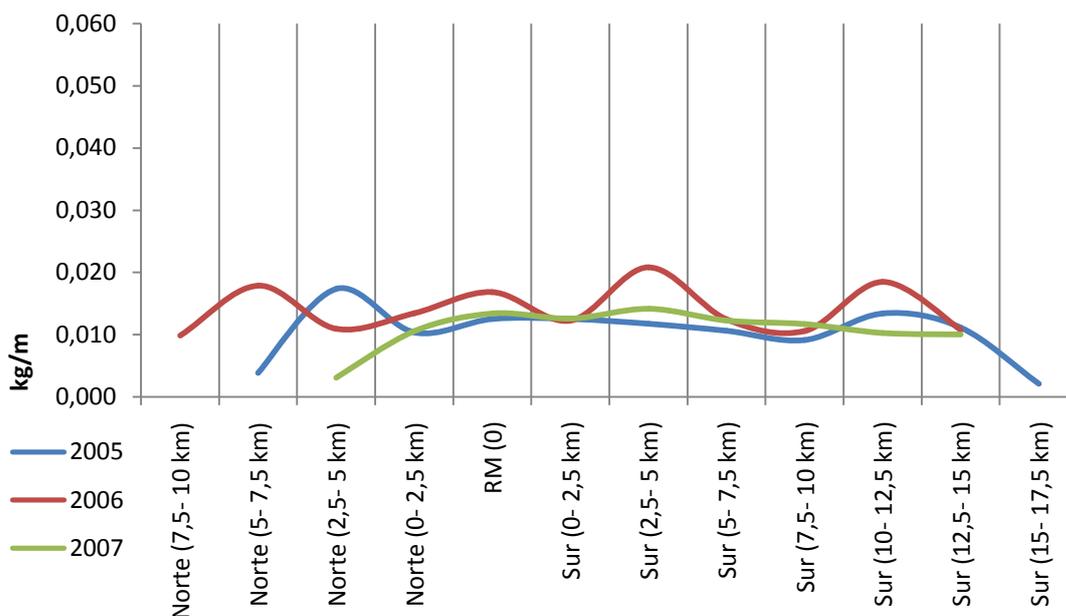


Figura 4.15. Distribución espacial de las CPUE (kg/m) obtenidas por el trasmallo fino durante los años 2005 (azul), 2006 (rojo) y 2007 (verde) agregadas por rangos de distancia de 2,5 km en toda la zona de estudio.

Las CPUE obtenidas con el palangre de fondo (Fig. 4.16) muestran una zona de mayor rendimiento, entre los 2,5 y 5 km al Norte de la reserva marina con otra subida en el interior de la misma y en la zona de arrecifes antiarrastre que varía según el año.

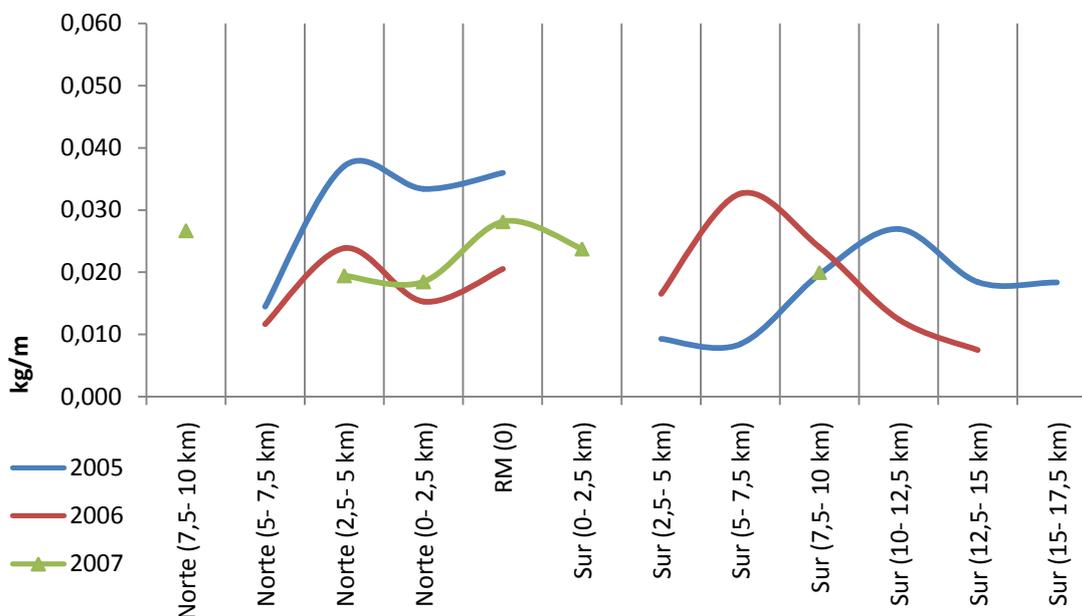


Figura 4.16. Distribución espacial de las CPUE (kg/m) obtenidas por el palangre de fondo durante los años 2005 (azul), 2006 (rojo) y 2007 (verde) agregadas por rangos de distancia de 2,5 km en toda la zona de estudio.

4.3.2. Factores que determinan la distribución del esfuerzo y del rendimiento pesquero. Estrategias de pesca de la flota artesanal

Mediante los análisis canónicos de ordenación se pueden analizar las variables que explican o que pueden condicionar el rendimiento pesquero y la distribución del esfuerzo de pesca realizado por la flota artesanal de Cabo de Palos.

Los 2 primeros ejes del RDA realizado para los artes mayoritarios explican el 96,3% de la varianza en la distribución del esfuerzo total de pesca (Tabla 4.3).

Tabla 4.3. Resultados del análisis de redundancias (RDA) de las variables explicativas y el esfuerzo de pesca realizado por los artes principales empleados por la flota artesanal de Cabo de Palos en la zona de estudio.

Esfuerzo de pesca total. Ejes	1	2	3	4	Inercia total
Valores propios:	0,409	0,062	0,015	0,003	1,00
Correlaciones variables pesqueras-variables ambientales	0,796	0,556	0,352	0,315	
% acumulado de la varianza de los datos de variables pesqueras	40,90	47,20	48,60	49,0	
% acumulado de la varianza de los datos de variables pesqueras-variables ambientales	83,60	96,30	99,30	100,00	
Suma de dos valores propios no restringidos					1,00
Suma de todos los valores propios canónicos					0,490

La ordenación de las muestras sobre los ejes canónicos puede verse en la Fig. 4.17. El esfuerzo de pesca total (m de red calados) es mayor en áreas con mayor diversidad de los fondos, y con mayor proporción de fondos rocosos, ya sean naturales o artificiales.

La parte negativa del eje I está determinada por la distancia a puerto y a la reserva marina, la profundidad y, en particular a los fondos mayores de 50 m. Esto indica que el esfuerzo total tiende a concentrarse en áreas someras, próximas a puerto y a la reserva marina. El único arte asociado a los valores altos de estas variables es la red de nailon.

Por su parte, el eje II va asociado a la utilización del trasmallo fino, en la parte positiva, frente al trasmallo claro de roca y el palangre de fondo, en la parte negativa.

El esfuerzo de pesca (metros de arte calados) realizado con el trasmallo claro de roca está correlacionado positivamente con el nivel de protección y la presencia de fondos detríticos (Fig. 4.17).

El empleo del trasmallo fino se asocia a fondos donde predominan sustratos arenosos y praderas de *Posidonia oceanica* y *Cymodocea nodosa* (Fig. 4.17).

El esfuerzo de pesca realizado con el palangre de fondo se asocia a biocenosis donde predominan los fondos detríticos costeros a más de 50 m de profundidad, apreciándose también una relación con la zona protegida donde hay una baja proporción de fondos arenosos o de fanerógamas marinas (Fig. 4.17).

Finalmente, el uso de la red de nailon está asociado, principalmente, a fondos con hábitats homogéneos caracterizados por su poca diversidad de biocenosis y poca superficie rocosa (Fig. 4.17).

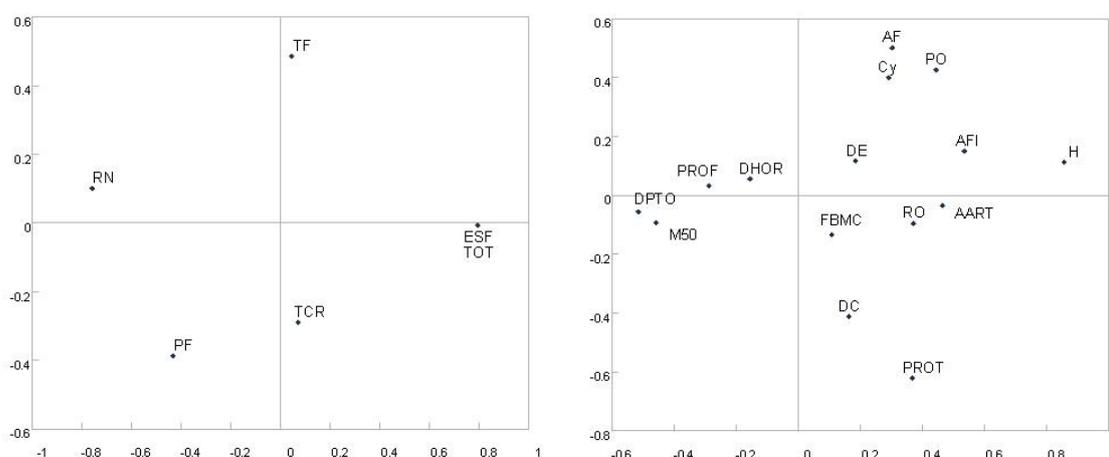


Figura 4.17. Representación de los 2 primeros ejes del análisis de redundancias. Izq) esfuerzo de pesca total (m) (ESF TOT) y para los 4 artes principales: TF, trasmallo fino; TCR, trasmallo claro de roca; PF, palangre de fondo; RN, red de nailon. Dcha) descriptores ambientales: algas fotófilas infralitorales (AFI), arrecifes artificiales (AART), pradera de *Posidonia oceanica* (PO), fondos arenosos (AF), pradera de *Cymodocea nodosa* (Cy), fondos detríticos costeros (DC), detríticos enfangados (DE), fondos blandos muy contaminados, (FBMC), fondos rocosos (RO), zona de profundidades superiores a 50 metros (M50), profundidad media (PROF); profundidad máxima (PMAX), factor protección (PROT), índice de diversidad de Shannon (H), distancia al centro de la reserva marina (DHOR) y distancia al puerto (DPTO).

Los 2 primeros ejes del RDA para el rendimiento pesquero (CPUE, kg/m) total y por grupos funcionales obtenidos con los artes mayoritarios explican el 97,0% de la variabilidad de los datos (tabla 4.4).

Al igual que en el caso del esfuerzo total, las CPUE totales van asociadas, en la parte positiva del eje I, a una mayor diversidad de hábitat y a la presencia de fondos rocosos, mientras que en la parte negativa van asociadas con la profundidad, la distancia a puerto y en menor medida con la distancia a la reserva marina (Fig. 4.18).

Tabla 4.4. Resultados de la ordenación por análisis de redundancias (RDA) de los factores ambientales y las CPUE, realizado por los artes principales de la flota artesanal de Cabo de Palos en la zona de estudio.

CPUE total. Ejes	1	2	3	4	Inercia total
Valores propios:	0,45	0,01	0,01	0,01	1,00
Correlaciones variables biológicas-variables ambientales	0,79	0,40	0,32	0,35	
% acumulado de la varianza de los datos de variables biológicas	45,20	46,60	47,20	47,70	
% acumulado de la varianza de los datos de variables biológicas-variables ambientales	94,20	97,00	98,40	99,40	
Suma de dos valores propios no restringidos					1,00
Suma de todos los valores propios canónicos					0,48

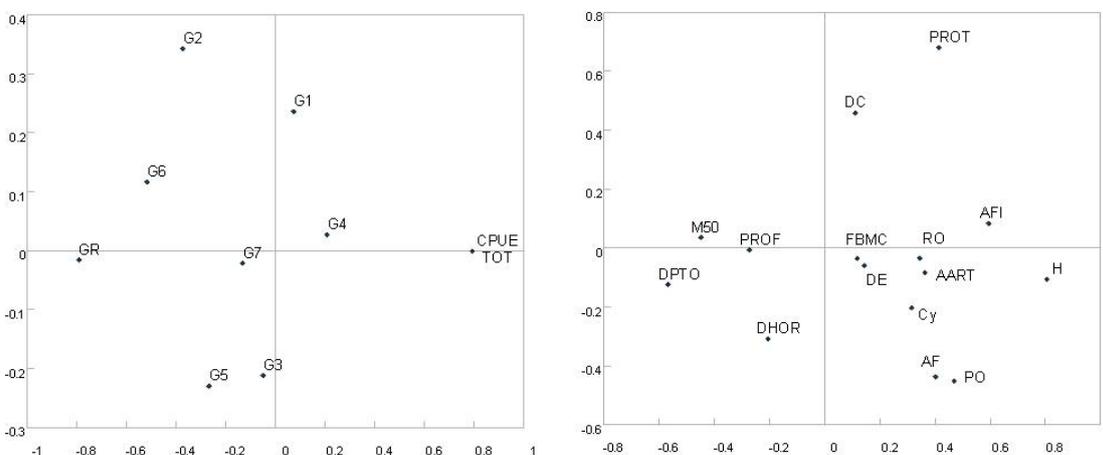


Figura 4.18. Representación de los dos primeros ejes del análisis de redundancias realizado sobre la matriz de variables de capturas por unidad de esfuerzo (CPUE). Izq) descriptores biológicos: G1, grupo funcional 1; G2, grupo funcional 2; G3, grupo funcional 3; G4, grupo funcional 4; G5, grupo funcional 5; G6, grupo funcional 6; G7, grupo funcional 7; GR, resto de especies (ver capítulo 3). Dcha) descriptores ambientales.

Los fondos detríticos costeros (DC) y el grado de protección (PROT) están correlacionados positivamente con el incremento de las CPUE de los grupos G1 (macrocarnívoros sedentarios) y G2 (macrocarnívoros demersales), y negativamente con la distancia a la reserva integral, y los fondos de arena y *Posidonia oceanica* (Fig. 4.18). Por otro lado los grupos G3 (macrocarnívoros pelágicos) y G5 (especies demersales de pequeño tamaño), presentan una respuesta contraria a los grupos G1 y G2, aumentando las CPUE en fondos donde predominan los fondos arenosos y la comunidad de fanerógamas marinas, alejados de la zona de protección (Fig. 4.18). Los factores ambientales más importantes para las CPUE del grupo 4 (especies sedentarias que se alimentan de invertebrados) son los fondos donde dominan las biocenosis rocosas,

también con elevados valores de diversidad. El aumento de la profundidad y la distancia al puerto junto a una disminución de la superficie de fondos arenosos y de fanerógamas está correlacionado con el aumento de las CPUE del grupo funcional G6 (especies demersales de gran tamaño con desplazamientos verticales) (Fig. 4.18).

Se ha repetido el RDA para cada uno de los artes principales empleados por la flota artesanal de Cabo de Palos:

- Para el trasmallo claro de roca, los 2 primeros ejes explican el 94,4% de la variabilidad total en la distribución espacial de las CPUE (kg/m) totales registradas con este arte (Tabla 4.5).

Tabla 4.5.

Resultados de la ordenación por análisis de redundancias (RDA) de los factores ambientales y las CPUE, realizado por el trasmallo claro de roca en la zona de estudio.

CPUE. Trasmallo claro de roca. Ejes	1	2	3	4	Inercia total
Valores propios:	0,41	0,02	0,01	0,01	1,00
Correlaciones variables biológicas-variables ambientales	0,74	0,49	0,44	0,46	
% acumulado de la varianza de los datos de variables biológicas	40,60	42,40	43,70	44,40	
% acumulado de la varianza de los datos de variables biológicas-variables ambientales	90,30	94,40	97,10	98,70	
Suma de dos valores propios no restringidos					1,00
Suma de todos los valores propios canónicos					0,45

Al igual que en los casos anteriores, el valor total de las capturas por unidad de esfuerzo (CPUE TOT) se relaciona, de forma positiva, con un aumento de la heterogeneidad de los fondos, y en particular con la biocenosis de algas fotófilas infralitorales. Siendo mayor el rendimiento en zonas someras próximas al puerto y a la reserva marina (Fig. 4.19).

La parte positiva del eje II está asociada a los grupos funcionales G3 y G7. Las CPUE obtenidas con este arte para estos 2 grupos aumentan al aumentar la superficie de fondos rocosos y el nivel de protección, al tiempo que presentan una correlación negativa con las praderas de fanerógamas marinas y las formaciones de arrecifes artificiales (Fig. 4.19). Mientras que la parte negativa del eje II está relacionada con las CPUE del grupo funcional G4, que incluye a la gallineta como especie objetivo del trasmallo claro de roca, el aumento de las capturas por unidad de esfuerzo para este

grupo funcional está asociado con un aumento de la superficie de la pradera de *Posidonia oceanica* y en particular en aquellas zonas donde hay estructuras artificiales antiarrastre, las cuales se localizan en el límite más profundo de la pradera (Fig. 4.19).

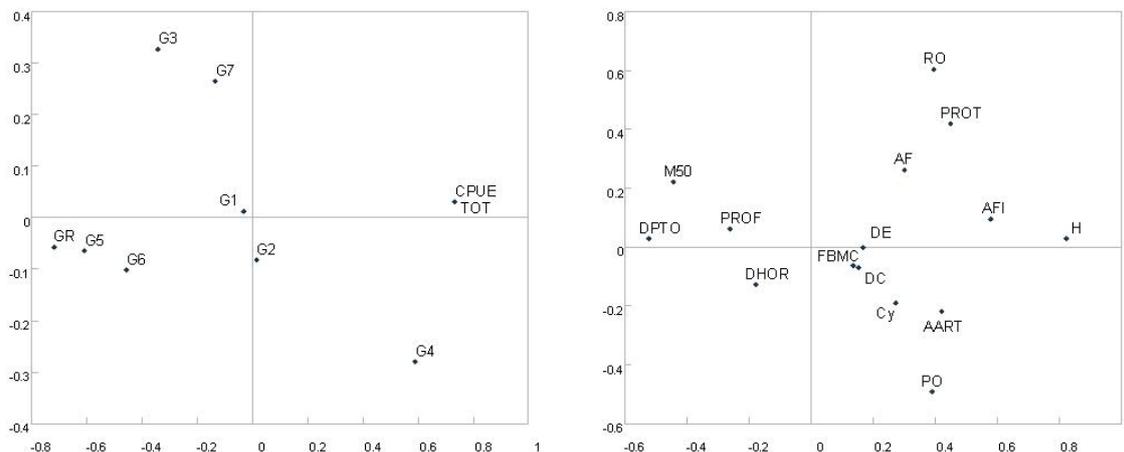


Figura 4.19. Representación de los dos primeros ejes del análisis de redundancias. Realizado sobre la matriz de variables de capturas por unidad de esfuerzo (CPUE) para: el trasmallo claro de roca. Izq) descriptores biológicos: G1, grupo funcional 1; G2, grupo funcional 2; G3, grupo funcional 3; G4, grupo funcional 4; G5, grupo funcional 5; G6, grupo funcional 6; G7, grupo funcional 7; GR, resto de especies (ver capítulo 3). Dcha) descriptores ambientales.

- Para el caso del trasmallo fino, los resultados del RDA sobre las CPUE totales (kg/m) muestran que los 2 primeros ejes explican el 99,1% de la variabilidad de los datos en relación a los factores considerados (tabla 4.6).

Tabla 4.6. Resultados de la ordenación por análisis de redundancias (RDA) de los factores ambientales y las CPUE, realizado por el trasmallo fino en la zona de estudio.

CPUE. Trasmallo fino. Ejes	1	2	3	4	Inercia total
Valores propios:	0,52	0,00	0,00	0,00	1,00
Correlaciones variables biológicas-variables ambientales	0,76	0,47	0,33	0,33	
% acumulado de la varianza de los datos de variables biológicas	51,80	52,20	52,40	52,60	
% acumulado de la varianza de los datos de variables biológicas-variables ambientales	98,40	99,10	99,50	99,80	
Suma de dos valores propios no restringidos					1,00
Suma de todos los valores propios canónicos					0,53

La ordenación de las CPUE de los distintos grupos funcionales sobre los ejes canónicos (Fig. 4.20) indica que el aumento de los rendimientos de pesca (kg/m) totales

y para el grupo funcional G5, que incluye al salmonete (*Mullus surmuletus*) como especie objetivo, son mayores en aquellas zonas con mayor heterogeneidad de hábitat y mayor proporción de *Posidonia oceanica*. Mientras que la parte negativa del eje I está determinada por las distancia a puerto y a la zona protegida y la profundidad.

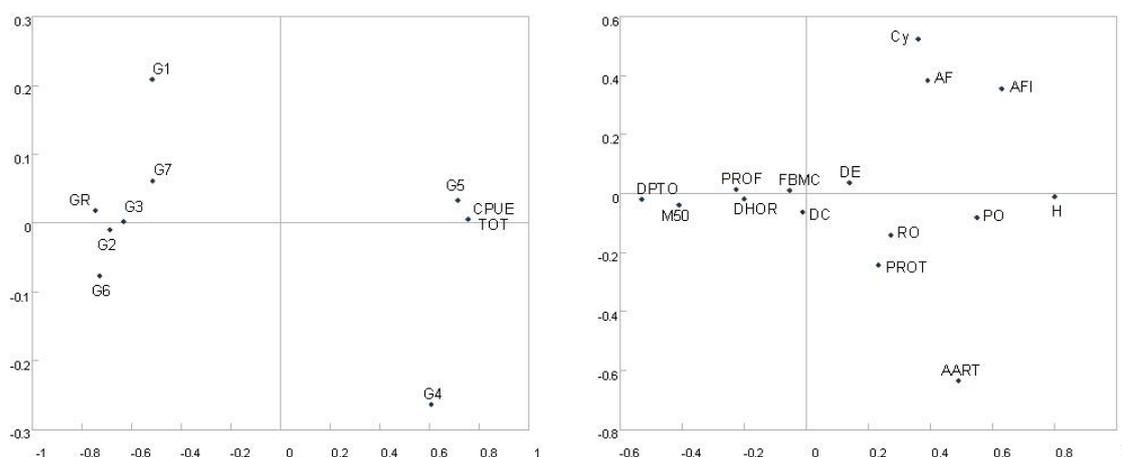


Figura 4.20. Representación de los dos primeros ejes del RDA realizado sobre la matriz de variables de capturas por unidad de esfuerzo (CPUE) para el trasmallo fino.

Como se dijo en el capítulo 3, este arte presenta una alta selectividad para la captura de salmonete, sin embargo también captura otras especies, que en conjunto configuran la morralla. El eje II está asociado en su parte positiva a las CPUE del grupo funcional G1, compuestas, en este caso, en su mayoría por la araña (*Trachinus draco*), y donde predominan los fondos arenosos y la *Cymodocea nodosa*, mientras que la parte negativa del eje II se asocia a las CPUE de escorpénidos de pequeña talla y tordos (*Symphodus* spp. y *Labrus* spp.) (G4) y a las zonas rocosas donde están situados los arrecifes artificiales y en menor medida a el nivel de protección.

- Finalmente, para el caso del palangre de fondo los 2 primeros ejes del RDA explican el 99,0% de la varianza en la distribución de las CPUE totales sobre el área de estudio (tabla 4.7).

Mientras que la parte positiva del primer eje está determinado por fondos rocosos y circalitorales, con algas fotófilas infralitorales, con una elevada diversidad de hábitat, la parte negativa está determinada por la profundidad, la distancia a puerto y a la reserva marina (Fig. 4.21).

Tabla 4.7. Resultados de la ordenación por análisis de redundancias (RDA) de las variables explicativas y las CPUE (kg/m), realizado para el palangre de fondo en la zona de estudio.

CPUE. Palangre de fondo. Ejes	1	2	3	4	Inercia total
Valores propios:	0,50	0,01	0,00	0,00	1,00
Correlaciones variables biológicas-variables ambientales	0,73	0,53	0,42	0,27	
% acumulado de la varianza de los datos de variables biológicas	49,80	50,30	50,80	50,80	
% acumulado de la varianza de los datos de variables biológicas-variables ambientales	97,90	99,00	99,80	99,90	
Suma de dos valores propios no restringidos					1,00
Suma de todos los valores propios canónicos					0,51

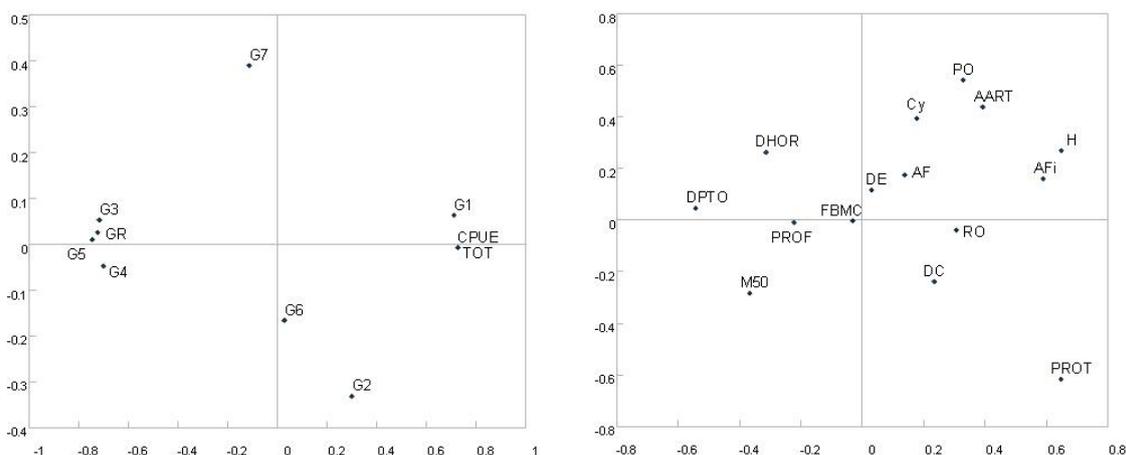


Figura 4.21. Representación de los dos primeros ejes del análisis de redundancias realizado sobre la matriz de variables de capturas por unidad de esfuerzo (CPUE) para el palangre de fondo. Izq) descriptores biológicos: G1, grupo funcional 1; G2, grupo funcional 2; G3, grupo funcional 3; G4, grupo funcional 4; G5, grupo funcional 5; G6, grupo funcional 6; G7, grupo funcional 7; GR, resto de especies. Dcha) descriptores ambientales.

De lo cual se desprende que las CPUE totales están correlacionadas de forma positiva con los fondos rocosos y de forma negativa con la distancia a puerto y la profundidad, además se correlacionan secundariamente con el aumento de la heterogeneidad de las biocenosis y en particular con el aumento de la superficie de fondos circalitorales y detríticos costeros.

Las capturas por unidad de esfuerzo de las especies objetivo de este arte (G1), principalmente macrocarnívoros sedentarios, como por ejemplo el mero (*Epinephelus marginatus*), están correlacionadas con fondos rocosos. Las CPUE de los grupos funcionales G2 y G6 capturadas con esta modalidad de pesca aumentan en los fondos

detríticos costeros, mientras que las CPUE del grupo funcional G7 (espáridos) muestran una correlación positiva con los fondos de fanerógamas marinas y arrecifes artificiales.

De estos resultados se puede concluir que la estrategia de la flota artesanal a la hora de extraer las especies de interés pesquero, entendida como un conjunto de las reglas que aseguran una decisión óptima en cada momento, difiere para cada tipo de arte, aunque el esfuerzo realizado en conjunto presenta una serie de características comunes, como es el hecho de calar los artes en aquellas zonas con una mayor diversidad de hábitat, donde predomina *Posidonia oceanica* o los fondos rocosos, ya sean naturales o artificiales, pues es en estas zonas donde se dan los registros más elevados de CPUE.

4.3.3. Tácticas de pesca individuales

Los pescadores deciden cuándo, cómo y dónde pescar. Estas decisiones individuales son las responsables de la estrategia de pesca de la flota. La hipótesis de trabajo es que los pescadores no se comportan de forma homogénea a la hora de extraer los recursos.

Una vez realizado el análisis exploratorio de los factores que condicionan la distribución de la flota, el objetivo es comprobar si existen diferencias en el esfuerzo medio anual realizado por las embarcaciones de pesca.

Los resultados del PERMANOVA reflejan que hay diferencias estadísticamente significativas en la longitud de los artes de pesca que calan los pescadores en función de determinados factores y para la interacción entre alguno de ellos (Tabla 4.8).

Tabla 4.8.

Resultados del PERMANOVA realizado sobre la matriz de eventos de pesca muestreados, para el esfuerzo pesquero (metros de arte calados) con (a) 5 factores en base a las disimilitudes Bray-Curtis (con datos transformados a raíz cuadrada).

Factores	df	SS	MS	Pseudo-F	P	Perm
Arte	2	45108,0	22554,0	38,60	<0,001***	1995
Año	2	2985,4	1492,7	10,89	<0,001***	1998
Rprof	2	643,4	321,7	1,87	0,244	1994
Rdist	4	32963,0	8240,8	30,04	<0,001***	1998
Est(Año)	9	10524,0	1169,4	8,53	<0,001***	1999
Arte xAño	4	1751,2	437,8	3,19	0,012*	1997
Arte xRprof	4	379,6	94,9	1,29	0,395	1996
Arte xRdist	8	6371,4	796,4	2,66	0,018*	1997
Año xRprof	4	618,8	154,7	1,13	0,330	1998
Año xRdist	8	1787,8	223,5	1,63	0,110	1998

Factores	df	SS	MS	Pseudo-F	P	Perm
Rprof xRdist	8	3235,0	404,4	1,48	0,237	1999
Arte xEst(Año)	17	5415,0	318,5	2,32	<0,001***	1993
Est(Año) xRprof	11	4019,1	365,4	2,67	0,002**	1994
Est(Año) xRdist	32	6590,0	205,9	1,50	0,024*	1991
Arte xAño xRprof	5	430,4	86,1	0,63	0,699	1998
Arte xAño xRdist	15	2714,3	181,0	1,32	0,176	1997
Arte xRprof xRdist	7	1380,4	197,2	1,33	0,241	1998
Año xRprof xRdist	4	1471,3	367,8	2,68	0,025(*)	1997
Arte xEst(Año) xRprof	3	227,4	75,8	0,55	0,675	1995
Arte xEst(Año) xRdist	21	4455,7	212,2	1,55	0,044(*)	1996
Est(Año) xRprof xRdist	8	2613,8	326,7	2,38	0,010*	1997
Res	659	90344,0	137,1			
Total	837	2,26E+05				

Las diferencias significativas, corregidas según Bonferroni, se indican como: * $p < 0,025$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$; (*) $p < 0,05$ (marginalmente significativo).

La primera diferencia observada la encontramos en el tipo de arte de pesca empleado. Los artes analizados han sido los mayoritarios (trasmallo claro de roca, trasmallo fino y palangre de fondo). Con el palangre de fondo se cala una mayor longitud de metros por embarcación que con el resto de artes (los valores medios del esfuerzo anual para este arte son: 3.637 m (± 165 ES) en 2005, 4.486 m (± 216 ES) en 2006 y 3.479 m (± 317 ES) en 2007, seguido del trasmallo fino, donde el esfuerzo medio muestreado por salida al mar fue en 2005 de 3.097 m (± 131 ES), en 2006 2.342 m (± 103 ES) y de 2.139 m (± 98 ES) en el año 2007. Por último para el trasmallo claro de roca se calcularon de media por lance 1.863 (± 79 ES) m en 2005, 1.915 (± 102 ES) m en 2006 y 1.586 (± 104 ES) m en 2007 (Fig. 4.22).

Asimismo, se aprecian diferencias significativas en el esfuerzo de pesca medio anual por embarcación para la interacción entre los factores año y arte de pesca (Tabla 4.9 y Fig. 4.22). Esto es debido a que en 2006 se realizó un mayor esfuerzo pesquero con el palangre de fondo y un menor esfuerzo con el trasmallo fino.

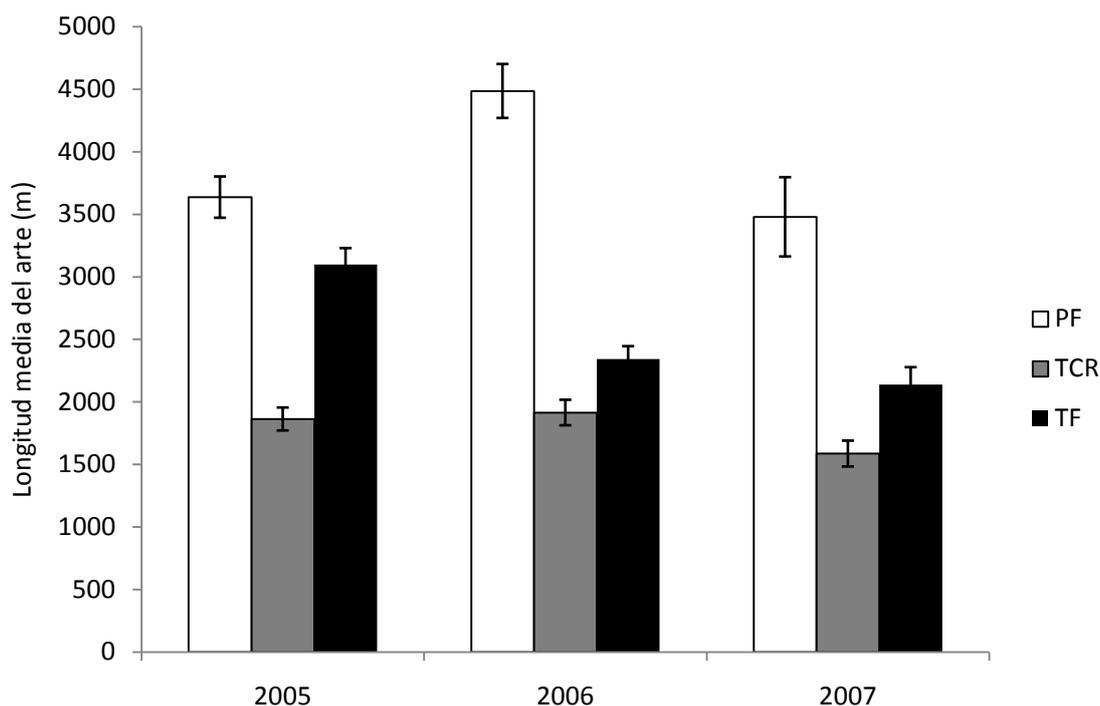


Figura 4.22. Esfuerzo de pesca medio por barco, en metros de arte, que realizaron las embarcaciones de pesca artesanal de Cabo de Palos para cada una de las principales modalidades de pesca (PF: palangre de fondo; TCR: trasmallo claro de roca; TF: trasmallo fino) en los años 2005, 2006 y 2007. Las barras de error representan el error típico.

Tabla 4.9.

Resultados del PERMANOVA realizado sobre la matriz de lances de pesca muestreados. Comparación pareada para los factores significativos modalidad de arte y año. Perm es el número de permutaciones realizadas. PF: palangre de fondo; TCR: trasmallo claro de roca; TF: trasmallo fino.

Arte vs. Año Grupos	2005			2006			2007		
	t	P	Perm	t	P	Perm	t	P	Perm
PF, TCR	10,70	<0,001***	1993	9,01	<0,001***	1996	7,48	<0,001***	1997
PF, TF	3,07	0,005**	1998	8,51	<0,001***	1998	4,23	<0,001***	1998
TCR, TF	10,09	<0,001***	1994	4,90	<0,001***	1996	4,38	<0,001***	1998

Las diferencias significativas, corregidas según Bonferroni, se indican como: * $p < 0,025$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$; (*) $p < 0,05$ (marginamente significativo).

El análisis, además, refleja diferencias estadísticamente significativas para la interacción entre la modalidad de pesca y el rango de distancia a la reserva marina en el que se encuentra el punto medio del lance (Tabla 4.8 y Tabla 4.10).

La longitud media de los palangres de fondo calados no muestra diferencias estadísticamente significativas en relación a la protección, ni en cuanto a la distancia a la reserva marina. El análisis detecta diferencias marginalmente significativas para la longitud de red del trasmallo fino cuando se cala en las inmediaciones de la zona

protegida (rango 1: borde de la reserva marina hasta los 2,5 km) con zonas más distantes (rangos 2 y 4).

En el caso del trasmallo claro de roca el factor protección condiciona la longitud de las redes que emplean los pescadores, detectándose diferencias entre la zona protegida (rango 0), con las zonas más distantes (rangos 3 y 4).

Tabla 4.10.

Resultados del PERMANOVA realizado sobre la matriz de lances de pesca. Comparación pareada para los factores significativos modalidad de arte y rango de distancia a la reserva marina. Perm es el número de permutaciones realizadas. PF: palangre de fondo; TCR: trasmallo claro de roca; TF: trasmallo fino. Los rangos de distancia son: 0: reserva marina; 1: desde el borde de la reserva marina hasta 2,5 km; 2: de 2,5 km a 5 km; 3: desde 5 km a 7,5 km; 4 > 7,5 km de distancia al borde de la reserva marina

Arte vs. Rdist Grupos	PF			TCR			TF		
	t	P	Perm	t	P	Perm	t	P	Perm
0, 4	2,78	0,116	1997	11,57	0,002**	1998	2,78	0,088	1997
0, 1	2,03	0,190	1997	0,74	0,730	1999	1,74	0,218	1997
0, 2	0,72	0,827	1999	2,26	0,129	1999	2,19	0,140	1997
0, 3	1,34	0,511	1998	4,26	0,019*	1998	1,79	0,195	1999
4, 1	0,58	0,886	1999	2,04	0,156	1999	3,62	0,043(*)	1998
4, 2	6,12	0,020*	1998	0,95	0,560	1997	0,90	0,558	1997
4, 3	1,77	0,368	1999	2,52	0,101	1998	3,08	0,080	1999
1, 2	1,59	0,338	1998	1,77	0,204	1999	4,00	0,028(*)	1995
1, 3	1,81	0,361	1999	1,80	0,187	1998	1,63	0,259	1998
2, 3	5,66	0,073	1997	1,04	0,505	1998	6,71	0,009**	1998

Las diferencias significativas, corregidas según Bonferroni, se indican como: * $p < 0,025$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$; (*) $p < 0,05$ (marginalmente significativo).

Para los trasmallos, de roca y finos, se aprecia una relación directa entre la longitud media de la red y la distancia a la reserva marina, es decir, cuanto más distante a la reserva marina es el lance realizado, más metros de red calan los pescadores (Fig. 4.23).

Mientras que en caso del palangre de fondo no se aprecia este patrón, si bien, es dentro de la zona protegida (rango 0) y entre los 2,5 y 5 km de distancia a ésta (rango 2), donde los pescadores emplean palangres de menores dimensiones (Fig. 4.23).

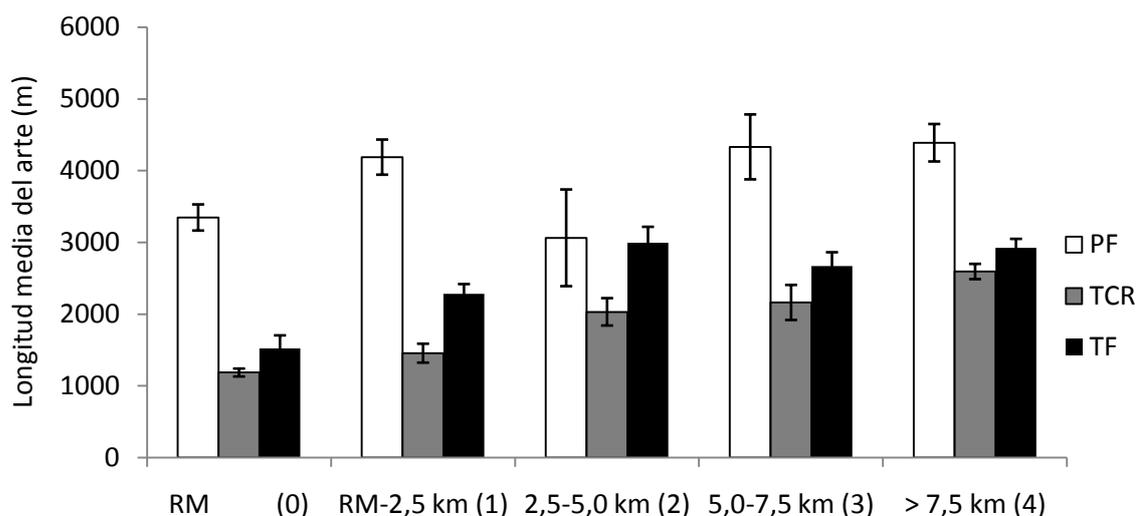


Figura 4.23 Esfuerzo de pesca medio por barco, en metros de arte, que realizaron las embarcaciones de pesca artesanal de Cabo de Palos para cada una de las principales modalidades de pesca (PF: palangre de fondo; TCR: trasmallo claro de roca; TF: trasmallo fino), dentro y a diferentes distancias de la reserva marina. Las barras de error representan el error típico.

Además los resultados muestran que el esfuerzo de pesca individual de los pescadores realizado con cada arte es distinto dependiendo de las estaciones del año. La mayor diferencia se da en otoño, cuando hay un uso relativo menor del trasmallo fino (Tabla 4.11 y Fig. 4.24).

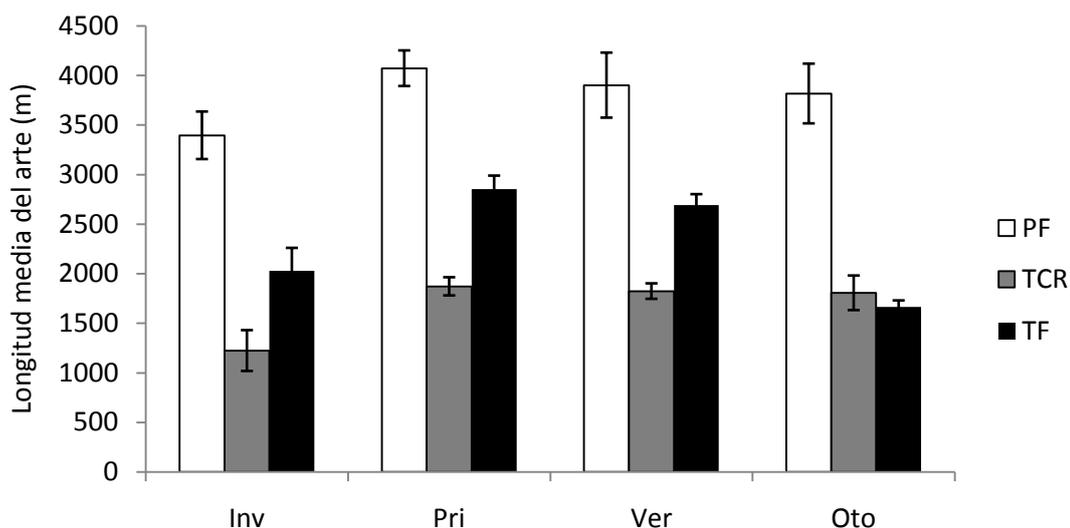


Figura 4.24. Esfuerzo de pesca medio por lance, en metros calados, que realizaron las embarcaciones de pesca artesanal de Cabo de Palos para cada una de las principales modalidades de pesca (PF: palangre de fondo; TCR: trasmallo claro de roca; TF: trasmallo fino), en las diferentes estaciones del año. Las barras de error representan el error típico.

Tabla 4.11.

Resultados del PERMANOVA sobre la matriz de lances de pesca. Comparación pareada para los factores modalidad de arte y estación del año (anidado dentro del factor año). Perm es el número de permutaciones realizadas. PF: palangre de fondo; TCR: trasmallo claro de roca; TF: trasmallo fino. Inv: invierno; Pri: primavera; Ver: verano y Oto: otoño. NT: no test.

Arte vs. Est Grupos		2005			2006			2007		
		t	P	Perm	t	P	Perm	t	P	Perm
PF	Inv, Pri	2,51	0,026(*)	1994	2,23	0,063	406	2,40	0,028(*)	1181
	Inv, Ver	0,28	0,791	1996	NT			NT		
	Inv, Oto	0,20	0,896	1995	0,65	0,562	1971	0,85	0,454	1989
	Pri, Ver	0,09	0,980	1860	0,90	0,455	557	0,00	1,000	0
	Pri, Oto	3,47	0,002**	1996	0,57	0,597	337	0,73	0,572	1979
	Ver, Oto	2,35	0,032(*)	1996	0,33	0,794	458	1,69	0,320	111
TCR	Inv, Pri	0,59	0,592	1995	2,40	0,017*	1998	4,23	0,001***	1995
	Inv, Ver	2,22	0,019*	1993	2,12	0,041(*)	1993	2,27	0,028(*)	1997
	Inv, Oto			1998	0,32	0,808	1987	NT		
	Pri, Ver	5,62	<0,001***		1,61	0,109	1997	1,04	0,301	1996
	Pri, Oto				1,06	0,288	1997	0,39	0,696	1991
	Ver, Oto				1,07	0,304	1991	0,46	0,752	1993
TF	Inv, Pri	1,63	0,112	1995	0,54	0,624	1995	0,00	1,000	898
	Inv, Ver	1,20	0,258	1994	0,51	0,662	1998	0,68	0,480	1990
	Inv, Oto	1,35	0,334	10	3,78	0,052	1280	NeuN	1,000	114
	Pri, Ver	0,35	0,737	1995	0,28	0,864	1997	2,73	0,009**	1997
	Pri, Oto	2,60	0,012*	1997	2,53	0,013*	1996	3,57	0,001***	1998
	Ver, Oto	2,35	0,021*	1997	2,71	0,009**	1995	0,54	0,668	1997

Las diferencias significativas, corregidas según Bonferroni, se indican como: * $p < 0,025$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$; (*) $p < 0,05$ (marginalmente significativo).

Los pescadores emplean más metros de red y palangres por lance durante los meses de primavera, de abril a junio. Esto significa que hay un aumento estacional del esfuerzo de pesca individual para estos artes. El análisis muestra también diferencias marginalmente significativas para el palangre de fondo entre invierno y primavera, en los años 2005 y 2007, y estadísticamente significativas entre los meses de otoño con la primavera y marginales con respecto al verano en 2005.

En todos los años muestreados el esfuerzo de pesca que las embarcaciones realizan con el trasmallo claro de roca muestra diferencias entre el invierno y el verano, mientras que entre el invierno y la primavera sólo se muestran significativas para los años 2006 y 2007, siendo en ambos casos durante el invierno el número de metros de arte que calan los pescadores menor que durante el resto del año.

El número de metros de arte calados por lance con el trasmallo fino durante el otoño es significativamente diferente al esfuerzo que realizan los pescadores durante la primavera (en todos los años) y durante los meses estivales (2005 y 2006) (Tabla 4.11).

También se aprecian diferencias estadísticamente significativas en la longitud de metros de artes calados por lance en la interacción de los factores estación del año y rango de profundidad, observándose diferencias entre los rangos de profundidad 1 (de 0 a 30 m) y 2 (31 a 60 m) durante los meses de otoño, en todos los años y durante el verano de 2007. Asimismo, entre los rangos 1 y 3 (>60 m) en la primavera (marginalmente significativas), verano y otoño de 2006 (Tabla 4.12) (Fig. 4.25).

Tabla 4.12.

Resultados del PERMANOVA. Comparación pareada para los factores estación del año (anidado dentro del factor año) y rango de profundidad. Perm es el número de permutaciones realizadas. PF: palangre de fondo; TCR: trasmallo claro de roca; TF: trasmallo fino. Inv: invierno; Pri: primavera; Ver: verano y Oto: otoño.

Est (año) vs.Prof Grupos		2005			2006			2007		
		t	P	Perm	t	P	Perm	t	P	Perm
Inv	0-30, 31-60	1,16	0,283	1997	0,22	0,905	1998	1,43	0,173	1985
Pri	0-30, 31-60	1,41	0,150	1995	1,85	0,073	1997	0,94	0,363	1995
	0-30, >61 m	0,00	1,000	1998	2,35	0,029(*)	1992			
	31-60, >60 m	0,38	0,791	1995	1,50	0,080	1926			
Ver	0-30, 31-60 m	0,91	0,367	1996	0,31	0,832	1997	2,43	0,016*	1997
	0-30, >61 m	0,78	0,459	1998	2,44	0,016*	1997	0,47	0,707	1996
	31-60, >60 m	0,46	0,743	1997	1,23	0,225	1999	1,47	0,153	1996
Oto	0-30, 31-60 m	2,50	0,023*	1995	4,88	0,001***	1995	3,79	0,004**	1999
	0-30, >61 m				3,85	<0,001***	1506			
	31-60, >60 m				1,64	0,344	2			

Las diferencias significativas, corregidas según Bonferroni, se indican como: * $p < 0,025$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$; (*) $p < 0,05$ (marginalmente significativo).

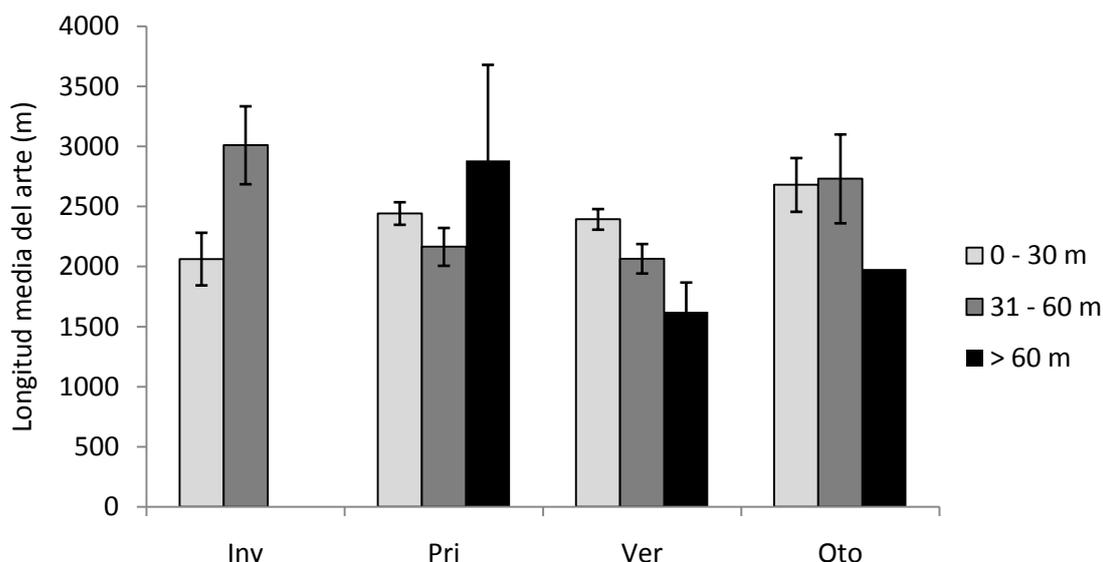


Figura 4.25. Esfuerzo individual medio por embarcación a distintos rangos de profundidad en las diferentes estaciones del año.

En la figura 4.26 se resumen los resultados del análisis, mostrando el esfuerzo medio por arte en cada una de las estaciones del año, en los diferentes rangos de distancia a la reserva marina y a diferentes profundidades.

Por los resultados obtenidos, se desprende que los pescadores desarrollan distintas tácticas de pesca, empleando más o menos metros de artes por lance según la modalidad de pesca, el año, la distancia a la reserva y el nivel de protección, la estación del año y el rango de profundidades. Por lo que el comportamiento individual de los pescadores a la hora de decidir los caladeros no es homogéneo.

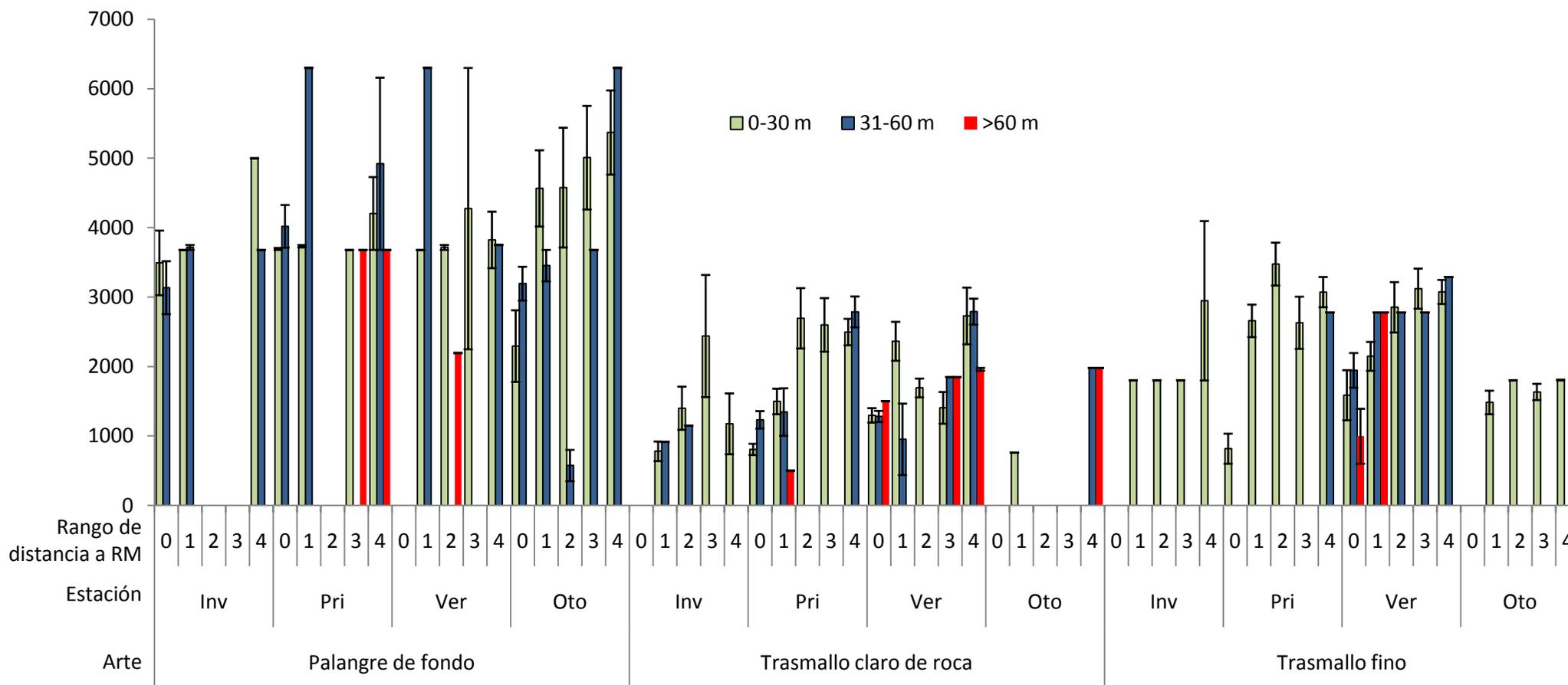


Figura 4.26. Esfuerzo de pesca (media anual) por barco, en metros calados de arte, que realizaron las embarcaciones de pesca artesanal de Cabo de Palos para cada una de las principales modalidades de pesca (PF: palangre de fondo; TCR: trasmallo claro de roca; TF: trasmallo fino), en las diferentes estaciones del año y rangos de distancia a diferentes rangos de profundidad. Las barras de error representan el error típico.

Debido a la dificultad de incluir en el análisis anterior la variable biocenosis, se ha realizado otro análisis PERMANOVA para el esfuerzo de pesca total (m) realizado por los artes principales (trasmallo claro, trasmallo fino y palangre de fondo), y el rendimiento (CPUE, en kg/m) obtenido, considerando un único factor fijo, tipo de biocenosis dominante, con 9 niveles. Para cada lance se han estimado los metros de arte calados sobre cada tipo de biocenosis y, dada la imposibilidad de diferenciar las capturas por cada tramo de arte, se ha considerado una distribución homogénea de la misma (Tabla 4.13. Figura 4.27 y Tabla 4.14).

Tabla 4.13. Resultados de la comparación entre grupos del PERMANOVA para el esfuerzo total de pesca (m) realizado en cada una de las biocenosis dominantes en la zona de estudio.

Comparaciones	t	P(perm)	perms	Groups	t	P(perm)	perms
AFI, DC	4,08	<0,001	1997	RO, M50	8,22	<0,001	1998
AFI, PO	4,28	<0,001	1998	RO, DE	1,73	0,057	1995
AFI, RO	5,69	<0,001	1998	RO, AF	4,74	<0,001	1997
AFI, M50	4,05	<0,001	1995	RO, FBMC	5,34	<0,001	1998
AFI, DE	2,75	0,002	1997	RO, Cy	4,43	<0,001	1996
AFI, AF	3,49	0,002	1999	M50, DE	5,80	<0,001	1997
AFI, FBMC	2,46	0,009	1997	M50, AF	7,30	<0,001	1998
AFI, Cy	1,60	0,080	1996	M50, FBMC	1,56	0,098	1997
DC, PO	1,66	0,068	1998	M50, Cy	4,75	<0,001	1995
DC, RO	9,94	<0,001	1992	DE, AF	1,76	0,061	1997
DC, M50	1,56	<0,100	1998	DE, FBMC	4,34	<0,001	1997
DC, DE	5,58	<0,001	1998	DE, Cy	2,19	0,015	1999
DC, AF	7,23	<0,001	1994	AF, FBMC	4,50	<0,001	1999
DC, FBMC	1,25	0,196	1997	AF, Cy	1,56	0,100	1997
DC, Cy	4,14	<0,001	1997	FBMC, Cy	3,04	0,002	1997
PO, RO	9,58	<0,001	1997				
PO, M50	1,40	0,137	1997				
PO, DE	5,28	<0,001	1997				
PO, AF	7,36	<0,001	1997				
PO, FBMC	1,73	0,059	1999				
PO, Cy	4,31	<0,001	1997				

[Algas fotófilas infralitorales (AFI), pradera de *Posidonia oceanica* (PO), fondos arenosos (AF), pradera de *Cymodocea nodosa* (Cy), fondos detríticos costeros (DC), detríticos enfangados (DE), fondos blandos muy contaminados, (FBMC), fondos rocosos (RO), zona de profundidades superiores a 50 metros (M50)]. Las diferencias significativas, corregidas según Bonferroni, se indican como: * $p < 0,025$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$; (*) $p < 0,05$ (marginalmente significativo).

Tabla 4.14. Resultados de la comparación entre grupos del PERMANOVA para las CPUE (kg/m) obtenidas en cada una de las biocenosis dominantes en la zona de estudio.

Groups	t	P(perm)	perms	Groups	t	P(perm)	perms
AFI, DC	4,08	<0,001	1997	RO, M50	1,24	0,197	1999
AFI, PO	1,34	0,175	1995	RO, DE	0,58	0,740	1997
AFI, RO	2,69	<0,001	1997	RO, AF	1,84	0,031(*)	1998
AFI, M50	3,32	<0,001	1998	RO, FBMC	1,25	0,197	1998
AFI, DE	1,41	0,133	1997	RO, Cy	1,39	0,129	1997
AFI, AF	0,96	0,375	1996	M50, DE	1,43	0,124	1997
AFI, FBMC	2,08	0,013	1997	M50, AF	2,74	0,002	1998
AFI, Cy	0,98	0,363	1995	M50, FBMC	0,79	0,550	1996
DC, PO	3,39	<0,001	1997	M50, Cy	2,00	0,023	1997
DC, RO	1,04	0,326	1998	DE, AF	0,88	0,455	1998
DC, M50	0,60	0,735	1997	DE, FBMC	1,30	0,144	1998
DC, DE	1,23	0,210	1996	DE, Cy	0,81	0,527	1997
DC, AF	3,00	<0,001	1997	AF, FBMC	1,95	0,022	1996
DC, FBMC	0,87	0,463	1999	AF, Cy	0,88	0,450	1999
DC, Cy	1,97	0,022	1997	FBMC, Cy	1,32	0,166	1996
PO, RO	1,88	0,029(*)	1997				
PO, M50	2,75	0,002	1997				
PO, DE	0,79	0,537	1998				
PO, AF	0,46	0,866	1996				
PO, FBMC	1,84	0,032	1998				
PO, Cy	0,69	0,657	1997				

[Algas fotófilas infralitorales (AFI), pradera de *Posidonia oceanica* (PO), fondos arenosos (AF), pradera de *Cymodocea nodosa* (Cy), fondos detríticos costeros (DC), detríticos enfangados (DE), fondos blandos muy contaminados, (FBMC), fondos rocosos (RO), zona de profundidades superiores a 50 metros (M50)].

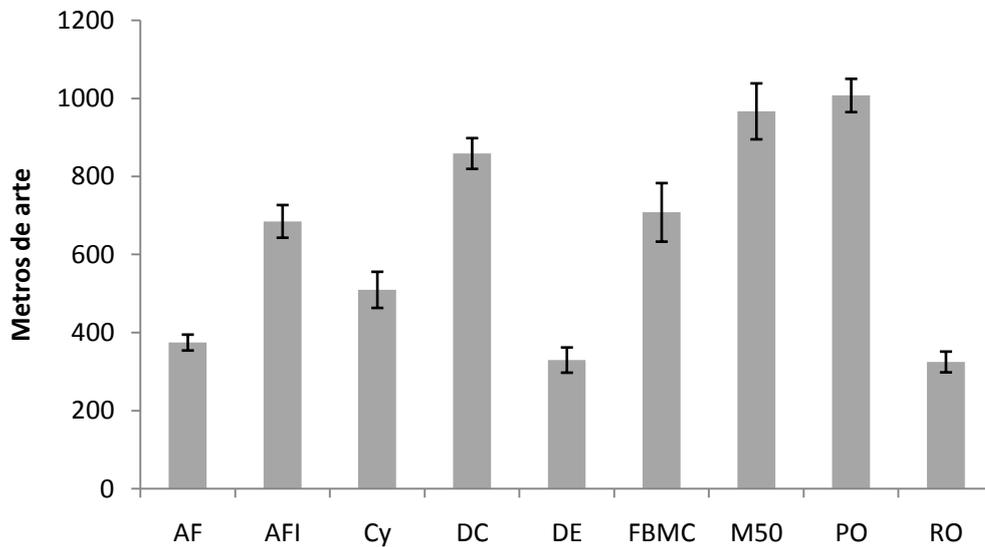


Figura. 4.27. Longitud media (m) de los artes de pesca que se calan sobre las biocenosis dominantes de la zona de estudio, con su error estándar.

Se ha calculado la superficie que ocupa cada una de las biocenosis marinas descritas dentro de la zona de estudio (Tabla 4.15) y el esfuerzo de pesca total y medio anual muestreado (en metros de artes calados) en cada una de ellas (Tabla 4.16).

La pradera de *Posidonia oceanica* se extiende 5.313,2 hectáreas dentro del área de estudio, de las cuales 21,7 hectáreas presentan manchas de *Cymodocea nodosa* y 10,3 hectáreas están asociadas a fondos detríticos costeros. El esfuerzo medio anual muestreado sobre este fondo ha sido de 138,97 kilómetros de artes calados. El rendimiento medio anual obtenido (CPUE) ha sido de 20,6 kg de biomasa total por km de arte calado sobre la pradera de *Posidonia oceanica*, 17 kg/km sobre la superficie de esta fanerógama marina en aquellas zonas que presentan manchas de *Cymodocea nodosa* y de 23 kg/km en las áreas donde se han descrito fondos detríticos costeros asociados a la *Posidonia oceanica*. Hay que mencionar que la reserva marina incluye tan solo un 2% de la superficie de pradera de *Posidonia oceanica* que se encuentra dentro de la zona de estudio, siendo el esfuerzo medio anual realizado sobre ésta de 21,7 km de artes calados y una CPUE de 26,1 kg/km.

Tabla 4.15.

Superficie, en hectáreas, ocupada por las biocenosis marinas presentes en la zona de estudio.

Biocenosis presentes en la zona de estudio	Hectáreas
Pradera de <i>Posidonia oceanica</i> (PO)	5.313,2
Pradera de <i>Posidonia oceanica</i>	5.281,2
Pradera de <i>Posidonia oceanica</i> con parches de <i>Cymodocea nodosa</i>	21,7
Pradera de <i>Posidonia oceanica</i> y fondos detríticos costeros	10,3
Pradera de <i>Cymodocea nodosa</i> (Cy)	330,9
Algas fotófilas infralitorales (AFI)	805,6
Algas fotófilas infralitorales con parches de arenas finas	0,1
Algas fotófilas infralitorales con parches de coralígeno, <i>Posidonia oceanica</i> y fondos detríticos costeros	103,0
Algas fotófilas infralitorales con parches de <i>Posidonia oceanica</i>	513,7
Algas fotófilas infralitorales con parches de <i>Posidonia oceanica</i> y <i>Cymodocea nodosa</i>	0,5
Algas fotófilas infralitorales con rodofíceas, erizos, precoralígeno y grutas-con extraplomos	131,6
Algas fotófilas y esciáfilas infralitorales con rodofíceas y erizos	56,7
Fondos rocosos (RO)	105,0
Fondos de roca supra y mediolitoral	1,4
Fondos de roca supra y mediolitoral con algas fotófilas infralitorales	0,04
Fondos de roca supra y mediolitoral con algas fotófilas infralitorales y comunidades de verméticos	1,6
Fondos de coralígeno con <i>Posidonia oceanica</i>	27,4
Grutas con extraplomos, coralígeno y fondos detríticos costeros	5,2
Grutas-con extraplomos y coralígeno	69,4
Fondos detríticos costeros (DC)	10.613,9
Fondos detríticos enfangados (DE)	985,9
Guijarros supra y mediolitorales (G)	1,4
Fondos de Arena (FA)	1420
Fondos de arenas finas	1.274,4
Fondos de arenas supra y mediolitorales	1,5
Fondos de arenas con parches de <i>Cymodocea nodosa</i>	38,9
Fondos de arenas con parches de <i>Posidonia oceanica</i>	43,7
Fondos de arenas fangosas	61,5
Fondos blandos muy contaminados (FBMC)	1.414,1
Zona no estudiada (profundidades superiores a 50 m) (M50)	35.141,9
Total general	56.131,7

Tabla 4.16.

Esfuerzo de pesca total (Esf T), esfuerzo medio anual muestreado (Esf M) (en metros de artes calados), captura total (Cap T), captura media anual (Cap M) (en kg) con su error estándar (ES), y capturas por unidad de esfuerzo (CPUE en kg/km) en cada una de las biocenosis donde se han realizado los muestreos a bordo de las embarcaciones de pesca durante el periodo de estudio. (A) en toda la zona de estudio. (B) dentro de la zona protegida.

(A) Biocenosis explotadas por la flota artesanal en toda el área de estudio	Esf T (m)	Esf M (m)	ES (m)	Cap T (kg)	Cap M (kg)	ES (kg)	CPUE (kg/km)
Pradera de <i>Posidonia oceanica</i>	833.827	138.971	60.128	17.172	2.862	1.195	20,6
Pradera de <i>Posidonia oceanica</i> con parches de <i>Cymodocea nodosa</i>	7.797	2.599	577	132	44	15	17,0
Pradera de <i>Posidonia oceanica</i> y fondos detríticos costeros	16.459	5.486	3.564	379	126	67	23,0
Pradera de <i>Cymodocea nodosa</i>	119.497	39.832	7.472	2.287	762	116	19,1
Algas fotófilas infralitorales con parches de arenas finas y <i>Posidonia oceanica</i>	5.747	1.916	451	53	18	2	9,2
Algas fotófilas infralitorales con parches de coralígeno y <i>Posidonia oceanica</i>	24.663	8.221	2.027	703	234	34	28,5
Algas fotófilas infralitorales con parches de coralígeno, <i>Posidonia oceanica</i> y fondos detríticos costeros	2.749	916	298	49	16	2	17,7
Algas fotófilas infralitorales con parches de <i>Posidonia oceanica</i>	360.195	60.033	12.572	6.561	1.094	197	18,2
Algas fotófilas infralitorales con parches de <i>Posidonia oceanica</i> y <i>Cymodocea nodosa</i>	31	16	9	1	0,4	0,2	22,9
Algas fotófilas infralitorales con rodofíceas y erizos	267	267		1	1		3,5
Algas fotófilas infralitorales con rodofíceas, erizos y precoralígeno	2.873	958	430	44	15	6	15,2
Algas fotófilas infralitorales con rodofíceas, erizos, precoralígeno y grutas-con extraplomos	32.038	5.340	2.568	619	103	45	19,3
Fondos de roca supra y mediolitoral con algas fotófilas infralitorales y comunidades de vermétidos	35	35		0,3	0,3		8,2
Fondos de coralígeno	418	418		7	7		17,9
Fondos de coralígeno con <i>Posidonia oceanica</i>	45.422	7.570	4.140	804	134	65	17,7
Fondos de coralígeno con <i>Posidonia oceanica</i> y fondos detríticos costeros	48.403	16.134	6.292	739	246	81	15,3
Grutas-con extraplomos y coralígeno	69.924	23.308	5.759	1.502	501	34	21,5
Fondos detríticos costeros	761.187	126.865	17.931	14.866	2.478	325	19,5
Fondos detríticos enfangados	123.851	41.284	15.574	3.062	1.021	221	24,7
Fondos de arenas finas	172.681	28.780	9.065	5.475	912	391	31,7
Fondos blandos muy contaminados	48.676	16.225	7.817	896	299	83	18,4
Zona no estudiada (profundidades superiores a 50 m)	242.978	40.496	7.228	4.650	775	145	19,1

(B) Biocenosis explotadas por la flota artesanal dentro de la reserva marina	Esf T (m)	Esf M (m)	ES (m)	Cap T (kg)	Cap M (kg)	ES (kg)	CPUE (kg/km)
Pradera de <i>Posidonia oceanica</i>	65.234	21.745	3.497	1.703	568	166	26,1
Algas fotófilas infralitorales con parches de coralígeno y <i>Posidonia oceanica</i>	24.663	8.221	2.027	703	234	34	28,5
Algas fotófilas infralitorales con parches de <i>Posidonia oceanica</i>	129.470	43.157	14.014	2.975	992	358	23,0
Algas fotófilas infralitorales con rodófitas, erizos, precoralígeno y grutas-con extraplomos	29.276	9.759	3.632	586	195	41	20,0
Fondos de coralígeno con <i>Posidonia oceanica</i>	3.590	1.197	419	109	36	15	30,5
Fondos detríticos costeros	397.600	132.533	22.511	8.654	2.885	541	21,8
Grutas-con extraplomos y coralígeno	69.924	23.308	5.759	1.502	501	34	21,5
Fondos de arenas finas	28.413	9.471	2.683	478	159	61	16,8
Zona no estudiada (profundidades superiores a 50 m)	126.096	42.032	8.203	2.572	857	227	20,4

La biocenosis de algas fotófilas infralitorales, también asociada a fondos rocosos, se localiza en zonas someras próximas a costa. Dentro de la zona de estudio ocupa 805,5 hectáreas, de las que 513,7 presentan manchas de *Posidonia oceanica*, 131,6 están asociadas a comunidades con rodofíceas, precoralígeno, erizos y grutas con extraplomos, 103 muestran parches de coralígeno, fondos detríticos costeros y *Posidonia oceanica*, 56,7 presentan asociaciones con algas esciáfilas infralitorales; y 0,5 corresponden a asociaciones de algas fotófilas infralitorales con manchas de *Posidonia oceanica*, *Cymodocea nodosa* y arenas finas (Tabla 4.15). El esfuerzo medio anual realizado sobre estos fondos varía desde los poco más de 16 metros en zonas muy someras, donde esta comunidad presenta parches de *Cymodocea nodosa* y *Posidonia oceanica*, hasta los más de 60 km de artes calados en aquellas zonas que presentan manchas bien estructuradas de *Posidonia oceanica*. Por su parte, los rendimientos medios (CPUE) varían desde los 3,5 kg/km de artes calados sobre algas fotófilas infralitorales con rodofíceas y erizos, hasta los 28,5 kg/km registrados sobre esta comunidad cuando presenta manchas de coralígeno y *Posidonia oceanica*, la cual se encuentra en el interior de la zona protegida (Tabla 4.16).

Los fondos rocosos ocupan, en conjunto, una superficie de 103,6 hectáreas dentro de la zona de estudio, agrupan varias biocenosis: grutas con extraplomos y coralígeno (69,4 ha), fondos de coralígeno con *Posidonia oceanica* (27,4 ha), grutas con extraplomos, coralígeno y fondos detríticos costeros (5,2 ha), y fondos de roca supra y mediolitoral (3,04 ha) (Tabla 4.15). El 67% de estos fondos rocosos se encuentran dentro de la zona protegida. El esfuerzo medio anual sobre estos fondos ha oscilado desde los 35 metros de artes calados sobre roca supra y mediolitoral con parches de algas fotófilas infralitorales y comunidades de vermétidos, principalmente *Dendropoma petraeum*, hasta más de 23 km de artes calados sobre fondos rocosos con grutas, extraplomos y coralígeno. Los rendimientos medios registrados oscilan desde los 8,5 kg/km de artes calados en el exterior de la reserva sobre los fondos de roca supra y mediolitoral con parches de algas fotófilas infralitorales y comunidades de vermétidos, hasta los 30,5 kg/km obtenidos sobre fondos rocosos compuestos por coralígeno y *Posidonia oceanica*, en el interior de la zona protegida.

Los fondos detríticos costeros se localizan a profundidades mayores de 30 metros, generalmente a continuación de las praderas de fanerógamas marinas. Dentro de la zona de estudio ocupan una extensión de 10.613,9 hectáreas (Tabla 4.15), de los cuales el 8%

está dentro de la zona protegida. El esfuerzo anual medio realizado sobre estos fondos en toda el área de estudio es de casi 127 km de artes calados, con un rendimiento medio de 19,5 kg/km. En el interior de la reserva marina el esfuerzo medio anual es mayor, superando los 132,5 km de artes calados anualmente, dando unos rendimientos medios de 21,8 kg/km de arte calado (Tabla 4.16).

Los fondos detríticos enfangados se localizan fuera de la zona protegida y ocupan una extensión de 985,9 hectáreas, el esfuerzo medio anual muestreado sobre los mismos fue de 41,3 km, obteniéndose unas CPUE de 24,7 kg/km.

Los fondos de arena ocupan en total 1.420 hectáreas, situadas en zonas someras paralelas a la costa, de esta superficie 1.274 hectáreas están compuestos por fondos de arenas finas. El esfuerzo medio anual muestreado se ha realizado exclusivamente sobre los fondos de arenas finas y ha sido de 28,8 km de artes calados, con un rendimiento medio de 31,7 kg/km, debido al bajo esfuerzo en comparación con las capturas realizadas con el palangre de fondo.

La extensa zona de fondos blandos muy contaminados situados frente a la bahía de Portmán, al sur de la zona de estudio, se extiende mar adentro hasta más de 50 metros de profundidad. Ocupan una extensión de 1.414,1 hectáreas (Tabla 4.15) y el esfuerzo anual medio ha sido de 16,2 km, con un rendimiento medio de 18,4 kg/km (Tabla 4.16).

La zona de profundidades superiores a 50 metros no ha sido caracterizada hasta el momento, suele estar compuesta principalmente por fondos detríticos costeros, coralígeno o máerl. Dentro de la zona de estudio comprende una superficie total de 35.141,9 hectáreas. El esfuerzo medio anual fue de 40,5 km, con un rendimiento medio de 19,1 kg/km de arte calado, mientras que dentro de la zona protegida fue de 20,4 kg/km.

4.3.4. Estructura espacial frente al efecto del hábitat y la protección

El espacio en sí mismo no es un factor ecológico, sino que es una variable que integra los procesos y factores que están estructurados espacialmente (Bocard *et al.*, 1992). Por ello es importante tratar de determinar qué parte de la estructura espacial puede ser explicada por otras variables con un efecto directo sobre los procesos ecológicos. Esto

se ha abordado mediante técnicas de partición de la varianza. Para ello hemos seguido el trabajo de Bocard *et al.* (1992):

Para el esfuerzo pesquero total registrado por los artes principales, se ha realizado un RDA forzado por las variables ambientales y eliminando el efecto de las variables espaciales, que ha dado un valor de la varianza explicada del 42,7%. De igual manera se ha realizado el RDA sobre la matriz de esfuerzo, eliminando el efecto de las variables ambientales, el resultado explica el 0,7% de la varianza de los datos. Finalmente, el porcentaje de variación explicada por la combinación de las variables espaciales y ambientales es del 54,5% (Fig. 4.28). El total suma un 98% de variación explicada, quedando un 2% sin explicar.

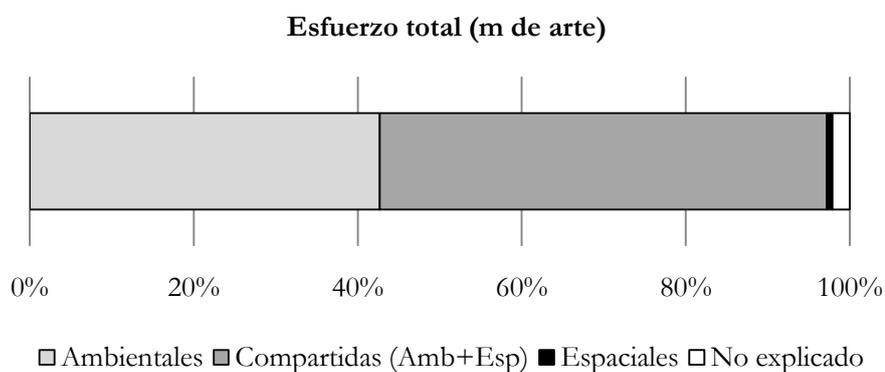


Figura 4.28. Representación de la variación total del esfuerzo de pesca explicada únicamente por las variables ambientales, espaciales y por la combinación de ambas.

Se ha repetido el análisis para las CPUE (kg/m de arte) realizadas por los artes principales. El resultado del RDA refleja que la varianza explicada únicamente por la matriz de variables ambientales, eliminando el efecto del espacio, es del 41,7%. Por su parte, el porcentaje de la variación explicada meramente por las variables espaciales es del 0,4%. Y finalmente, la varianza explicada por la combinación de ambos factores, espaciales y ambientales, ha supuesto un 52,8% (Fig. 4.29). Quedando un 5,1% sin ser explicado por ninguna de estas variables.

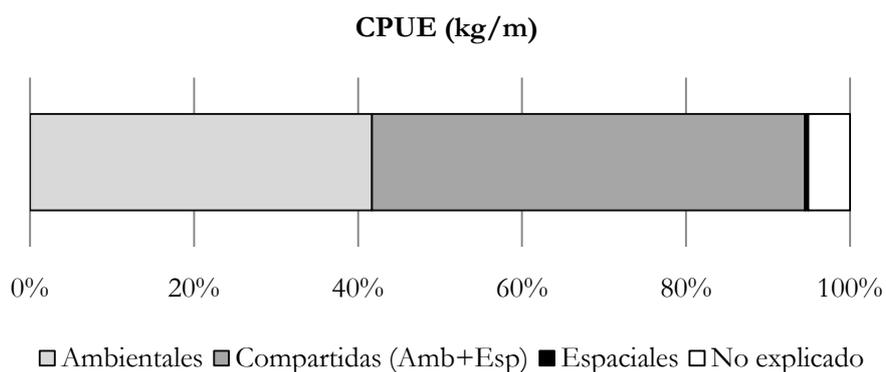


Figura 4.29. Representación de la variación total de las CPUE explicada únicamente por las variables ambientales, espaciales y por la combinación de ambas.

De estos resultados se puede concluir que la variabilidad explicada por la posición espacial de los lances de pesca es muy pequeña en comparación con la explicada por la composición de los fondos marinos, si bien una parte importante de estos muestra una estructura espacial definida (por la profundidad y la distancia desde la reserva marina hacia las zonas más alejadas).

4.3.5. Modelos explicativos de la distribución del esfuerzo y de las capturas por unidad de esfuerzo

Los resultados del GLM muestran que unas pocas variables pueden modelar la distribución del esfuerzo pesquero. Los pescadores calan más metros de artes sobre fondos rocosos y fondos asociados a praderas de fanerógamas que poseen cierta complejidad estructural (desnivel) (Tabla 4.17).

Por su parte, el rendimiento pesquero depende fundamentalmente del nivel de protección, la distancia a la reserva marina y la diversidad de artes empleados por los pescadores por unidad de área. (Tabla 4.18)

Tabla 4.17.
Resultados GLM para el esfuerzo de pesca total.

Source	Sum-of-Squares	df	Mean-Square	F-ratio	P	
Regression	4,93E+15	7	7,05E+14	123.140	0.000	
Residual	9,73E+14	170	5,72E+12			
Effect	Coefficient	Std Error	Std Coef	Tolerance	t	P(2 Tail)
VARPROF	191.351	26.482	0.273	0.678	7.226	0.000
AA	129.252	28.184	0.152	0.885	4.586	0.000
AFIPO	546.098	51.217	0.342	0.943	10.662	0.000
CPO	67.806.759	10.178.683	0.213	0.950	6.662	0.000

Cy	412.944	71.924	0.185	0.936	5.741	0.000
GC	3.990.616	384.276	0.346	0.872	10.385	0.000
PO	162.367	16.107	0.334	0.882	10.081	0.000

Adjusted squared multiple R: 0.829. Standard error of estimate: 7.564.586

Desnivel (VARPROF), Arrecifes artificiales (AA), Algas fotófilas con manchas de *Posidonia oceanica* (AFIPO), fondos de coralígeno con *Posidonia oceanica* (CPO), Fondos rocosos con grutas y coralígeno (GC), *Posidonia oceanica* (PO).

Tabla 4.18.
Resultados GLM para el esfuerzo de pesca total CPUE.

Source	Sum-of-Squares	df	Mean-Square	F-ratio	P
Regression	0.053	3	0.018	275.219	0.000
Residual	0.011	176	0.000		

Effect	Coefficient	Std Error	Std Coef	Tolerance	t	P(2 Tail)
SARTES	0.003	0.000	0.530	0.371	10.215	0.000
PROT	0.009	0.002	0.192	0.757	5.280	0.000
DISTHORM	0.000	0.000	0.368	0.437	7.706	0.000

Adjusted squared multiple R: 0.822. Standard error of estimate: 0.008

Número de artes por celda (SARTES), protección (PROT), distancia al centro de la reserva marina (DISTHORM).

4.3.6. Evolución temporal de las capturas

A partir del registro histórico de las capturas declaradas por los barcos de Cabo de Palos, la evolución de las mismas muestra un incremento significativo desde 1995 (año de la creación de la reserva marina) a 2009 ($R^2= 0,86$; $p<0,001$). Los valores de las capturas declaradas en lonja varían desde los 6.000 kg en 1995 a 40.315 kg en 2006 (Fig. 4.30). Las capturas por unidad de esfuerzo (CPUE), tomando como unidad de esfuerzo la potencia de motor y excluyendo aquellas especies capturadas con artes de pesca no artesanales, muestran un incremento lineal significativo desde 1993 a 2009 ($R^2= 0,82$; $P= 0,000$) con oscilaciones que varían entre 600 kg por embarcación en 1993 y 4.960 kg por embarcación en 2006 (Fig. 4.31).

Es interesante hacer notar el incremento brusco que se produjo en el año 2001, 5 años después de la declaración de la reserva marina, y que se ha mantenido desde entonces. Este resultado estaría de acuerdo con los aportados por los modelos teóricos que establecen entre 3 y 5 años el tiempo requerido para una estabilización en la respuesta a la protección (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2008b).

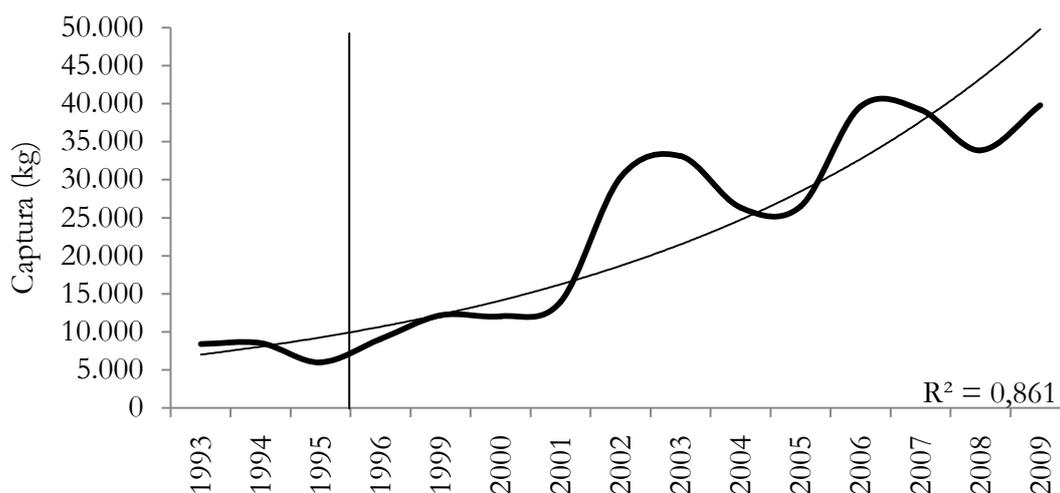


Figura 4.30. Evolución de las capturas totales desembarcadas (en kg) por la flota artesanal de Cabo de Palos a partir de los registros de lonja, antes y después de la creación de la reserva marina en 1995.

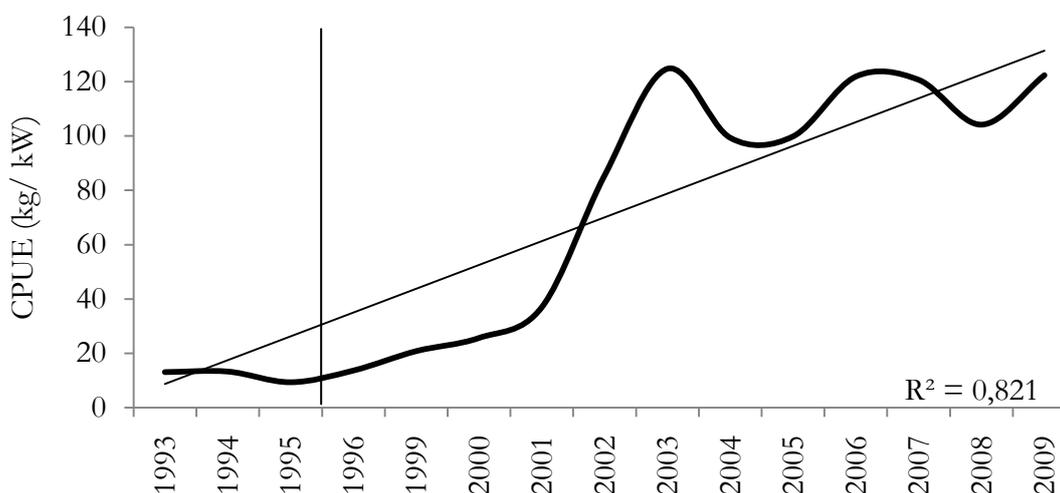


Figura 4.31. Evolución de las capturas por unidad de esfuerzo (CPUE), en kg/kW, de la flota artesanal de Cabo de Palos a partir de los registros de lonja, antes y después de la creación de la reserva marina en 1995.

El análisis de los registros históricos de capturas muestra que la composición de la captura ha cambiado, cualitativa y cuantitativamente, desde la creación de la reserva marina. Las especies piscívoras, tales como *Scorpaena scrofa*, *Seriola dumerili*, *Dentex dentex*, *Conger conger*, *Sparus aurata* Linnaeus, 1758, *Pagellus erythrinus*, *Sciaena umbra*, *Epinephelus marginatus*, y pequeños serránidos, junto a otras especies de interés comercial como *Mullus surmuletus*, han visto incrementadas sus capturas pasado un tiempo después de la instauración de las medidas de protección (Tabla 4.19).

Tabla 4.19.

Media anual de biomasa (kg) desembarcada y declarada de las especies o grupo de especies más capturadas por la flota artesanal de Cabo de Palos entre los periodos 1993 - 1996 y 2003 - 2006, excluyendo las especies no objetivo de los artes de pesca artesanales y aquellas cuya captura está vedada para la flota en la actualidad (atún y emperador). Ordenadas por grupos funcionales (GR).

Especies	GR	1993 - 1996	2003 - 2006
▲ <i>Epinephelus marginatus</i>	1	51	150
▲ <i>Conger conger</i>	2	317	560
▼ <i>Merluccius merluccius</i>	2	272	46
<i>Lophius piscatorius</i>	2	223	246
▲ <i>Sciaena umbra</i>	2	111	784
▲ <i>Seriola dumerili</i>	3	509	4870
▼ <i>Sphyrna</i> spp.	3	412	316
▲ <i>Sarda sarda</i>	3	24	112
▼ <i>Scorpaena scrofa</i>	4	528	1159
▲ Serranidos	4	22	274
▼ <i>Trigla</i> spp.	5	506	105
▲ <i>Mullus</i> spp.	5	275	3077
▲ <i>Atherina boyeri</i>	5	115	939
▼ <i>Pagrus pagrus</i>	6	1032	108
▲ <i>Pagellus erythrinus</i>	6	144	1330
▲ <i>Dentex dentex</i>	7	398	1416
▲ <i>Diplodus</i> spp.	7	189	486
▲ <i>Sparus aurata</i>	7	59	722
▲ <i>Octopus vulgaris</i>		175	2625

Si se agrupan las capturas por grupos funcionales, observamos que en todos ellos hay un aumento de la biomasa que se ha desembarcado procedente de la pesca artesanal en toda el área de trabajo de la flota. El incremento más importante se da para las capturas de pulpo, seguido de los siguientes grupos funcionales: GR3, GR5, GR7, GR1, GR4, GR2 y GR6.

El valor monetario de la biomasa desembarcada, excluyendo las especies no objetivo de los artes artesanales, a precios constantes de 2001 teniendo en cuenta la inflación interanual para la Región de Murcia, muestra una tendencia, estadísticamente no significativa, a aumentar a lo largo del tiempo ($R^2= 0,40$; $P= 0,12$) (Fig. 4.32). Esta tendencia difiere claramente de la situación global de la pesca en la Región de Murcia para el mismo periodo de tiempo, donde se observa una disminución progresiva de los ingresos por pesca ($R^2= 0,04$; $P= 0,23$) (Fig. 4.33).

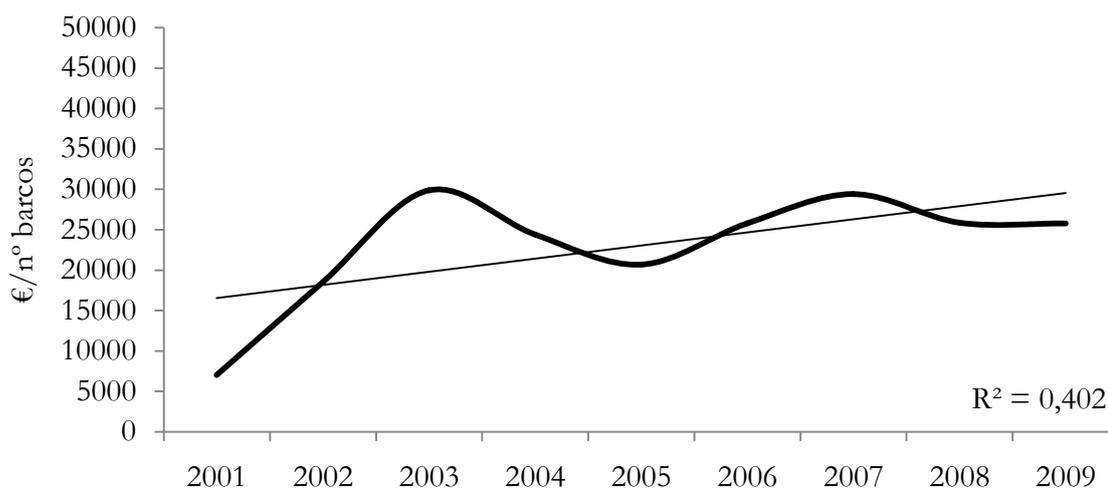


Figura 4.32. Evolución de los ingresos por unidad de esfuerzo (miles de euros/nº de embarcaciones) para la flota artesanal de Cabo de Palos, a precios constantes de 2001, teniendo en cuenta la inflación interanual para la Región de Murcia.

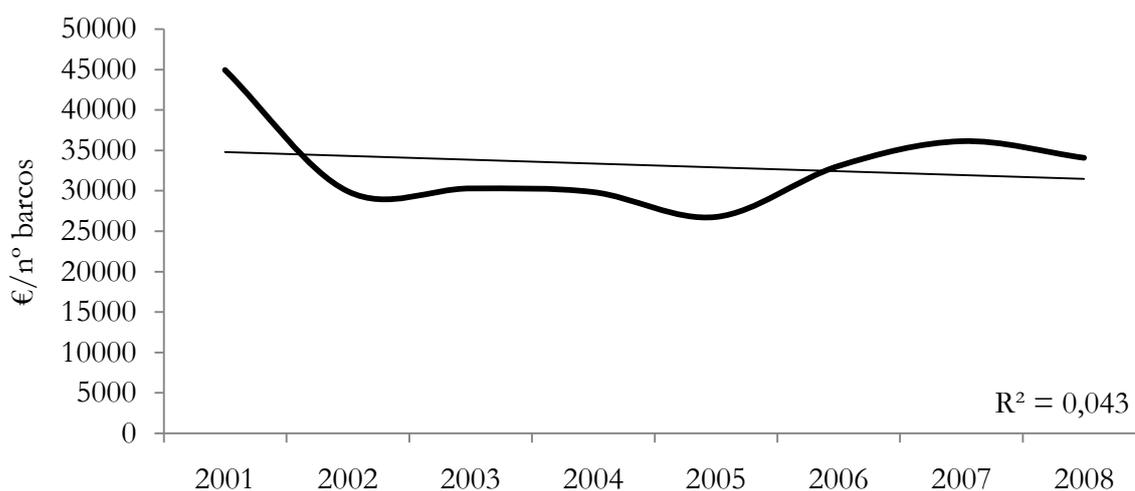


Figura 4.33. Evolución de los ingresos por unidad de esfuerzo (miles de euros/nº de embarcaciones) para toda la flota de la Región de Murcia, a precios constantes de 2001, teniendo en cuenta la inflación interanual para la Región de Murcia.

4.4. Discusión

El área de estudio presenta unas características geomorfológicas singulares, lo cual fue determinante a la hora de otorgarle el estatus de protección. Siendo un caladero de pesca tradicionalmente próspero, ha sido frecuentado por los pescadores de la zona, quienes han faenado y transmitido sus conocimientos de generación en generación. Los caladeros de pesca explotados se han mantenido constantes, si bien, con la aparición y el desarrollo de la tecnología, se ha aumentado el esfuerzo ejercido sobre ellos. Por esto se han venido adoptando medidas para la protección de los fondos marinos y las

comunidades que dependen de ellos. Por un lado, se han protegido del arrastre los fondos situados a profundidades inferiores a 50 metros, mediante sanciones y la instalación de arrecifes artificiales antiarrastreros como medida de protección de la pradera de *Posidonia oceanica* y los poblamientos que alberga, por otro lado se han impuesto vedas para determinados artes o especies y se han empezado a proteger áreas marinas.

Para una gestión adecuada de los recursos marinos se deben conocer aquellos factores que están actuando sobre estos recursos y la dinámica espacio-temporal de las pesquerías, cuantificar su impacto, rendimiento y distribución. El conocimiento de las tácticas y estrategias de pesca en una zona, permite mejorar el diseño, optimizar la gestión y valorar los efectos, esperados o comprobados empíricamente, de las áreas marinas protegidas (AMP) sobre las especies, poblaciones, comunidades, sistemas marinos y sociales (incluidos los económicos) de las poblaciones próximas a ellas. Lo cual es importante para asegurar un uso sostenible de los recursos.

Los resultados obtenidos en este trabajo muestran la importancia de integrar el estudio y la evaluación de los patrones espaciales del comportamiento pesquero, así como las poblaciones de peces y factores socioeconómicos derivados de la actividad ejercida en el interior y alrededores de la zona protegida con el diseño y gestión. Lo cual está en sintonía con otros trabajos (Babcock *et al.*, 2005; Stelzenmüller *et al.*, 2008) en los que se recomienda la necesidad de utilizar indicadores espaciales en la gestión ecosistémica de las pesquerías. La representación de los rendimientos y esfuerzos pesqueros frente a la distancia a la reserva marina muestra patrones complejos que deben interpretarse con herramientas SIG que integren factores ambientales, así como las adaptaciones de los pescadores a la variabilidad ambiental (Murawski, 2003) ya que la exclusión del estudio del comportamiento pesquero, puede dificultar los procesos de evaluación y gestión pesquera y ecológica, en especial en torno a una AMP.

Los resultados muestran que la zona protegida actúa como un factor de agregación del esfuerzo, al igual que los arrecifes artificiales. Sin embargo, estas zonas son caladeros tradicionales que están sometidos a elevadas tasas de explotación. Esto puede ser explicado por la elevada diversidad de hábitats, asociados a fondos rocosos, que según los resultados se concluye que son las más productivas y donde se concentra el mayor esfuerzo y rendimiento pesquero. En la estrategia desarrollada por la flota de

Cabo de Palos, al igual que otras flotas pesqueras artesanales en el Mediterráneo y Atlántico, se observa una especialización en la explotación de los recursos, de modo que cada arte es específico para capturar una especie o un grupo de especies objetivo. Así mismo, la estrategia de una flota pesquera permite hacer frente a las variaciones ambientales, la variabilidad de los recursos y del esfuerzo pesquero, las fluctuaciones de precio de especies de interés pesquero, así como las regulaciones pesqueras, tales como el establecimiento de vedas espaciales y/o temporales en la zona. Para ello habría que hacer un esfuerzo para que se estableciesen procesos de toma de decisiones colectivos, los cuales se han mostrado como una mejor alternativa que aquellos que se basan en estrategias de auto-beneficio por parte de los pescadores (Merino *et al.*, 2008).

Los pescadores desarrollan diferentes tácticas de pesca con el fin de evitar los conflictos por el uso de los caladeros y de optimizar su esfuerzo. Debido al pequeño número de buques que componen la flota de Cabo de Palos, cada embarcación posee un amplio rango de actuación. Además, cada patrón suele explotar un área preferente en función del arte de pesca. Aunque la exposición de los caladeros no ha podido incluirse en este trabajo, sí se ha observado que sólo cuando las condiciones meteorológicas son adversas la flota tiende a agruparse en aquellas zonas que están más resguardadas, calando diferentes embarcaciones los artes muy próximos entre sí.

La elección de los caladeros se decide a partir de los conocimientos del pescador sobre la biología de la especie, los fondos, la información de las últimas capturas realizadas por otros pescadores y el conocimiento tradicional heredado (Merino *et al.*, 2009).

Las embarcaciones tratan de obtener beneficios yendo a los mismos caladeros tradicionales y aumentando el esfuerzo de pesca, lo cual no siempre es rentable, ya que pueden desequilibrar el sistema y entrar en ciclos de altibajos que pueden ocasionar la sobreexplotación de los recursos. En el caso de estudio, las zonas con un mayor esfuerzo son aquellas que también presentan unos mayores rendimientos, lo cual puede ser indicador del estado del sistema, que aún no ha entrado en una fase de sobreexplotación, pero por eso mismo hay que gestionar adecuadamente la actividad.

Los resultados desprenden que los fondos a proteger deben ser aquellos que presentan unas mayores CPUE (considerándolo como indicador de la abundancia de las especies) y que al mismo tiempo soportan una mayor presión de pesca. Estos fondos

son los conformados por *Posidonia oceanica*, aquellos con una elevada heterogeneidad en la escala de trabajo (100 ha), y aquellos donde hay un predominio de fondos rocosos.

Las redes son el arte de pesca predominante en esta flota, disponiendo cada barco de más o menos artes y metros de redes en función de la capacidad del barco, la experiencia del pescador, la táctica de pesca o el tiempo anual dedicado a pescar con ese arte. Los artes se calan zigzagueando sobre estas áreas, aumentando de este modo la superficie de captura. Además, en función del lugar donde se va a pescar los artes son adaptados, calando redes más pequeñas en lugares más heterogéneos, como el interior de la reserva y redes de mayor longitud en zonas sin protección, más alejadas de la reserva, donde hay una menor heterogeneidad de los fondos.

El esfuerzo de pesca se encuentra modulado por otros factores como pueden ser la distancia a puerto, a la reserva marina, la profundidad (Stelzenmüller *et al.*, 2008), las moratorias existentes, las figuras de protección, la época del año, las condiciones ambientales, así como el conocimiento de los pescadores sobre la biología de las especies y la localización de diversas formaciones naturales y/o artificiales que pueden actuar como elementos atractivos para las especies de interés pesquero. En nuestro caso, la profundidad está estrechamente relacionada con la distancia al puerto, y ésta con la distancia a la reserva marina, de modo que hay un porcentaje elevado de la estructura espacial de la distribución del esfuerzo que es inseparable de la estructuración del hábitat.

Cada tipo de arte se emplea preferentemente para la captura de determinadas especies, las cuales se buscan de forma activa en localizaciones concretas con características comunes, como son la diversidad y el tipo de fondo, la profundidad o la estación del año.

En conjunto, durante el invierno (de enero a marzo inclusive) el número de barcos que componen esta flota disminuye, así como el esfuerzo de pesca realizado. La flota se divide en embarcaciones que van a pescar el chanquete (*Aphia minuta*) (de diciembre a febrero) en otros caladeros próximos al puerto de Cabo de Palos y aquellas que permanecen en la zona de estudio. Los barcos que optan por quedarse emplean principalmente las redes de enmalle, que calan en zonas próximas al puerto o a la costa, al abrigo de las condiciones meteorológicas adversas. En primavera (de abril a junio) se incorporan los barcos que han pasado fuera el invierno. Disminuye la frecuencia de

utilización de las redes de enmalle y gradualmente se incrementa el empleo del palangre de fondo y, en menor medida, los trasmallos, hasta que entra en vigor la moratoria para el palangre de fondo en el interior de la reserva (Tabla 4.5). En los meses de verano (julio-septiembre), entre el 70 y el 86% de todos los artes empleados lo componen los trasmallos en sus diferentes modalidades (de roca, de langosta y fino), combinando su uso con otros artes, como la chirretera, las morunas y los cadufos. En el otoño (octubre a diciembre), y coincidiendo con la veda para las redes de enredo en el interior de la reserva, disminuye la utilización de los trasmallos en toda el área de estudio y se incrementa el empleo de los palangres y redes de enmalle.

Las vedas existentes dentro de la zona protegida condicionan los rendimientos pesqueros para aquellos artes que se encuentran afectados por las moratorias, ya que a pesar de conseguir una reducción del esfuerzo de pesca, las CPUE disminuyen en lugar de aumentar como cabría esperar, pudiendo esto deberse a las altas tasas de explotación a las que están sometidos.

La actividad se fundamenta en el empleo de los trasmallos y palangres como artes principales, el resto de artes se usan de forma complementaria para optimizar el esfuerzo capturando especies de elevado valor económico. Estos artes complementarios suelen ser artes fijos que los pescadores monitorizan a diario o semanalmente, como en el caso de los Cadufos. También se emplean de forma complementaria redes de enmalle, las cuales son generalmente de dimensiones más pequeñas, que calan en zonas próximas a la costa buscando especies pelágicas costeras, de gran valor económico, como el bonito, la lecha o la bacoreta, también utilizadas cuando las condiciones meteorológicas no permiten alejarse mucho del puerto.

En los procesos regulables, la estrategia se define según la RAE como el conjunto de las reglas que aseguran una decisión óptima en cada momento. La flota pesquera, como entidad individual, desarrolla un comportamiento de adaptaciones espacio-temporales al entorno, las cuales persiguen optimizar el esfuerzo de pesca para incrementar los beneficios, y para ello los pescadores se sirven de su experiencia y conocimiento de los recursos a la hora de la elección del lugar, el momento y el modo de pescar.

Algunos estudios sugieren que la presencia de una intensa actividad pesquera alrededor de los bordes de las reservas marinas indican una exportación de biomasa,

(Gell & Roberts, 2003), esto puede valorarse si hay datos espacialmente explícitos de la distribución pesquera antes de la declaración de protección de la zona. En nuestro caso no se dispone de estos datos, pero según las entrevistas realizadas a los pescadores de Cabo de Palos, éstos coinciden en señalar a esta zona como un caladero tradicional, que estaba más frecuentado y por más artes antes de la protección. Otros estudios sugieren que la concentración del esfuerzo en estas zonas está causada por el convencimiento (sin evidencias empíricas) por parte de los pescadores de obtener mayores capturas, mayor talla y más beneficios en las proximidades a estas áreas (Wilcox & Pomeroy, 2003). En ambos casos, este comportamiento puede actuar como una barrera a los efectos de exportación de biomasa (McClanahan & Kaunda-Arara, 1996).

A partir de los datos de los muestreos a bordo de las embarcaciones se ha observado que existe un gradiente en la distribución del esfuerzo de pesca (expresado como la longitud total de artes calados), las capturas y las CPUE, las cuales aumentan al acercarse a los bajos del interior de la reserva y en torno a las zonas de arrecifes artificiales, presumiblemente debido a que los pescadores tradicionalmente han pescado en esas zonas obteniendo beneficios y esperan seguir obteniéndolos. Este comportamiento puede ser consecuencia de los efectos esperados de la protección (Stelzenmüller *et al.*, 2008), el tipo de hábitat (singularmente diferente al del resto del litoral murciano, por lo que esta separación entre “efecto reserva” y “efecto hábitat” (García-Charton & Pérez Ruzafa, 1999) resulta complicada, y requiere de la utilización de herramientas estadísticas complejas) o a que son zonas de pesca frecuentadas tradicionalmente por la flota artesanal.

Las embarcaciones ejercen el mayor esfuerzo de pesca y obtienen el mayor rendimiento (capturas y CPUE) sobre áreas con elevada diversidad de hábitats. Esto podría explicar la ausencia de diferencias significativas para las variables estudiadas (esfuerzo, capturas y CPUE) en relación con las biocenosis dominantes. Sin embargo, los pescadores muestran preferencias sobre ciertos fondos, destacando las praderas de fanerógamas marinas, los fondos rocosos y los detríticos costeros en función del arte empleado. Al mismo tiempo también se obtienen mayores rendimientos cuando el pescador utiliza una mayor diversidad de artes en una zona dada.

Las variables meramente espaciales explican poco del comportamiento de la flota, siendo las ambientales las que explican la mayor parte de la variabilidad de los datos

obtenidos a bordo de las embarcaciones, aunque ambos factores resultan en gran medida inseparables.

Capítulo V

**Evaluación de los efectos biológicos y
económicos de una ampliación de la
protección en la Reserva Marina de
Cabo de Palos-Islas Hormigas (SO
Mediterráneo)**

5.1. Introducción

La creación y gestión de áreas marinas protegidas (AMP) se ha revelado como una herramienta útil y eficaz para mejorar la protección de la biodiversidad y la conservación de los recursos vivos marinos, así como para ordenar las actividades, tanto lúdicas, como extractivas, que se realizan en una zona marítimo-costera y que pueden, potencialmente, dañar el entorno (García-Charton *et al.*, 1999; Roberts *et al.*, 2001, 2005; Russ; 2002, Lubchenco *et al.*, 2003; Murawski *et al.*, 2003; Halpern *et al.*, 2004; Pauly *et al.*, 2005; Pelletier *et al.*, 2005). Además de cumplir esta función preventiva, su puesta en marcha puede articularse como un instrumento de gestión que permita restablecer o mitigar los efectos de la sobreexplotación pesquera sobre las poblaciones o comunidades marinas (Sanchirico & Wilen, 2001; Carter, 2003; Beddington *et al.*, 2007).

Sin embargo, aunque la gestión pesquera es el principal objetivo en la mayoría de las AMP, eran escasos hasta hace poco tiempo los estudios que evidenciaban que una restricción pesquera en una zona pueda mejorar el rendimiento pesquero a medio y largo plazo (Roberts *et al.*, 2001; Russ, 2002; Stelzenmüller *et al.*, 2008), o beneficiar a las poblaciones costeras próximas al AMP (Holland, 2000; Pipitone *et al.*, 2000; Beattie *et al.*, 2002; Boncoeur *et al.*, 2002; Hannesson, 2002).

Recientemente han empezado a aparecer estudios que evidencian dichos efectos y analizan los factores que determinan la efectividad de un AMP (García-Charton *et al.*, 2008) tanto en base al meta-análisis de estudios diversos (Claudet *et al.*, 2008, 2010) como analizando modelos teóricos (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2008b). Estos últimos estudios muestran que el aumento de tamaño de una reserva marina incrementa sus efectos. Claudet *et al.* (2008), en un estudio realizado en el marco del proyecto EMPAFISH sobre 12 reservas marinas, demostraron que la densidad de peces en un AMP es directamente proporcional al tamaño de la zona totalmente protegida, pero inversamente proporcional al tamaño de la zona de amortiguación. Este aumento de la densidad de individuos puede propiciar el desbordamiento de biomasa desde las zonas libres de pesca hacia las zonas adyacentes. Este gradiente de abundancia observado es estadísticamente significativo hasta los 2-3 km desde los límites de la protección pudiendo llegar hasta los 10 km de distancia (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2008b). Sin embargo, puede haber razones de optimización de la gestión y de coste-eficacia para no optar por hacer reservas excesivamente grandes, ya que los costes de gestión aumentan con el

tamaño del AMP (Claudet *et al.*, 2008). Los costes totales por unidad de área son mínimos para reservas integrales con un área comprendida entre las 600 y 1.500 ha (Alban *et al.*, 2008), por ello el diseño de AMPs con varias zonas libres de pesca de tamaño medio próximas entre sí por unos pocos kilómetros, donde el esfuerzo de pesca se reparta sus proximidades, puede ser más beneficioso que el establecimiento de una única área de protección integral de grandes dimensiones (Neubert, 2003; Pérez-Ruzafa *et al.*, 2008b).

Entre los beneficios esperados de una reserva marina, se ha demostrado empíricamente una mejora de los indicadores pesqueros dentro de los límites de las mismas, donde la actividad extractiva está prohibida, observándose un aumento en la abundancia de los *stocks*, mejora en la composición de tallas y edad de los individuos, e incrementos en el potencial reproductivo (García-Rubies & Zabala, 1990; Polunin & Roberts, 1993; Pipitone *et al.*, 2000; Ward *et al.*, 2001; Ward & Hegerl, 2003). Además, indicadores ecológicos, como la diversidad de especies y el balance de los niveles tróficos, pueden mejorar, aumentando indirectamente la calidad de las AMP y beneficiando a las pesquerías comerciales. Por otra parte, la regulación y ordenación de usos permite que puedan coexistir simultáneamente diversas actividades, reduciendo los conflictos entre usuarios (Merino *et al.*, 2009) y generando nuevas oportunidades económicas en las localidades cercanas, tales como la práctica del buceo deportivo o salidas en barco por la zona.

La exportación de biomasa o *spill-over* es un mecanismo fundamental para entender cómo la protección de áreas marinas puede contribuir a una gestión adecuada de la actividad pesquera (Russ, 2002; Gell & Roberts, 2003; Goñi *et al.*, 2004; Murawski *et al.*, 2005; Topping *et al.*, 2005; Harmelin-Vivien *et al.*, 2008; Higgins *et al.*, 2008; Pérez-Ruzafa *et al.*, 2008). Aunque hay un número importante de trabajos que estudian las evidencias e importancia de la exportación de biomasa desde AMPs a zonas adyacentes, son menos los que se centran en los efectos que este fenómeno puede tener sobre las pesquerías de estas áreas (Roberts, 1997; Sanchirico & Wilen, 2001; Wilcox & Pomeroy, 2003; Murawski *et al.*, 2005; Codling, 2008; Harmelin-Vivien *et al.*, 2008), tales como un incremento del rendimiento en términos de capturas o ingresos (Merino *et al.*, 2009; Stelzenmüller *et al.*, 2009; Stobart *et al.*, 2009).

Estudios teóricos (Hastings & Botsford, 1999) sugieren que la creación de una AMP, que reduce el área de pesca en una zona, puede producir mejoras en los beneficios generados por la actividad pesquera, evidenciando una gestión más eficaz que otras herramientas de gestión tradicional, tales como el control del esfuerzo. Los gestores y usuarios serían los principales interesados en el estudio y aplicación de estas nuevas mejoras destinadas al mantenimiento sostenible de la actividad pesquera y la conservación de los recursos marinos.

Los modelos predictivos pesqueros más recientes (Christensen & Walters, 2004) se han ideado, e incluso adaptado, para incluir la figura de las áreas marinas protegidas (Alder *et al.*, 2002; Pitcher *et al.*, 2002; Doyen & Bene, 2003; Holland *et al.*, 2005). Sin embargo, las aplicaciones de dichos modelos para evaluar de forma realista la eficacia de las áreas protegidas no se ha optimizado como cabría esperar, debido a las numerosas y complejas interacciones existentes entre los factores biológicos, socio-económicos e institucionales que están presentes en una misma zona, y por los diferentes modelos existentes respecto a su capacidad para evaluar y predecir uno, o más, efectos derivados de la protección (Pelletier & Mahévas, 2005). Además, los modelos espaciales muy realistas, como ISIS-Fish, necesitan de un gran volumen de datos, y de muy buena calidad, para ser consistentes.

En el presente capítulo se aplica un modelo conceptualmente sencillo, realista y fácil de parametrizar desarrollado durante el proyecto EMPAFISH (Maynou & Boncoeur, 2007). Se trata de un modelo de simulación bioeconómica para evaluar los efectos biológicos y económicos de diferentes estrategias de gestión, alternativas a la actual situación de la Reserva Marina de Cabo de Palos-Islas Hormigas. Esta reserva marina, de 1.934 ha, localizada en el sureste de la península ibérica y creada en 1995, engloba una zona de protección integral y una reserva parcial, o zona de amortiguación, donde las actividades extractivas y recreativas están reguladas por la legislación.

Nuestro objetivo es analizar comparativamente configuraciones alternativas, de diseño y gestión, de la actual reserva, en base a varias propuestas de ampliación consideradas por las autoridades locales. La variedad de indicadores, tanto biológicos como económicos, relacionados con los objetivos de gestión pueden ser utilizados por los gestores y usuarios del AMP en la toma de decisiones. Un segundo objetivo es

mostrar cómo un modelo bioeconómico aplicado a un AMP se puede construir de manera realista de forma relativamente sencilla y fácil de parametrizar.

5.2. Material y métodos

5.2.1. Modelo bioeconómico

El modelo bioeconómico para el análisis de áreas marinas protegidas (BEAMPA) (Maynou & Boncoeur, 2007) es un modelo de simulación espacial que incorpora un submodelo biológico que describe la dinámica de la población de peces (como reclutas y adultos), aplicado a especies, o grupos funcionales de especies de peces, que conforman la captura de una flota pesquera en una zona determinada. El submodelo económico sigue un modelo de costes e ingresos, en este caso, de la flota pesquera de Cabo de Palos.

La configuración y diseño de la zona protegida se ha construido sobre una rejilla de $m \times n$ celdas. Para cada celda se ha definido el tipo de protección, la calidad del hábitat y la profundidad media. Cada celda posee información adicional relativa a la biomasa de la población adulta, número de reclutas, peso medio de los individuos adultos (de una especie o grupo funcional), la distribución del esfuerzo de pesca, y los distintos tipos de usos recreativos permitidos. Esta configuración inicial se puede proyectar hacia delante en el tiempo, redistribuyéndose espacialmente los atributos anteriormente citados, simulando la evolución probable del sistema bajo las condiciones iniciales, a partir de las ecuaciones del modelo. El efecto de las distintas medidas de gestión se puede testar modificando los parámetros del modelo, o bien cambiando el diseño inicial del área marina protegida.

5.2.1.1. Parámetros biológicos

Como en el resto de pesquerías artesanales, la captura de la flota pesquera de Cabo de Palos incluye una gran variedad de especies. Los artes de pesca y las especies capturadas, seleccionadas para este análisis, forman una parte significativa del volumen de los desembarques e ingresos, y son representativas de otras pesquerías artesanales del Mediterráneo. Las especies capturadas las hemos agrupado en 7 grupos funcionales, evitando parametrizar el elevado número de especies capturadas dentro del submodelo biológico. Cada especie se ha asignado a un grupo funcional de acuerdo con los

resultados del análisis de componentes principales (PCA, Primer™ v.6) realizado sobre la matriz de atributos biológicos (véase el capítulo 3). Para cada uno de los grupos funcionales, se determinó el promedio de los parámetros biológicos de las especies en cada grupo, obtenidos de la base de datos de www.fishbase.com.

El parámetro de movilidad para cada grupo se ha calculado siguiendo el trabajo de Murawski *et al.* (2004), que se basa en los registros de capturas por unidad de esfuerzo (CPUE) a lo largo de un transecto desde el centro de la reserva integral hacia una zona sin protección, con una tasa constante de mortalidad natural y por pesca.

En nuestro caso, el transecto empleado para calcular este parámetro, ha sido la zona norte de la reserva marina, donde se aprecia una continuidad de hábitat, conformada por praderas de *Posidonia oceanica* hasta, aproximadamente, los 30 m, y que limita hacia el este, a profundidades mayores, con fondos circalitorales y detríticos costeros (Fig. 2.2).

La biomasa total se ha distribuido en cada celda de acuerdo con la CPUE relativa observada. Debido a la poca información sobre la distribución espacial de los reclutas y los pesos medios individuales, estas variables se asignaron en cada celda ponderando los valores de acuerdo a la calidad del hábitat, la profundidad y el régimen de protección.

En la simulación, la biomasa total y la mortalidad por pesca para el año 0 (2005, en nuestro caso) se calculó utilizando el modelo de Schnute & Richards (2002) a partir de los datos de capturas de la flota de Cabo de Palos desde 1999 hasta 2008 mediante una aproximación bayesiana para estimar los parámetros de la población (Meyer & Millar, 1999).

5.2.1.2. Parámetros del esfuerzo pesquero

El esfuerzo de pesca de la flota artesanal de Cabo de Palos se ha medido en metros de arte calados por año, asignando un valor para cada celda tras realizar un análisis de SIG de acuerdo con los muestreos realizados a bordo de las embarcaciones (en el periodo 2005 - 2008) y las encuestas a los patrones de los buques (realizadas desde 2005 a 2008), como método de estudio paralelo y complementario, con el fin de aumentar el volumen de datos.

La estimación del esfuerzo total en el año 2005 (año 0 en el modelo) para el área de estudio fue de 2.098.433 metros (de los cuales el 10,5% se registró en la zona de

amortiguación o reserva parcial y el 89,5% restante en la zona de libre acceso) para los artes de pesca mayoritarios (trasmallo claro, trasmallo fino y palangre de fondo).

5.2.1.3. Parámetros económicos de la flota artesanal

La estimación de los parámetros económicos y las variables de estado, para el submodelo de pesca, se ha realizado a partir de encuestas a los patrones y marineros de Cabo de Palos durante los años 2005, 2006, 2007 y 2008, dentro del proyecto EMPAFISH (<http://www.um.es/empafish>).

Estos parámetros incluyen los gastos relacionados con los impuestos sobre los ingresos para el productor (unidad de pesca, embarcación o armador en este caso), los costes variables relacionados con la actividad, incluido el combustible, los salarios y otros gastos, coste anual de la licencia de pesca, impuestos fijos, costes anuales de mantenimiento (reparaciones, etc.), el coste de oportunidad (que, según Jacobson & Thomson (1993), se define como el beneficio perdido por el rechazo de una utilización alternativa de los recursos, y desempeña un papel vital en las decisiones de los pescadores), el capital total de cada productor, la actividad anual en términos de número de días trabajo, el tamaño de la tripulación y el precio medio de cada una de las especies o grupos funcionales.

5.2.1.4. Especificaciones del escenario 0

El área de estudio modelada consiste en una cuadrícula de 32 x 33 celdas de 100 hectáreas cada una (1000 m x 1000 m). Los regímenes de protección del modelo se han obtenido realizando una discretización (proceso de transferencia de un modelo continuo a uno discreto; se realiza generalmente como un primer paso para pasar a valores numéricos una variable continua para ser procesada digitalmente) de la distribución real del área protegida mediante un SIG (ArcGIS™ v 9.3), asignando el valor de Reserva Integral, Reserva Parcial o Zona de Libre Acceso a cada celda. También se ha incluido para cada celda un valor numérico, calculado mediante análisis ráster, para el tipo de hábitat y la profundidad media, obtenidos a partir de la web de la Consejería de Obras Públicas y Ordenación del Territorio de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia (http://www.murcianatural.com/geocatalogo/?q=natmur08*).

Con estos parámetros se creó el escenario base (escenario 0, referente al año 2005) y se proyectó a lo largo de 30 años (donde se encuentra en un estado de equilibrio). La simulación representa la evolución probable de la situación bioeconómica del caso de estudio bajo las condiciones actuales de gestión y los siguientes supuestos básicos:

i) El reclutamiento de cada especie (o grupo funcional) es constante, asignándose a cada celda al inicio de la simulación. Estos valores están basados en observaciones de campo y ponderadas para el hábitat y la profundidad.

ii) El parámetro de “*Tradición*” de la flota artesanal se ha establecido en 0,9 para simular una distribución conservadora del esfuerzo de pesca. Cuando el valor es 1 el esfuerzo no se redistribuye en el espacio. Este valor está basado en las observaciones realizadas en los embarques y entrevistas durante 2005 a 2008. Esta distribución tan conservadora, aparentemente, se debe en parte al tamaño de la celda y al comportamiento observado de los pescadores en torno a los caladeros (véase capítulo 4).

iii) La biomasa de adultos, de cada grupo funcional, se redistribuye en el espacio al final de cada iteración de acuerdo a un algoritmo de denso-dependencia y a los parámetros de movilidad estimada.

5.2.1.5. Descripción del modelo

El modelo de simulación bioeconómico se basa en una rejilla (o *grid*) de celdas que contienen las variables de estado, biológicas y económicas, que describen el sistema de AMP. El modelo biológico describe la dinámica poblacional de un número arbitrario de especies, o grupo de especies, sobre la base de un modelo de población de 2 etapas, según Schnute & Richards (2002). La población de cada especie, o grupo funcional, se divide en reclutas o adultos. En este modelo el reclutamiento se ha asumido como constante en el tiempo, pero heterogéneo en el espacio (ver parametrización, a continuación).

La biomasa de la población de cada especie, o grupo j de especies, se restablece en cada iteración a través del horizonte de simulación (t) de acuerdo con la siguiente ecuación:

$$B_{j,i,t} = R_{j,i,t} + \frac{\lambda_j + \kappa_j W_{j,i,t-1}}{W_{j,i,t-1}} (\mathbf{1} - \delta_j) S_{j,i,t-1} \quad \text{ec. 1,}$$

donde el incremento de biomasa es fruto de la contribución del reclutamiento (R) más el crecimiento de la población superviviente (S) del año anterior. La biomasa de los supervivientes incluye el aumento de biomasa del crecimiento individual (W) y el coeficiente de supervivencia (1- δ_j). λ_j y κ_j son parámetros del modelo de crecimiento de Brody que se relacionan con los parámetros de crecimiento de von Bertalanffy (K, W_∞) de la siguiente manera (Schnute & Richards, 2002):

$$\kappa = e^{-k} \quad \text{ec. 2.1,}$$

$$\lambda = (1 - e^{-k}) W_\infty \quad \text{ec. 2.2.}$$

El coeficiente de supervivencia está relacionado con la mortalidad natural (M) de acuerdo a la siguiente ecuación:

$$\delta = 1 - e^{-M} \quad \text{ec. 2.3.}$$

El peso medio individual (W) de la población es la proporción de la biomasa y el número de peces, incluyendo los reclutas y la población adulta:

$$W_{j,t} = \frac{B_{j,t}}{\frac{R_{j,t}}{w_j} + (\mathbf{1} - \delta_j) \frac{S_{j,t-1}}{W_{j,t-1}}} \quad \text{ec. 3,}$$

donde w_j es el peso individual de los reclutas.

La mortalidad por pesca de la flota jj sobre una especie, o grupo de especies j , se asume que es proporcional al esfuerzo (E), con una constante de capturabilidad (q) para cada especie:

$$F_{j,\bar{j},t} = q_{j,\bar{j}} E_{\bar{j},t} \quad \text{ec. 4,}$$

El esfuerzo de cada flota está limitado en el modelo al valor de esfuerzo en el año 0 de la simulación, pero se puede redistribuir espacialmente de acuerdo a un modelo de la dinámica de la flota (véase más adelante).

Las capturas (C) son proporcionales a la tasas de explotación o captura (H):

$$H_{j,\bar{j},t} = 1 - e^{-F_{j,\bar{j},t}} \quad \text{ec. 5,}$$

$$C_{j,\bar{j},t} = H_{j,\bar{j},t} B_{j,t} \quad \text{ec. 6,}$$

La fracción de la población que sobrevive a la pesca en la siguiente iteración es la siguiente:

$$S_{j,t} = B_{j,t} - C_{j,t} \quad \text{ec. 7,}$$

Al final de cada iteración, la biomasa de los supervivientes se redistribuye a las celdas vecinas siguiendo un modelo denso-dependiente (adaptado de Polacheck, 1990 y De Martini, 1993). La fracción de biomasa de los supervivientes de la celda fuente (i) que se redistribuye a una celda sumidero (ii) se calcula como:

$$S_{j,t}^{out} = \varphi_j \left(\frac{S_{j,t}}{A_i} - \frac{S_{j,t}}{A_{ii}} \right) A_i \quad \text{ec. 7.1,}$$

donde φ_j es un coeficiente de dispersión específico y A es la superficie de cada área. Del mismo modo, la fracción de biomasa que entra a la celda i desde la celda ii es:

$$S_{j,t}^{in} = \varphi_j \left(\frac{S_{j,t}}{A_{ii}} - \frac{S_{j,t}}{A_i} \right) A_{ii} \quad \text{ec. 7.2,}$$

En ambas ecuaciones, 7.1 y 7.2, el movimiento desde una celda a otra sólo se produce si la diferencia de densidad es positiva.

La captura de la especie, o grupo de especies, j por la flota jj por área está calculada por la ecuación 6.

Los ingresos producidos por las especies j y la flota jj en la celda i son:

$$Y1_{j,ij,t} = p_j C_{j,ij,t} \quad \text{ec. 8.1,}$$

donde p_j es el precio de la especies j .

Los ingresos totales (valor bruto de la producción) de cada flota, incluidos los ingresos procedentes de las especies no objetivo, ($Y2$), son:

$$Y_{ij,t} = \sum_j Y1_{j,ij,t} + Y2_{ij,t} \quad \text{ec. 8.2.}$$

Los ingresos netos para cada flota por celda se calculan según:

$$P_{ij,t} = Y_{ij,t} - Co_{ij,t} \quad \text{ec. 9,}$$

Y los ingresos netos para toda la flota son:

$$P_{jt} = \sum_i P_{ij,t} \quad \text{ec. 10,}$$

Los costes totales (Co) se obtienen sumando los 6 tipos de costes, siguiendo el trabajo de Maynou *et al.* (2006): costes de comercialización, que están en función de la producción pesquera (Y); costes de esfuerzo, en función de los costes diarios de la actividad (combustible, hielo, cebo, reparación de redes, etc.); costes laborales, en función de la producción pesquera, esfuerzo y tamaño de la tripulación; costes fijos, que

incluyen los gastos obligatorios, como las licencias, amarres, etc., necesarios para estar en el censo de la flota operativa; costes de mantenimiento, para compensar el deterioro, y la disminución del rendimiento del buque a través del tiempo (reparaciones, pintura, etc.) y los costes de oportunidad, que están en función del capital de la flota. Hay que tener en cuenta que sólo los costes de comercialización y los de esfuerzo varían según el área i .

El esfuerzo ejercido en cada celda puede variar en función de la rentabilidad que se obtenga en ella. Sin embargo, la distribución del esfuerzo pesquero en la pesca tradicional tiene un fuerte componente de tradición. Por ejemplo, la dinámica de la flota en el modelo de Holland (2000) asume que “la elección del lugar de pesca se basa en una evaluación de la rentabilidad esperada por parte de los pescadores en diversas localizaciones. Las expectativas de rentabilidad para una zona concreta se basan...en la ganancia media que han tenido las embarcaciones en el pasado. (...) El modelo de dinámica de la flota...se utiliza para distribuir una cantidad fija de esfuerzo nominal... entre áreas de libre acceso a la pesca”. Así, para cada celda, el esfuerzo resultante en la siguiente iteración se modela como la combinación de la tradición y la rentabilidad:

$$E_{i,t+1} = \omega E_{i,t} + (1 - \omega) \frac{P_{i,t}}{P_{.t}} E_{.t} \text{ ec. 11,}$$

donde ω es un parámetro que varía desde 0 (la tradición no tiene ningún peso en el comportamiento de la flota) y 1 (no hay variación en el comportamiento de los pescadores). Los datos obtenidos durante el desarrollo de esta tesis muestran una elevada fidelidad de los pescadores a sus sitios habituales de pesca y poca variabilidad interanual a esta escala del estudio. Por ello, en este trabajo, el valor utilizado se ha fijado en 0,9 para permitir cierta flexibilidad en la redistribución espacial del esfuerzo. Un valor menor que 1 significa que el factor de esfuerzo se redistribuye a las celdas vecinas en cada iteración según la rentabilidad obtenida en las celdas adyacentes.

5.2.1.7. Parametrización

Durante los muestreos a bordo de las embarcaciones se han identificado 73 taxones, capturados con los principales artes de pesca artesanal (trasmallo claro, trasmallo fino, y palangre de fondo), que se han clasificado en 7 grupos funcionales, mediante un análisis de componentes principales (véase capítulo 3). Este análisis se ha basado en las características específicas de los taxones capturados, las cuales son clave para determinar el papel de una especie dentro de una comunidad. Se han utilizado varias características para cada especie: composición detallada de su dieta (Halpern & Floeter, 2008), categoría de ocupación espacial (Halpern & Floeter 2008), longitud máxima, profundidad máxima y su categoría comercial (García-Charton *et al.*, 2006).

Los parámetros biológicos que necesita el modelo son, por un lado, aquellos referentes a la estructura de la población: W_{inf} (peso asintótico, o el peso medio de un pez muy viejo, correspondiente a la función de crecimiento individual de von Bertalanffy (1938)), en gramos (en g), k (parámetro de crecimiento de la función de crecimiento de von Bertalanffy, determina la rapidez con que el pez alcanza el peso asintótico); edad de reclutamiento (yr , edad de los peces al incorporarse a la población explotable), peso medio de los reclutas (g), mortalidad natural (M , yr^{-1} , causada por la predación, las enfermedades, la senectud, la inanición, etc.), movilidad (fracción de biomasa anual que se dispersa a una celda vecina cada iteración, valores entre 0 y 1) y modo de dispersión (1 por defecto) (Tabla 5.1). Los parámetros biológicos se obtuvieron de www.fishbase.org. Además, hay que asignar para cada celda la distribución inicial de biomasa total de los individuos adultos, el número de reclutas y el peso medio de los individuos de los grupos funcionales. La estimación de estos valores para cada celda es exigente y se ha abordado mediante el análisis espacial de los datos pesqueros (capturas por unidad de esfuerzo, CPUE) realizados en el año 0 de la simulación. La distribución espacial de la biomasa por celda se ha estimado en función del hábitat y el régimen de protección.

Tabla 5.1.

Parámetros biológicos de los grupos funcionales incorporados en el modelo. Winf: peso asintótico, k: parámetro de crecimiento; yr: edad de reclutamiento, gr: peso medio de los reclutas, M, yr⁻¹: mortalidad natural y Movilidad

	W _{inf} (g)	k	yr (años)	gr (g)	M, yr ⁻¹	Movilidad
Gr1	11.062,2	0,10	6,97	367,3	0,24	0,296
Gr2	846,2	0,36	2,87	40,62	0,66	0,129
Gr3	7.088,2	0,19	4,46	561,4	0,29	0,181
Gr4	10.633,3	0,31	3,81	783,4	0,41	0,205
Gr5	670,14	0,36	2,47	67,97	0,57	0,288
Gr6	3381	0,24	3,08	249,6	0,43	0,218
Gr7	4501,7	0,21	4,09	138,2	0,40	0,119

El reclutamiento se ha modelado como la biomasa de reclutas por área, estimado empíricamente y modulado por la calidad del hábitat:

$$R_{j,i,t} = f(hab_i, j) \quad \text{ec. 12.}$$

El submodelo económico para la flota artesanal de Cabo de Palos se ha parametrizado en base a las encuestas y estudios sobre los costes y precios realizados entre los años 2005 y 2007 dentro del proyecto EMPAFISH. Los parámetros económicos referentes a la actividad pesquera (Tabla 5.2) se engloban en 2 grupos: el primero relativo a los costes y el segundo a los precios. Como se ha comentado, un tercer parámetro (“Tradición”) controla la distribución del esfuerzo espacialmente.

Tabla 5.2.

Parámetros económicos de la flota artesanal.

Parámetro	Descripción	Valores
Comm tax	Impuesto sobre la comercialización (% de la producción)	0,05
fuel (€/d)	Gastos de combustible por unidad de esfuerzo (día)	180
ice (€/d)	Hielo o cebo gastos por unidad de esfuerzo (día)	18,15
ODC (€/d)	Otros costes por unidad de esfuerzo (día)	80
share	Parte de los ingresos totales que pertenecen al propietario, después de deducir los gastos comunes	0,5
NHD	Esfuerzo: Número máximo de horas al día (por ley o físicamente posible)	12
NFD	Esfuerzo: Número máximo de días anuales en el mar (por ley o físicamente posible)	1.100
Compulsory costs (€/yr)	Gastos obligatorios (licencia, gastos portuarios, etc.)	7.700
Maintenance costs (€/yr)	Costes de mantenimiento del barco para mantenerlo en condiciones de funcionamiento (reparación de motores, pintura, etc.)	5.900

Parámetro	Descripción	Valores
effort proportion	Aumento de la proporción del esfuerzo cuando los beneficios son positivos	1
crew size	Número medio de tripulantes de la flota,	2,25

5.2.1.8. Escenarios

En la actualidad, se está considerando y discutiendo la posibilidad de crear y ampliar zonas marinas protegidas por todo el litoral peninsular. Murcia, actualmente, sólo cuenta con la reserva marina de interés pesquero de Cabo de Palos-Islas Hormigas, sin embargo todo su litoral está reconocido como Lugar de Interés Comunitario (LIC), destacando las extensas praderas de *Posidonia oceanica*, los cañones submarinos de cabo Tiñoso, Mazarrón y Águilas junto a la zona costera de Marina de Cope (en Águilas) y Calblanque, situado al sur del cabo de Palos. En esta zona, donde se ha desarrollado el presente trabajo, se está considerando ampliar la zona protegida de Cabo de Palos-Islas Hormigas, sin embargo aún no hay ninguna propuesta sobre su configuración. La Comunidad Autónoma de la Región de Murcia está elaborando una propuesta a la “Comisión del Hombre y la Biosfera (MaB)” de la UNESCO para declarar al Parque Regional de Calblanque, Peña del Águila y Monte de las Cenizas como Reserva de la Biosfera Marítimo-Terrestre (Fig. 5.1), incluyendo dicho proyecto incluiría una parte marina que podría continuarse con la actual reserva marina.



Figura 5.1. Dunas fósiles del Parque Regional de Calblanque, al fondo la peña del Águila.

Por ello, el modelo se ha aplicado a tres escenarios teóricos, donde se ha modificado el diseño de la actual reserva marina (Fig. 5.2):

● **Escenario 1:** se aumenta la protección hacia el norte, siguiendo la isobata de los 50 metros de profundidad y limitando con un importante puerto deportivo (Tomás Maestre en la Manga del Mar Menor). Engloba a Isla Gresa (su superficie emergida está declarada área de protección de la fauna silvestre, ZEPA, espacio natural protegido, y propuesta como LIC (red Natura 2000)), que pasa a ser el centro geográfico de una nueva reserva integral marina de área circular. Con esta configuración, el porcentaje de superficie protegida, en relación con el área de estudio total (42.685 ha), supone el 1,4% como totalmente protegido (RI) y el 30% como reserva parcial. El 68,6% restante es de libre acceso.

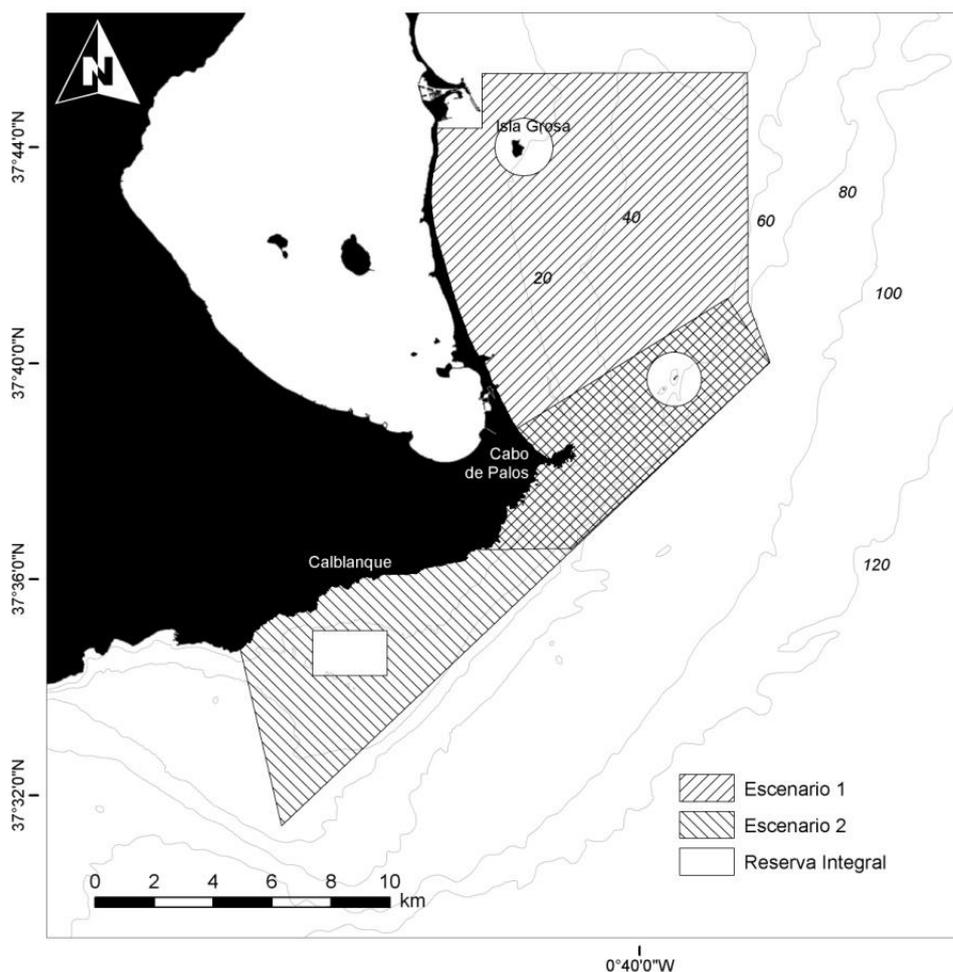


Figura 5.2. Localización de los escenarios propuestos en la modelización. El escenario 3 es la suma de los escenarios 1 y 2.

●**Escenario 2:** incluye la parte marina de la propuesta reserva de la biosfera. El área marina ocupa aproximadamente 8.000 hectáreas y se integra con la actual reserva marina de Cabo de Palos-Islas Hormigas. Se ha incluido una nueva reserva integral (con prohibición total para cualquier actividad extractiva) sobre la pradera de fanerógamas marinas (constituida principalmente por *Posidonia oceanica*) situada frente a Calblanque (Fig. 5.2). El porcentaje de estas áreas respecto al total es de 1,5% de superficie totalmente protegida, 16,9% de reserva parcial o zona de amortiguación y 81,5% de libre acceso.

●**Escenario 3:** escenario de máxima protección, este diseño incluye a los 2 diseños anteriores, siendo el porcentaje de las distintas zonas el siguiente: 2,3% de reserva integral, 39,6% de reserva parcial y 58,1% de libre acceso.

Las simulaciones se proyectan durante un periodo de tiempo suficiente para que el sistema alcance el equilibrio. En nuestro caso éste se alcanza en torno al octavo año, y teniendo en cuenta que la simulación se puede configurar para un horizonte temporal de x años, hemos utilizado un horizonte de 30 años.

Para el análisis comparativo de los resultados se han seleccionado varios indicadores (biomasa, capturas, ingresos, tasa de captura y distribución del esfuerzo pesquero), comparando los valores en el año 20 de la simulación. La comparación se ha realizado con la configuración actual de la reserva marina.

Además, la simulación se ha realizado, para los tres escenarios descritos, bajo 3 situaciones de esfuerzo diferentes (Tabla 5.3): i) con el mismo esfuerzo de pesca que el año 0; ii) con una reducción del esfuerzo total, respecto al año 0, del 25%; iii) sin esfuerzo pesquero en toda el área de estudio.

Tabla 5.3.
Resumen de los escenarios modelados.

	Escenario 0	Escenario 1	Escenario 2	Escenario 3
Esfuerzo año 0	E00	E10	E20	E30
Reducción 25 %	E01	E11	E21	E31
Sin esfuerzo	E02	E12	E22	E32

5.3. Resultados

El año 0, donde arranca el modelo, se corresponde a 2005. De ese año hay registrados 706 muestreos, realizados al azar entre los 8 barcos que conforman la flota artesanal de Cabo de Palos. De ellos se han seleccionado 503, aquellos realizados con los artes de pesca mayoritarios: el trasmallo claro (41,3% de los lances registrados en los muestreos) que contribuye con el 28,4% del total de la captura desembarcada; el trasmallo fino (25,4% de los lances muestreados) contribuye al total desembarcado con el 18,9% de la biomasa; el palangre de fondo (8,3% de los muestreos), con un 17,2% del total desembarcado; el resto de artes (25% de los lances registrados), constituye el 35,5% del total de biomasa desembarcada.

La principal captura del trasmallo claro de roca la componen los escorpénidos (*Scorpaena* spp.), el denton (*Dentex dentex*), jurel (*Trachurus* spp.), el pulpo (*Octopus vulgaris*), corvina (*Sciaena umbra*) y besugo (*Pagellus acarne*). El trasmallo fino es un arte muy selectivo para el salmonete (*Mullus surmuletus*). Por su parte, la mayor biomasa capturada con palangre de fondo la forman las morenas (*Muraena helena*) y los congrios (*Conger conger*) que son descartados debido a su bajo valor comercial, seguidos por otros con valor comercial: pargo (*Pagrus pagrus*), denton y breca (*Pagellus erythrinus*).

5.3.1. Comparación de los indicadores bioeconómicos de los escenarios E10,E20, E30 (sin modificación del esfuerzo pesquero) con el escenario E00

5.3.1.1. Efectos sobre el poblamiento

La tabla 5.4 muestra que todos los escenarios alternativos suponen un incremento de biomasa por unidad de superficie para todos los grupos funcionales, en especial bajo los escenarios 2 y 3. Es interesante observar que bajo el escenario 2 se produce un mayor incremento de biomasa (18,3% para todos los grupos funcionales) que bajo el escenario 3 (15,2%) de máxima protección (Fig. 5.3)

Tabla 5.4. Incremento porcentual de biomasa por unidad de superficie, por grupo funcional y escenario alternativo, comparado con el escenario inicial (E00).

Grupos funcionales	E10 (%)	E20 (%)	E30 (%)
G1	3.8	21.4	15.5
G2	2.6	18.9	15.7
G3	3.1	21.5	19.0
G4	1.4	15.5	13.4
G5	1.5	15.1	13.0
G6	1.6	16.2	13.2
G7	2.2	19.9	16.4
Total	2.3	18.3	15.2
Incremento en toneladas	(0.6)	(11.4)	(9.0)

Por régimen de protección, este incremento de biomasa es especialmente notable en las zonas de amortiguación, sobre todo en el escenario 3 (con una zona de amortiguación de 16.908 ha), mientras que en el escenario 2 (con 7.223 ha) el incremento es inferior. En la reserva integral la biomasa total del poblamiento también aumenta conforme aumenta la superficie protegida (Fig. 5.3), siendo la zona de libre acceso la que sufre una pérdida de biomasa importante en comparación con el escenario 0, debiéndose esto a la disminución de su superficie.

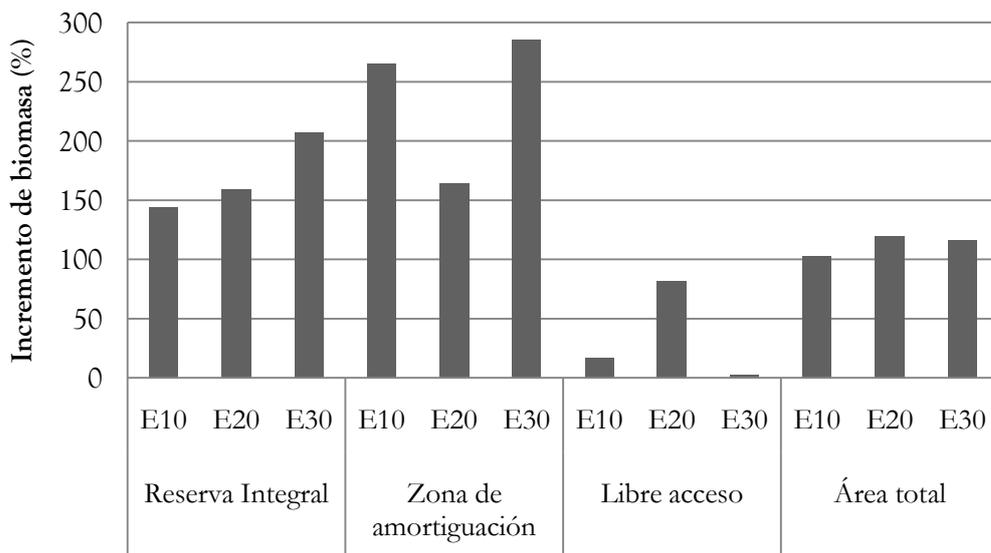


Figura 5.3. Incremento porcentual de biomasa total en las distintas zonas de los escenarios alternativos, respecto al escenario 0.

La distribución espacial de la biomasa total en la zona de estudio se concentra en el interior y zonas adyacentes a las áreas de máxima protección (reservas integrales), así como sobre las praderas de fanerógamas marinas, sobre todo en la zona norte del cabo de Palos. Se observa que la variación de biomasa total respecto al escenario 0 se acumula dentro y en las proximidades de las nuevas reservas integrales, en especial aumenta en la reserva integral más meridional, sobre los lechos de *Posidonia oceanica* frente a Calblanque (Fig. 5.4).

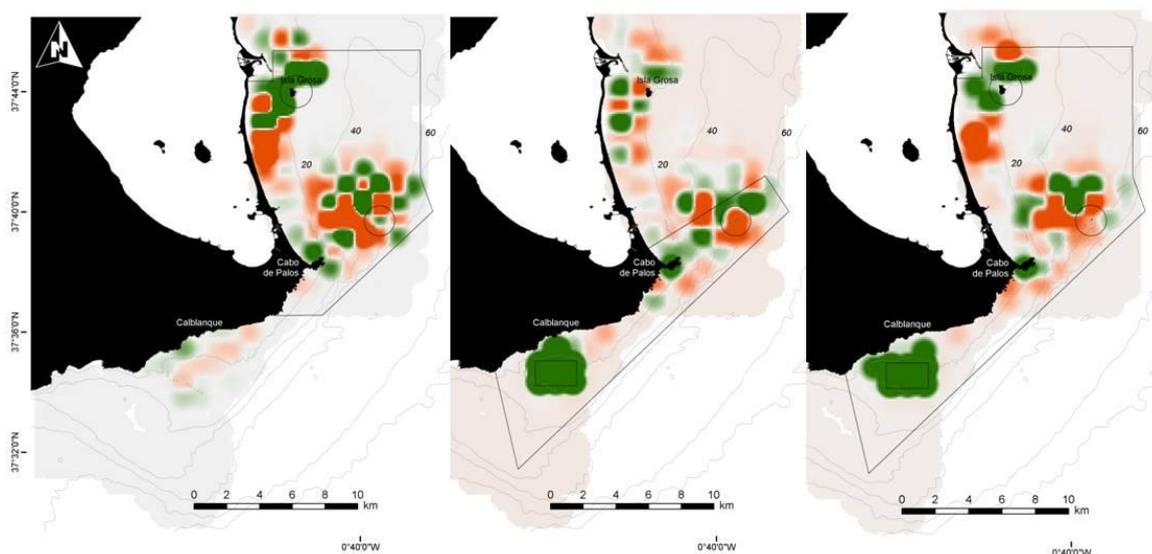


Figura 5.4. Distribución espacial de la diferencia de biomasa (kg) total, respecto al escenario 0 (en la izquierda E10; centro E20; derecha E30) en el año 20 de la simulación. En verde los valores positivos, en rojo los negativos.

5.3.1.2. Efectos sobre la tasa de captura y distribución del esfuerzo

En la figura 5.5. se compara el incremento porcentual, respecto al escenario 0, de la tasa de captura total (H) (ecs. 5 y 6), para el conjunto de los grupos funcionales, por zona (régimen de protección), para cada escenario.

En el conjunto del área de estudio, apenas se aprecia variación en los valores resultantes de la modelización para los escenarios alternativos (E10, E20, E30), con un incremento del 1,42%, 0,82% y 4,57% respectivamente (Tabla 5.5).

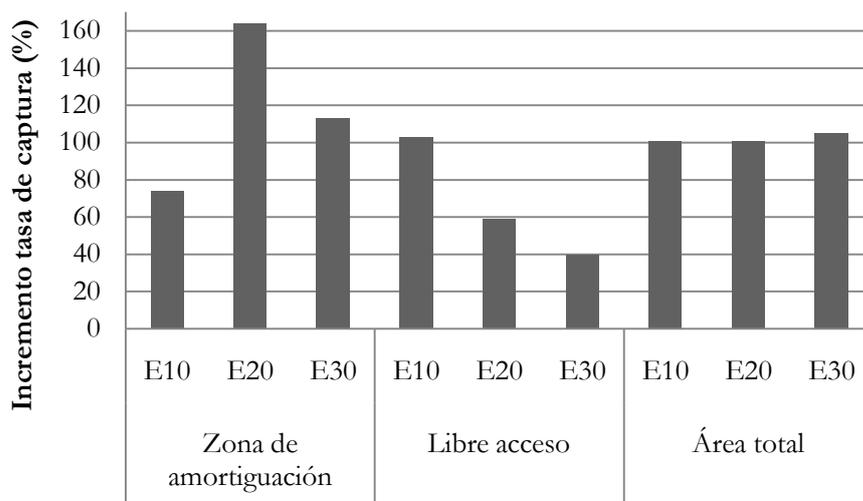


Figura 5.5. Incremento porcentual de la tasa de captura total para cada escenario alternativo (E10, E20 y E30) respecto al escenario E00, en la zona de amortiguación, libre acceso y área total.

Tabla 5.5.

Incremento porcentual de la tasa de captura, por grupo funcional y escenario alternativo, comparado con el escenario 0 (E00).

Grupos funcionales	E10 (%)	E20 (%)	E30 (%)
G1	1,43	0,79	4,54
G2	1,44	0,63	4,30
G3	1,35	1,28	5,21
G4	1,44	0,64	4,31
G5	1,40	1,03	4,87
G6	1,44	0,65	4,33
G7	1,44	0,57	4,21
Total	1,42	0,82	4,57

Por zonas, en el escenario E10, las H son mayores en el área de libre acceso a la pesca (un 3% mayor que en el escenario 0) que en la zona de amortiguación (donde disminuye un 26%, respecto al E00). Lo contrario sucede en el E20, donde las tasas de captura están muy concentradas en las nuevas zonas de amortiguación, las H aumentan en un 64% (a pesar de que el área es más pequeña que en el E10), con la correspondiente disminución en el resto del área de estudio de libre acceso, ya que el esfuerzo se mantiene constante en las simulaciones. En el escenario E30 la H aumenta un 13% en la zona de amortiguación, respecto a E00 (aunque disminuye respecto al escenario 2) y disminuye de forma importante, un 60%, en la zona de libre acceso, debido al aumento de la superficie protegida, siempre respecto al escenario base (E00).

Por grupos funcionales, el grupo funcional G3 es el que presenta una mayor H en cada uno de los escenarios y para cada zona (régimen de protección). Bajo el escenario

E10, la H está distribuida espacialmente, de manera más uniforme, con tasas de explotación más bajas en las nuevas zonas de amortiguación, con pérdidas entre el 25 y 27%, y valores ligeramente superiores y también muy homogéneos (incrementos del 3 y 4%), respecto a E00, en las zonas de libre acceso. (Fig. 5.6).

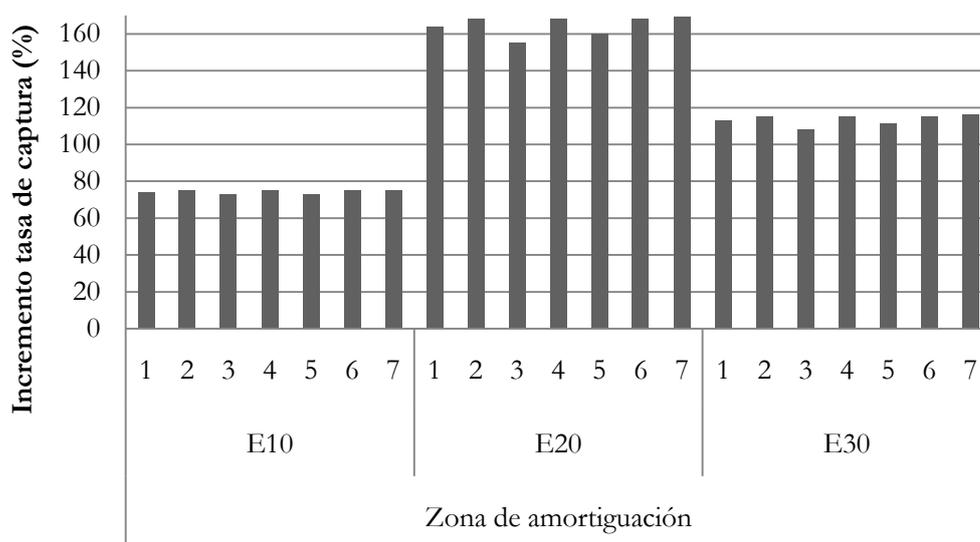


Figura 5.6. Incremento porcentual respecto al escenario E00, de la tasa de captura de los grupos funcionales en los escenarios alternativos (E10, E20, E30) para la zona de amortiguación.

En el escenario 2, en la zona de amortiguación, se aprecian incrementos (Fig. 5.6) que van desde 55% en el grupo G3 a un 69% en el G7 (respecto a los valores en el escenario 0), y disminuciones entre el 43% y 38% para la zona de libre acceso (Fig. 5.7). La tasa de captura bajo el escenario de mayor superficie protegida (E30), varía suavemente los valores en la zona de amortiguación, aumentando en todos los grupos entre un 8 y un 16% (Fig. 5.6) y disminuyendo en el área de libre acceso entre un 55 y 63% (Fig. 5.7).

El esfuerzo de pesca, medido como metros de arte calado por año, es constante en los diferentes escenarios propuestos, realizándose siempre en las mismas zonas, a excepción de las vedadas (nuevas reservas integrales). Sin embargo, al analizar las diferencias entre escenarios se desprende que el esfuerzo se redistribuye de forma desigual, desplazándose a las proximidades de las zonas totalmente protegidas de los escenarios alternativos, abarcando grandes superficies (Fig. 5.8).

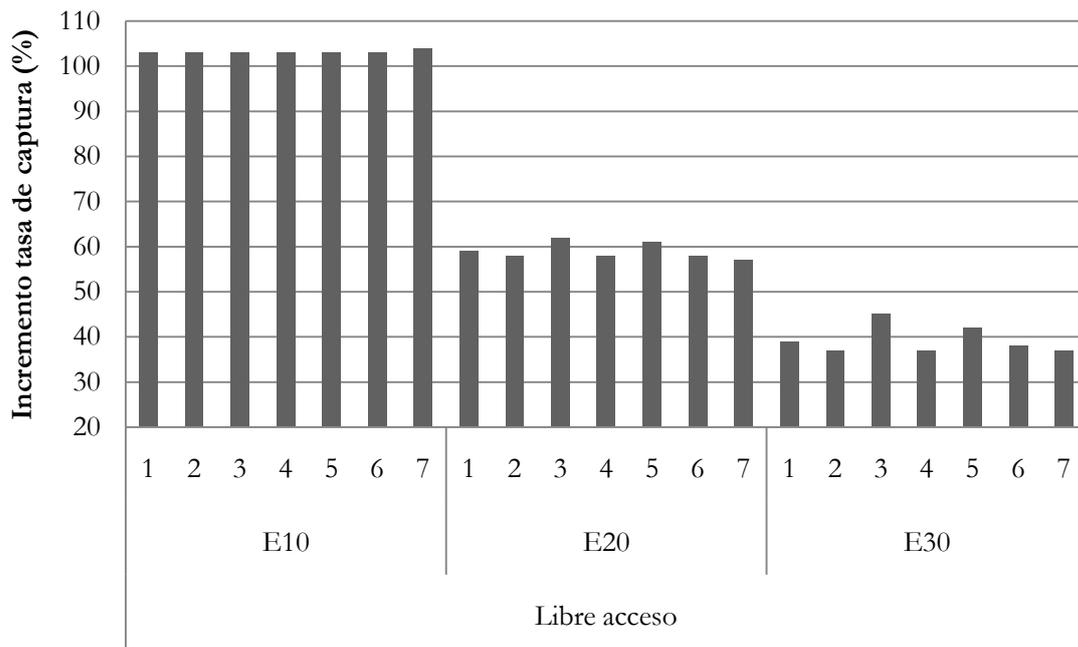


Figura 5.7. Incremento porcentual respecto a E00, de la tasa de captura de los grupos funcionales en los escenarios alternativos (E10, E20, E30) para la zona de libre acceso.

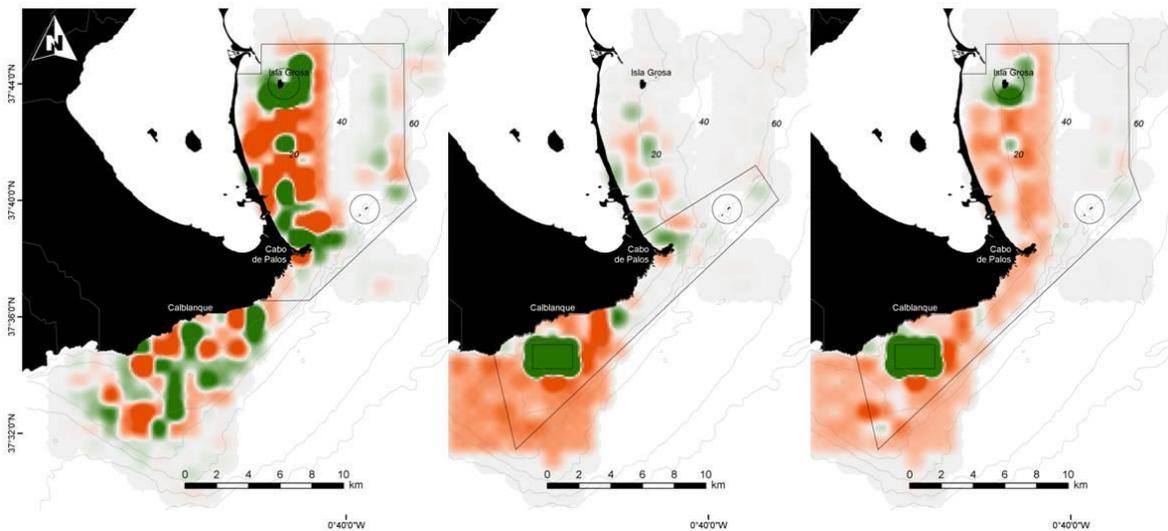


Figura 5.8. Distribución de la variación esfuerzo pesquero (metros de arte calado por hectárea y año) de los escenarios alternativos E10 (izq.), E20 (centro) y E30 (dcha) respecto al escenario E00. Los incrementos de esfuerzo están representados en un gradiente rojo y la disminución en un gradiente verde.

5.3.1.3. Efectos sobre las capturas e ingresos

La captura total de los 7 grupos funcionales de peces, capturados con los 3 artes principales (trasmallo claro, fino y palangre de fondo) en todo el área de estudio, presenta valores similares al escenario E00 (12.318 kg) con un ligero incremento en el

escenario E20, (13.229 kg, un incremento del 7,4%) y una leve pérdida de capturas en los escenarios E10 (del 3,24%) y E30 (del 3,42%) (Fig. 5.9). En el E00 las mayores capturas se producen en la zona de libre acceso, al contrario que en los escenarios E10, E20 y E30, donde las capturas aumentan en las zonas de amortiguación (que también aumentan su superficie), con particular incidencia en las áreas adyacentes a las reservas integrales, disminuyendo en la zona de libre acceso, que queda reducida de forma muy notable en el E30.

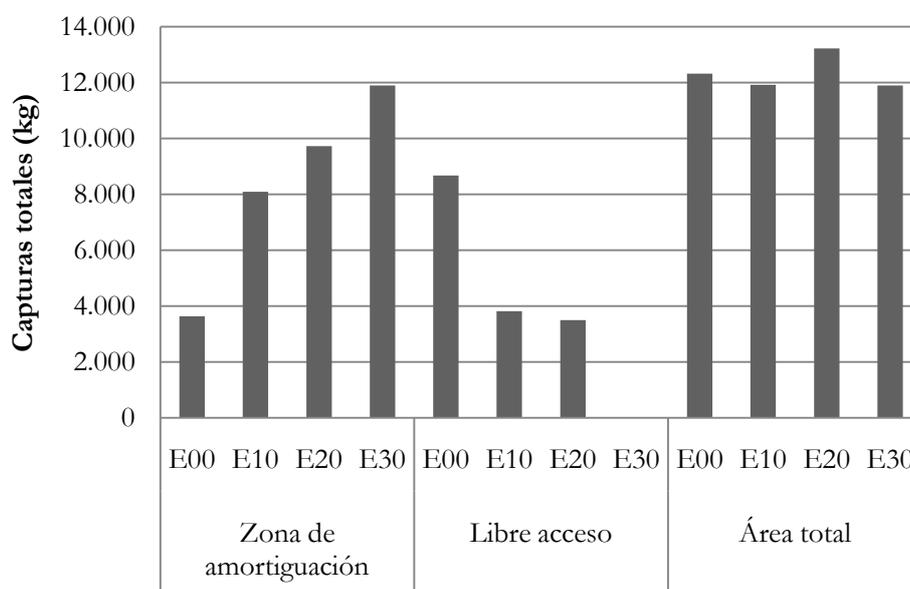


Figura 5.9. Captura total (kg) en los diferentes escenarios propuestos, por zonas y para el área total.

Al aumentar la superficie de las zonas protegidas, las capturas por unidad de área (CPUA) muestran una disminución, en comparación con E00, en todos los escenarios (para la zona de amortiguación y la de libre acceso). En el E10 la pérdida de CPUA es mayor en la zona de amortiguación, mientras que en los E20 y E30 los valores disminuyen más en la zona de libre acceso, sobre todo en el E30. En la figura 5.10 se aprecia el incremento porcentual de CPUA, respecto al escenario base, bajo los 3 escenarios propuestos.

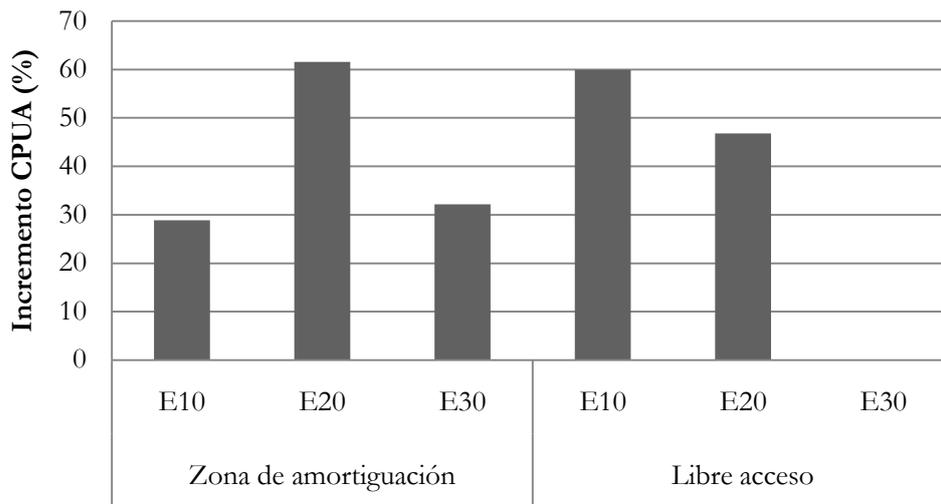


Figura 5.10. Incremento de la captura total por unidad de área (CPUA) por zonas para los diferentes escenarios propuestos.

Las diferencias observadas en la distribución espacial de las capturas (kg) entre los escenarios E10, E20 y E30 con respecto al escenario E00 muestran que, en todos los casos, hay un incremento alrededor de las reservas integrales (Fig. 5.11, en rojo), principalmente en zonas poco profundas o en zonas con una buena calidad de hábitat (zonas rocosas o de fanerógamas marinas).

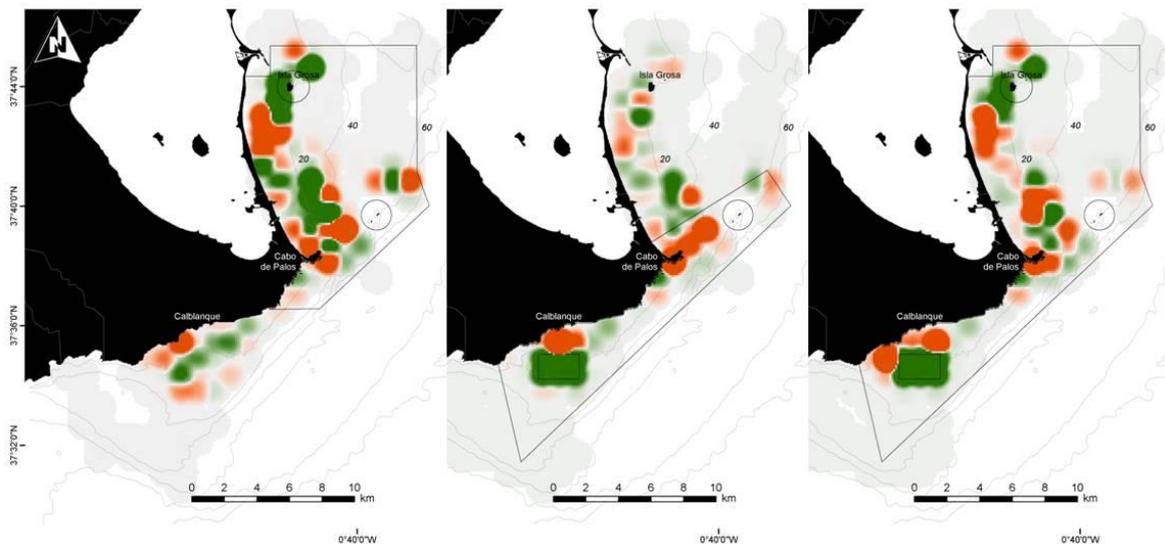


Figura 5.11. Variación de la distribución espacial de la captura total por unidad de superficie de los escenarios E10 (izq), E20 (centro) y E30 (dcha.) comparándolos con el escenario E00. Los valores en gradiente rojo indican un aumento de las capturas y el gradiente en verde una disminución de las capturas.

En el escenario E20 aumentan las capturas de cinco grupos funcionales (G1, G2, G3, G6, G7) en comparación con el escenario E00.

En el escenario E30, de máxima protección, sólo se observa un ligero aumento de las capturas para el grupo G1. Bajo el escenario E10 no se detectan aumentos de capturas para ningún grupo funcional (Fig. 5.12).

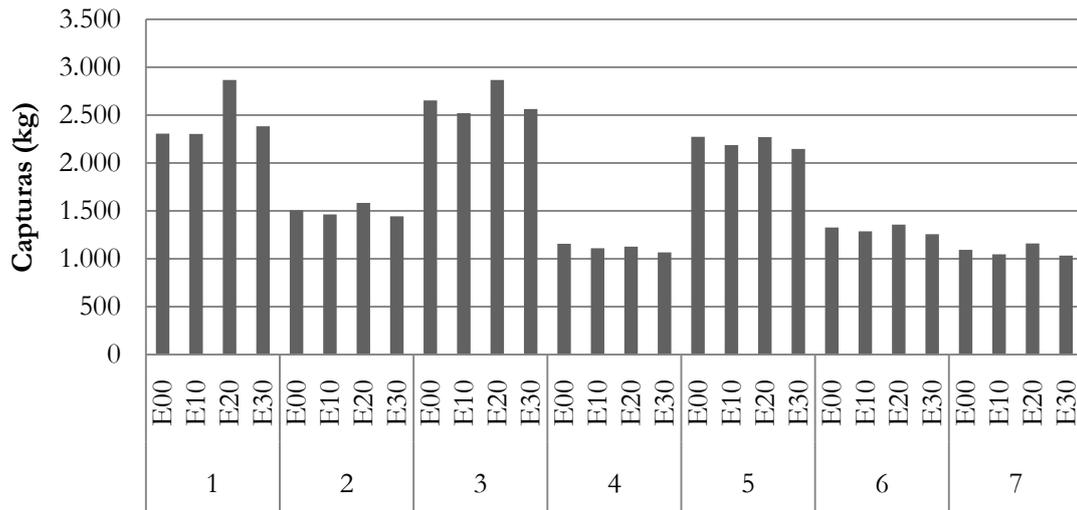


Figura 5.12. Capturas totales (kg) por escenario para cada uno de los 7 grupos funcionales.

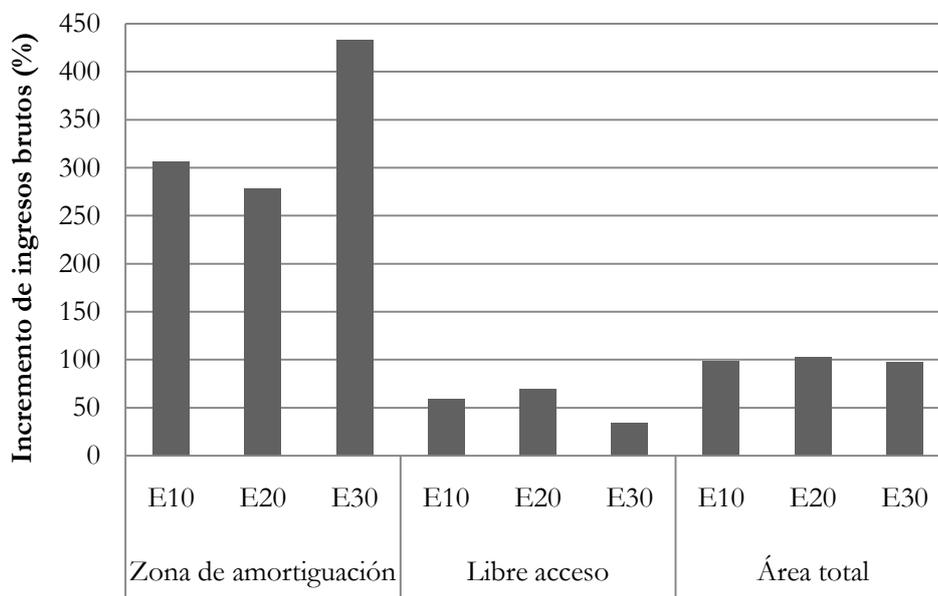


Figura 5.13. Incremento porcentual de los ingresos brutos generados por la pesca artesanal (con trasmallo claro, trasmallo fino y palangre de fondo) en los escenarios E10, E20 y E30 respecto a E00.

Los ingresos brutos generados por la actividad pesquera presentan unos valores similares en los 3 escenarios propuestos, con unos valores de 240.971 € para E10, 251.406 € en el E20 y 238.441 € para E30, con un ligero incremento en E20 del 2,46% respecto del escenario base E00 (Fig. 12). Sin embargo, si vemos los resultados por zona (régimen de protección) se observa un gran incremento (hasta del 433% en el escenario E30) en la zona de amortiguación (Fig. 5.13).

5.3.2. Comparación de los indicadores bioeconómicos de los escenarios E01, E11, 21, E31 (con una reducción del esfuerzo pesquero del 25%) con el escenario E00

5.3.2.1. Efectos sobre el poblamiento

La reducción del esfuerzo pesquero, como medida de gestión, sin modificar el diseño de la reserva marina (escenario E01), produce un incremento en la biomasa total en el área de estudio de un 0,9% (Tabla 5.6) respecto a la situación del escenario E00 (sin modificación del esfuerzo).

Tabla 5.6.

Incremento porcentual de biomasa, por grupo funcional y escenario alternativo, comparado con el escenario 0 (E00).

Grupos funcionales	E01 (%)	E11 (%)	E21 (%)	E31 (%)
G1	1.8	2.4	20.2	15.0
G2	1.3	2.1	18.9	15.6
G3	1.2	2.6	21.7	17.4
G4	0.4	1.4	15.6	12.5
G5	0.2	1.4	14.8	11.5
G6	0.5	1.3	16.1	12.8
G7	0.8	1.9	19.9	16.2
Total	0.9	1.9	18.2	14.4

La comparación entre los diferentes escenarios, sometidos a una reducción del esfuerzo, con el escenario E00 (escenario base sin reducción del esfuerzo de pesca) muestra una mejora de la biomasa total, aumentando un 0,9% para el escenario E01; 1,9% para E11; 18,2% para E21 y 14,4% para E31. Además, todos los grupos funcionales incrementan su biomasa, siendo el escenario E21 con el que se obtienen unos valores de biomasa más elevados, seguido por el escenario E31. Sin embargo, comparando estos escenarios con los mismos escenarios sin reducción de esfuerzo, las variaciones observadas son muy pequeñas (Fig. 5.14).

Los grupos funcionales responden de diferente manera a las variaciones del esfuerzo de pesca. En el modelo, aquellos que muestran un posible efecto a una reducción son los grupos G1, G2 y G3, con un aumento de la biomasa del 1,8%; 1,3% y 1,2% respectivamente. La reducción en un 25 % del esfuerzo de pesca no proporciona mejoras significativas en la biomasa total, ni en la biomasa por grupos funcionales, lo cual sugiere que los recursos pesqueros en la zona de estudio, actualmente, no están sometidos a altos niveles de explotación (Fig. 5.15). Si estuvieran intensamente explotados, una reducción del esfuerzo de pesca causaría un incremento significativo de la biomasa de las poblaciones de peces presentes en la zona de estudio. La distribución espacial de la biomasa sigue el mismo patrón que en los escenarios anteriores (sin reducción del esfuerzo de pesca).

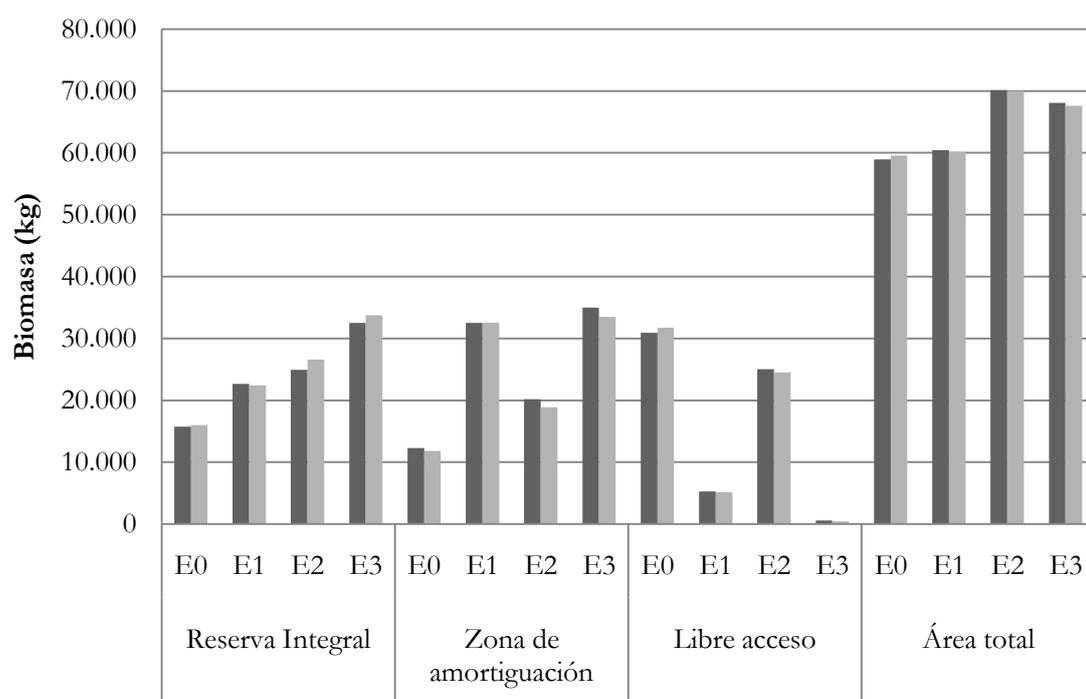


Figura 5.14. Biomasa total (kg), de los 7 grupos funcionales, resultante de las simulaciones, comparados los escenarios sin reducción de esfuerzo de pesca (E*0, en negro) con los escenarios donde se ha modelado una reducción del esfuerzo pesquero del 25% (E*1, en gris).

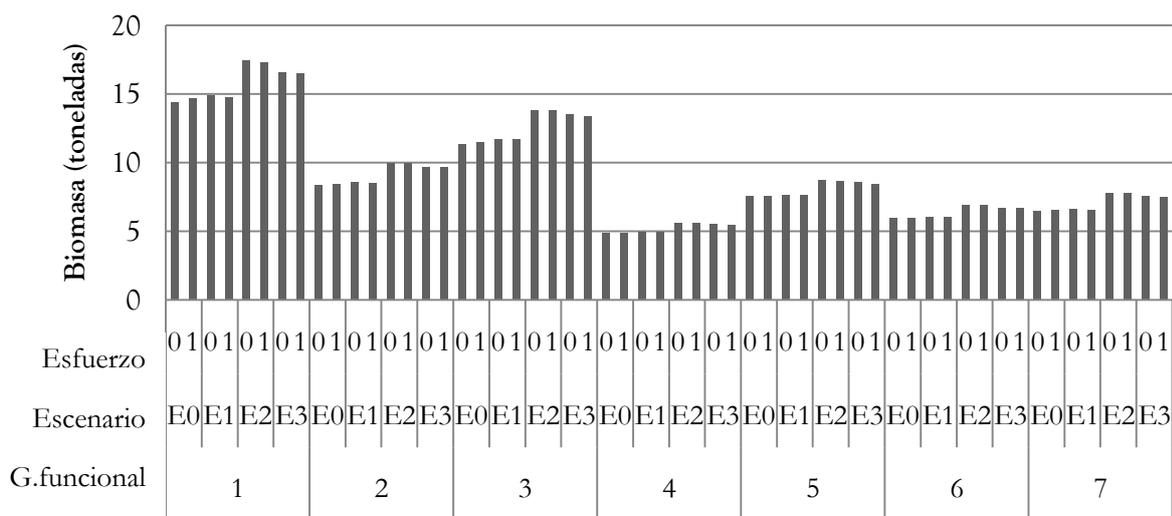


Figura 5.15. Biomasa (kg) de cada grupo funcional para toda el área de estudio, en los escenarios propuestos, sin modificación del esfuerzo (0) y con una reducción del 25% (1).

5.3.2.2. Efectos sobre la tasa de captura y distribución del esfuerzo

Las tasas de captura presentan valores semejantes entre los escenarios sin reducción de esfuerzo y aquellos con una reducción del 25% (Fig. 5.16). En el escenario E11, se aprecia una reducción de la tasa de capturas, en la zona de amortiguación, de un 26%, sin embargo al considerar todo el área de estudio no se detectan variaciones para este parámetro. En el escenario E21, lo más notable es el aumento de la tasa de captura en la zona de amortiguación. También se aprecia una disminución en la zona de libre acceso, sin variaciones en los valores totales. Bajo el supuesto de máxima protección y reducción del esfuerzo (E31), con dos nuevas reservas integrales, la tasa de captura aumenta respecto a E00 en la zona de amortiguación, aunque en menor medida que en los escenarios E20 y E21. En la zona de libre acceso este valor se reduce en más de un 60%, debido principalmente a la reducción de su superficie, presentando unos valores totales para toda la zona ligeramente superiores (2,1%).

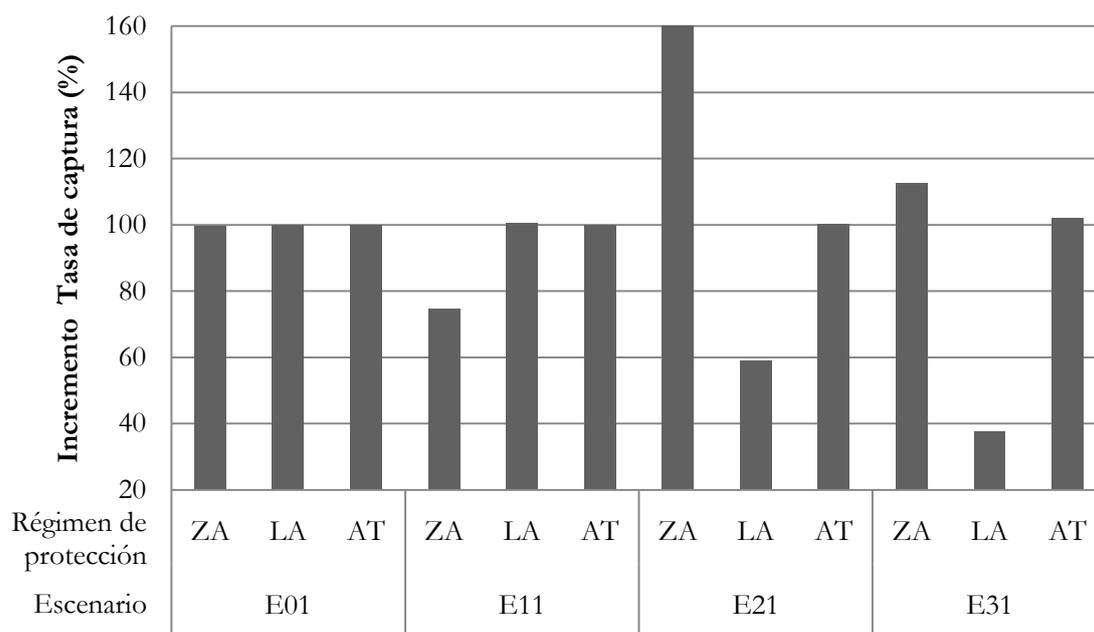


Figura 5.16. Incremento porcentual de la tasa de captura para el conjunto de grupos funcionales en los escenarios con reducción en el esfuerzo pesquero del 25%, respecto al escenario base E00. (ZA: zona de amortiguamiento; LA: libre acceso; AT: área total).

También se aprecia que la zona de amortiguación es la que presenta una mayor tasa de capturas para todos los grupos, en especial bajo el escenario E21. Los grupos G1, G3 y G5 son los que presentan mayores incrementos. La distribución espacial del esfuerzo no presenta variaciones, respecto a los escenarios anteriores, ante una reducción del esfuerzo del 25%.

5.3.2.3. Efectos sobre las capturas e ingresos

La reducción de esfuerzo, modelada sobre las configuraciones propuestas, produce una disminución sobre las capturas totales, en relación al escenario E00 (12.318 kg), en casi todos los escenarios: disminuyendo 3,47% (11.891 kg) en el escenario E01, 2,77% (11.977 kg) en E11 y 15,96% (10.351 kg) en E31, aumentando las capturas un 6,13% (13.073 kg) bajo el escenario E21 (Fig. 5.17).

Con la excepción del escenario E01, donde los valores de la captura más elevados se producen en la zona de libre acceso, el resto de escenarios se comporta de una manera similar, con las mayores capturas en la zona de amortiguación, alcanzando valores de hasta un 184% (E31) más que en E00, disminuyendo notablemente en la zona de libre acceso.

Sin embargo, estas variaciones en las capturas, al modificar el esfuerzo de pesca en la zona de estudio, no tienen efectos sobre los ingresos generados por la actividad pesquera.

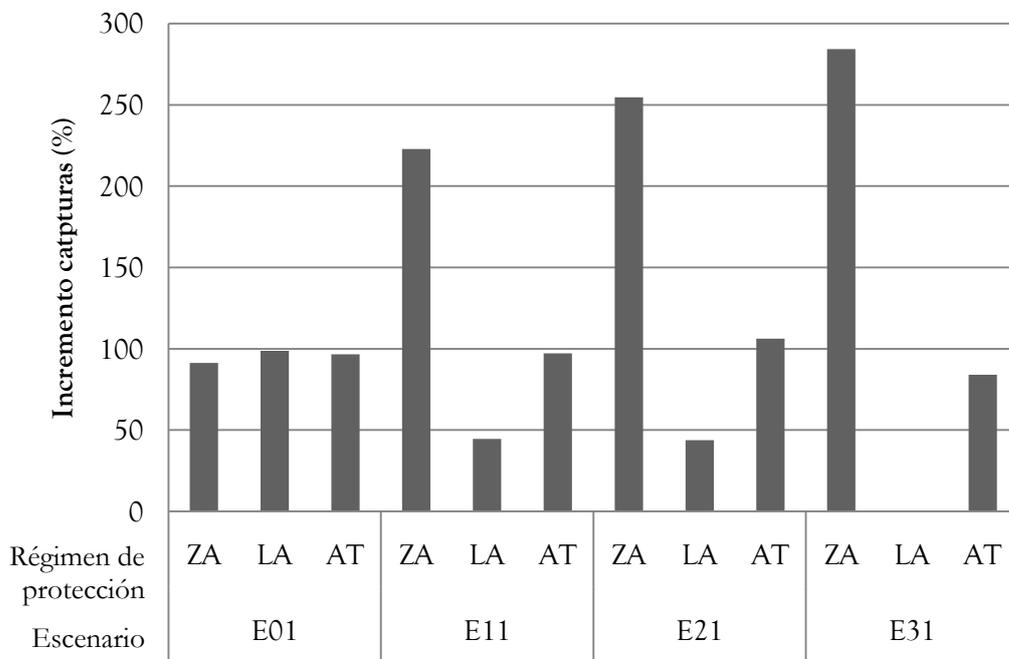


Figura 5.17. Incremento porcentual de las capturas, para el conjunto de grupos funcionales, en los escenarios alternativos con reducción del esfuerzo de pesca, en cada zona (régimen de protección): ZA: Zona de amortiguación; LA: Libre acceso; AT: área total.

5.3.3. Comparación de la biomasa, total y por grupos funcionales, de los escenarios E12, E22 y E32 (en ausencia de pesca) con el escenario E00

La modelización de los escenarios, en ausencia de cualquier actividad extractiva durante 20 años, confiere al sistema un estado de equilibrio. El aumento de la biomasa en comparación con el escenario E00 varía desde un incremento de 127,9% para el grupo G4 hasta un 246,4% para el grupo G1 (Tabla 5.7).

A partir de los resultados de las simulaciones, se ha obtenido la biomasa total para cada grupo funcional, sometido a 3 niveles de esfuerzo de pesca (sin esfuerzo, con el esfuerzo actual y con una reducción del 25% sobre este último).

Tabla 5.7.

Incremento porcentual de biomasa, por grupo funcional y escenario alternativo, sin pesca, comparado con el escenario E00.

Grupos funcionales	E02 (%)	(%)E12	E22 (%)	E32 (%)
G1	246,4	251,7	242,7	252,2
G2	187,0	188,4	186,3	188,6
G3	201,0	203,3	200,9	203,4
G4	127,9	128,7	128,2	129,2
G5	137,1	140,3	138,2	140,3
G6	150,9	153,1	151,0	153,2
G7	172,9	173,7	172,7	174,0
Total	174,7	177,0	174,3	177,3

Es interesante la respuesta de cada grupo funcional ante las variaciones en el esfuerzo de pesca. Cada grupo responde de forma diferente, con variaciones en la pendiente. Así, tenemos que los macrocarnívoros (Grupos G1, G2 y G3) responden de una manera más rápida y acentuada a las variaciones de la actividad pesquera (Fig. 5.18), mientras que el resto de grupos funcionales muestra una respuesta más atenuada, siendo el grupo G4 el que presenta una respuesta de menor intensidad ante las variaciones de esfuerzo (Fig. 5.19).

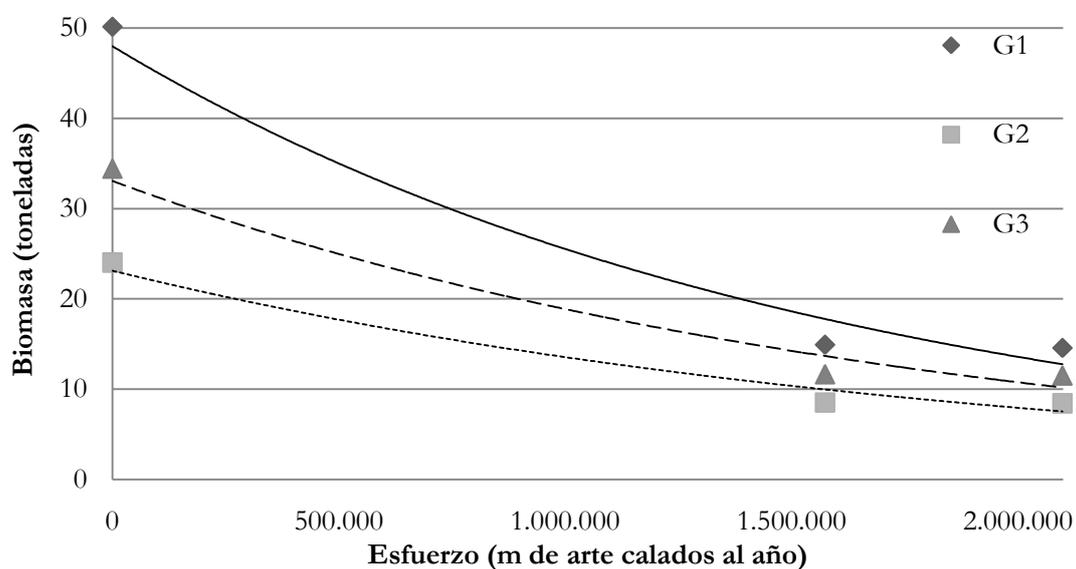


Figura 5.18. Variación de la biomasa total, en toneladas, de los grupos funcionales G1, G2 y G3 a 3 niveles de esfuerzo de pesca (metros de arte calados al año) en el área de estudio.

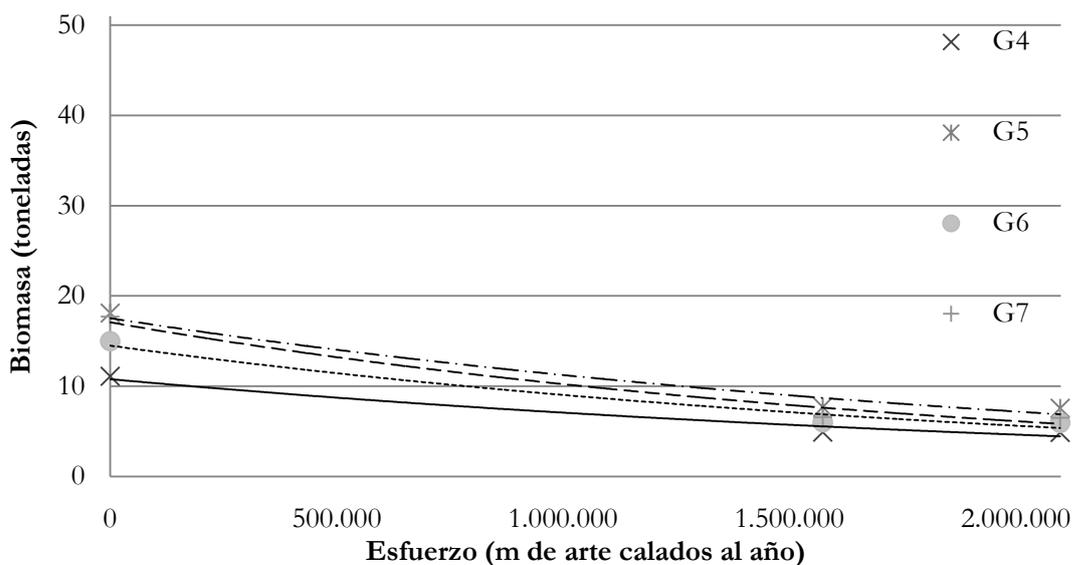


Figura 5.19. Variación de la biomasa total, en toneladas, de los grupos funcionales G4, G5, G6 y G7 a 3 niveles de esfuerzo de pesca (metros de arte calados al año) en el área de estudio.

4. Discusión

Los escenarios analizados responden a las situaciones más probables que se están discutiendo para una futura ampliación de la reserva marina de Cabo de Palos-Islas Hormigas.

En el Mediterráneo las reservas marinas se han establecido, generalmente, sobre zonas con una elevada complejidad estructural, siendo la estructura del hábitat uno de los principales factores que explican la diversidad y abundancia de especies existentes en los poblamiento ícticos mediterráneos (García-Charton & Pérez-Ruzafa, 1998, 1999, 2001; García-Charton *et al.*, 2000, 2004b). Esto concuerda con los resultados obtenidos. Ya sea bajo las especificaciones actuales de diseño y gestión (Escenario 0, sin reducción del esfuerzo de pesca), o bajo las especificaciones de los diferentes escenarios propuestos (escenarios 1, 2 y 3), el poblamiento de peces se concentra, observándose una mayor densidad de biomasa por unidad de área, en el interior de las reservas marinas, asociada a fondos rocosos o a las praderas de *Posidonia oceanica* y en aquellas zonas donde reuniendo estos requisitos de calidad de hábitat el esfuerzo de pesca es bajo.

Una población en equilibrio puede gestionarse de forma sostenible si se logra aumentar la capacidad de carga del sistema. Esto se puede conseguir aumentando los recursos disponibles. En los modelos teóricos propuestos se ha ampliado el espacio

protegido, con lo que de forma indirecta se incrementa la disponibilidad de otros recursos, como alimento, refugio, etc., lo que indirectamente puede incrementar la tasa de crecimiento de la población fomentando la supervivencia y la reproducción.

En los resultados del modelo se aprecia que una ampliación de la superficie protegida proporciona un aumento de la biomasa de la población de peces en el área de estudio en todos los escenarios propuestos. Esto coincide con los resultados de otros estudios. Según Pérez-Ruzafa *et al.* (2008b) para reservas de más de 1000 m de radio la creación de áreas marinas protegidas (AMP) de diferentes tamaños afecta positivamente a la abundancia del poblamiento íctico dentro de las zonas protegidas, independientemente de la presión pesquera que se realiza fuera de la reserva.

Este aumento de la densidad de individuos puede propiciar el desbordamiento de biomasa (*spill-over*) de forma directa (dispersión de individuos), e indirecta (aumento de la fecundidad, dispersión de larvas y huevos) desde las zonas libres de pesca hacia las zonas adyacentes que, a su vez, pueden actuar como fuente de dispersión hacia otras áreas cercanas.

El rango de movilidad de las especies en el modelo coincide con los resultados de Gillanders *et al.* (2003) y Pérez-Ruzafa *et al.* (2008b) donde la mayoría de los organismos se mueven en un rango que varía desde unos pocos kilómetros (2-3) a decenas de kilómetros. La pendiente del gradiente producido por la de dispersión de los individuos depende de la movilidad y el área de campeo (*home range*) de las especies. Kramer & Chapman (1999) estudiaron las implicaciones del tamaño del área de campeo de las especies llegando a la conclusión de que aquellas con unos niveles medios de movilidad y un uso denso-dependiente del espacio proporcionan los mayores beneficios a las pesquerías adyacentes a las zonas protegidas (Russ & Alcala, 1996). Dentro de la reserva integral la población de peces, con mayor densidad, permanece constante mientras que en sus límites, donde se permite la pesca, se concentra el esfuerzo pesquero y hay una permanente pérdida de biomasa.

Los pescadores se distribuyen reubicando sus posiciones en torno a las AMPs para optimizar las CPUE (Murawski *et al.*, 2005; Hilborn *et al.*, 2006; Goñi *et al.*, 2008; Stelzenmüller *et al.*, 2008). A pesar del factor “tradición”, que caracteriza a esta flota como conservadora en su distribución espacial, el modelo pronostica una redistribución

espacial y un aumento del esfuerzo alrededor a las nuevas reservas integrales, por lo que la flota tiende a ocupar las zonas más productivas.

Las variaciones en la intensidad del esfuerzo de pesca sí afectan a este gradiente de desbordamiento de biomasa (Harmelin-Vivien *et al.*, 2008; Pérez-Ruzafa *et al.*, 2008b), pero los resultados obtenidos en nuestro trabajo muestran que la reducción del esfuerzo en los diferentes escenarios apenas hace variar los valores del poblamiento íctico (biomasa), capturas e ingresos, aunque sí se aprecian variaciones espaciales (excepto cuando se elimina la actividad pesquera en toda la zona). Esto se puede interpretar como que, en general, los *stocks* en el área de estudio muestran síntomas de sobreexplotación.

La respuesta de los grupos funcionales de peces ante la variación del esfuerzo difiere según las características ecológicas de los mismos. Los macrocarnívoros, ya sean sedentarios, demersales o pelágicos, son los que responden de manera más rápida a las variaciones en la intensidad del esfuerzo, lo que está en concordancia con los resultados de Guidetti & Sala (2007), que demuestran que el establecimiento de AMP promueve una respuesta positiva sobre la densidad y biomasa de las especies depredadoras. Esto puede deberse a que son, en su mayoría, especies objetivo y de mayor talla y peso. Sería interesante integrar en el modelo los conceptos de competencia y depredación interespecífica, que no se consideran en la versión actual del modelo.

Desde un punto de vista de optimización de la gestión, la relación coste-eficacia en una AMP de grandes dimensiones puede ser demasiado elevada, siendo más rentable el manejo de reservas de menores dimensiones (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2008b), estableciendo el tamaño óptimo en aquellas reservas integrales comprendidas entre 600 y 1.500 ha de superficie (Alban *et al.*, 2008). Esto está en concordancia con los resultados obtenidos en este modelo, donde el escenario de máxima protección (escenario 3, con 3 reservas integrales) no es el que proporciona mayores beneficios, siendo el escenario 2 (con 2 reservas integrales) el que ofrece un mejor equilibrio entre los indicadores ecológicos y los beneficios obtenidos por la pesca, aunque sin apreciarse diferencias estadísticamente significativas con los demás escenarios propuestos, donde al igual que en el trabajo de Lundberg & Jonzén (1999) la efectividad de las AMP, medida como la tasa de capturas totales, no se ve afectada por el tamaño de la reserva marina.

Los resultados obtenidos no persiguen definir la configuración óptima para una ampliación de la Reserva Marina de Cabo de Palos-Islas Hormigas, sino la de generar la información y el conocimiento necesario que permita evaluar las diferentes alternativas de diseño y gestión. Esta información debe ser considerada por la administración y los usuarios de la reserva marina (tanto particulares como empresas, recreativas o extractivas) con el fin de llegar a un equilibrio entre los objetivos de maximización de los parámetros eco-biológicos y los pesquero-comerciales.

Finalmente, de los resultados obtenidos podemos concluir que bajo las actuales especificaciones de gestión, los *stocks* de peces de interés pesquero están sometidos a un intenso esfuerzo de pesca y que, por consiguiente, requieren de medidas de protección. Como medida de gestión, el aumento de la superficie protegida (más que la reducción del esfuerzo de pesca), en varias reservas integrales localizadas en unos emplazamientos adecuados, tiene un efecto positivo sobre el poblamiento de peces, aumentando la biomasa total en el área de estudio, lo que provoca un incremento de las capturas totales y favorece ligeramente a la economía local, siendo el escenario 2 el óptimo de los propuestos para una futura ampliación de la reserva marina, incrementando la protección hacia el sur, con una reserva integral situada sobre la pradera de *Posidonia oceanica* que dista unos 12 km de la actual reserva integral situada sobre la isla Hormiga.

Capítulo VI

Discusión general y conclusiones

Dentro del contexto de crisis mundial del sector pesquero (McGoodwin, 1990; Crean & Symes, 1996), la Unión Europea impulsó en los años 1990 una política pesquera común (PPC) para los países miembros, con la aplicación del IFOP (Instrumento Financiero de Orientación de la Pesca. Reglamento 3699/93), cuyas líneas principales de actuación fueron, por un lado, el destinar ayudas para la modernización de la flota en todas sus modalidades, reducir la capacidad de pesca de las flotas comunitarias, de la que España era su mayor exponente, y, por otro lado, trasladar la actividad pesquera hacia territorios periféricos donde resulta más barata la pesca (Gonzalez-Laxe, 1999).

De esta forma, las inversiones se han centrado en una renovación de los equipos de pesca que han permitido un incremento de la productividad, incorporando desde mejoras tecnológicas de navegación (GPS, *plotters*, sonares), aumento de la potencia de los motores, maquinaria que facilite las operaciones de pesca en la cubierta de las embarcaciones (lo cual puede haber influido en la disminución de la ratio de trabajadores por embarcación), hasta la incorporación de tecnología que permite la detección y seguimiento de los recursos vivos marinos. El resultado ha sido el poseer una flota más reducida en número de embarcaciones, pero de una mayor capacidad pesquera (aumentando el número de días de pesca al año, el área que pueden cubrir, la potencia, etc.). De este modo, el objetivo inicial de reducir la capacidad de pesca de la flota no solo no se ha cumplido, sino que se ha agravado. Este hecho se ha producido de igual manera en el resto de regiones y flotas mundiales (Jackson *et al.*, 2001; Pauly *et al.*, 2002; Worm *et al.*, 2006; Piniella *et al.*, 2007).

Además, observando la distribución de las subvenciones en la Región de Murcia, se aprecia que las ayudas estructurales destinadas para la reducción y modernización de las embarcaciones no se ha realizado de forma equitativa entre la flota pesquera, siendo la modalidad de pesca artesanal la que menos ayudas ha recibido (<http://fishsubsidy.org>), a pesar de contar con el mayor número de buques y trabajadores en la Región de Murcia, hecho que ha ocurrido también en el resto de las comunidades españolas (<http://www.ine.es>; Silva *et al.*, 2002). Por contra, las grandes embarcaciones reciben una gran cantidad de dinero que se invierte en la sobreproducción y sobreexplotación, abaratando los costes de la actividad, iniciando así una carrera donde, para mantener su rentabilidad actual, los armadores cada vez necesitan capturar y vender más. Según algunos especialistas en economía pesquera

(Florido, 2008) esta estrategia de maximización de la producción surge como respuesta ante un entorno comercial incierto, donde el pescador tiene escaso poder para defender su oferta en los mercados, y el incremento del esfuerzo pesquero no tiene por qué promover un óptimo económico, en tanto que cada vez resulta más caro pescar, se potencia el deterioro de los ecosistemas marinos y son más frecuentes los conflictos entre usuarios.

Por su parte, Franquesa (2001) alerta sobre los efectos negativos que pueden tener las tendencias de la “liberalización” a gran escala de los productos pesqueros, tal y como ésta se está llevando: no renovación de acuerdos bilaterales con terceros países, importaciones crecientes de zonas “periféricas” a bajo precio y para satisfacer demandas industriales y de consumo masivo (España se convirtió en 1997 en el primer país importador de productos pesqueros a nivel mundial, invirtiendo su papel tradicional en la economía pesquera internacional (Surís & Garza, 2000)), supresión de ayudas públicas, etc. Todo lo cual, unido a la presión excesiva sobre los recursos, la destrucción del hábitat o el aumento de los costes de producción, en especial el incremento del combustible (García del Hoyo, 2005; Galisteo *et al.* 2007), puede estar produciendo problemas alimentarios en las zonas exportadoras por el encarecimiento del producto y puede estar forzando al sector a reducir los costes mediante medidas como la disminución del número de trabajadores o el abandono de las actividades extractivas tradicionales, lo que puede estar promoviendo la desestructuración social en las comunidades costeras, junto a la pérdida cultural y de conocimiento asociado a la actividad pesquera.

De esta manera la rentabilidad de las pesquerías debería pasar por la aplicación de planes de gestión y de comercialización más eficaces y más sensibles a las realidades locales, bien delimitados a territorios y pesquerías, con la participación activa de los pescadores, científicos y demás usuarios. Junto a una estabilización de los precios de los insumos básicos como los carburantes y unas condiciones de mercado más favorables, tanto en las dinámicas de precio en primera venta, como en la reestructuración de la posición del sector extractivo en los circuitos de comercialización (Florido, 2008).

En este contexto, la extracción de recursos marinos mediante el empleo de artes tradicionales presenta una serie de características, que se han descrito en este trabajo y, que pueden ofrecer ciertas ventajas frente a una extracción más industrializada, como son

el menor impacto sobre los fondos marinos debido a la menor potencia de los buques y el modo de empleo de los artes tradicionales (Sobrino *et al.*, 1994; Colloca *et al.*, 2004; Tzanatos *et al.*, 2005, 2006; Piniella *et al.*, 2007; McClanahan *et al.*, 2009), menores costes en el mantenimiento de los barcos o la mayor selectividad de los artes sobre las especies objetivo, lo que reduce la producción de descartes, motivos que hacen de este sector de la flota pesquera una alternativa sostenible y competitiva en la extracción de recursos, que además podría suponer un fortalecimiento de las estructuras sociales y comerciales de las comunidades costeras, ayudando a preservar la herencia cultural que está asociada a esta actividad (Salas & Gaertner, 2004).

La instauración de áreas marinas protegidas es una de las herramientas más ampliamente utilizadas para luchar contra el colapso de los *stocks* pesqueros (Beddington *et al.*, 2007), y con ello conseguir la conservación y el mantenimiento de la actividad pesquera, así como lograr la protección de la biodiversidad marina (García-Charton *et al.*, 2000; Roberts *et al.*, 2001, 2005; Guidetti, 2006). La implantación de un área marina protegida supone un cambio sobre la actividad pesquera en la zona, excluyendo o redistribuyendo temporal o permanentemente las actividades extractivas, lo que implica una disminución de la intensidad con que se explota una zona. Estas adaptaciones espacio-temporales de las flotas pesqueras en torno a las AMPs se han empezado a investigar en fechas recientes, siendo aún escasos los estudios que evalúan de forma adecuada dichas adaptaciones.

Cabo de Palos posee un ejemplo de una típica flota artesanal mediterránea, tanto por las características técnicas de las embarcaciones, como por los artes de pesca que utiliza, las especies capturadas y la distribución espacio-temporal de su actividad (Freire & García-Allut, 2000; Colloca *et al.*, 2004; Tzanatos *et al.*, 2005, 2006; Stelzenmüller, 2008; Forcada *et al.*, 2009). Sin embargo, el área de estudio presenta ciertas particularidades, a las que los pescadores tienen que adaptarse para optimizar su esfuerzo y rendimiento pesquero. Esto supone limitaciones a la hora de hacer comparaciones con otras flotas, la primera es la situación y las características geográficas de la zona de estudio, que se encuentra expuesta a los vientos de componente E, NE y SW, dominantes en la zona, y que pueden condicionar la distribución espacio-temporal de la flota, junto a la batimetría y la presencia de los bajos rocosos situados frente al cabo de Palos, que como se ha dicho anteriormente configuran un enclave singular en el

sureste peninsular. La otra es la localización de una figura de protección, reserva marina de interés pesquero desde diciembre de 1995, que regula la actividad extractiva en la zona, limitando el esfuerzo de pesca para las modalidades más ampliamente empleadas por la flota (los trasmallos y el palangre de fondo), lo que condiciona la distribución espacial del esfuerzo de pesca total.

Hasta hace poco tiempo se tendía a considerar a la pesca artesanal como una actividad homogénea que estaba integrada en el entorno (Freire & García-Allut, 2000). Debido a la escasez de trabajos previos sobre la distribución de la flota artesanal de Cabo de Palos se ha estudiado la adaptación de esta flota pesquera a las características espaciales y ecológicas de la zona de estudio, en busca de patrones de comportamiento que clarifiquen qué factores determinan su distribución. Los resultados de este trabajo han puesto de manifiesto que, si bien la pesca artesanal está integrada en el entorno costero, se comporta de una manera heterogénea tanto en su dinámica temporal como en su distribución espacial (Salas & Gaertner, 2004; Stelzenmüller *et al.*, 2007, 2008; Forcada *et al.*, 2009). Esta respuesta de adaptación les proporciona la flexibilidad necesaria para aumentar, o al menos mantener, sus capturas e ingresos.

Los resultados muestran que aquellos lugares donde los pescadores aumentan el esfuerzo de pesca con la intención de incrementar sus capturas están asociados principalmente a la protección y a las características del hábitat. La reserva marina actúa como un factor de agregación del esfuerzo de pesca, debido tanto a los hábitats que presenta como por las expectativas que tienen los pescadores de capturar más en sus proximidades. Los rendimientos pesqueros (CPUE) dependen fundamentalmente del nivel de protección, la distancia a la reserva marina y la diversidad de artes empleados por unidad de área, coincidiendo con los resultados de Gell & Roberts (2003), y esto podría explicar que el esfuerzo de pesca se concentre en los bordes de la protección, ya que el rendimiento obtenido en estas zonas es mayor.

El incremento de las CPUE en función del nivel de protección depende de las características biológicas y ecológicas de las especies de peces capturadas. Las especies más valoradas, desde un punto de vista pesquero, son generalmente de gran tamaño y peso, macrocarnívoras, bentónicas y de hábitos sedentarios (Nowlis & Roberts, 1999; Chiapone & Sealey, 2000; Côte *et al.*, 2001). Estas especies se encuentran sometidas a una mayor presión y son las que responden de una forma más favorable y rápida a la

disminución del esfuerzo de pesca. Mientras que las especies no objetivo suelen responder de forma contraria, posiblemente debido al aumento de depredadores (McClanahan *et al.*, 1999), o ser indiferentes a las medidas de protección (Rakitin & Kramer, 1996).

Complementariamente, el aumento observado de las CPUE (kg/m de arte) en función de la protección y la distancia a la reserva marina, podría deberse también al hecho de que los pescadores calan más artes, pero de menor longitud, en zonas de elevada diversidad de hábitats, como es el interior de la reserva marina, lo que aumenta la diversidad de artes por unidad de área, distribuyendo el esfuerzo entre un mayor número de especies objetivo (García-Charton & Pérez-Ruzafa, 1998, 1999, 2001; García-Charton *et al.*, 2000, 2004b). Por el contrario, aunque se realiza un esfuerzo de pesca menor sobre fondos más homogéneos, los artes empleados son de mayor longitud y menos diversificados. Es decir, el esfuerzo de pesca se correlaciona positivamente con el aumento de la diversidad de hábitats (siendo máxima sobre aquellas zonas con mayor proporción de fondos circalitorales y rocosos, ya sean naturales o artificiales), mientras que la longitud de los artes calados muestra una correlación negativa con el aumento de la diversidad de los hábitats. Esto podría suponer una estrategia de optimización del esfuerzo de pesca por parte de la flota artesanal, y debería de estudiarse con mayor detalle en el futuro, aumentando la resolución espacial en la toma de datos.

Por lo tanto, el análisis de los datos de lonja desde antes de la entrada en vigor de tales medidas de protección hasta la actualidad muestra que ha habido un incremento significativo de las capturas declaradas, desde la creación de la reserva hasta el año 2001, 5 años después de la declaración de la reserva marina (año 1995), y se ha mantenido estable desde entonces. Esto estaría de acuerdo con los resultados aportados por los modelos teóricos que establecen entre 3 y 5 años el tiempo requerido para una estabilización en la respuesta a la protección (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2008b).

Por lo tanto, los resultados obtenidos evidencian una mejora del rendimiento pesquero a medio plazo, lo que indica que la protección tiene un efecto positivo sobre las poblaciones de peces de interés comercial (Roberts *et al.*, 2001; Russ, 2002; Claudet *et al.*, 2008, 2010; Stelzenmüller *et al.*, 2008) aumentando su abundancia, biomasa y tamaño (García-Charton *et al.*, 2004, 2005, 2006, 2007, 2008). Hecho que puede estar favoreciendo a las poblaciones costeras próximas al área marina protegida, tanto por sus

beneficios pesqueros (Holland, 2000; Beattie *et al.*, 2002; Boncoeur *et al.*, 2002), como por aquellos asociados al desarrollo de actividades recreativas o turísticas (Ward *et al.*, 2001; Roncin *et al.*, 2008; Merino *et al.*, 2009).

Estos efectos justifican el interés de implantar nuevas reservas marinas a lo largo del litoral, para lo cual hay que considerar diversos aspectos, entre los que se cuentan la localización, el diseño y tamaño, junto a planes de gestión a medio y largo plazo donde se involucren desde usuarios a científicos, siempre bajo unas metas comunes de protección, conservación y gestión responsable de los recursos. En base a los datos biológicos y pesqueros obtenidos desde 2005 a bordo de las embarcaciones artesanales en el entorno de Cabo de Palos, y al modelo bioeconómico para el análisis de AMP desarrollado por Maynou & Boncoeur (2007) dentro del proyecto europeo EMPAFISH, se han simulado diferentes escenarios de ampliación de la reserva marina de Cabo de Palos-Islas Hormigas a partir de propuestas reales, y se han evaluado las diferentes alternativas de diseño y gestión. En todos los escenarios propuestos se ha ampliado la superficie protegida, y en todos los casos las simulaciones pronostican un aumento de la biomasa de la población de peces, observándose una mayor densidad de biomasa por unidad de área en el interior de las reservas marinas asociadas a fondos rocosos o a las praderas de *Posidonia oceanica*, con gran calidad de hábitat, así como en aquellas zonas donde, reuniendo estos requisitos de calidad de hábitat, el esfuerzo de pesca es bajo.

Los resultados obtenidos en nuestro trabajo muestran que la reducción del esfuerzo en los diferentes escenarios apenas hace variar los valores del poblamiento íctico (biomasa), capturas e ingresos, aunque sí se aprecian variaciones espaciales (excepto cuando se elimina la actividad pesquera en toda la zona). Esto se puede interpretar como que, en general, los *stocks* en el área de estudio muestran síntomas de sobreexplotación.

El aumento de la población de peces puede favorecer la dispersión de los individuos, desde las áreas donde está prohibida la pesca hacia las zonas adyacentes, generando un gradiente de biomasa que abarca un espacio de unos pocos kilómetros, llegando a unos 2 km al Sur del cabo, posiblemente debido a la discontinuidad de hábitat que impide una dispersión mayor de las especies. Por el contrario, la dispersión de los individuos hacia el Norte de la reserva marina se detecta como un gradiente de biomasa que llega hasta unos 10 km. Los resultados de las simulaciones se corresponden

con los datos de CPUE obtenidos de los embarques y coinciden con los resultados de otros trabajos (Gillanders *et al.*, 2003; Pérez-Ruzafa *et al.*, 2008b). Como ya se ha comentado los pescadores redistribuyen sus localizaciones para optimizar sus capturas, en el modelo las embarcaciones se dirigen y concentran en aquellas zonas donde las CPUE van aumentando, es decir, en torno a las nuevas reservas integrales.

Como es lógico, cuando se realizan las simulaciones en ausencia de pesca se produce un aumento significativo de la biomasa en toda la zona, con una mayor densidad por unidad de área en aquellas zonas con una mayor diversidad y calidad de hábitat. La respuesta de los grupos funcionales de peces ante la variación del esfuerzo difiere según las características ecológicas de los mismos. Los macrocarnívoros, ya sean sedentarios, demersales o pelágicos, son los que responden de manera más rápida a las variaciones en la intensidad del esfuerzo, lo que está en concordancia con los resultados de Guidetti & Sala (2007), que demuestran que el establecimiento de AMP promueve una respuesta positiva sobre la densidad y biomasa de las especies depredadoras. Esto puede deberse a que son, en su mayoría, especies objetivo y de mayor talla y peso. Sería interesante integrar en el modelo los conceptos de competencia y depredación interespecífica.

Por otro lado, la disminución del esfuerzo de pesca que se ha simulado en los diferentes escenarios propuestos (un 25 % menos de esfuerzo de pesca, que se corresponde con un periodo de 3 meses sin pesca) apenas afecta a la biomasa, capturas e ingresos. Esto podría deberse a que las poblaciones de peces se encuentran actualmente sobreexplotadas y se requeriría una reducción del esfuerzo aún mayor. Esto podría afectar a los armadores de las embarcaciones al restringir su actividad tantos días al año, por lo que sería más conveniente mantener el esfuerzo de pesca actual, y aumentar la superficie protegida. Sin embargo, hay que establecer diseños donde se optimice la relación coste-eficacia, ya que no necesariamente por aumentar el área protegida de una única reserva se van a obtener mayores beneficios pesqueros, siendo la clave encontrar un equilibrio entre los beneficios ecológicos-económicos, siendo más rentable la gestión y manejo de reservas marinas de un tamaño medio, de entre 600 a 1.500 hectáreas (Alban *et al.* 2008; Pérez-Ruzafa *et al.*, 2008). En las simulaciones de ampliación parece ser más rentable y equilibrado la ampliación de la protección con una segunda reserva marina al sur de la actual, sobre la pradera de *Posidonia oceanica*, protegiendo de esta

manera una zona de gran valor ecológico (Ros *et al.*, 1989), que actúa como criadero para un gran número de especies de peces y que en la actual configuración de la protección ocupa una superficie relativa muy pequeña. Esta ampliación de la protección está recogida en la propuesta para crear una reserva de la biosfera en la Región de Murcia, sin embargo no incluye ninguna reserva integral, por lo que debería contemplarse en dicha propuesta la creación de una zona libre de pesca sobre la pradera de *Posidonia oceanica* y fondos rocosos, ya que con esta medida se vería favorecido el entorno a proteger.

Finalmente, las conclusiones alcanzadas en este trabajo se resumen a continuación:

- La flota pesquera de la Región de Murcia ha disminuido el número de embarcaciones y trabajadores desde la década de 1990 hasta la actualidad, al tiempo que ha aumentado su capacidad pesquera en todas las modalidades de pesca.

- La flota de pesca artesanal es la que presenta un mayor número de embarcaciones y trabajadores, al tiempo que ha sido la que menos ayudas ha recibido para su modernización.

- La flota artesanal difiere claramente, en cuanto a sus características técnicas, del resto de flotas pesqueras de la Región de Murcia (arrastre, cerco y palangre de superficie) siendo, las embarcaciones artesanales, de mayor antigüedad y presentando unos valores significativamente menores de eslora, potencia de motor y arqueado total.

- Las características técnicas de las embarcaciones de pesca artesanal de la Región de Murcia no presentan diferencias estadísticamente significativas entre los 5 puertos pesqueros presentes en el Mediterráneo (San Pedro del Pinatar, Cabo de Palos, Cartagena, Mazarrón y Águilas).

- Se han identificado 10 artes de pesca que son empleados habitualmente por la flota artesanal de Cabo de Palos. Por orden de importancia, en cuanto a su uso por los pescadores, son: trasmallo claro de roca, trasmallo fino, palangre de fondo, red de nailon, cadufos, red alta, trasmallo claro de langosta, moruna gruesa, chirretera y bonitolera.

- Dicha flota presenta una gran versatilidad en sus expediciones, alternando o compaginando el uso de diversos artes de pesca, si bien están más especializados por temporadas en un grupo reducido de especies.

- La composición de la captura está configurada por especies de gran calidad y valor comercial, formada en su mayoría por especies macrocarnívoras o piscívoras, como son la gallineta (*Scorpaena scrofa*), el denton (*Dentex dentex*) o la lecha (*Seriola dumerili*) Generando, además, muy pocos descartes (con la excepción del palangre de fondo).

- Las embarcaciones de pesca artesanal de Cabo de Palos realizan un mayor esfuerzo pesquero (metros de artes calados) sobre fondos rocosos y fondos asociados a praderas de fanerógamas que poseen cierta complejidad estructural.

- Los pescadores calan más artes, pero de menor longitud, en zonas de elevada diversidad de hábitats, como es el interior de la reserva marina, lo que aumenta la diversidad de artes por unidad de área, distribuyendo el esfuerzo de pesca entre un mayor número de especies objetivo.

- Las zonas sobre las que calan artes de mayor longitud presentan fondos homogéneos, con una menor diversidad de hábitats.

- El uso del trasmallo claro de roca está correlacionado positivamente con el nivel de protección y la presencia de fondos detríticos costeros.

- El empleo del trasmallo fino se asocia a fondos donde predominan sustratos arenosos y praderas de *Posidonia oceanica* y *Cymodocea nodosa*.

- El empleo del palangre de fondo se asocia a aquellas biocenosis donde predominan los fondos detríticos costeros a más de 50 m de profundidad, apreciándose también una relación con el factor protección.

- El rendimiento pesquero (CPUE) depende fundamentalmente del nivel de protección, la distancia a la reserva marina y la diversidad de artes empleados por los pescadores por unidad de área.

- Las especies crípticas y relativamente sedentarias muestran mayores capturas y CPUE cuando los artes se calan sobre sustratos rocosos, donde la complejidad del hábitat es mayor, correspondiéndose estas áreas con la localización de la reserva marina. Las capturas y CPUE de especies demersales con movimientos medios y cortos se asocian a fondos heterogéneos, como es el caso de los salmonetes y algunos espáridos (sargos y mojarras, entre otras especies). Las capturas y CPUE de especies pelágicas no muestran una correlación con el hábitat.

- Las medidas de protección están teniendo resultados positivos sobre las poblaciones explotadas de peces de interés pesquero. Los datos muestran un incremento significativo de las capturas totales y las CPUE, desde la puesta en marcha de las medidas de protección (1995) hasta el año 2008, para la flota artesanal que faena dentro y en el entorno de la reserva marina de Cabo de Palos-Islas Hormigas. Esta situación es contraria al conjunto de la flota pesquera de la Región de Murcia que muestra una tendencia contraria a disminuir.

- La creación del área marina protegida está beneficiando a la economía local, potenciando los beneficios generados por la actividad pesquera. El rendimiento total de la biomasa desembarcada por la flota artesanal de Cabo de Palos, teniendo en cuenta la inflación interanual en la Región de Murcia, presenta un incremento continuado desde 2001 hasta 2008. Esta situación difiere del resto de la flota pesquera de la región donde los beneficios totales tienden a disminuir.

- El aumento de la superficie protegida distribuido en varias reservas integrales localizadas en unos emplazamientos adecuados, distanciadas unas decenas de kilómetros, más que la reducción del esfuerzo de pesca, tendría un efecto positivo sobre el poblamiento de peces, aumentando la biomasa total en el área de estudio, lo que provocaría un incremento de las capturas totales y favorecería ligeramente a la economía local.

Referencias bibliográficas

- Abesamis, R.A., Alcala, A.C. & Russ, G.R., 2006. How much does the fishery at Apo Island benefit from spillover of adult fish from the adjacent marine reserve? *Fishery Bulletin*, 104: 360-375.
- Agardy, T., 1997. *Marine Protected Areas and Ocean Conservation*. R.G Landes Company and Academic Press. Austin, Texas (USA). 244 pp.
- Akaike, H., 1973. *Information theory and an extension of the maximum likelihood principle*. Second International Symposium on Information Theory, Akadémiai Kiadó, Budapest. 267-281 pp.
- Alban, F., Appéré, G. & Boncoeur, J., 2006. *Economic Analysis of Marine Protected Areas*. A Literature Review. EMPAFISH Project, Booklet no 3. Murcia: Editum.
- Alban, F., Person, J., Roncin, N., & Boncoeur, J., 2008. Analysis of socio-economic survey results. EMPAFISH Project.
- Alcala, A.C., 1998. Effects of marine reserves on coral fish abundances and yields of Philippine coral reefs. *Ambio*, 17: 194-199.
- Alder, J., Lugten, G., Kay, R. & Ferris, B., 2001. Compliance with international fisheries instruments: Pitcher, T.J., Sumaila, U.R., Pauly, D. Fisheries impacts on North Atlantic ecosystems. Evaluations and policy exploration. *Fisheries Centre Research Reports*, 9 (5): 94.
- Allison, G.W., Lubchenco, J. & Carr, M.H., 1998. Marine reserves are necessary but not sufficient for marine conservation. *Ecological Applications*, 8: 79-92.
- Anderson, M.J., 2001a. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology*, 2: 32-46.
- Anderson, M.J., 2001b. Permutation test for univariate or multivariate analysis of variance and regression. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 58: 626-639.
- Anuchiracheeva, S., Demaine, G., Shivakoti, P. & Ruddle, K., 2003. Systematizing local knowledge using GIS: fisheries management in Bang Bay Thailand. *Ocean & Coastal Management*, 46: 1049-1068.
- Armstrong, C.W., 2007. *A note on the ecological-economic modelling of marine reserves in fisheries*. Working Paper Series in Economics and Management No. 05/06. Department of Economics and Management. Norwegian College of Fishery Science. University of Tromsø. Norway.
- Babcock, E.A., Pikitch, E.K., McAllister, M.K., Apostolaki, P. & Santora, C., 2005. A perspective on the use of spatialized indicators for ecosystem-based fishery management through spatial zoning. *ICES Journal of Marine Science*, 63: 469-476.
- Barcala, E., Guillén, M., Martínez, M. & Mas, J., 1998 *Asistencia técnica para la realización de un estudio sobre la sostenibilidad de las pesquerías de Cabo de Palos y Calblanque*. Institut d'Ecologia. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Dirección General de Recursos Pesqueros. Subdirección General del Caladero Nacional, Acuicultura y Recursos Litorales. Madrid. España.

- Baro, J., Serna-Quintero, J.M., Abad, E. & Camiñas, J.A., 2000. *Spatial distribution and identification of artisanal fishing areas in Alborán sea using GIS*. FAO-COPEMED.
- Baro, J., Serna-Quintero, J.M., Abad, E. & Díaz del Río, V., 1999. *Actividad pesquera en la zona de reserva de pesca de la isla de Alborán*. FAO-COPEMED.
- Bayle, J.T & Ramos, A.A., 1993. Some population parameters as bioindicators to assess the “reserve effect” on the fish assemblage. En: Boudouresque, C.F., Avon, M. & Pergent-Martini, C. (Eds). *Qualite du milieu marin. Indicateurs biologiques et physico-chimiques*. GIS Posidonie.: 189-214.
- Bayle, J.T., Valle, C. & Verdú, A., 2001. *EcoCen: a data-base for fish counts*. FAO-AECI, Alicante (www.ua.es/ecocen).
- Beattie, A., Sumaila, U.R., Christensen V. & Pauly, V.A., 2002. Model for the bioeconomic evaluation of marine protected area size and placement in the North sea. *Natural Resources Modelling*, 15 (4): 413-437.
- Beddington, J.R.B., Agnew, J. & Clark C. W., 2007. Current Problems in the Management of Marine Fisheries. *Science*, 316, 5832: 1713-171.
- Bell, J.D., 1983. Effects of depth and marine reserve fishing restrictions on structure of a rocky reef fish assemblage in the North-Western Mediterranean sea. *Journal of Applied Ecology*, 20: 357-369.
- Béné, C., 1996. Effects of market constraints, the remuneration system and resource dynamics on the spatial distribution of fishing effort. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 53: 563-571.
- Benedetti-Cecchi, L., Bertocci, I., Micheli, F., Maggi, E., Fosella, T. & Vaselli, S., 2003. Implications of spatial heterogeneity for management of marine protected areas (MPAs): examples from assemblages of rocky coasts in the northwest Mediterranean. *Marine Environmental Research*, 55: 429-458.
- Bensch, A., Carocci, F. & Corsi, F., 2000. *The use of GIS to analyse the spatial distribution of fishing effort in coastal fishery*. "First COPEMED Forum on Fisheries in the Western Mediterranean". Madrid, Spain.
- Bensch, A., Carocci, F., Corsi, F., Drapeau, G., Le Corre, J. & Morales, J., 2000. *Spatial fishing effort modelling network*. Conceptual and Methodological Document Workshop I. Montpellier.
- BIOMEX (Assessment of biomass export from marine protected areas and its impacts on fisheries in the Western Mediterranean sea). WP6., 2005. *Procedures for data representation and analysis*. Fisheries Workshop. Alicante.
- Bocard, D., Legendre, P. & Drapeau, P., 1992. Partialling out the spatial component of ecological variation. *Ecology*, 73: 1045-55.
- Boersma, P.D. & Parrish, J.K., 1999. Limiting abuse: Marine protected areas, a limited solution. *Ecological Economics*, 31: 287-304.

- Bohnsack, J.A., 1996. Marine reserves, zoning, and the future of fishery management. *Fisheries*, 21: 4-17.
- Bohnsack, J.A. & Jerald, S.A., 1996. Management strategies to conserve marine biodiversity. *Oceanography*, 9: 73-82.
- Bohnsack, J., Harper, D.E., McClellan, D.B. & Hullsbeck, M., 1994. Effects of size on colonization and assemblage structure of fishes at artificial reefs off southeastern Florida, U.S.A. *Bulletin of Marine Science*, 55 (2-3): 796-823.
- Boncoeur, J., Alban, F., Guyader, O & Thébaud., O. 2002. Fish, fishers, seals and tourists: economic consequences of creating a marine reserve in a multi-species, multi-activity context. *Natural Resources Modelling*, 15 (4): 387-411.
- Bostford, L.W., Castilla, J.C. & Peterson, H., 1997. The Management of Fisheries and Marine Ecosystems. *Science*, 277, 5325: 509-515.
- Braak, C.J.F. & van den Brink, P.J., 1998. Multivariate analysis of stress in experimental ecosystems by Principal Response Curves and similarity analysis. *Aquatic Ecology*, 32: 163-178.
- Burrough, P.A., & McDonnell, A., 1998. *Principles of geographical information systems*. Oxford University Press, Inc., New York..U.S.A.
- Caddy, J.F., 2000. *Spatial modelling in GIS fisheries applications*. Inf. Estud. COPEMED. Towards the use of geographic information systems as a decision support tool for the management of Mediterranean fisheries. Rome, FAO.
- Caddy, J.F. & Carocci, F., 1999. The spatial allocation of fishing intensity in port-based inshore fleets: a GIS application. *Journal of Marine Science*, 56: 388-403.
- Caddy, J.F. & Oliver, P., 1996. *Some future perspectives for assessment and management of editerranean fisheries for demersal and shellfish resources, and small pelagic fish*. GFCM Studies and Reviews, 66: 19-60. Roma, FAO.
- Calvin-Calvo, J.C., 2003. *Fondos marinos de Murcia: tipos, paisajes, flora y fauna, estado de conservación y mejores inmersiones*. Calvin-Calvo, J.C. (Ed), Murcia. 301 pp.
- Carter, D.W., 2003. Protected areas in marine resource management: Another look at the economics and research issues. *Ocean and Coastal Management*, 46: 439–456.
- Castilla, J.C. & Defeo, O., 2001. Latin-American benthic shellfisheries: emphasis on co-management and experimental practices. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 11: 1-30.
- Chapman, M.R. & Kramer, D.L, 1999. Gradients in coral reef fish density and size across the Barbados Marine Reserve boundary: Effects of reserve protection and habitat characteristics. *Marine Ecology Progress Series*, 181: 81-96.
- Charles, A.T., 2000. *Sustainable Fishery systems*. Fish and Aquatic Resources Series 5. Blackwell, Oxford, UK..
- Chiappone, M. & Sullivan, K.M., 2000. Marine reserve design criteria and measures of success: lessons learned from the Exuma Cays Land and Sea park, Bahamas. *Bulletin of Marine Science*, 66: 691-705.

- Christensen, V. & Walters, C.J., 2004. Trade-offs in Ecosystem-scale Optimization of Fisheries Management Policies. *Bulletin of Marine Science*, 74 (3): 549-562.
- Clarke, K.R. & Warwick, R.M., 1994. Similarity-based testing for community pattern: the 2-way layout with no replication. *Marine Biology*, 118: 167-176.
- Claudet, J., Pelletier, D., Jouvenel, J.Y., Bachel, F. & Galzin, R., 2006. Assessing the effects of Marine Protected Area (MPA) on a reef fish assemblage in a northwestern Mediterranean marine reserve: identifying community-based indicators. *Biological Conservation*, 130 (3): 346-369.
- Claudet, J., Osenberg, C.W., Benedetti-Cecchi, L., Domenici, P., García-Charton, J.A., Pérez-Ruzafa, A., Badalamenti, F., Bayle-Sempere, J., Brito, A., Bulleri, F., Culioli, J.M., Dimech, M., Falcón, J.M., Guala, I., Milazzo, M., Sánchez-Meca, J., Somerfield, P.J., Stobart, B., Vandeperre, F., Valle, C. & Planes, S., 2008. Marine reserves: size and age do matter. *Ecology Letters*, 11 (5): 481-489.
- Claudet, J., Osenberg, C.W., Domenici, P., Badalamenti, F., Milazzo, M., Falcón, J.M., Bertocci, I., Benedetti-Cecchi, L., García-Charton, J.A., Goñi, R., Borg, J.A., Forcada, A., De Lucia, G.A., Perez-Ruzafa, A., Afonso, P., Brito, A., Guala, I., Le Diréach, L., Sanchez-Jerez, P., Somerfield, P.J. & Planes, S., 2010. Marine reserves: fish life history and ecological traits matter. *Ecological applications*, 20 (3): 830-839.
- Colloca, F., Crespi, V., Cerasi, S. & Coppola, S.R., 2004. Structure and evolution of the artisanal fishery in a southern Italian coastal area. *Fisheries Research*, 69: 359-369.
- Comisión Europea., 2000. *Report from the commission to the council: Preparations for a mid term review of the multi-annual guidance programme (MAGP)*. Comisión Europea. Bruselas. Bélgica.
- Cooke, S.J. & Cowx, I.G., 2005. Contrasting recreational and commercial fishing: Searching for common issues to promote unified conservation of fisheries resources and aquatic environments. *Biological Conservation*, 128: 93-108.
- Corsi, F., 2000. *Spatial distribution of fishing effort: modellization through deductive modeling*. Informes y Estudios COPEMED n° 4, Towards the use of Geographic Information Systems as a decision support tool for the management of Mediterranean fisheries, Roma. FAO.
- Côte, I.M., Mosqueira, I. & Reynolds, J.D., 2001 Effects of marine reserve characteristics on the protection of fish populations: meta-analysis. *Journal of Fish Biology*, 59: 178-189.
- Crean, K. & Symes, D., 1996. *Fisheries Management in crisis*. Crean, K. & Symes, D. (Eds.). Blackwell Science. Oxford, UK.
- Crec'hriou, R., Alemany, F., Roussel, E., Chassanite, A., Marinaro, J.Y., Mader, J., Rochel, E. & Planes, S., 2010. Fisheries replenishment of early life taxa: potential export of fish eggs and larvae from a temperate marine protected area. *Fisheries. Oceanography*, 19: 135-150.

- Cressie, N.A.C., 1991. *Statistics for Spatial Data*. John Wiley & Sons, New York. U.S.A.
- Cressie, N., & Hawkins, D.M., 1980. Robust estimation of the variogram. *Mathematical Geology*, 12: 115-125.
- Crowder, L.B., Osherenko, G., Young, O.R., Airamé, S., Norse, E.A., Baron, N., Day, J.C., Douvère, F., Ehler, C.N., Halpern, B.S., Langdon, S.J., McLeod, K.L., Ogden, J.C., Peach, R.E., Rosenberg, A.A. & Wilson, J.A., 2006. Resolving Mismatches in U.S. Ocean Governance. *Science*, 313, 5787: 617-618.
- De Martini, E., 1993. Modelling the potential of fishery reserves for managing Pacific coral-reef fishes. *Fisbery Bulletin*, 91: 414-427.
- Defeo, O., McLachlan, A., Schoeman, D.S., Schlacher, T.A., Dugan, J., Jones, A., Lastra, M. & Scapini, F., 2009. Threats to sandy beach ecosystems: A review. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 81 (1): 1-12.
- Dorn, M.W., 1997. Mesoscale fishing patterns of factory trawlers in pacific hake (*Merluccius products*) fishery. *California Cooperative Oceanic Fisheries Investigations*, 38: 77-89.
- Doumenge, F., 1993. *Human interactions in coastal and marine areas: Present day conflicts in coastal resource use*. Price, A. & Humphrey, S. Application of the Biosphere Reserve Concept to Coastal Marine Areas. UNESCO/IUCN: 29-37.
- Doyen, L. & Bene, C., 2003 Sustainability of fisheries through marine reserves: a robust modeling analysis. *Journal of Environmental Management*, 69 (1): 1-13
- Doyen, L., De Lara, M., Ferraris, J. & Pelletier, D., 2007. Sustainability of exploited marine ecosystems through protected areas: A viability model and a coral reef case study. *Ecological Modeling*, 208: 353-366.
- Dufour, V., Jouvenel, J.Y. & Galzin, R., 1995. Study of a Mediterranean reef fish assemblage. Comparisons of population distributions between depths in protected and unprotected areas over one decade. *Aquatic Living Resources*, 8: 17-25.
- Dugan, J.E. & Davies, G.E., 1993. Applications of marine refugia to coastal fisheries managements. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 50: 2029-2042.
- FAO, 1980. *International Standard Statistical Classification of Fishing Gear* (ISSCFG). Coordinating Working Party (CWP). FAO Fisheries Report, R-242. Roma. 65 pp.
- FAO, 2005. *Guía del administrador pesquero. Medidas de ordenación y su aplicación*. Kevern L. Cochrane. Oficial de Pesca. División de Recursos Pesqueros. Departamento de pesca, FAO. Roma.
- FAO, 2007. *State of World Fisheries and Aquaculture* (SOFIA). FAO. Roma. 162 pp.
- Farrugio, H. & Papaconstantinou, C., 1998. *The status of fisheries resources in the Mediterranean*. Workshop on Gaps in Fishery Science. The Mediterranean Science Commission (CIESM) Workshop Series, 5: 13-24.
- Fernandes, P.G. & Rivoirard, J., 1999. *A geostatistical analysis of the spatial distribution and abundance of cod, haddock and whiting in North Scotland*. Froidevaux. Geoenv II-

- Geostatistics for Environmental Applications. Kluwer Academic Publisher, Dordrecht. 201-212 pp.
- Fernández, A.M. & Esteban, A., 2003. *La pesquería artesanal de Santa Pola (SE de la Península Ibérica)*. Descripción y actividad en el periodo 1992–2000. Informes Técnicos del Instituto Español de Oceanografía, 181: 49.
- Ferreira, B.P. & Russ, G.R., 1995. Population structure of the leopard coral grouper, *Plectropomus leopardus*, on fished and unfished reefs off Townsville, Central Great Barrier Reef, Australia. *Fishery Bulletin*, 93: 629-642.
- Florido, D., 2008 *Las Flotas Artesanales Andaluzas en un Contexto de Crisis*. González Laxe. Lecciones de Economía Pesquera. Instituto de Estudios Marítimos, Netbiblo. A Coruña, España.
- Forcada, A., Valle, C., Sánchez-Lisazo, J.L., Bayle-Sempere, J.T. & Corsi, F., 2010. Structure and spatio-temporal dynamics of artisanal fisheries around a Mediterranean marine protected area. *ICES Journal of Marine Science*, 67: 191-203.
- Francour, P., 1994. Pluriannual analysis of the reserve effect on ichthyofauna in Scandola natural reserve (Corsica, Northwestern Mediterranean). *Oceanologica Acta*, 17 (3): 309-317.
- Francour, P., Harmelin, J.G., Pollard, D. & Sartoretto, S., 2001. A review of marine protected areas in the north-western Mediterranean region: sitting, usage, zonation and management. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 11: 155-188.
- Franquesa, R., 2001. *El comercio pesquero y la WTO (Organización Mundial de Comercio)*. Ponencia presentada al Foro Científico de la Pesca Española en el Mediterráneo. Palamós, España.
- Fraschetti, S., Giangrande, A., Terlizzi, A., Miglietta, M.P., Della Tommasa, L. & Boero, F., 2002. Spatio-temporal variation of hydroids and polychaetes associated with *Cystoseira amentacea* (Fucales: phaeophyceae). *Marine Biology*, 140: 949-957.
- Freire, J. & García-Allut, A., 2000. Socioeconomic and biological causes of management failures in European artisanal fisheries: the case of Galicia (NW Spain). *Marine Policy*, 24: 375–384.
- Galisteo, A., González, F. & Naranjo, S., 2007. Cuenta satélite de la pesca en Andalucía. *Ruta Pesquera*, 65: 46-48.
- García, B., 1997. *Las pesquerías artesanales en los alrededores de la reserva marina de Cabo de Palos- Islas Hormigas (Murcia)*. En: Congreso Biología Pesquera. 1995-1996. Editado por la Consejería de Medio Ambiente, Agricultura y agua. Murcia.
- García-Charton, J.A. & Pérez Ruzafa, A., 1998. Correlation between habitat structure and a rocky reef fish assemblage in the south-western Mediterranean. *P.S.Z.N.I.: Marine Ecology*, 19 (2): 111-128.
- García-Charton, J.A. & Pérez Ruzafa, A., 1999. Ecological heterogeneity and the evaluation of the effects of marine reserves. *Fisheries Research*, 42: 1-20.

- García-Charton, J.A. & Pérez Ruzafa, A., 2001. Spatial pattern and the habitat structure of a Mediterranean rocky reef fish local assemblage. *Marine Biology*, 138: 917-934.
- García-Charton, J.A., Herrero-Pérez, A., Esparza-Alaminos, O., Espejo-Cayuela, C., Pérez-Ruzafa, A. & Marcos, C., 2005. *Estudios de seguimiento de la Reserva Marina de Cabo de Palos-Islas Hormigas*. Universidad de Murcia y Consejería de Agricultura y Agua de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia. Murcia.
- García-Charton, J.A., Herrero-Pérez, A., Esparza-Alaminos, O., Pérez Ruzafa, A. & Marcos, C., 2006. *Estudios de seguimiento de la Reserva Marina de Cabo de Palos-Islas Hormigas*. Universidad de Murcia y Consejería de Agricultura y Agua de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia. Murcia.
- García-Charton, J.A., Herrero-Pérez, A., Esparza-Alaminos, O., Pérez-Ruzafa, A. & Marcos, C., 2007. *Estudios de seguimiento de la Reserva Marina de Cabo de Palos-Islas Hormigas*. Universidad de Murcia y Consejería de Agricultura y Agua de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia.
- García-Charton, J.A., Pérez-Ruzafa, A., Marcos, C., Claudet, J., Badalamenti, F., Benedetti-Cecchi, L., Falcón, J.M., Milazzo, M., Schembri, P.J., Stobart, B., Vandeperre, F., Brito, A., Chemello, R., Dimech, M., Domenici, P., Guala, I., LeDiréach, L., Maggi, E. & Planes, S., 2008. Effectiveness of European Atlanto-Mediterranean MPAs: Do they accomplish the expected effects on populations, communities and ecosystems?. *Journal for Nature Conservation*, 16: 193-221.
- García-Charton, J.A., Pérez Ruzafa, A., Sánchez-Jerez, P., Bayle, J.T., Reñones, O. & Moreno, D., 2004b. Multi-scale spatial heterogeneity, habitat structure, and the effect of marine reserves on Western Mediterranean rocky reef fish assemblages. *Marine Biology*, 144: 161-182.
- García-Charton, J.A., Williams, I., Pérez-Ruzafa, A., Milazzo, M., Chemello, R., Marcos, C., Kitsos, M.S., Koukouras, A. & Riggio S., 2004a. Evaluating the ecological effects of Mediterranean protected areas: Habitat, scale, and the natural variability of ecosystems. *Environmental Conservation*, 27: 159-178.
- García del Hoyo, J.J., 2005. El incremento del precio del petróleo y el futuro de la actividad pesquera. *Ruta pesquera*, 51: 40-42.
- García-Rodríguez, M. & Fernández, A.M., 2004. The small-scale fisheries of the Alicante Gulf: the case of Santa Pola port (SE Spain) as a preliminary approach. *Rapp. Commun. Inter. Mer Médit.*, 37: 361.
- García-Rodríguez, M.A., Fernández M. & Esteban, A., 2006. Characterisation, analysis and catch rates of the small-scale fisheries of the Alicante Gulf (SE Spain) over a 10 years time series. *Fisheries Research*, 77: 226–238.
- García-Rubies, A. & Zabala, M., 1990. Effects of total fishing prohibition on the rocky fish assemblages of Medes Islands marine reserve (NW Mediterranean). *Scientia Marina*, 54: 317-328.

- Gell, F.R., & Roberts, C.M., 2003. Benefits beyond boundaries: the fishery effects of marine reserves. *Trends in Ecology & Evolution*, 18: 448-455.
- Gillanders, B.M., Able, K.W., Brown, J.A., Eggleston, D.B. & Sheridan, P.F., 2003. Evidence of connectivity between juvenile and adult habitats for mobile marine fauna: An important component of nurseries. *Marine Ecology Progress Series*, 247: 281-295.
- González-Laxe, F., 1999. *The Inadequacies and Ambiguities of the Common Fisheries Policies*. En Symes, D. (Ed.) *Alternative Management Systems for Fisheries*. Blackwell Science, p. 13-20. Oxford, UK.
- Goñi, R., Adlerstein, S., Alvarez, F., García-Rodríguez, M., Sánchez, P., Sbrana, M., Maynou, F. & Viva, C., 2004. Recruitment indices of European hake, *Merluccius merluccius* (Linnaeus, 1758), in the Northwest Mediterranean based on landings from bottom trawl multispecies fisheries, *ICES Journal of Marine Science*, 61 (5): 760–773.
- Goñi, R., Quetglas, A. & Reñones, O., 2006. Spillover of spiny lobsters *Palinurus elephas* from a marine reserve to an adjoining fishery. *Marine Ecology Progress Series*, 308: 207-219.
- Goñi, R., Adlerstein, S., Alvarez-Berastegui, D., Forcada, A., Reñones, O., Criquet, G., Polti, S., Cadiou, G., Valle, C., Lenfant, P., Bonhomme, P., Perez-Ruzafa, A., Sánchez-Lizaso, J.L., García-Charton, J.A., Bernard, G., Stelzenmüller, V. & Planes, S., 2008. Evidence of spillover from six Western Mediterranean marine protected areas measured from artisanal fisheries. *Marine Ecology Progress Series*, 366: 159-174.
- Gordon, H.S., 1954. The economics of a common property resource: the fishery. *Journal of Political Economy*, 62: 124-142.
- Grafton, R.Q. & Kompas, T., 2005. Uncertainty and the active adaptive management of marine reserves. *Marine Policy*, 29: 471-479.
- Greenville, J. & MaCaulay, T.G., 2007. Bioeconomic Analysis of Protected Area Use in Fisheries Management. *Australian Journal of Agricultural and Resource Economics*, 51 (4): 403-424.
- Guidetti, P., 2006. Marine reserves reestablish lost predatory interactions and cause community changes in rocky reefs. *Ecological Applications*, 16 (3): 963-976.
- Guidetti, P. & Sala, E., 2007. Community-wide effects of marine reserves in the Mediterranean Sea. *Marine Ecology Progress Series*, 335: 43-56.
- Gulland, J.A., 1983. *Fish stock Assessment: A manual of basic Methods*. Wiley, J. & Sons, New York. U.S.A.
- Halpern, B.S. & Floeter, S.R., 2008. Functional diversity responses to changing species richness in reef fish communities. *Marine Ecology Progress Series*, 364: 147-156.
- Halpern, B.S. & Warner, R.R., 2003. Matching marine reserve design to reserve objectives. *Proceedings of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences*, 270: 1871-1878.

- Halpern, B.S., Gaines S.D. & Warner, R.R., 2004. Confounding effects of the export of production and the displacement of fishing effort from marine reserves. *Ecological Applications*, 14: 1248-1256.
- Halpern, B.S., Selkoe, K.A., Micheli, F. & Kappel, C.V., 2007. Evaluating and ranking the vulnerability of marine ecosystems to anthropogenic threats. *Conservation Biology*, 21: 1301-1315.
- Halpern, B.S., Walbridge, S., Selkoe, K.A., Kappel, C.V., Micheli, F., D'Agrosa, C., Bruno, J.F., Casey, K.S., Ebert, C., Fox, H.E., Fujita, R., Heinemann, D., Lenihan, H.S., Madin, E.M.P., Perry, M.T., Selig, E.R., Spalding, M., Steneck, R. & Watson, R., 2008. A Global Map of Human Impact on Marine Ecosystems. *Science*, 319: 948-952.
- Hannesson, R., 2002. The economics of fishing down the food chain. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 59: 755-758.
- Harmelin, J.G., 1987. Structure and variability of the ichthyofauna in a Mediterranean protected rocky area (National Park of Port-Cros, France). *PSZNI: Marine Ecology*, 8: 263-284.
- Harmelin, J.G. & Marinopoulos, J., 1993. Recensement de la population de corbs (*Sciaena umbra* Linnaeus, 1758: Pisces) du Parc National de Port-Cros (Méditerranée, France) par inventaires visuels. *Scientific reports of the Port-Cros national park, France*, 15: 265-276.
- Harmelin-Vivien, M., Harmelin, J.G. & Leboulleux, V., 1995. Microhabitat recruitment for settlement of juveniles Sparid fishes on Mediterranean rocky shores. *Hydrobiologia*, 300/301: 309-320
- Harmelin-Vivien, M., Le Diréach, L., Bayle-Sempere, J., Charbonnel, E., García-Charton, J.A., Ody, D., Pérez-Ruzafa, A., Reñones, O., Sánchez, P. & Valle, C., 2008. Gradients of abundance and biomass across reserve boundaries in six Mediterranean marine protected areas: evidence of fish spillover? *Biological Conservation*, 141: 1829-1939.
- Hastie, T. & Tibshirani, R., 1986. Generalized additive models. *Statistical Science* 1: 297-318.
- Hastings, A. & Botsford, L.W., 1999. Equivalence in Yield from Marine Reserves and Traditional Fisheries Management. *Science*, 284: 1537-1538.
- Hengl, T., Heuvelink, G.B.M. & Stein, A., 2004. A generic framework for spatial prediction of soil variables based on regression-kriging. *Geoderma*, 120: 75-93.
- Higgins, R.M., Vandeperre, F., Pérez-Ruzafa, A. & Santos, R.S., 2008. Priorities for fisheries in marine protected area design and management: Implications for artisanal-type fisheries as found in southern Europe. *Journal for Nature Conservation*, 16 (4): 222-233.
- Hilborn, R. & Walters, C., 1992. *Quantitative fisheries stock assessment: Choice, dynamics and uncertainty*. Routledge, Chapman & Hall, London. 570 pp.
- Hilborn, R., Michel, F. & De Leo, G.A., 2006. Integrating marine protected areas with catch regulation. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 63 (3): 642-649.

- Hilborn, R., Stokes, K., Maguire, J.J., Smith, T., Botsford, L.W., Mangel, M., Orensanz, J., Parma, A., Rice, J., Bell, J., Cochrane, K.L., Garcia, S., Hall, S.J., Kirkwood, G.P., Sainsbury, K., Stefansson, G. & Walters, C., 2004. When can marine reserves improve fisheries management? *Ocean & Coastal Management*, 47: 197-205.
- Holland, D.S., 2000. A bioeconomic model of marine sanctuaries on Georges Bank. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 57: 1307–1319.
- Holland, D.S. & Brazee, R.J., 1996. Marine reserves for fisheries management. *Marine Resources Economy*, 11: 157-171.
- <http://ec.europa.eu>
- <http://fishsubsidy.org/>.
- <http://www.fishbase.org>
- <http://www.murcianatural.com/geocatalogo>)
- <http://www.cartomur.com>
- <http://www.faocopemed.org/>
- <http://www.ine.es>
- <http://www.mapa.es/es/pesca/pags/flota/censo.htm>
- http://www.murcianatural.com/geocatalogo/?q=natmur08*
- <http://www.puertos.es>
- <http://www.um.es/empafish>
- Jackson, J.B., Kirby, M.X., Berger, W.H., Bjorndal, K.A., Botsford, L.W., Bourque, B.J., Bradbury, R.H., Cooke, R., Erlandson, J., Estes, J.A., Hughes, T.P., Kidwell, S., Lange, C.B., Lenihan, H.S., Pandolfi, J.M., Peterson, C.H., Steneck, R.S., Tegner, M.J. & Warner, R.R., 2001. Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems. *Science*, 293: 629-638.
- Jacobson, L. & Thomson, C.J., 1993. Opportunity costs and the decision to fish Northern Anchovy. *North American Journal of Fisheries Management*, 13: 27–34.
- Jennings, S. & Polunin, N.V.C., 1996. Effects of fishing effort and catch rate upon the structure and biomass of Fijian reef fish communities. *Journal of Applied Ecology*, 33: 400-412.
- Jennings, S., Kaiser, M.J. & Reynolds, J.D., 2001. *Marine Fisheries Ecology*, Blackwell Science, Oxford.
- Jentoft, S., McCay, B.J. & Wilson, D.C., 1998. Social theory and fisheries co-management. *Marine Policy*, 22 (4-5): 423-436.
- Jiménez, M.P., Sobrino, I. & Ramos, F., 2004. Objective methods for defining mixed-species trawl fisheries in Spain waters of the Gulf of Cádiz. *Fisheries Research*, 67: 195-206.
- Jones, G.P., Cole, R.C. & Battershill, C.N., 1993. *Marine Reserve: Do they work?* Proceedings of the Second International Temperate. Symposium. Wellington, Nueva Zelanda.

- Kaunda-Arara, B. & Rose, G.A., 2004. Long-distance movements of coral reef fishes. *Coral Reefs*, 24: 410-412.
- Kelleher, G., Bleakley, C. & Wells, S., 1995. *A Global Representative System of Marine Protected Areas*. World Bank, Washington DC. U.S.A.
- Kellner, J.B., Tetreault, I., Gaines, S.D. & Nisbet, R., 2007. Fishing the line near marine reserves in single and multispecies fisheries. *Ecological Applications*, 17: 1039–105.
- Klein, C.J., Chan, A., Kircher, L., Cundiff, A.J., Gardner, N., Hrovat, Y., Scholz, A., Kendall, B.E. & Airame, S., 2008. Striking a balance between biodiversity conservation and socioeconomic viability in the design of marine protected areas. *Conservation Biology*, 22: 691–700.
- Knotters, M., Brus, D. & Voshaar, J., 1995. A comparison of kriging, co-kriging and kriging combined with regression for spatial interpolation of horizon depth with censored observations. *Geoderma*, 67: 227-246.
- Kramer, D.L. & Chapman, M.R., 1999. Implications of fish home range size and relocation for marine reserve function. *Environmental Biology of Fishes*, 55: 65-79.
- Lauck, T., Clark, C.W., Mangel, M. & Munro, G.R., 1998. Implementing the precautionary principle in fisheries management through marine reserves. *Ecological Applications*, 8: S72-S78.
- Legendre, L. & Fortin, M.J., 1989. Spatial pattern and ecological analysis. *Vegetatio*, 80: 107-138.
- Linlokken, A. & Haugen, T.O., 2006. Density and temperature dependence of gill net catch per unit effort for perch, *Perca fluviatilis*, and roach, *Rutilus rutilus*. *Fisheries Management and Ecology*, 13: 261-269.
- Lotze, H.K., Lenihan, H.S., Bourque, B.J., Bradbury, R., Cooke, R.G., Kay, M.C., Kidwell, S.M., Kirby, M.X., Peterson, C.H. & Jackson, J.B.C., 2006. Depletion, degradation, and recovery potential of estuaries and coastal seas. *Science*, 312: 1806-1809.
- Lubchenco, J., Palumbi, S.R., Gaines, S.D. & Andelman, S., 2003. Plugging a hole in the ocean: the emerging science of marine reserves. *Ecological Applications*, 13: S3-S7.
- Lundberg, P. & Jonzén, N., 1999. Spatial population dynamics and the design of marine reserves. *Ecology Letters*, 2: 129-134.
- Luzuriaga, A.L. & Olano, J.M. 2006., Con los pies en el suelo: incluyendo la estructura espacial de los datos en los análisis multivariantes. *Ecosistemas*, 2006/3.
- Lynch, T.P., 2006. Incorporation of recreational fishing effort into design of marine protected areas. *Conservation Biology*, 20: 1466-1476.
- Maggini, R., Lehmann, A., Zimmermann, N.E. & Guisan, A., 2006. Improving generalized regression analysis for the spatial prediction of forest communities. *Journal of Biogeography*, 33: 1729-1749.

- Marrs, S.J., Tuck, I.D., Atkinson, R.J.A., Stevenson, T.D.I. & Hall, C., 2002. Position data loggers and logbooks as tools in fisheries research: results of a pilot study and some recommendations. *Fisheries Research*, 58: 109-117.
- Martell, S.J.D., Essington, T.E., Lessard, B., Kitchell, J.F., Walters, C.J. & Boggs, H., 2005. Interactions of productivity, predation risk, and fishing effort in the efficacy of marine protected areas for the central Pacific. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 62: 1320-1336.
- Martinez, P., Trives, R., Martinez, J., Muñoz, A. & Franquesa, R., 2007. *Efectos de la veda de arrastre en las poblaciones de sus principales especies objetivo y caracterización de la pesca deportiva en la Región de Murcia*. C&C-Medio ambiente S.L. Dirección General de Ganadería y Pesca. Consejería de Agricultura y Agua de la Región de Murcia.
- Martín-Sosa, P., Brito, A., Lozano, I.J. & Sancho, A., 2001. *Establecimiento de un sistema de recogida de datos pesqueros para el análisis del efecto reserva en las poblaciones de interés pesquero en la reserva marina de la Graciosa (norte de Lanzarote, Islas Canarias)*. Primeros resultados. Actas de las primeras jornadas internacionales sobre reservas marinas. (Murcia, marzo 1999). 89-105 pp.
- Maunder, M.N. & Punt, A.E., 2004. Standardizing catch and effort data: a review of recent approaches. *Fisheries Research*, 70: 141-159.
- Maynou, F. & Boncoeur, J., 2007. *A bioeconomic model of Marine Protected Areas*. EMPAFISH Project, Deliverable n° 20. Murcia.
- Maynou, F., Leonart, J. & Cartes, J.E., 2003. Seasonal and spatial variability of hake (*Merluccius merluccius*, L.) recruitment in the NW Mediterranean. *Fisheries Research*, 60 (1): 65-78.
- McClanahan, T.R., 1999. Is there a future for coral reef parks in poor tropical countries? *Coral Reefs*, 18(1999): 321-325.
- McClanahan, T.R. & Kaunda-Arara, B., 1996. Fishery recovery in a coral-reef marine park and its effect on the adjacent fishery. *Conservation Biology*, 10: 1-14.
- McClanahan, T.R. & Mangi, S., 2000. Spillover of exploitable fishes from a marine park and its effects on the adjacent fishery. *Ecological Applications*, 10: 1792-1805.
- McClanahan, T.R., Castilla, J.C., White, A.T. & Defeo, O., 2009. Healing small-scale fisheries by facilitating complex socio-ecological systems. *Rev. Fish. Biol. Fisheries*, 19: 33-47.
- McGoodwin, J., 1990. *Crisis in the World's Fisheries People*. People, Problems, and Policies. Stanford University Press.
- Merino, G., Maynou, F. & Boncoeur, J., 2009. Bioeconomic model for a three-zone Marine Protected Area: a case study of Medes Islands (northwest Mediterranean). *ICES Journal of Marine Science*, 66 (1): 147-154.
- Meyer, R. & Millar, R.B., 1999. BUGS in Bayesian stock assessments. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 56 (6): 1078-1087.

- Murawski, S.A., Rago, P.J. & Fogarty, M.J., 2003. *Spillover effects from temperate marine protected areas*. Shipley, J.B (Ed). American Fisheries Society/Sea Grant Symposium Aquatic protected areas as fisheries management tools. American Fisheries Society, Quebec, Canada.
- Murawski, S.A., Wigley, S.E., Fogarty, M.J., Rago, P.J. & Mountain, D.G., 2005. Effort distribution and match patterns adjacent to temperate MPAs. *ICES Journal of Marine Science*, 62: 1150-1167.
- Neubert, M.G., 2003. Marine reserves and optimal harvesting, *Ecology Letters* 6 (2003), pp. 843–849
- Nowlis, S.J. & Roberts, C.M., 1999. Fisheries benefits and optimal design of marine reserves. *Fishery Bulletin*, 97: 604-616.
- Oliver, P., 1993. Analysis of fluctuations observed in the trawl fleet landings of the Balearic Islands. *Scientia Marina*, 57 (2-3): 219-227.
- Palumbi, S.R., 2004. Marine reserves and ocean neighbourhoods: The spatial scale of marine populations and their management. *Annual Review of Environment and Resources*, 29: 31-68.
- Pauly, D., 1997. *Small-scale Fisheries in the Tropics: Marginality, Marginalization, and Some Implications for Fisheries Management*. En: Pikitch, E.K., Huppert, D.D. & Sissenwine, M.P. (Eds). Global trends: fisheries management. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland. U.S.A.
- Pauly, D., Christensen, V., Dalsgaard, J., Froese, R. & Torres, F., 1998. Fishing down marine food webs. *Science*, 279: 860-863.
- Pauly, D., Christensen, V., Guenette, S., Pitcher, T.J., Sumaila, R., Walters, C.J., Watson, R. & Zeller, D., 2002. Towards sustainability in world fisheries. *Nature*, 418: 689-695.
- Pelletier, D. & Ferraris, J.A., 2005. Multivariate approach for defining fishing tactics from commercial catch and effort data. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 57: 51-65.
- Pelletier, D. & Mahévas, S., 2005. Spatially explicit fisheries simulation models for policy evaluation. *Fish and Fisheries*, 6: 1-43.
- Pelletier, D., García-Charton, J.A., Ferraris, J., David, G., Thébaud, O., Letourneur, Y., Claudet, J., Amand, M., Kulbicki, M. & Galzin, R., 2005. Designing indicators for assessing the effects of marine protected areas on coral reef ecosystems: A multidisciplinary standpoint. *Aquatic Living Resources*, 18 (1): 15-33.
- Perales, S.G. & Boraso, A.L., 2006. Relación de *Blidingia minima* (Ulvales, Chlorophyta) con factores ambientales en Punta Maqueda (golfo San Jorge, Argentina). *Revista de biología marina y oceanografía*, 41 (1): 21-33.
- Pérez-Ruzafa, A., 2003. Los recursos pesqueros en la Región de Murcia. En: Esteve, M.A., Pascual, M. & Martínez, C. (Eds.). *Los recursos naturales de la Región de Murcia. Un análisis interdisciplinar*. Servicio de publicaciones, Universidad de Murcia.

- Pérez-Ruzafa, A., Calvín, J.C., Marcos, C., Marín, A., Pérez-Ruzafa, I.M., Terrados, J. & Ros, J.D., 1991. *Contribución al estudio de las comunidades bentónicas del cabo de Palos (Murcia, SE. de España)*. Actas V Simposio Ibérico de Estudio del Bentos Marino, 1: 385-420.
- Pérez-Ruzafa, A., Marcos, C., García-Charton, J.A. & Salas-Herrero, M.F., 2008a. European Marine Protected Areas (MPAs) as tools for fisheries management and conservation. *Journal for Nature Conservation*, 16: 187-192.
- Pérez-Ruzafa, A., Marcos, C., Polti, S.L.N., García-Charton, J.A. & González-Wangüemert, M., 2008b. Modelling spatial and temporal scales for spill-over and biomass exportation from MAPs and their potential for fisheries enhancement. *Journal for Nature Conservation*, 16: 234-255.
- Pikitch, E.K., Santora, C., Babcock, E.A., Bakun, A., Bonfil, R., Conover, D.O., Dayton, P., Doukakis, P., Fluharty, D., Heneman, B., Houde, E.D., Link, J., Livingston, P.A., Mangel, M., McAllister, M.K., Pope, J. & Sainsbury, K.J., 2004. Ecosystem-based fishery management. *Science*, 305, 5682: 346-347.
- Piniella, F., Soriguer, M.C. & Fernández-Engo, M.A., 2007. Artisanal fishing in Andalusia: a statistical study of the fleet. *Marine Policy*, 31: 573-581.
- Pipitone, C., Badalamenti, F., D'Anna, G. & Patti, B., 2000. Fish biomass increase after a four-year trawl ban in the Gulf of Castellammare (NW Sicily, Mediterranean Sea). *Fisheries Research*, 48: 23-30.
- Pitcher, C.R., Poiner, I.R., Hill, B.J. & Burrridge, C.Y., 2000. Implications on the effects on trawling on sessile megazoo-benthos on a tropical shelf in north-eastern Australia. *ICES Journal of Marine Science*, 57: 1359-1368.
- Pitcher, T.J., Watson, R., Forrest, R., Valtýsson, H. & Guénette, S., 2002. Estimating illegal and unreported catches from marine ecosystems: a basis for change. *Fish and Fisheries*, 3 (4): 317-339.
- Planes, S., Jones, G.P. & Thorrold, S.R., 2009. Larval dispersal connects fish populations in a network of marine protected areas. *Proceedings of the National Academy of Science of the USA*, 106: 5693-5697.
- Polacheck, T., 1990. Year around closed areas as a management tool. *Natural Resources Modeling*, 4 (3): 327-354.
- Polunin, N.V.C., 1984. Do traditional marine reserve conserve? A review of Indonesian and New Guinean evidence. *Senri Ethnological Studies*, 17: 267-283.
- Polunin, N.V.C. & Roberts, C.M., 1993 Greater biomass and value of target coral-reef fishes in two small Caribbean marine reserves. *Marine Ecology Progress Series*, 100: 167-176.
- Pomeroy, R.S. & Berkes, F., 1997. Two to tango: The role of government in fisheries co-management. *Marine Policy*, 21: 465-480.

- Pomeroy, R. & Carlos, M.B., 1997. Community-based coastal resource management in the Philippines: A review and evaluation of programs and projects, 1984-1994. *Marine Policy*, 21 (5): 445-464.
- Ragnarsson, S.A. & Steingrímsson, S.A., 2003. Spatial distribution of otter trawl effort in Icelandic waters: comparison of measures of effort and implications for benthic community effects of trawling activities. *ICES Journal of Marine Science*, 60: 1200-1215.
- Rakitin, A. & Kramer, D.L., 2006. Effect of a marine reserve on the distribution of coral reef fishes in Barbados. *Marine Ecology Progress Series*, 131: 97-113.
- Randin, C.F., Dirnbock, T., Dullinger, S., Zimmermann, N.E., Zappa, M. & Guisan, A., 2006. Are niche-based species distribution models transferable in space? *Journal of Biogeography*, 33: 1689-1703.
- Rapport, D.J., Böhm, G., Buckingham, D., Cairns, J., Costanza, R., Karr, J.R., de Kruijf, H.A.M., Levins, R., McMichael, A.J., Nielsen, O. & Whitford, W.G., 1985. Ecosystem Health: The Concept, the ISEH, and the Important Tasks Ahead. *Ecosystem Health*, 5 (2): 82-90.
- Rius, M., 1997. The effect of protection on fish populations in the Ses Negres Marine Reserve (NW Mediterranean, Spain). *Scientia Marina*, 71: 499-504.
- Roberts, C.M., 1997. Connectivity and management of Caribbean coral reefs. *Science*, 278: 1454-1457.
- Roberts, C.M. & Hawkins, J.P., 2000. *Reservas marinas totalmente protegidas: una guía*. WWF, Washington, EEUU & Environment Department, University of York, York, UK.
- Roberts, C.M. & Polunin, N.V.C., 1991a. Are marine reserves effective in management of coral reef fisheries? *Reviews in Fish biology and Fisheries*, 1: 65-91.
- Roberts, C.M. & Polunin, N.V.C., 1991b. Marine reserves: simple solutions to managing complex fisheries. *Ambio*, 22 (6): 363-368.
- Roberts, C.M., Bohnsack, J.A., Gell, F.J., Hawkins, P. & Goodridge, R., 2001. Effects of marine reserves on adjacent fisheries. *Science*, 294: 1920-1923.
- Roncin, N., Alban, F., Charbonnel, E., Crec'hriou, R., Modino, R., Culioli, J.M., Dimech, M., Goñi, R., Guala, I., Higgins, R., Lavis, E., Le Diréach, L., Luna, B., Marcos, C., Maynou, F., Pascual, J., Person, J., Smith, P., Stobart, B., Szeliánszky, E., Valle, C., Vaselli, S. & Boncoeur, J., 2008. Uses of ecosystem services provided by MPAs: how much do they impact the local economy? A Southern Europe perspective. *Journal for Nature Conservation*, 16 (4): 256-270.
- Ros, J., Romero, J., Ballesteros, E. & Gili, J.M., 1989. *Buceando en aguas azules. El bentos*. En Margalef, R. (Ed.). *El Mediterráneo occidental*. Pergamon Press Ltd. Londres.
- Rowley, R.J., 1994. Marine reserves in fisheries management. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 4: 233-254.

- Rueda, M. & Defeo, O., 2001. Survey abundance indices in a tropical estuarine lagoon and their management implications: a spatially-explicit approach. *ICES Journal of Marine Science*, 58: 1219-1231.
- Russ, G.R., 2002. Yet another review of marine reserves as reef fishery management tools *Coral Reef Fishes, 2nd edition*. Elsevier Science: 421-443.
- 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.
- Russel, S.M. & Poopetech, M., 1990. Petty commodity fishermen in the Inner Gulf of Thailand. *Human Organization*, 49: 174-187.
- Sacau, M., Pierce, G.J., Wang, J.J., Arkhipkin, A.I., Portela, J., Brickle, P., Santos, M.B., Zuur, A.F. & Cardoso, X., 2005. The spatio-temporal pattern of Argentine shortfin squid *Illex argentinus* abundance in the southwest Atlantic. *Aquatic Living Resources*, 18: 361-372.
- Sainsbury, K.J. & Sumalia, U.R., 2003. *Incorporating ecosystem objectives into management of sustainable marine fisheries, including 'best practice' reference points and use of Marine Protected Areas*. En: Sinclair, M. & Valdimarsson, G. (Eds.). *Responsible Fisheries in the Marine Ecosystem*. CABI Publishing, Oxon, UK.
- Salas, S., 2000. *Fishing strategies of small-scale fisheries and their implications for fisheries management*. Tesis doctoral. University of British Columbia. Vancouver, Canadá. 154 pp
- Salas, S. & Gaertner, D., 2004. The behavioural of fishers: management implications. *Fish and Fisheries*, 5: 153-167.
- Salas, S., Sumalia, R.U. & Pitcher, T., 2004. Short-term decisions of small-scale fishers selecting alternative target species: a choice model. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 61: 374-383.
- Sanchirico, J.N. & Wilen, J.E., 2001. A bioeconomic model of marine reserve creation. *Journal Environmental Economy Management*, 42 (3): 257-277.
- Schaefer, M.B., 1954. Some aspects of the dynamics of populations important to the management of commercial marine fisheries. *Bull. Inter-Amer. Trop. Tunna Comm.*, 1: 27-56.
- Schnute, J.T & Richards, R., 2002. Reference points and management strategies: lessons from quantum mechanics. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*, 2006 63 (1): 4-11.
- Secretaría General del Mar, 2009. *El deslinde del dominio público marítimo-terrestre*. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. Madrid.
- Seijo, J.C & Defeo, O., 1994. Dynamics of resource and fishermen behaviour in coasta invertebrate fisheries. En: Antona, M., Catanzano, J & Sutinen, J. (Eds.). *Proceedings of the Sixth Conference of the International Institute of Fisheries Economics and Trade*. Paris, Francia. 1: 209-222.

- Seijo, J.C, Defeo, O. & Salas, S., 1998. *Fisheries bioeconomics: theory, modelling and management*. FAO Technical Fisheries document, 368. 108 pp.
- Silva, L., Gil, J. & Sobrino, I., 2002. Definition of fleet components in the Spanish artisanal fishery of the Gulf of Cádiz (SW Spain ICES division IXa). *Fisheries Research*, 59: 117-128.
- Silverman, B.W., 1986. *Density estimation for statistics and data analysis*. Monographs on Statistics and Applied Probability. Chapman & Hall, London.
- Sluka, R.D. & Sullivan, K.M., 1998. The influence of spear fishing on species composition and size of groupers on patch reefs in the upper Florida Keys. *Fishery Bulletin*, 96: 388-392.
- Sluka, R.D., Chiappone, M., Sullivan, K.M. & Wright, R., 1997. The benefits of a marine reserve for nassau grouper *Epinephelus striatus* in the central Bahamas. *Proceedings of 8th international Coral Reef Symposium*, 2: 1961-1964.
- Smith, M., 2004. Fishing yield, curvature and spatial behaviour: Implications for modeling marine reserves. *Natural Resource Modeling*, 17: 273-298.
- Smith, M.D. & Wilen, J.E., 2003. Economic impacts of marine reserves: the importance of spatial behaviour. *Journal of Environmental Economics and Management*, 46: 183-206.
- Smith, M.D., Zhang, J. & Coleman, F.C., 2008. Econometric modeling of fisheries with complex life histories: Avoiding biological management failures. *Journal of Environmental Economics and Management*, 55(3): 265-280.
- Sobrino, I., Baro, J. & Cumbreiras, F., 1994. *Las artes de pesca en el litoral gaditano*. Diputación Provincial de Cádiz. Cádiz.1994.
- Soulie, J.C. & Thebaud, O., 2006. Modeling fleet response in regulated fisheries: An agent-based approach. *Mathematical and Computer Modelling*, 44: 553-564.
- Stelzenmüller, V., Ehrich, S. & Zauke, G.P., 2005. Effects of survey scale and water depth on the assessment of spatial distribution patterns of selected fish in the northern North Sea showing different levels of aggregation. *Marine Biology Research*, 1: 375-387.
- Stelzenmüller, V., Maynou, F. & Martín, P., 2007. Spatial assessment of benefits of a coastal Mediterranean Marine Protected Area. *Biological Conservation*, 136: 571-583.
- Stelzenmüller, V., Maynou, F., Bernard, G., Cadiou, G., Camilleri, M. Crec'hriou, R., Criquet, G., Dimech, M., Esparza-Alaminos, O., Higgins, R., Lenfant, P. & Pérez-Ruzafa, A., 2008. Spatial assessment of fishing effort around European marine reserves: implications for successful fisheries management. *Marine Pollution Bulletin*, 56: 2018–2026.
- Stelzenmüller, V., Maynou, F. & Martín, P., 2009. Patterns of species and functional diversity around a coastal marine reserve: a fisheries perspective. *Aquatic Conservation: Marine Freshwater Ecosystems*, 19: 554-565.

- Stobart, B., Warwick, R., González, C., Mallol, S., Díaz, D., Reñones, O. & Goñi, R., 2009. Long-term and spillover effects of a marine protected areas on an exploited fish community. *Marine Ecology Progress Series*, 384: 47-60.
- Surís, J.C. & Garza, D., 2000. Los mercados de productos de la pesca. Características, evolución y tendencias. *Boletín Económico del ICE*, 2675: 7-21.
- Swain, D.P. & Wade, E.J., 2003. Spatial distribution of catch and effort in a fishery for snow crab (*Chionoecetes opilio*): tests of predictions of the ideal free distribution. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 60: 897-909.
- Taconet, M. & Bensch, A., 2000. *Towards the use of geographic information systems as a decision support tool for the management of Mediterranean fisheries*. FAO COPEMED Project GCP/REM/057/SPA. 278 pp.
- Topping, D.T., Lowe, C.G. & Caselle, J.E., 2005. Home range and habitat utilization of adult California sheephead, *Semicossyphus pulcher* (Labridae), in a temperate no-take marine reserve. *Marine Biology*, 147: 301-311.
- Tupper, M. & Rudd, M.A., 2002. Species-specific impacts of a small marine reserve on reef fish production and fishing productivity in the Turks and Caicos Islands. *Environmental Conservation*, 29 (4): 484-492.
- Tzanatos, E., Dimitriou, E., Katselis, G., Georgiadis, M. & Koutsikopoulos, C., 2005. Composition, temporal dynamics and regional characteristics of small scale fisheries in Greece. *Fisheries Research*, 73: 147-158.
- Tzanatos, E., Somarakis, S., Tserpes, G. & Koutsikopoulos, C., 2006. Identifying and classifying small-scale fisheries métiers in the Mediterranean: a case study in the Patraikos Gulf, Greece. *Fisheries Research*, 81: 158-168.
- Venables, W. N. & Dichmont, C.M., 2004. GLMs, GAMs and GLMMs: an overview of theory for applications in fisheries research. *Fisheries Research*, 70: 319-337.
- von Bertalanffy, L., 1938. A quantitative theory of organic growth. *Human Biology*, 10: 191-213.
- Walters, C., 2000. Impacts of dispersal, ecological interactions, and fishing effort dynamics on efficacy of marine protected areas: How large should protected areas be? *Bulletin of Marine Science*, 66: 745-757.
- Ward, T. & Hegerl, E., 2003. *Marine Protected Areas in Ecosystem-based Management of Fisheries*. Natural Heritage Trust, Canberra, Australia.
- Ward, T.M., Hoedt, F., McLeay, L., Dimmlich, W.F., Jackson, G., Rogers, P.J. & Jones, K., 2001. Have recent mass mortalities of the sardine *Sardinops sagax* facilitated an expansion in the distribution and abundance of the anchovy *Engraulis australis* in South Australia? *Marine Ecology Progress Series*, 220: 241-251.
- Watson, M. & Ormond, R.F.G., 1994. Effect of an artisanal fishery on the fish and urchin populations of a Kenyan coral reef. *Marine Ecology Progress Series*, 109: 115-129.

- White, A.T., 1986. *Two community-based Marine Reserves: Lessons for coastal management*. ASEAN/UN Coastal Resources Management Project. International Center for Living Aquatic Resources Management. Manila, Philippines.
- Wieland, K. & J. Rivoirard., 2001. A geostatistical analysis of IBTS data for age 2 North Sea haddock (*Melanogrammus aeglefinus*) considering daylight effects. *Sarsia*, 86: 503-516.
- Wilcox, C. & Pomeroy, C., 2003. Do commercial fishers aggregate around marine reserves? Evidence from Big Creek Marine Ecological Reserve, central California. *North American Journal of Fisheries Management*, 23: 241-250.
- Willis, T.J., Millar, R.B., Babcock, R.C. & Tolimieri, N., 2003. Burdens of evidence and the benefits of marine reserves: putting Descartes before des horse? *Environmental Conservation*, 30: 97-103.
- Worm, B., Barbier, E.B., Beaumont, N., Duffy, J.E., Folke, C., Halpern B.S., Jackson, J.B., Lotze, H.K., Micheli, F., Palumbi, S.R., Sala, E., Selkoe, K.A., Stachowicz, J.J. & Watson, R., 2006. Impacts of biodiversity loss on ocean ecosystem services. *Science*, 314: 787-790.
- WWF, 2005. *Conservando nuestros paraísos marinos. Propuesta de Red Representativa de Áreas Marinas Protegidas en España*. WWF, Madrid. 27 pp.
- Zeller, D. & Reinert, J., 2004. Modelling spatial closures and fishing effort restrictions in the Faroe Islands marine ecosystem. *Ecological Modelling*, 172: 403-420.

