

# Estudios de seguimiento de la reserva marina de Cabo de Palos - Islas Hormigas 2008



GARCÍA CHARTON J.A. (COORD.), ESPARZA ALAMINOS O., SEGOVIA VIADERO M., TREVIÑO OTÓN J., HERRERO PÉREZ A., CENCI E., PÉREZ RUZAFÁ, A. & MARCOS DIEGO, C.

*Grupo de Investigación "Ecología y Ordenación de Ecosistemas Marinos Costeros"*

*Departamento de Ecología e Hidrología  
Universidad de Murcia*

Informe producido en el marco del Convenio de Colaboración entre la  
Consejería de Agricultura y Agua - Comunidad Autónoma de la Región de  
Murcia y la Universidad de Murcia



MURCIA, DICIEMBRE DE 2008





# Estudios de seguimiento de la reserva marina de Cabo de Palos - Islas Hormigas 2008

## Tabla de contenidos

1	Introducción general .....	1
2	El poblamiento de peces en la reserva marina .....	5
2.1	Introducción.....	5
2.2	Material y métodos .....	6
2.3	Resultados.....	10
2.4	Discusión.....	39
3	El impacto del submarinismo recreativo en la reserva marina	41
3.1	Introducción.....	41
3.2	Material y métodos .....	41
3.3	Resultados.....	43
3.4	Discusión.....	49
4	Estudio del episodio de mortalidad masiva en gorgonias .....	59
4.1	Introducción.....	59
4.2	Material y métodos .....	60
4.3	Resultados.....	62
4.4	Discusión.....	72
5	La actividad pesquera artesanal.....	75
5.1	Introducción.....	75
5.2	Material y métodos .....	77
5.3	Resultados.....	87
5.4	Discusión.....	109
6	Conclusiones.....	113
7	Bibliografía .....	117
8	Plan de Trabajo 2009.....	125
	Anexo.....	129





## 1 Introducción general

Los estudios sobre los efectos esperados de las áreas marinas protegidas (AMPs) en el Mediterráneo realizados hasta la fecha (García-Charton *et al.* 2008; Planes *et al.* 2008) proporcionan una considerable cantidad de evidencias empíricas que ilustran sus efectos ecológicos, pesqueros y socio-económicos. En el momento actual se albergan pocas dudas acerca de que el establecimiento de un AMP en este contexto geográfico producirá (i) un incremento de la abundancia y/o biomasa de las poblaciones de especies de interés comercial presentes en la zona protegida (peces, decápodos, otros invertebrados), (ii) el restablecimiento de una estructura poblacional más “natural” (en especial la recuperación de las clases de talla / edad más grandes / viejas) y (iii) el aumento de la fecundidad de tales poblaciones, (iv) la exportación de biomasa (adultos y larvas) hacia fondos adyacentes no protegidos, y (v) cambios en la estructura de la comunidad de peces e invertebrados, notablemente con una mayor dominancia de especies de grandes depredadores (García-Charton *et al.* 2008). 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 reviertan algunos de los efectos de la protección, y que habrán de ser controlados (García-Charton *et al.* 2008).

Otros efectos esperados de las AMPs están sujetos a mayor grado de incertidumbre (y por tanto exigen de mayores estudios) tales como: (vi) cambios denso-dependientes en las características del ciclo de vida de las especies objetivo, (vii) mejora del reclutamiento de las poblaciones afectadas por la protección, (viii) incremento de la biodiversidad (incluyendo la diversidad genética), (ix) efectos indirectos sobre el ecosistema marino (p. ej. “cascadas tróficas”) que pueden contrarrestar los posibles cambios catastróficos perjudiciales debidos a las actividades humanas en el litoral y medio marino, e (x) incremento de la estabilidad de comunidades y ecosistemas en el tiempo, promoviendo una mayor resiliencia y una recuperación más rápida frente a las perturbaciones (García-Charton *et al.* 2008).

Todos estos efectos ecológicos de las AMPs (hayan sido o no verificados empíricamente) tendrán consecuencias beneficiosas para los ‘stocks’ sobre-

explotados de peces, 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). Los estudios más recientes (Pérez-Ruzafa *et al.* 2008) indican que este efecto empieza a notarse muy rápidamente (3-5 años tras la instauración de las medidas de protección), aunque son perceptibles a una escala espacial relativamente fina (cientos de metros alrededor de las AMPs) (Goñi *et al.* 2008; Harmelin-Vivien *et al.* 2008). Por otra parte, y a pesar del hecho de que la literatura sobre las AMPs se ha incrementado enormemente en los últimos años, las ciencias sociales (y más específicamente las económicas) constituyen sólo una pequeña parte de esta literatura (Alban *et al.* 2008). Actualmente son pocas las estimaciones de los rendimientos económicos globales de un AMP, 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. En lo que respecta a los beneficios para la actividad pesquera, la implementación de una reserva marina puede tener consecuencias para las capturas pesqueras, el precio del pescado, y los esfuerzos y costes de la pesca (Roncin *et al.* 2008).

En el presente informe se da cuenta de los resultados de los estudios de seguimiento de los efectos de la protección pesquera en la reserva marina de Cabo de Palos - Islas Hormigas realizados por el grupo de investigación “Ecología y Ordenación de los Ecosistemas Marinos Costeros” del Departamento de Ecología e Hidrología de la Universidad de Murcia, y que se han centrado en los siguientes aspectos:

1. Dinámica espacial y temporal de los poblamientos de peces litorales de fondos rocosos, como indicadores de la efectividad de las medidas de protección mediante métodos de muestreo independientes de la actividad pesquera (censos visuales de peces)
2. Efectos del uso público (frecuentación por buceadores deportivos) de la reserva marina sobre las comunidades bentónicas
3. Cuantificar la densidad y distribución de tallas en dos poblaciones de gorgonias (*E. singularis* y *P. clavata*) así como la tasa de necrosis que presentan las mismas en la reserva marina tras un episodio de mortalidad masiva ocurrida a finales de 2007
4. Cuantificar el efecto de la protección, analizando la evolución temporal de las capturas, capturas por unidad de esfuerzo (CPUE) e ingresos por unidad de esfuerzo (€PUE), antes y después de la creación



de la reserva marina, así como describir la distribución espacio-temporal del esfuerzo de pesca de la flota artesanal de Cabo de Palos con el fin de mejorar la gestión de esta y futuras AMPs

Los trabajos descritos en este informe han sido realizados merced a un convenio de colaboración entre la Consejería de Agricultura y Agua (Servicio de Pesca y Acuicultura) de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia y el Departamento de Ecología e Hidrología de la Universidad de Murcia, y han contado con una financiación adicional por parte de los proyectos europeos EMPAFISH ([www.um.es/empafish](http://www.um.es/empafish)) y AMPAMED ([www.ampamed.org](http://www.ampamed.org)).







## 2 El poblamiento de peces en la reserva marina

### 2.1 Introducción

Uno de los problemas más recurrentes al estudiar la efectividad de las AMPs es establecer el tiempo necesario para que el poblamiento de peces recupere niveles “normales”, previos al efecto de la pesca. Las perspectivas sobre este problema son variadas (Claudet *et al.* 2008); así, algunos autores han observado que al cabo de muy poco tiempo (1-3 años) se pueden obtener muy buenos resultados, mientras que otros, entre los que nos contamos los autores del presente informe, defienden que el efecto de las reservas marinas sobre los poblamientos de peces ha de evaluarse a largo plazo (más de 10 años, incluso varias décadas). Esto es aún más cierto si tenemos en cuenta el “síndrome de la línea de base cambiante” (Pauly 2005; Pinnegar & Engelhard 2008), que consiste en una disminución de lo que se considera punto de referencia con el que comparar los efectos de la protección, como consecuencia de la percepción cambiante de la abundancia y biomasa “ideales” de los recursos pesqueros por parte de pescadores y observadores de una generación a la siguiente, y de la falta de datos de capturas a largo plazo.

Por otra parte, resulta evidente que otros factores ambientales son responsables de las diferencias de abundancia y biomasa de especies ícticas entre áreas marinas protegidas y no protegidas, y en especial las diferencias en la estructura del hábitat (García-Charton & Pérez-Ruzafa 1999, 2001; García-Charton *et al.* 2000, 2004).

Los poblamientos de peces litorales que viven en los fondos rocosos han sido extensivamente estudiados en el área de Cabo de Palos por parte de nuestro grupo de investigación desde 1990, mediante censos visuales de peces como principal técnica de muestreo, teniendo en cuenta las variaciones de hábitat a diferentes escalas espaciales, desde decenas a miles de metros. Ello nos da una oportunidad única de comprobar si el tiempo transcurrido desde la protección de esta área marina (1995) ha sido suficiente para estabilizar el poblamiento de peces, o bien no hay tal tendencia a la estabilización, y por tanto es de esperar que los efectos sigan aumentando en los años venideros.

## 2.2 Material y métodos

### 2.2.1 Diseño de muestreo

El muestreo trazado siguió, como continuación del seguimiento realizado desde 1996, un diseño jerarquizado en el espacio. Este planteamiento permite detectar la variación existente a cada escala espacial, identificando aquellas escalas espaciales que más influyen en la distribución de las especies. Consideramos tres SECTORES, separados miles de metros entre sí (Fig. 2.1): el sector PUNTA, integrado por los fondos que rodean a la punta del Cabo de Palos y el bajo de la Testa; el sector BAJOS, que incluye los bajíos rocosos más cercanos al cabo (bajos de Dentro, Piles I y Piles II); y el sector INTEGRAL que incluye las islas Hormigas (Hormiga y Hormigón) y el bajo de Fuera o roca del Vapor. En cada uno de estos tres sectores se establecieron, de forma aleatoria, tres ZONAS, dentro de las cuales se realizaron tres réplicas (transectos).

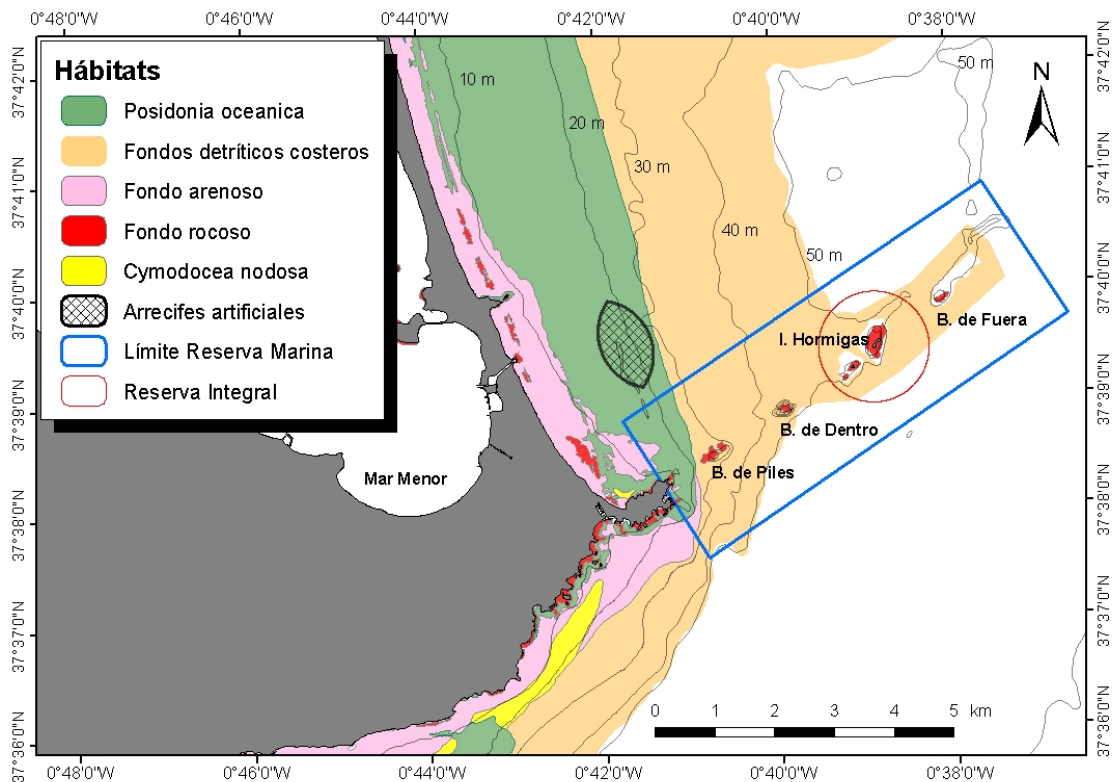


Figura 2.1 Reserva marina de Cabo de Palos - Islas Hormigas, con indicación de las principales biocenosis bentónicas presentes



### 2.2.2 Censos visuales

El poblamiento de peces fue estimado mediante la realización de censos visuales con escafandra autónoma (García-Charton & Pérez-Ruzafa 1999, García-Charton *et al.* 2000, García-Charton & Pérez-Ruzafa 2001, García-Charton *et al.* 2004), a lo largo de transectos de 50 metros de largo por 5 m de ancho. En cada uno de estos transectos, el buceador anotó, sobre hojas de poliéster fijadas a una tablilla de PVC, la abundancia de las especies observadas, asignándola a una de las 9 clases definidas y que se corresponden aproximadamente con los límites de una serie geométrica de base 2 (1, 2-5, 6-10, 11-30, 31-50, 51-100, 101-200, 201-500, >501) (Harmelin 1987). La media geométrica de cada clase se usó posteriormente como marca de clase para realizar los análisis. La talla de los individuos se estimó, tras un periodo de entrenamiento, aproximándola a clases de 2 cm (Bell *et al.* 1985). Para evitar la variabilidad debida al comportamiento nictímero del poblamiento y a las condiciones de iluminación, los censos se llevaron a cabo entre las 10 y las 14 h y siempre cuando las condiciones del mar fueran favorables (Harmelin-Vivien *et al.* 1985). Las especies de pequeño tamaño que se caracterizan por su cripsis (Gobiidae, Callyonimidae, Bleniidae, Gobiesocidae y Tripterygiidae), se ignoraron debido a que requieren diferentes tamaños de la unidad muestral para su muestreo (Harmelin-Vivien *et al.* 1985).

También se llevó a cabo un estudio de la estructura espacial y trófica de la comunidad de peces. Para ello las especies censadas fueron agrupadas en categorías espaciales y tróficas, estableciéndose 6 categorías espaciales (Harmelin 1987) (Tabla 2.1) y 7 categorías tróficas (Bell & Harmelin-Vivien 1983) (Tabla 2.2).

Tabla 2.1 Categorías espaciales para la agrupación de las especies (Harmelin 1987)

Categoría espacial	Definición
M1	Especies muy móviles, erráticas, generalmente diurnas y viviendo en bancos (incluidas especies plantófagas, omnívoras y carnívoras)
M2	Especies sedentarias, viviendo en bancos que ocupan la columna de agua (generalmente planctófagas)
M3	Especies necto-bentónicas, mesófagas, con importantes desplazamientos horizontales y movimientos moderados a lo largo del eje vertical
M4	Especies necto-bentónicas que viven cerca del fondo y realizan desplazamientos horizontales muy amplios
M5	Especies necto-bentónicas, mesófagas y relativamente sedentarias
M6	Especies necto-bentónicas, muy sedentarias (incluidas especies de hábitos tanto diurnos como nocturnos)

Tabla 2.2 Categorías tróficas para la agrupación de las especies (Bell & Harmelin-Vivien 1983)

Categoría trófica	Definición
HERB	Especies con dieta estrictamente herbívora
PLAN	Especies con dieta predominantemente planctófaga
PISC	Especies con dieta predominantemente piscívora, también incluyen especies que se alimenten de cefalópodos, macroinvertebrados y las especies carroñeras
OMNI	Especies con dieta omnívora
MICRO	Especies micrófagas, con dieta basada principalmente en pequeños invertebrados
MESO	Especies mesófagas, con dieta basada principalmente en invertebrados de talla media
DETR	Especies que se alimentan principalmente de materia orgánica acumulada en el sedimento



### 2.2.3 Análisis de datos

El primer bloque de análisis se ha realizado sobre los datos obtenidos en la reserva marina de Cabo de Palos - Islas Hormigas desde 1996. En esta ocasión evaluamos, en primer lugar, las diferencias en la dinámica temporal de las comunidades, así como los cambios sufridos en la estructura espacial y trófica de la comunidad, entre los sectores previamente establecidos (Punta, Bajos e Integral). Por último realizamos una comparación de las tendencias temporales en la abundancia desarrolladas por varias especies entre los datos de Cabo de Palos y los datos obtenidos en Águilas.

En segundo lugar, aprovechando que se poseen datos de una serie temporal extensa, de 1990 hasta 2008, de la composición y abundancia de la comunidad de peces existente en las proximidades de la punta del cabo de Palos, se han evaluado los cambios que en ésta se han ido desarrollando a lo largo del tiempo. Para ello se han establecido tres periodos de tiempo: P1, compuesto por los años 1990, 1992, 1993, 1994 y 1995, previos al establecimiento de la reserva; P2, 1996, 1998, 2000, 2001 y 2002; y P3, 2003, 2004, 2005, 2006, 2007 y 2008. La selección de este factor PERIODO nos permite evaluar los cambios que se han desarrollado en la comunidad de peces, en su estructura, tanto espacial como trófica, y los cambios producidos en las poblaciones de las especies más representativas. En cada uno de estos dos bloques de análisis llevamos a cabo varios tipos de análisis multivariantes y análisis PERMANOVA.

#### 2.2.3.1 Análisis multivariante

Los análisis multivariantes permiten estudiar las variaciones de la estructura del poblamiento de peces en su conjunto. Para realizar estos análisis se utilizó el programa PRIMER v. 6 (Plymouth Marine Laboratory, UK, Clarke & Warwick 1994). Los análisis se realizaron con los datos de abundancia, tanto sobre la matriz de especies, como con matrices donde están representadas las diferentes categorías tróficas y espaciales anteriormente definidas. Los datos de abundancia fueron transformados [ $\log(x + 1)$ ] por coherencia con la escala logarítmica de adquisición de datos (clases de abundancia), para homogeneizar las varianzas, y también con el fin de reducir el peso de las especies más abundantes y aumentar el de las especies más raras.

Tras la transformación de los datos, se obtuvieron las matrices de similitud de Bray-Curtis que se usaron para generar una ordenación mediante la técnica “escalamiento multidimensional no-paramétrico” (nMDS) (Clarke 1993). El nMDS posiciona las unidades muestrales en un diagrama bidimensional de ordenación, de modo que la distancia relativa de cada unidad muestral con las demás refleja su disimilitud relativa, con las unidades muestrales más similares entre sí colocadas más cerca unas de otras (Clarke & Warwick 2001). La calidad del ajuste de la regresión entre el conjunto de distancias entre unidades muestrales obtenidas en el diagrama de ordenación y los valores correspondientes de disimilitud se mide mediante el cálculo del estrés; un valor de estrés inferior a 0,2 indica que la ordenación obtenida puede ser interpretada en términos ecológicos (Clarke & Warwick 2001). Para evaluar estadísticamente las diferencias de las comunidades de peces entre los factores establecidos se realizó un análisis de similitud (ANOSIM). Por último realizamos un análisis SIMPER para detectar las especies y categorías que contribuyen en mayor medida a las diferencias existentes.

#### 2.2.3.2 PERMANOVA

Para comprobar las diferencias del poblamiento de peces entre los factores establecidos se realizaron análisis de la varianza probadas estadísticamente mediante permutaciones (PERMANOVA) (tanto uni- como multivariantes) (Anderson 2001). Los análisis univariantes se llevaron a cabo con cada una de las categorías, tanto espaciales como tróficas, así como con las especies más representativas.

## 2.3 Resultados

### 2.3.1 Censos de 2008

En los muestreos realizados durante el 2008 se han observado en la reserva marina 41 especies pertenecientes a 15 familias (Tabla 2.3). Las familias con mayor número de especies han sido espáridos (12 especies), lábridos (10 especies) y serránidos (6 especies). El resto de familias sólo están representadas por una especie, con excepción de los carángidos que incluyen dos especies. Se han contado, de media, 153 individuos por transecto (excluyendo las especies pelágicas y planctonófagas) en los censos de 2008. La riqueza media por transecto ha sido de 16 especies.



Tabla 2.3 Abundancia media ( $\pm$  error típico, E.T.) de las especies de peces (agrupadas por familias) observadas en los censos realizados en 2008 en la reserva marina de Cabo de Palos - Islas Hormigas

Familia	Especie	Abund.	$\pm$	E.T.
Apogonidae	<i>Apogon imberbis</i>	6,2	$\pm$	1,66
Carangidae	<i>Seriola dumerili</i>	0,1	$\pm$	0,11
	<i>Pseudocaranx dentex</i>	0,04	$\pm$	0,04
Centracanthidae	<i>Spicara smaris</i>	0,04	$\pm$	0,04
Engraulidae	<i>Engraulis encrasicolus</i>	18,5	$\pm$	18,52
Labridae	<i>Coris julis</i>	34,4	$\pm$	10,78
	<i>Labrus merula</i>	0,1	$\pm$	0,06
	<i>Labrus viridis</i>	0,2	$\pm$	0,07
	<i>Symphodus dordeleini</i>	0,3	$\pm$	0,13
	<i>Symphodus mediterraneus</i>	1,3	$\pm$	0,29
	<i>Symphodus ocelatus</i>	10,3	$\pm$	5,03
	<i>Symphodus roissali</i>	0,3	$\pm$	0,17
	<i>Symphodus rostratus</i>	0,4	$\pm$	0,13
	<i>Symphodus tinca</i>	1,4	$\pm$	0,44
	<i>Thalassoma pavo</i>	7,8	$\pm$	2,70
	Mullidae	<i>Mullus surmuletus</i>	0,7	$\pm$
Muraenidae	<i>Muraena helena</i>	0,4	$\pm$	0,17
Myliobatidae	<i>Myliobatis aquila</i>	0,04	$\pm$	0,04
Pomacentridae	<i>Chromis chromis</i>	508,7	$\pm$	95,46
Sciaenidae	<i>Sciaena umbra</i>	8,5	$\pm$	4,05
Scombridae	<i>Sarda sarda</i>	0,8	$\pm$	0,78
Scorpaenidae	<i>Scorpaena scrofa</i>	0,1	$\pm$	0,07
Serranidae	<i>Anthias anthias</i>	14,3	$\pm$	7,85
	<i>Epinephelus costae</i>	1,7	$\pm$	0,53
	<i>Epinephelus marginatus</i>	6,7	$\pm$	1,26
	<i>Mycteroperca rubra</i>	2,0	$\pm$	0,65
	<i>Serranus cabrilla</i>	1,4	$\pm$	0,28
	<i>Serranus scriba</i>	7,3	$\pm$	4,73
Sparidae	<i>Boops boops</i>	101,8	$\pm$	43,28
	<i>Dentex dentex</i>	11,1	$\pm$	3,64
	<i>Diplodus annularis</i>	0,2	$\pm$	0,11
	<i>Diplodus cervinus</i>	1,2	$\pm$	0,47
	<i>Diplodus puntazzo</i>	4,6	$\pm$	1,06
	<i>Diplodus sargus</i>	13,0	$\pm$	5,14
	<i>Diplodus vulgaris</i>	21,5	$\pm$	8,12
	<i>Oblada melanura</i>	11,6	$\pm$	9,07
	<i>Pagrus pagrus</i>	0,04	$\pm$	0,04
	<i>Sarpa salpa</i>	9,1	$\pm$	5,57
	<i>Sparus aurata</i>	0,8	$\pm$	0,37
Sphyraenidae	<i>Spondyliosoma cantharus</i>	0,5	$\pm$	0,33
	<i>Sphyraena viridensis</i>	14,0	$\pm$	4,33

### 2.3.2 Dinámica del poblamiento de peces en la reserva marina de Cabo de Palos - Islas Hormigas desde 1996 hasta 2008, y comparación con Águilas

Durante el periodo en el que se ha desarrollado este trabajo se han detectado 56 especies incluidas en 21 familias, siendo de entre éstas las más numerosas los espáridos (13 especies), lábridos (11 especies) y serránidos (8 especies). El resto de familias están en su mayoría compuestas por una única especie, excepto los escorpénidos, carángidos y hemúlidos que incluyeron 4, 3 y 2 especies respectivamente. La riqueza media por transecto detectada ha sido de 16 especies, mientras que la abundancia media ha sido de 186 individuos  $250 \text{ m}^{-2}$ , excluyendo las especies pelágicas y las de dieta planctónica.

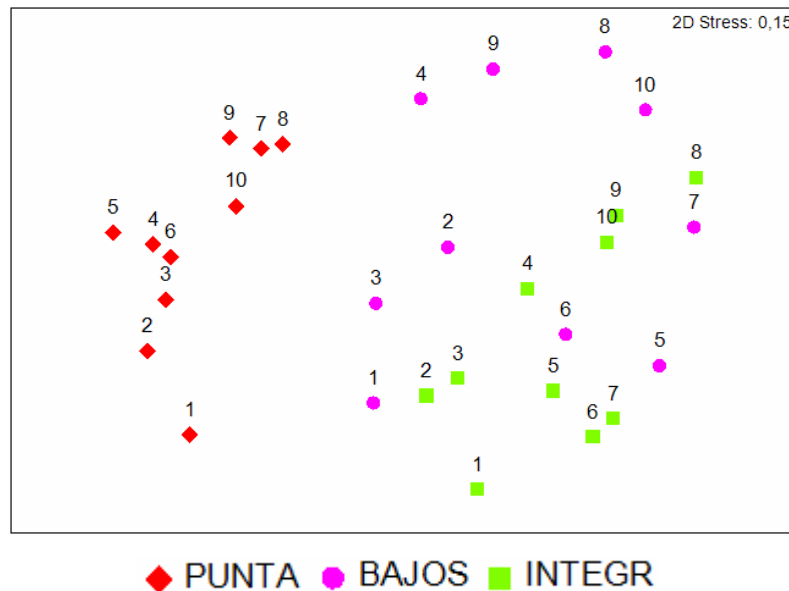
#### 2.2.3.1 *Análisis multivariante*

El diagrama de ordenación del análisis nMDS (Fig. 2.2) establece una separación clara entre las unidades muestrales pertenecientes al sector “Punta” y las pertenecientes a los otros dos sectores (“Bajos” e “Integral”). Aunque las diferencias no son tan notorias también se aprecia una cierta separación entre estos dos últimos sectores. Confirmando lo reflejado en la ordenación nMDS, el ANOSIM muestra diferencias significativas entre los tres sectores, siendo las más claras las existentes entre el sector costero y los insulares (ver Tabla 2.4 en Anexo). Las diferencias en la estructura del hábitat entre el sector “Punta” (menor profundidad, existencia de manchas de *Posidonia oceanica* y diferente estructura rocosa), y los otros dos sectores son probablemente las principales responsables de dicha separación. Los sectores insulares y los bajos, sin embargo, tienen un hábitat con estructura semejante, lo que permite que sus comunidades ícticas sean similares.





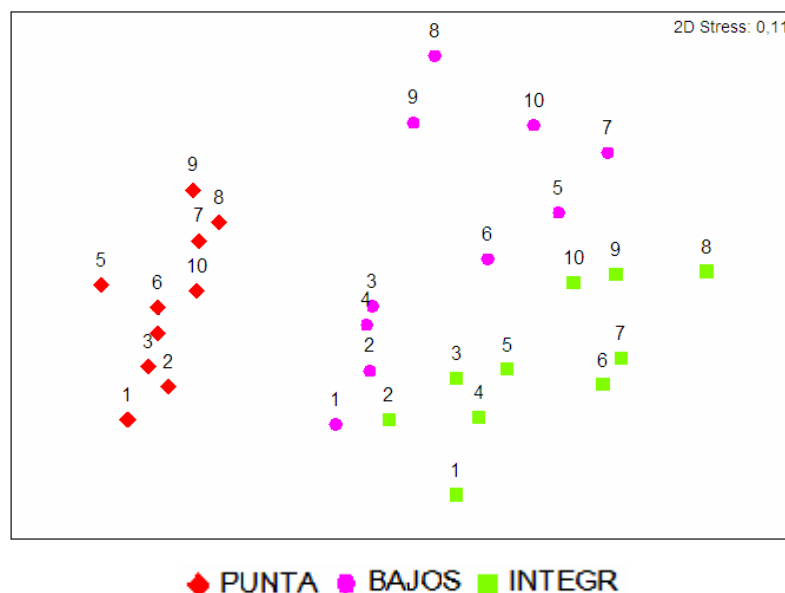
Figura 2.2 Diagrama de ordenación nMDS sobre la matriz de similitud de Bray-Curtis realizada con el poblamiento íctico para cada sector. Rombos: Sector “Punta”; Círculos: Sector “Bajos”; Cuadrados: Sector “Integral”. La numeración indica cada uno de los años de muestreo desde 1996 hasta 2008



La tendencia temporal de los tres sectores estudiados ha sido similar, apareciendo las comunidades de los primeros años de muestreo en la parte inferior del gráfico y las de los últimos en la parte superior (Fig. 2.2). Esta tendencia, compartida por los tres sectores, indica que desde el establecimiento de la reserva se han producido una serie de cambios similares en los tres sectores estudiados, y que por lo tanto, podrían ser achacables a la instauración de medidas protectoras.

Por último destacar los resultados obtenidos en el análisis SIMPER, en el cual se identifican varias especies de peces pelágicos (*B. boops*, *S. viridensis*, *O. melanura*) como las máximas responsables de las diferencias encontradas (ver Tabla 2.4 en Anexo). Estas especies, debido a su carácter gregario y a su alta movilidad, introducen una alta variabilidad en los censos. La existencia de un gran banco de una de estas especies en un bajo determinado y en un momento concreto, crea mucho ruido en el análisis de los datos incluso tras la transformación de los mismos, por lo que las diferencias detectadas se deben principalmente a la existencia de los estos grandes bancos.

Figura 2.3 Diagrama de ordenación nMDS sobre la matriz de similitud de Bray-Curtis realizada con el poblamiento íctico para cada sector sin las especies pelágicas. Rombos: Sector “Punta”; Círculos: Sector “Bajos”; Cuadrados: Sector “Integral”. La numeración indica cada uno de los años de muestreo desde 1996 hasta 2008

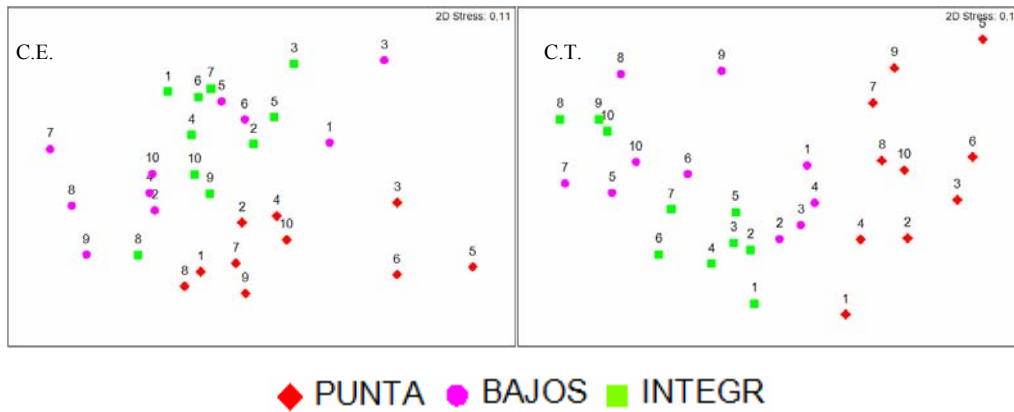


Tras observarse el gran peso que tienen las especies pelágicas para la distribución de las unidades muestrales en el diagrama de ordenación, se repitieron los mismos análisis eliminando dichas especies (Fig. 2.3). Esto nos permite evaluar los cambios producidos en la comunidad de peces que está ligada más directamente a cada uno de los sectores. En el nuevo diagrama de ordenación establecido por el análisis nMDS tras la eliminación de las especies pelágicas, las diferencias entre los tres sectores se acentúan y los puntos pertenecientes a un mismo sector aparecen más agrupados entre sí, así como separados de los demás sectores.

De acuerdo con esta nueva ordenación, las diferencias entre sectores obtenidos en el ANOSIM son mayores, apoyando la interpretación de que estas especies homogenizan las comunidades (Tabla 2.5 en Anexo). Del mismo modo, el aumento de las diferencias entre sectores corrobora la importancia del hábitat como condicionante del poblamiento.



Figura 2.4 Diagramas de ordenación nMDS sobre la matriz de similitud de Bray-Curtis realizada para cada sector. Rombos: Sector “Punta”; Círculos: Sector “Bajos”; Cuadrados: Sector “Integral”. La numeración indica cada uno de los años de muestreo desde 1996 hasta 2008. C.E.: Categorías espaciales. C.T.: Categorías tróficas



Cuando la ordenación nMDS es realizada sobre el poblamiento íctico agrupado en categorías espaciales y tróficas, se obtienen resultados similares (Fig. 2.4), ya que las diferencias más conspicuas son las apreciadas entre el sector “Punta” y los sectores “Bajos” e “Integral” (Fig. 2.4). Aunque visualmente en esta ordenación no se aprecian diferencias claras entre los sectores “Bajos” e “Integral”, en el ANOSIM sí se obtienen diferencias significativas (Tablas 2.6 y 2.7). Los cambios en la magnitud de las diferencias según comparemos la composición específica del poblamiento íctico o sus estructuras espaciales o tróficas se deben probablemente a que las semejanzas existentes en el hábitat entre los sectores insulares hacen que las estructuras espaciales y tróficas de sus comunidades no difieran mucho, si bien las especies que forman cada una de las categorías espaciales y tróficas sí lo hacen.

### 2.2.3.2 PERMANOVA

Los resultados del análisis PERMANOVA multivariante sobre la matriz de abundancia por especies y sobre la matriz de categorías espaciales y tróficas están resumidos en la Tabla 2.8 del anexo. De acuerdo con los resultados obtenidos en los análisis anteriores, el poblamiento de peces varía de forma significativa de un sector a otro, así como entre zonas dentro de un mismo sector. Esto resalta nuevamente la importancia de la estructura del hábitat como condicionante de la composición del poblamiento íctico. También se observa una gran variabilidad en la composición del poblamiento a lo largo del periodo de estudio.

La estructura multivariante teniendo en cuenta las categorías espaciales o tróficas, al igual que lo descrito acerca del poblamiento íctico (es decir, considerando las diferentes especies), es significativamente diferente tanto entre sectores y zonas dentro de un mismo sector, como entre los diferentes años de estudio. Sin embargo, a diferencia de resultados obtenidos para el poblamiento, los cambios observados de un año para otro en la estructura tanto trófica como espacial han sido homogéneos de un sector a otro. Esto quiere decir que, si bien las estructuras tróficas y espaciales son claramente diferentes entre sectores, los cambios que se han producido en ellas a lo largo del tiempo han sido similares, aumentando o disminuyendo, en proporciones similares, la abundancia de las mismas categorías.

La observación de que las categorías muestran variaciones temporales similares entre sectores es más fácilmente apreciable al observarse los cambios que se producen en cada una de las categorías espaciales y tróficas por separado. Todas ellas se muestran significativamente diferentes de un sector a otro con excepción de las especies de la categoría espacial M6, compuesta por las especies más sedentarias (Tabla 2.9 en Anexo). También es reseñable que 8 de las 13 categorías sufren cambios significativos a lo largo del tiempo. Sin embargo, y al igual que lo que ocurre con la estructura, tanto espacial como trófica de la comunidad, los cambios que se producen son similares de un sector a otro. Tan sólo la categoría espacial M1 (especies pelágicas) y la categoría trófica compuesta por las especies piscívoras han sufrido tendencias distintas en cada uno de los sectores.

Por último se realizó el mismo análisis PERMANOVA univariante con cada una de las especies detectadas en la reserva obteniendo los resultados resumidos en la Tabla 2.10 del Anexo, en la que aparecen reflejadas aquellas especies que muestran cambios significativos en su abundancia a lo largo del periodo de estudio, una abundancia diferente según el sector estudiado, o bien diferencias en la tendencia de su población de un sector a otro.



Figura 2.5 Abundancia media (Ind./250m<sup>2</sup>)  $\pm$  ET de las categorías espaciales divididas por sectores. Rojo: Sector "Punta"; Rosa: Sector "Bajos"; Verde: Sector "Integral"

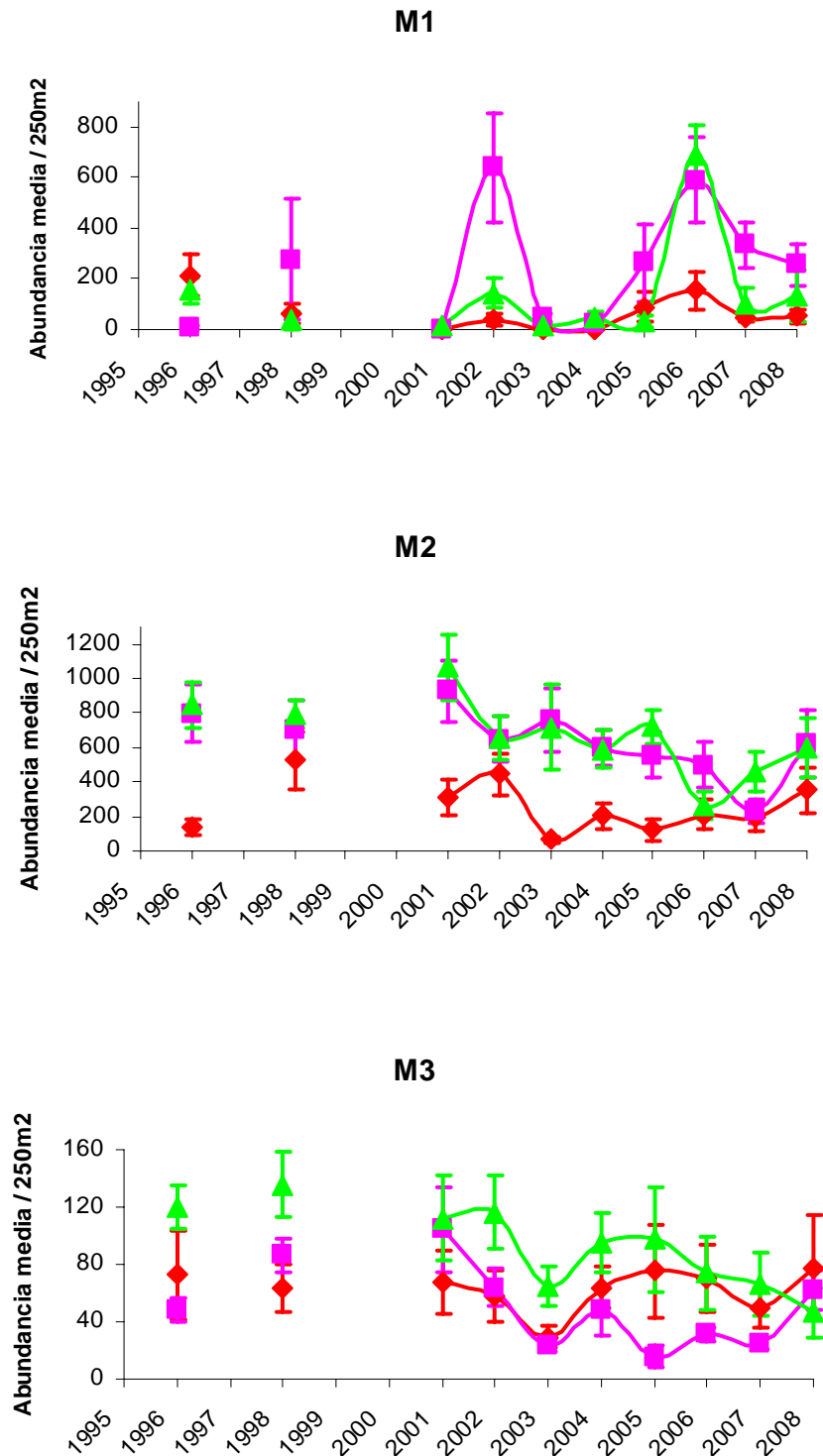


Figura 2.5 (cont.)

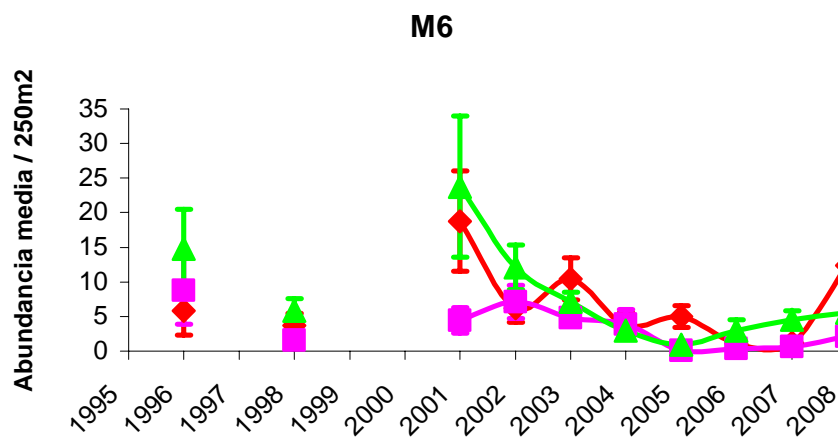
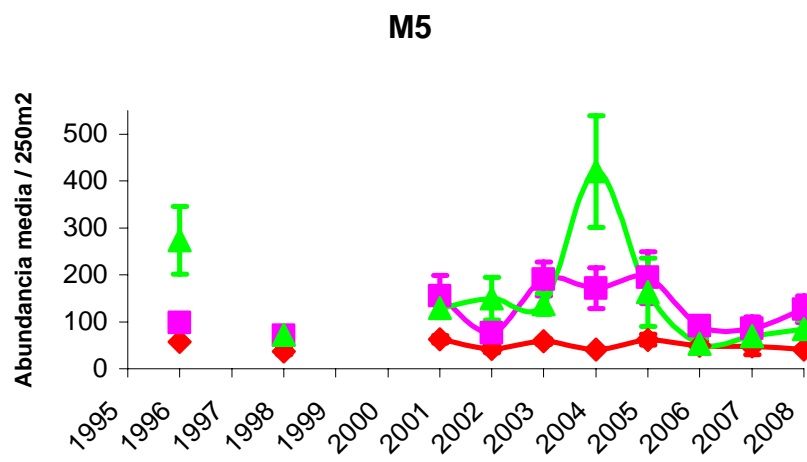
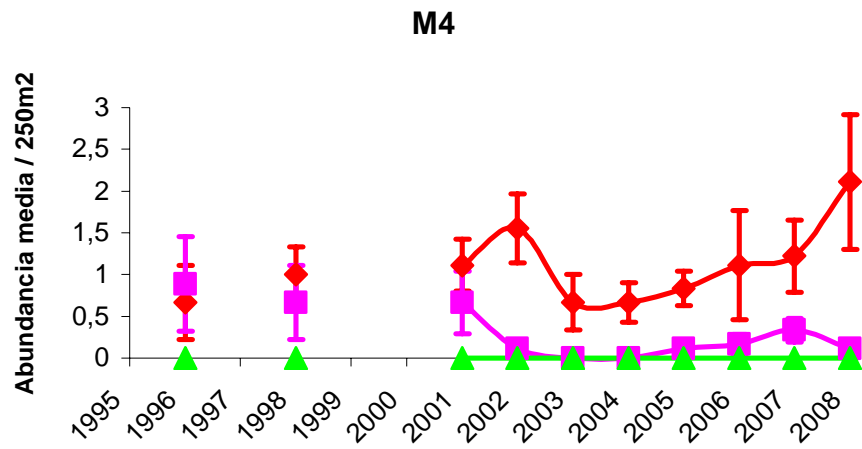
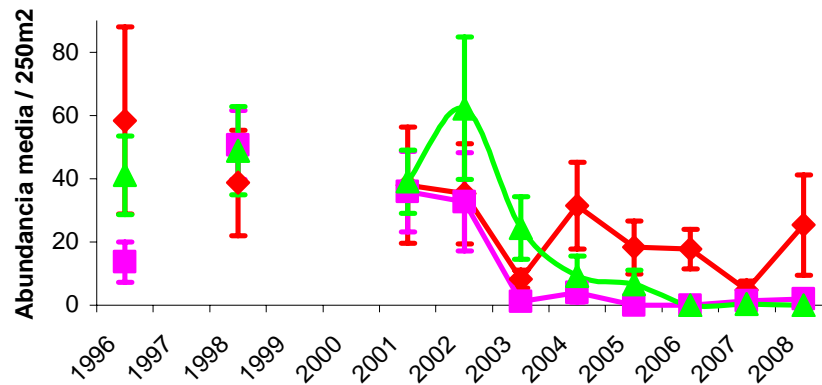


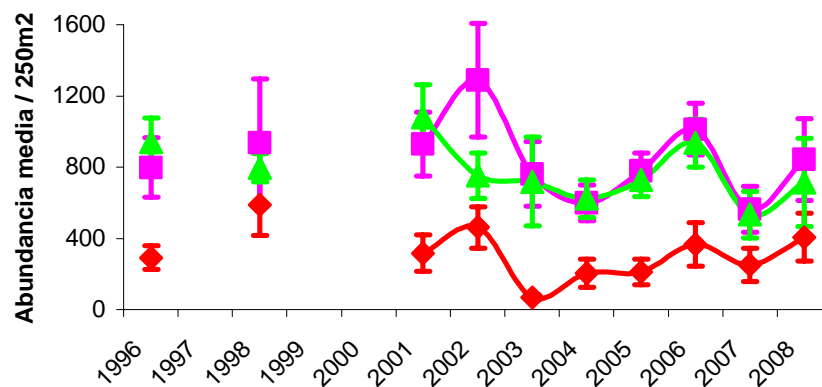


Figura 2.6 Dinámica temporal de la abundancia media ( $n^{\circ}$  indiv.  $250\text{ m}^{-2}$ )  $\pm$  ET de las categorías tróficas consideradas, distinguiendo entre sectores. Rojo: Sector “Punta”; Rosa: Sector “Bajos”; Verde: Sector “Integral”

### HERBIVOROS



### PLANCTOFAGOS



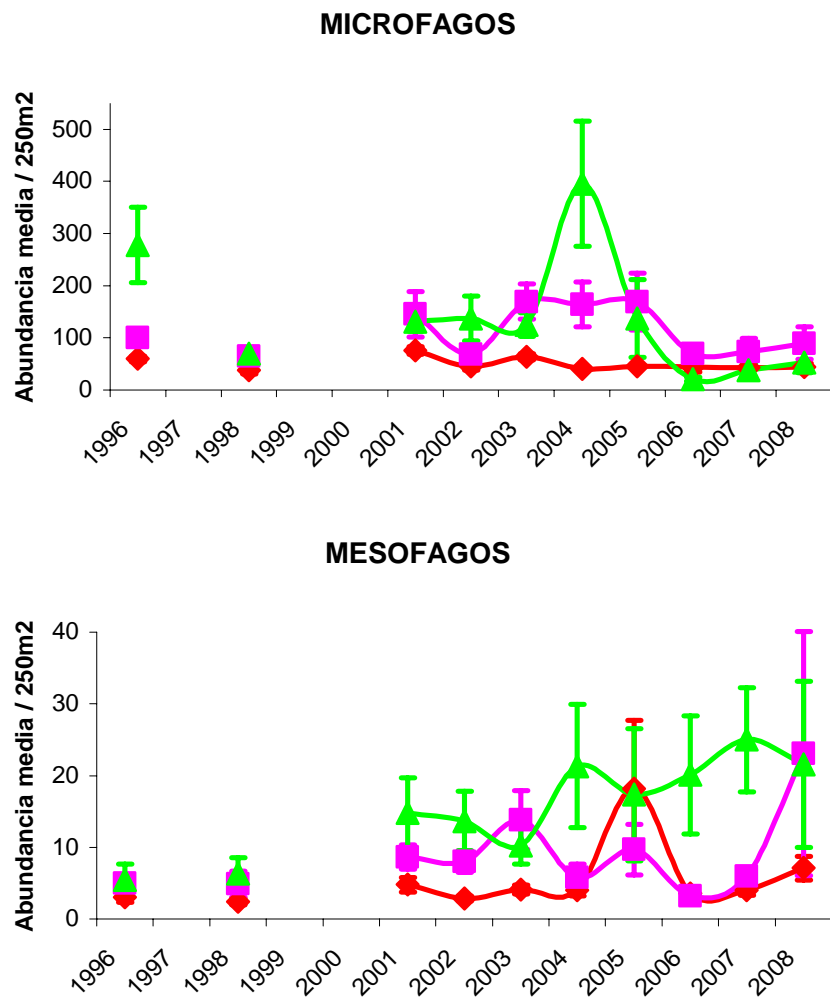
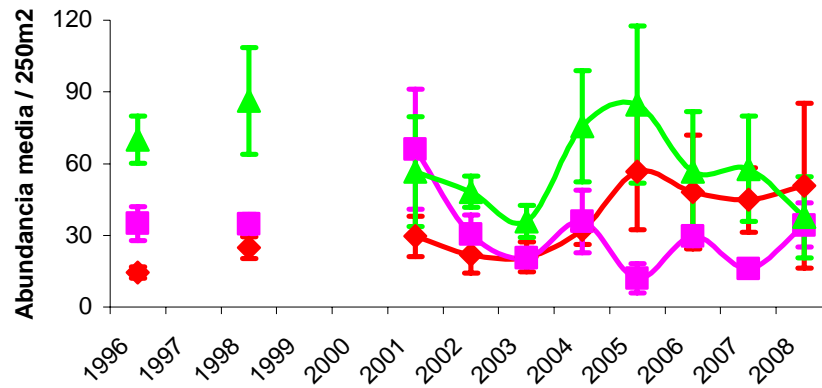


Figura 2.6 (cont.)

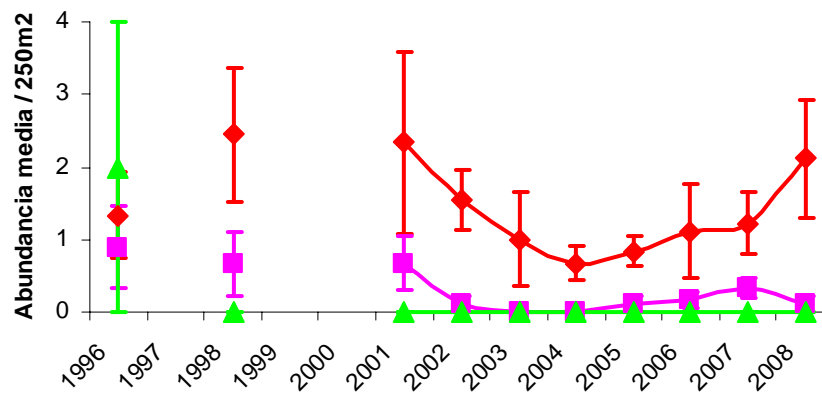




### OMNIVOROS



### DETRITIVOROS



### PISCIVOROS

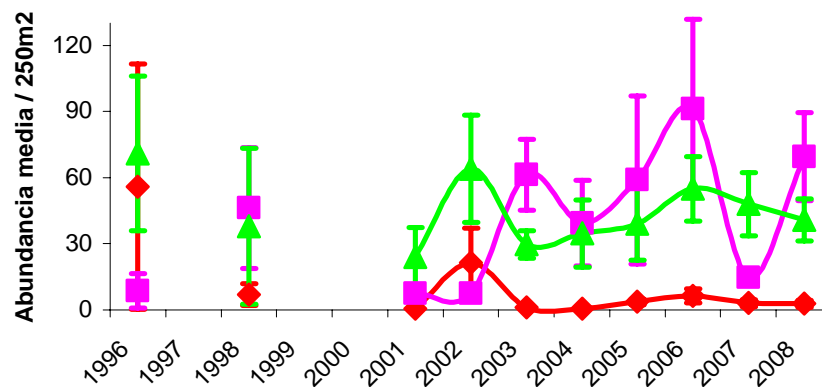


Figura 2.6 (cont.)

El estudio del cambio temporal de las especies aparecidas en Cabo de Palos y en la costa de Águilas revela la existencia de diferencias en la tendencia de algunas de las especies detectadas. Dentro de las especies que presentan una mayor abundancia en la zona de Cabo de Palos destacan las tres especies de meros (*Epinephelus marginatus*, *E. costae* y *Mycteroperca rubra*), las cuales han visto notablemente aumentadas sus poblaciones en Cabo de Palos mientras que en Águilas se mantienen más o menos constantes. Otras especies que han desarrollado una tendencia similar a la de los grandes meros son el denton (*Dentex dentex*), el sargo real (*Diplodus cervinus*) y la corva (*Sciaena umbra*) (Fig. 2.7). Otras especies se comportan de modo inverso, por ser usualmente más abundantes en Águilas. Entre estas especies destacamos a los salmonetes (*Mullus surmuletus*), los raspallones (*Diplodus annularis*) y los reyezuelos (*Apogon imberbis*) (Fig. 2.8). Otras especies, como el sargo (*D. sargus*), la mojarra (*D. vulgaris*) y varias especies de tordos (*Symphodus tinca*, *S. rostratus*), si bien son más abundantes en Águilas, no muestran diferencias tan claras.



Figura 2.7 Evolución temporal de algunas de las especies significativamente más abundantes en la reserva marina de Cabo de Palos -Islas Hormigas (azul), comparada con la observada en la localidad de control (litoral de Águilas) (rojo)

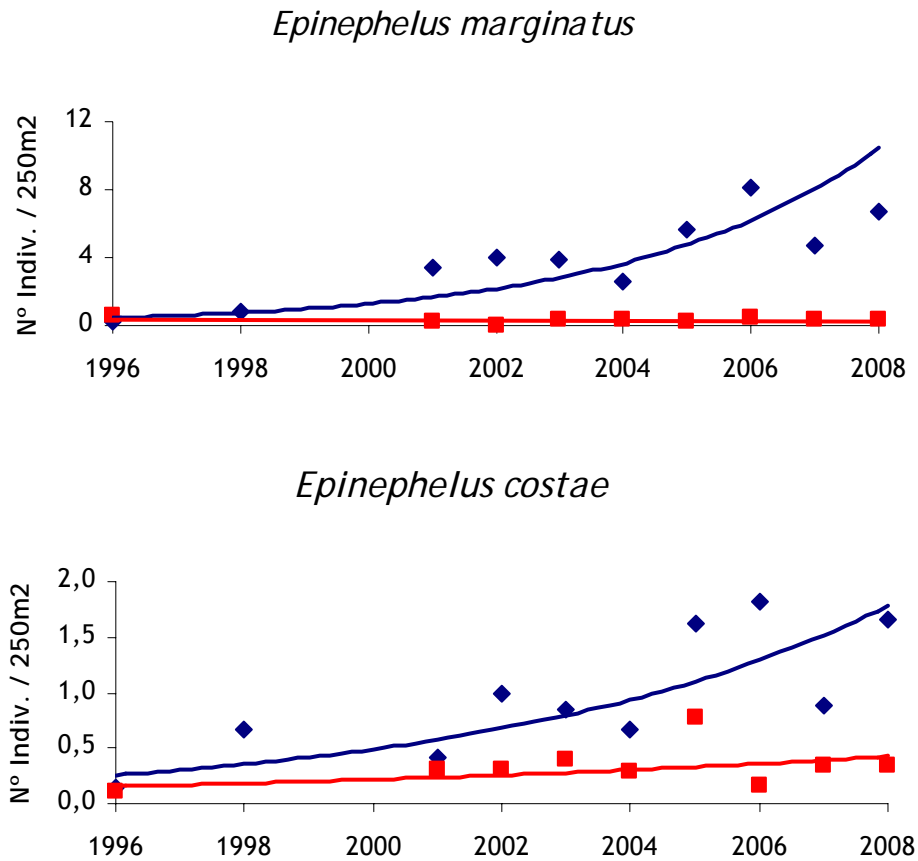
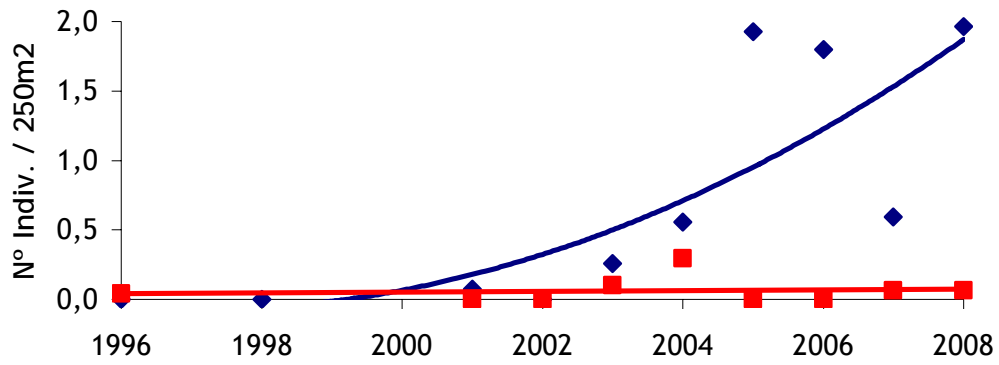
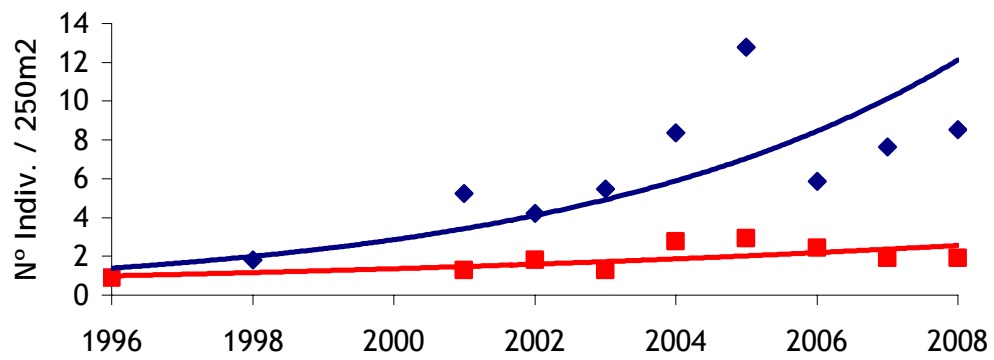


Figura 2.7 (cont.)

*Mycteroperca rubra*



*Sciaena umbra*



*Diplodus cervinus*

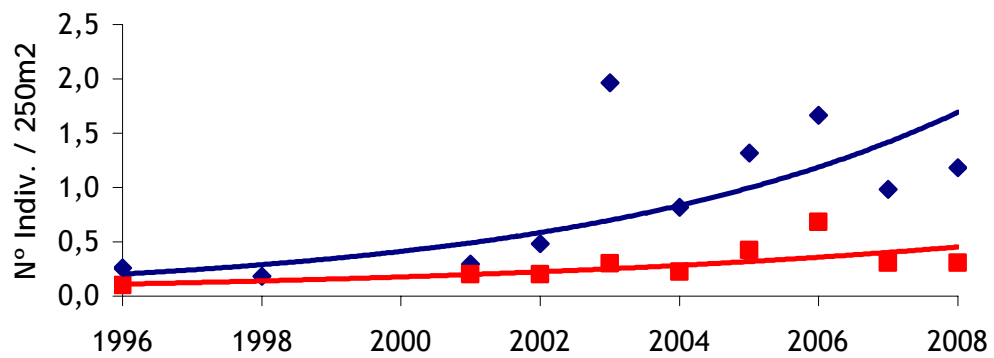




Figura 2.7 (cont.)

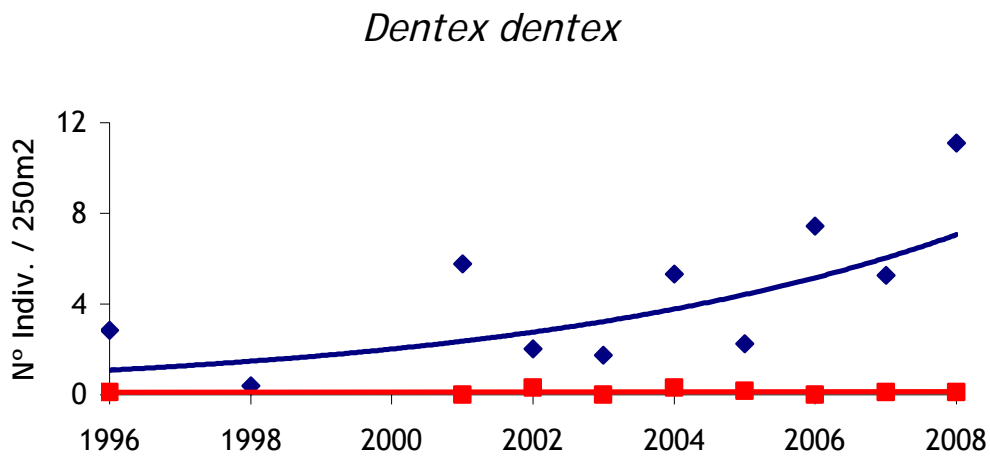


Figura 2.8 Evolución temporal de algunas de las especies significativamente más abundantes en Águilas (en rojo) que en Cabo de Palos (en azul).

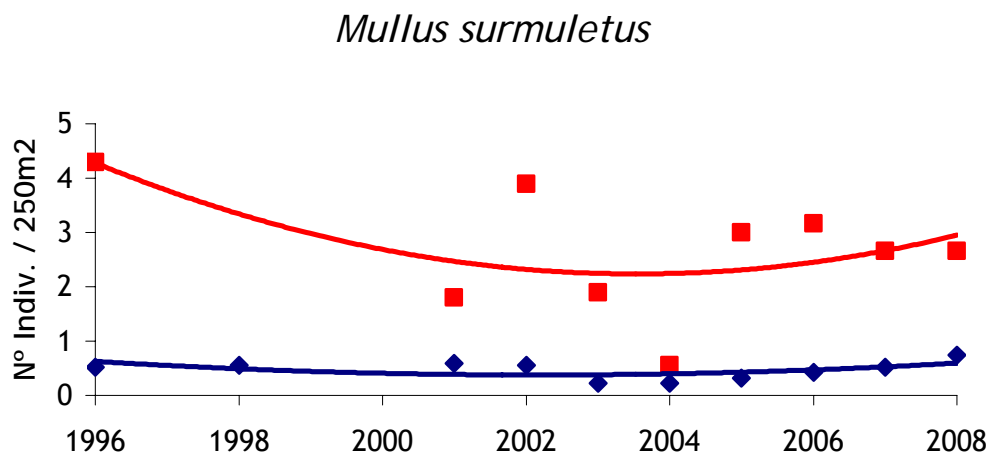
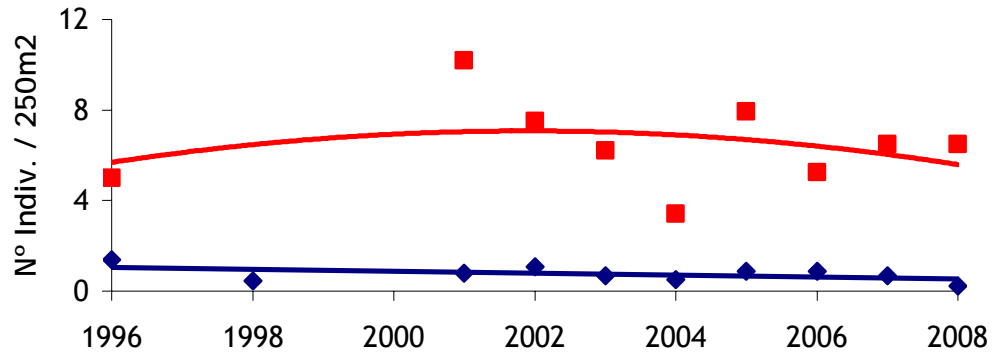
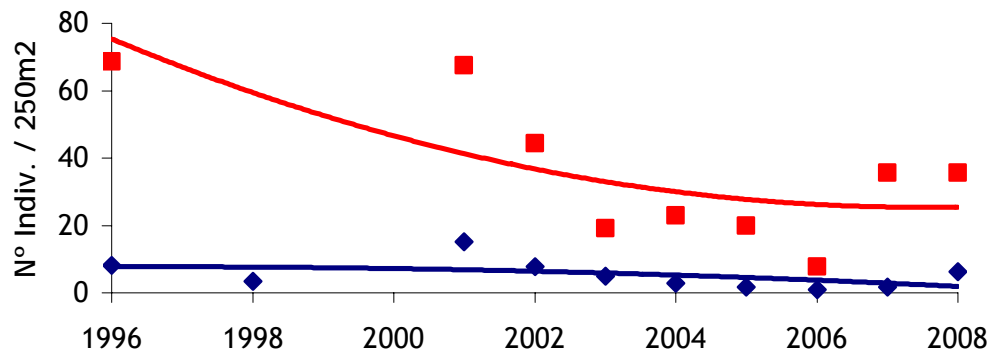


Figura 2.8 (cont.)

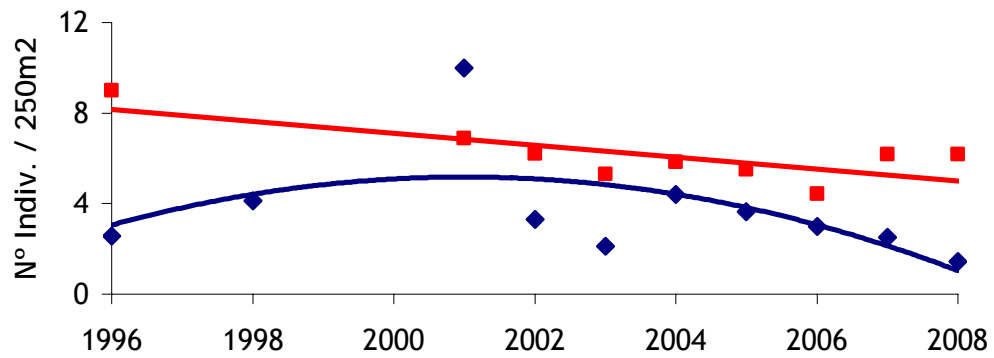
*Diplodus annularis*



*Apogon imberbis*



*Symphodus tinca*





### 2.3.3 Dinámica a largo plazo (1990-2008) del poblamiento de peces en la reserva marina de Cabo de Palos - Islas Hormigas (sector "Punta del Cabo")

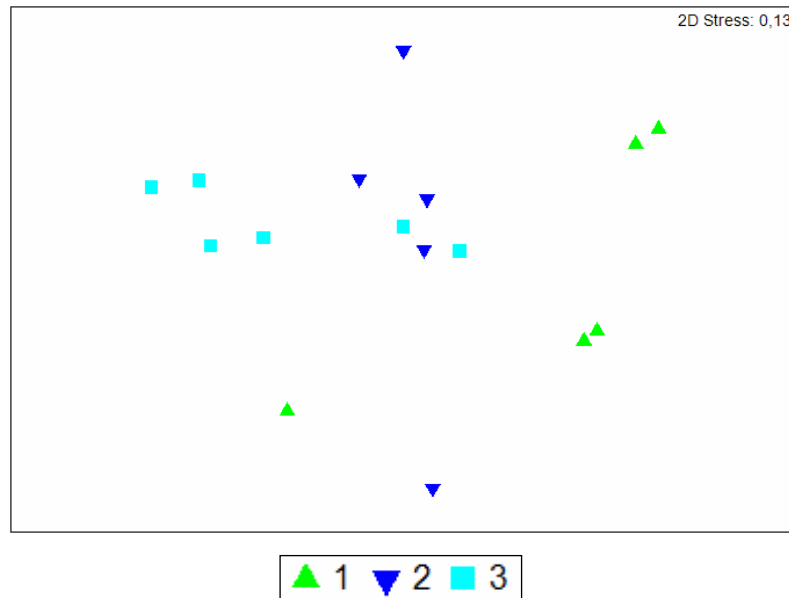
En los muestreos que se han llevado a cabo en las calas próximas a la punta del cabo de Palos desde 1990 hasta el presente año se han detectado un total de 55 especies incluidas en 20 familias. Las familias que aportan el mayor número de especies son lábridos (13 especies), espáridos (12 especies) y serránidos (6 especies). Otras como escorpénidos (4 especies), carángidos (3 especies) y centracántidos (2 especies) están representadas por más de una especie, mientras que el resto de familias sólo han presentado una especie.

Por término medio se han detectado 15 especies por transecto y una abundancia media, excluyendo las especies pelágicas y planctonófagas, de 115 individuos por transecto.

#### 2.2.3.1 *Análisis multivariante*

Al observar la ordenación nMDS se aprecia visualmente una ligera separación entre los tres periodos (Fig. 2.9). Sin embargo, solamente encontramos diferencias significativas entre el poblamiento de peces del tercer periodo y los poblamientos de los otros dos periodos (Anexo Tabla 2.11). El poblamiento previo a la instauración de la reserva y el que aparece inmediatamente después no distan mucho entre si. Esto podría indicar que es necesario el transcurso de varios años tras el establecimiento de medidas de protección para que éstas surtan efecto.

Figura 2.9 Diagrama de ordenación nMDS sobre la matriz de similitud de Bray-Curtis realizada con el poblamiento íctico para cada periodo. 1: 1990-1995; 2: 1996-2002; 3: 2003-2008



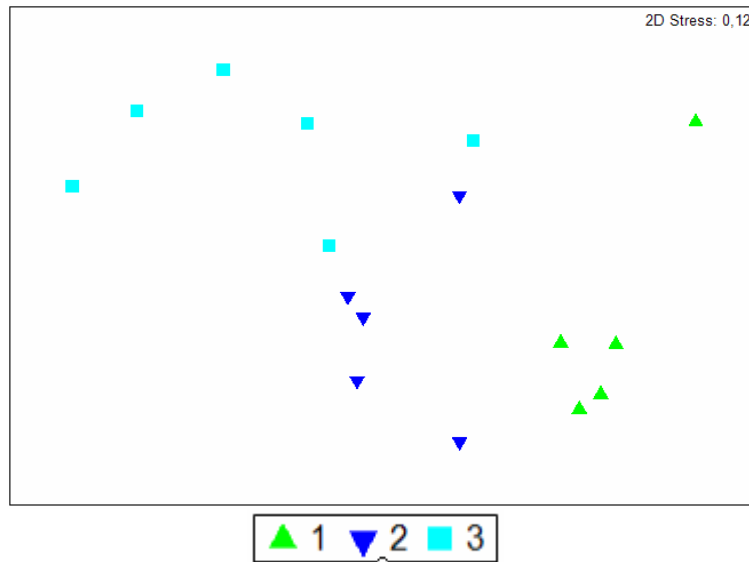
Si analizamos cuáles son las especies responsables de estas diferencias observamos que son, principalmente, especies pelágicas (*B. boops*, *E. encrasicolus*, *A. hepsetus*, *S. dumerili*, *O. melanura* y *S. viridensis*) (ver Anexo, Tabla 2.11). Este tipo de especies tienen un fuerte carácter gregario el cual provoca que, cuando aparecen, lo realicen con abundancias muy elevadas. Esta característica condiciona, en gran medida, el resultado de los análisis, añadiendo mucho ruido a los mismos. Por este motivo es necesario eliminar de la matriz a este tipo de especies y repetir de nuevo todos los análisis.

En el nuevo nMDS obtenido (Fig. 2.10) sí se observan claras diferencias entre los tres periodos estudiados. En concordancia con el diagrama de ordenación, los resultados del ANOSIM reflejan que el poblamiento de peces varía de forma significativa entre los tres periodos estudiados (ver Anexo, Tabla 2.12). De esta forma se observa un cambio gradual en la comunidad de peces desde el establecimiento de las medidas protectoras.



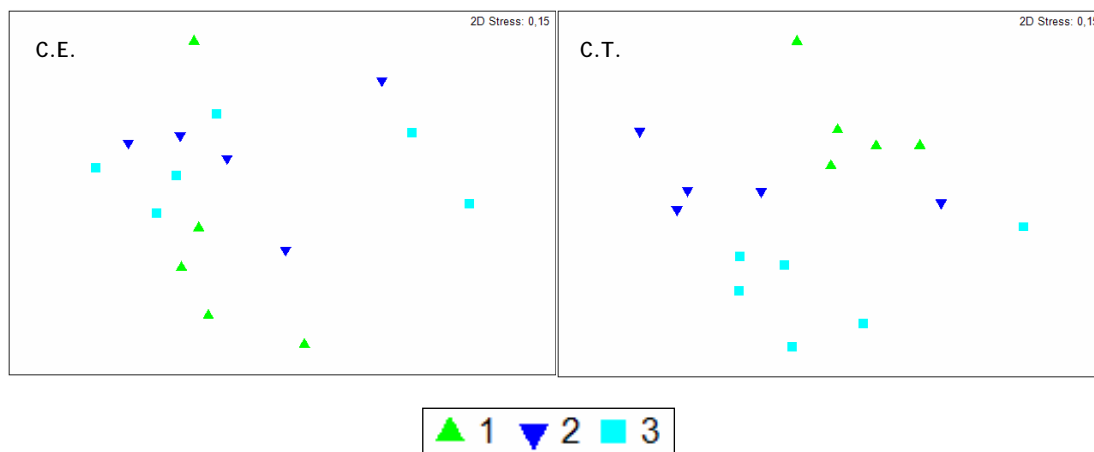


Figura 2.10 Diagrama de ordenación nMDS sobre la matriz de similitud de Bray-Curtis realizada con el poblamiento íctico para cada periodo sin las especies pelágicas. 1: 1990-1995; 2: 1996-2002; 3: 2003-2008



Al estudiar la estructura espacial y trófica de la comunidad de peces existente en la zona próxima al Cabo de Palos se detectan diferencias entre los periodos de estudio. En la ordenación nMDS realizada sobre los datos de abundancia de peces agrupados en categorías tróficas (Fig. 2.11) se aprecian diferencias claras en la estructura trófica de la comunidad de peces entre los tres periodos estudiados, tanto de forma visual en el nMDS, como testado estadísticamente mediante el ANOSIM (Anexo, Tabla 2.14). Por el contrario, la estructura espacial de la comunidad no parece compartir dicha tendencia, apareciendo diferencias tan sólo entre el periodo previo al establecimiento de la reserva y los dos periodos posteriores (Tabla 2.13 en Anexo).

Figura 2.11 Diagramas de ordenación nMDS sobre la matriz de similitud de Bray-Curtis realizada para cada periodo. 1: 1990-1995; 2: 1996-2002; 3: 2003-2008. C.E.: Categorías espaciales. C.T.: Categorías tróficas



### 2.2.3.2 PERMANOVA

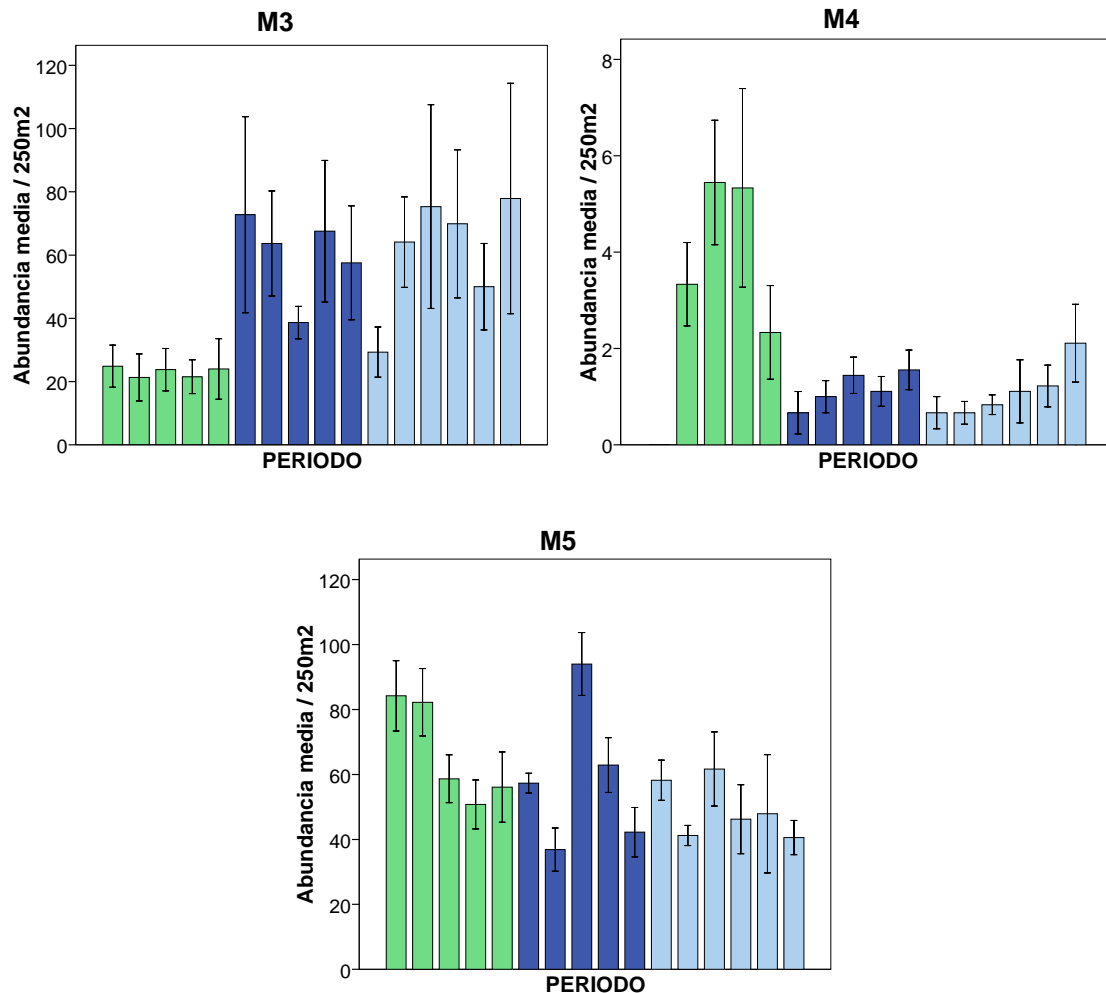
Los resultados obtenidos reflejan claras diferencias entre el poblamiento íctico de cada uno de los periodos, no sólo en cuanto a su composición específica sino también en cuanto a su estructura espacial y trófica (Anexo, Tabla 2.15). Esto indica la existencia de un cambio sustancial del poblamiento a lo largo del periodo estudiado, el cual es achacable al establecimiento de la reserva marina.

Sin embargo, al estudiarse de forma individual el comportamiento de cada una de las categorías tróficas o espaciales, no todas ven modificada su abundancia de forma significativa entre los tres periodos estudiados. De hecho sólo cuatro de las categorías tróficas y tres de las espaciales han visto variar sus poblaciones de forma significativa en el periodo estudiado (Anexo Tabla 2.16).

De entre las categorías espaciales, las que han reflejado cambios a lo largo del tiempo son las categorías M3, M4 y M5 (Anexo, Tabla 2.16), todas ellas formadas por especies necto-bentónicas muy ligadas al fondo, aunque con movilidad variable en función de la categoría de que se trate. Tan sólo la categoría M3 ha sufrido un claro aumento de su abundancia, mientras que las otras dos han sufrido una disminución (Fig. 2.12). Es destacable la evolución de la categoría M4, integrada únicamente por el salmonete (*M. surmuletus*), y que ha visto reducida su población de forma drástica tras el establecimiento de la reserva.

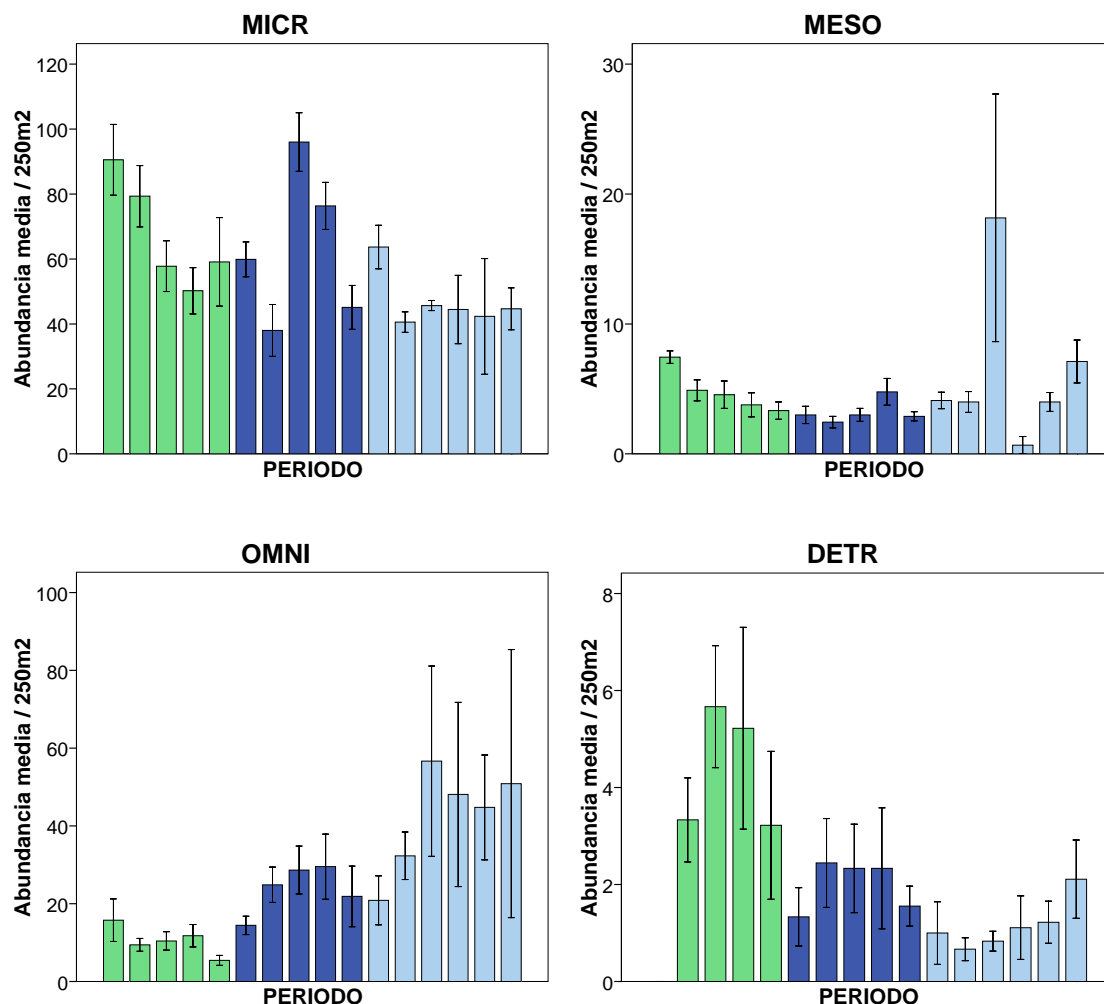


Figura 2.12 Abundancia media ( $n^{\circ}$  ind.  $250\text{ m}^{-2} \pm \text{ET}$ ) de las categorías espaciales para las que se obtuvieron diferencias significativas entre periodos. Verde: 1990-1995; Azul: 1996-2002; Celeste: 2003-2008



Como se ha mencionado anteriormente, cuatro de las categorías tróficas (MICR, MESO, OMNI, DETR) han sufrido cambios a lo largo del periodo estudiado (Anexo, Tabla 2.16). Al igual que para las categorías espaciales, en las categorías tróficas se han producido diferentes respuestas al establecimiento de la reserva marina. La categoría compuesta por especies omnívoras es la única ha mostrado a lo largo de este periodo una tendencia positiva. Por otro lado, los micrófagos y las especies detritívoras han sufrido una tendencia inversa, viéndose con ello reducidas sus poblaciones. Por último, la categoría compuesta por las especies mesófagas, si bien se observan diferencias significativas en el análisis PERMANOVA realizado, no refleja una tendencia temporal clara.

Figura 2.13 Abundancia media (nº ind. 250 m<sup>-2</sup> ± ET) de las categorías tróficas para las que se obtuvieron diferencias significativas entre periodos. Periodos: Verde: 1990-1995; Azul: 1996-2002; Celeste: 2003-2008



Para 20 de las especies, consideradas individualmente, se han observado cambios en su población entre los tres periodos estudiados (Anexo, Tabla 2.17). Para algunas de ellas se observa una clara tendencia positiva a lo largo del tiempo, como es el caso de los meros (*Epinephelus marginatus* y *E. costae*), algunas especies de sargos (*Diplodus sargus*, *D. vulgaris* y *D. annularis*) y el lábrido *Symphodus mediterraneus* (Fig. 2.14). También cabe destacar las especies para las que su población ha menguado tras el establecimiento de la reserva marina (Fig. 2.15). Dos pequeños lábridos (*Thalassoma pavo* y *Symphodus roissali*), el serránido *Serranus cabrilla* y el salmonete de roca (*Mullus surmuletus*) son las especies en las que mejor se observa esta disminución de la población.



Figura 2.14 Abundancia media ( $n^{\circ}$  ind.  $250\text{m}^{-2} \pm \text{ET}$ ) de las especies para las que se obtuvieron diferencias significativas entre periodos y tienen una tendencia positiva. Periodos: Verde: 1990-1995; Azul: 1996-2002; Celeste: 2003-2008

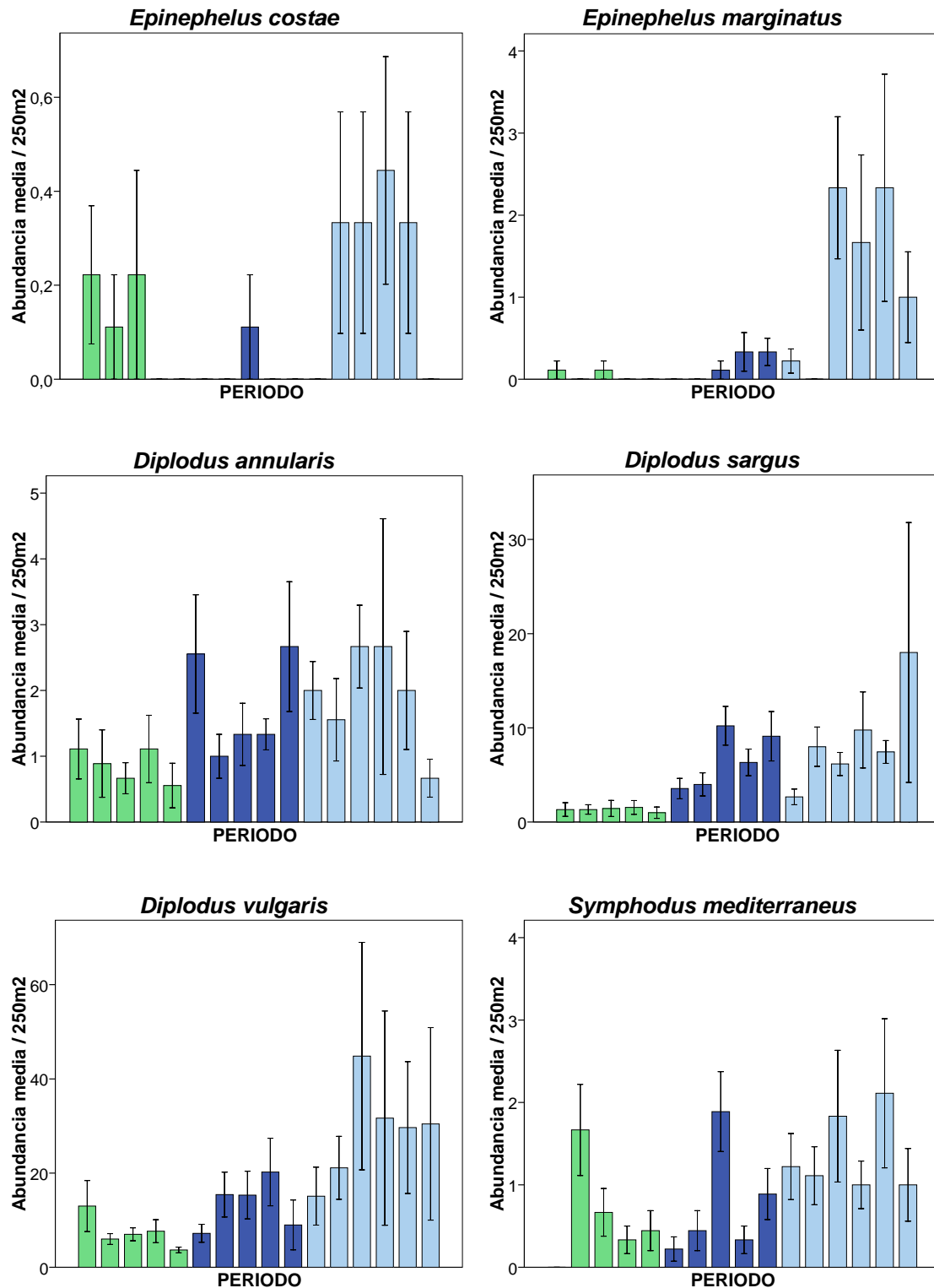
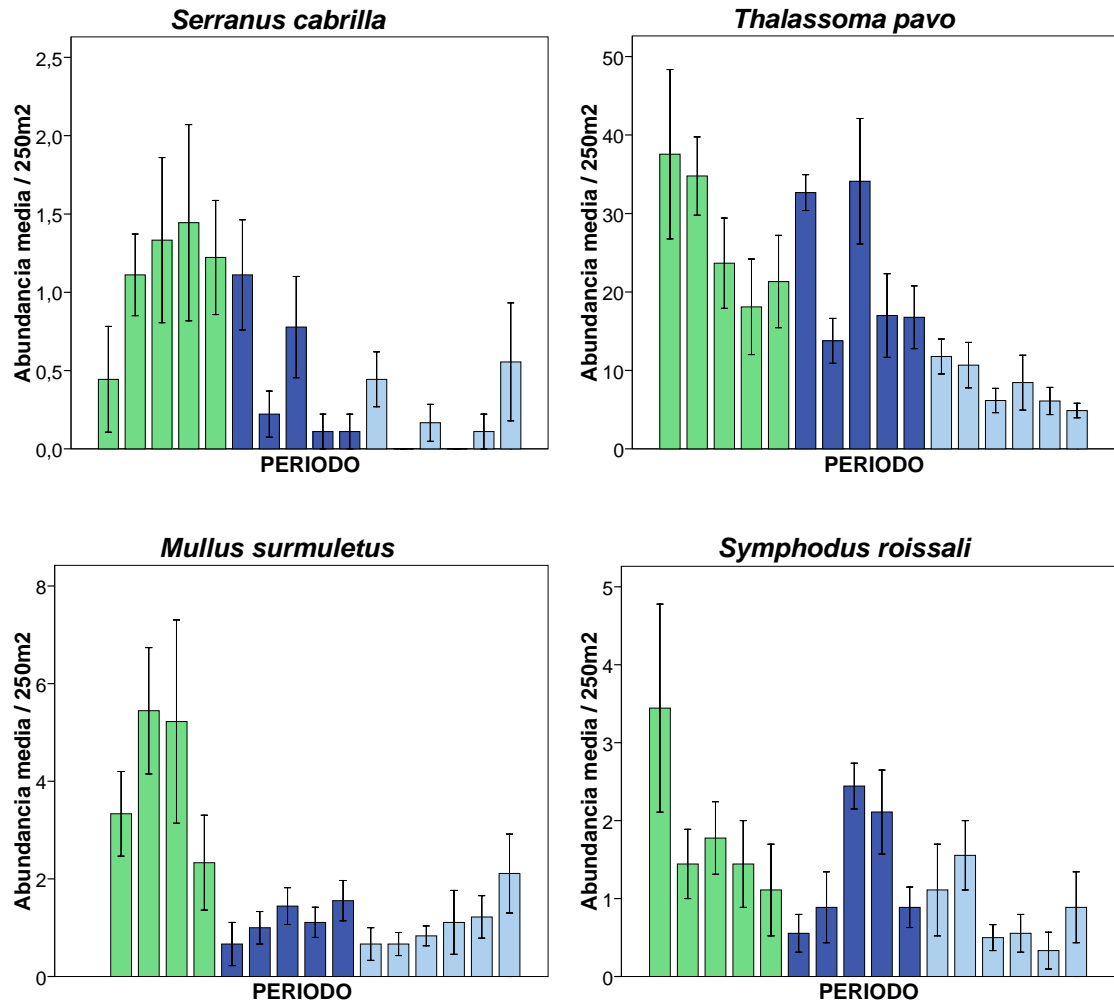


Figura 2.15 Abundancia media ( $n^{\circ}$  ind.  $250\text{ m}^{-2} \pm \text{ET}$ ) de las especies para las que se obtuvieron diferencias significativas entre periodos y tienen una tendencia negativa. Periodos: Verde: 1990-1995; Azul: 1996-2002; Celeste: 2003-2008





Seguimiento de la Reserva Marina de Cabo de Palos - Islas Hormigas  
2008



Tabla 2.17 Abundancia media (Nº indiv. 250 m<sup>-2</sup> ± E.T.) de las especies de peces censadas en la reserva marina de Cabo de Palos - Islas Hormigas (1996-2008)

Especie	1996	1998	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008
<i>M. aquila</i>			0,2 ± 0,2		0,04 ± 0,04	0,4 ± 0,2	0,4 ± 0,2	0,2 ± 0,1	0,04 ± 0,04	0,04 ± 0,04
<i>E. encrasicolus</i>		11,7 ± 11,7		37,0 ± 25,7						18,5 ± 18,5
<i>M. helena</i>	0,8 ± 0,3	0,3 ± 0,1	0,4 ± 0,1	0,5 ± 0,2	2,1 ± 0,5	0,5 ± 0,2	0,1 ± 0,1	0,4 ± 0,1	0,4 ± 0,1	0,4 ± 0,2
<i>B. belone</i>		0,1 ± 0,1								
<i>P. phycis</i>	0,0 ± 0,0		0,1 ± 0,1						0,04 ± 0,04	
<i>A. anthias</i>	65,1 ± 19,5	39,2 ± 15,1	22,1 ± 7,0	11,3 ± 3,8	44,7 ± 15,6	20,2 ± 7,9	25,3 ± 9,0	1,7 ± 0,8	6,8 ± 2,9	14,3 ± 7,8
<i>E. aeneus</i>										
<i>E. costae</i>	0,1 ± 0,1	0,7 ± 0,3	0,4 ± 0,2	1,0 ± 0,6	0,9 ± 0,3	0,7 ± 0,2	1,6 ± 0,8	1,8 ± 0,8	0,9 ± 0,2	1,7 ± 0,5
<i>E. marginatus</i>	0,2 ± 0,1	0,9 ± 0,2	3,4 ± 0,7	4,0 ± 1,0	3,9 ± 0,8	2,6 ± 0,8	5,6 ± 0,9	8,2 ± 1,4	4,7 ± 0,8	6,7 ± 1,3
<i>E. caninus</i>				0,1 ± 0,1						
<i>M. rubra</i>			0,1 ± 0,1		0,3 ± 0,1	0,6 ± 0,3	1,9 ± 0,8	1,8 ± 0,5	0,6 ± 0,3	2,0 ± 0,6
<i>S. atricauda</i>	0,0 ± 0,0	0,1 ± 0,1	0,04 ± 0,04		0,04 ± 0,04					
<i>S. cabrilla</i>	2,3 ± 0,3	1,3 ± 0,3	1,9 ± 0,4	1,4 ± 0,3	1,6 ± 0,4	0,2 ± 0,1	0,5 ± 0,2	1,0 ± 0,2	0,9 ± 0,2	1,4 ± 0,3
<i>S. scriba</i>	1,2 ± 0,2	1,4 ± 0,2	2,1 ± 0,4	2,5 ± 0,5	2,2 ± 0,3	1,4 ± 0,3	1,4 ± 0,3	1,9 ± 0,3	3,1 ± 0,4	7,3 ± 4,7
<i>A. imberbis</i>	8,2 ± 2,3	3,4 ± 0,9	15,1 ± 4,3	7,9 ± 1,4	4,9 ± 1,3	2,9 ± 0,9	1,6 ± 0,7	1,0 ± 0,5	1,6 ± 0,5	6,2 ± 1,7
<i>S. dumerili</i>		1,4 ± 1,4		7,1 ± 5,4			0,2 ± 0,1			0,1 ± 0,1
<i>T. mediterraneus</i>	0,3 ± 0,3	0,8 ± 0,7								
<i>P. dentex</i>					0,2 ± 0,1			0,8 ± 0,5		0,04 ± 0,04
<i>S. sarda</i>										0,8 ± 0,8
<i>C. hippurus</i>	0,0 ± 0,0									
<i>P. incisus</i>	0,0 ± 0,0									
<i>P. octolineatum</i>									0,04 ± 0,04	
<i>S. umbra</i>	0,9 ± 0,7	1,8 ± 0,9	5,2 ± 1,7	4,2 ± 1,7	5,5 ± 1,7	8,4 ± 3,3	12,8 ± 4,5	5,9 ± 3,2	7,6 ± 3,0	8,5 ± 4,0
<i>M. surmuletus</i>	0,5 ± 0,2	0,6 ± 0,2	0,6 ± 0,2	0,6 ± 0,2	0,2 ± 0,1	0,2 ± 0,1	0,3 ± 0,1	0,4 ± 0,2	0,5 ± 0,2	0,7 ± 0,3

Especie	1996	1998	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008
<i>B. boops</i>	13,1 ± 13,1	38,5 ± 37,0		190,6 ± 82,4			101,9 ± 46,7	443,8 ± 78,0	139,0 ± 44,0	101,8 ± 43,3
<i>D. dentex</i>	2,9 ± 1,7	0,4 ± 0,2	5,8 ± 4,4	2,0 ± 0,7	1,7 ± 0,6	5,3 ± 2,6	2,3 ± 0,5	7,4 ± 2,8	5,3 ± 1,7	11,1 ± 3,6
<i>D. annularis</i>	1,4 ± 0,5	0,4 ± 0,2	0,8 ± 0,2	1,1 ± 0,4	0,7 ± 0,2	0,5 ± 0,2	0,9 ± 0,3	0,9 ± 0,7	0,7 ± 0,3	0,2 ± 0,1
<i>D. cervinus</i>	0,3 ± 0,1	0,2 ± 0,2	0,3 ± 0,1	0,5 ± 0,2	2,0 ± 0,5	0,8 ± 0,2	1,3 ± 0,3	1,7 ± 0,3	1,0 ± 0,2	1,2 ± 0,5
<i>D. puntazzo</i>	3,5 ± 0,8	4,3 ± 1,3	5,4 ± 1,9	4,5 ± 0,8	2,7 ± 0,7	2,6 ± 0,7	2,5 ± 0,8	3,6 ± 0,6	2,9 ± 0,5	4,6 ± 1,1
<i>D. sargus</i>	9,5 ± 3,6	11,6 ± 3,3	12,3 ± 3,7	12,4 ± 1,7	8,2 ± 1,3	7,6 ± 1,7	5,0 ± 1,0	10,3 ± 2,1	7,0 ± 1,2	13,0 ± 5,1
<i>D. vulgaris</i>	25,0 ± 4,7	32,0 ± 7,0	32,0 ± 9,5	15,1 ± 3,3	12,2 ± 3,0	18,4 ± 4,6	38,4 ± 13,8	24,7 ± 9,0	24,3 ± 8,3	21,5 ± 8,1
<i>O. melanura</i>	33,3 ± 13,5	10,5 ± 3,5	5,7 ± 2,7	4,7 ± 2,0	0,9 ± 0,8	11,4 ± 7,5	4,1 ± 2,2	2,1 ± 0,8	11,8 ± 5,8	11,6 ± 9,1
<i>P. pagrus</i>	0,0 ± 0,0	0,1 ± 0,1			0,04 ± 0,04				0,04 ± 0,04	0,04 ± 0,04
<i>P. auriga</i>					0,1 ± 0,1					
<i>S. salpa</i>	37,7 ± 11,1	46,0 ± 7,9	37,6 ± 7,8	43,4 ± 10,5	11,3 ± 3,8	14,9 ± 5,5	8,3 ± 3,4	5,9 ± 2,6	2,2 ± 1,0	9,1 ± 5,6
<i>S. aurata</i>	0,04 ± 0,04	0,1 ± 0,1	0,3 ± 0,2	0,1 ± 0,1	0,3 ± 0,1	0,4 ± 0,1	0,7 ± 0,4	0,1 ± 0,1	0,1 ± 0,1	0,8 ± 0,4
<i>S. cantharus</i>	0,1 ± 0,1					17,9 ± 7,7	3,1 ± 1,7	3,6 ± 3,3	3,5 ± 1,9	0,5 ± 0,3
<i>S. smaris</i>		37,0 ± 37,0		18,4 ± 17,0					0,9 ± 0,4	0,04 ± 0,04
<i>C. chromis</i>	527,7 ± 89,2	635,4 ± 84,2	748,0 ± 108,6	571,8 ± 73,4	470,4 ± 105,2	443,7 ± 62,2	441,1 ± 70,3	323,0 ± 61,6	290,8 ± 55,3	508,7 ± 95,5
<i>C. julis</i>	32,7 ± 7,7	13,0 ± 1,9	46,1 ± 10,3	9,9 ± 2,2	57,0 ± 13,3	152,4 ± 45,0	88,6 ± 31,1	19,5 ± 4,8	28,2 ± 9,6	34,4 ± 10,8
<i>L. merula</i>	0,04 ± 0,04		0,1 ± 0,1	0,1 ± 0,1	0,1 ± 0,1	0,1 ± 0,1	0,1 ± 0,1	0,4 ± 0,3	0,1 ± 0,1	0,1 ± 0,1
<i>L. viridis</i>						0,04 ± 0,04	0,1 ± 0,1	0,04 ± 0,04	0,1 ± 0,1	0,1 ± 0,1
<i>S. doderleini</i>	0,04 ± 0,04	0,5 ± 0,2	0,2 ± 0,1	0,1 ± 0,1	0,1 ± 0,1	0,04 ± 0,04	0,1 ± 0,1	0,2 ± 0,1	0,04 ± 0,04	0,3 ± 0,1
<i>S. mediterraneus</i>	0,5 ± 0,2	1,9 ± 0,4	1,2 ± 0,3	1,2 ± 0,2	2,0 ± 0,4	0,9 ± 0,2	1,4 ± 0,3	1,4 ± 0,2	1,9 ± 0,4	1,3 ± 0,3
<i>S. melanocercus</i>		0,04 ± 0,04	0,7 ± 0,3		0,1 ± 0,1	0,1 ± 0,1	0,7 ± 0,4	0,1 ± 0,1	0,1 ± 0,1	
<i>S. ocellatus</i>	2,6 ± 0,9	2,0 ± 0,6	13,7 ± 7,5	2,4 ± 0,7	4,8 ± 1,1	6,0 ± 2,4	4,0 ± 1,0	6,2 ± 2,3	10,6 ± 5,2	10,3 ± 5,0
<i>S. roissali</i>	0,4 ± 0,1	0,6 ± 0,2	1,1 ± 0,3	0,4 ± 0,1	0,5 ± 0,2	0,6 ± 0,2	0,2 ± 0,1	0,2 ± 0,1	0,3 ± 0,1	0,3 ± 0,2
<i>S. rostratus</i>	0,1 ± 0,1	0,1 ± 0,1	0,4 ± 0,1	0,3 ± 0,1	0,1 ± 0,1	0,2 ± 0,1	0,3 ± 0,1	0,2 ± 0,1	1,0 ± 0,6	0,4 ± 0,1
<i>S. tinca</i>	2,6 ± 0,5	4,1 ± 0,7	10,0 ± 1,6	3,3 ± 0,7	2,1 ± 0,6	4,4 ± 0,9	3,6 ± 1,0	3,0 ± 0,7	2,5 ± 0,6	1,4 ± 0,4
<i>T. pavo</i>	99,1 ± 25,9	31,6 ± 6,2	28,9 ± 5,9	58,2 ± 17,2	47,9 ± 9,8	32,4 ± 9,0	16,5 ± 4,3	12,4 ± 4,1	4,8 ± 1,3	7,8 ± 2,7
<i>S. viridensis</i>	40,3 ± 21,8	26,4 ± 14,5	0,3 ± 0,3	15,9 ± 8,6	21,0 ± 6,6	14,8 ± 7,3	21,3 ± 12,7	30,2 ± 15,0	9,8 ± 5,0	14,0 ± 4,3





## Seguimiento de la Reserva Marina de Cabo de Palos - Islas Hormigas 2008



Especie	1996	1998	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008
<i>Mugilidae</i>	0,9 ± 0,7	0,5 ± 0,3	0,4 ± 0,4		0,1 ± 0,1					
<i>S. maderenis</i>							0,1 ± 0,04			
<i>S. scrofa</i>					0,3 ± 0,1	0,1 ± 0,1	0,1 ± 0,1	0,04 ± 0,04	0,04 ± 0,04	0,1 ± 0,1
<i>S. porcus</i>	0,7 ± 0,7			0,04 ± 0,04						
<i>S. notata</i>		0,0 ± 0,0		0,1 ± 0,1	0,1 ± 0,1					
<i>A. hepsetus</i>	37,0 ± 25,7									
Abundancia	951,4 ± 109,3	960,9 ± 139,4	1002,9 ± 119,9	1034,4 ± 135,8	713,1 ± 129,8	773,7 ± 102,7	798,5 ± 91,0	926,3 ± 99,8	576,4 ± 75,6	822,4 ± 129,5
Abundancia reducida	233,6 ± 36,8	159,4 ± 15,0	226,2 ± 20,7	177,4 ± 21,3	175,8 ± 18,5	283,3 ± 52,3	204,3 ± 33,0	124,4 ± 15,0	124,9 ± 14,6	153,4 ± 17,6
Riqueza	14,2 ± 0,4	15,2 ± 0,6	16,8 ± 0,5	16,4 ± 0,5	16,8 ± 0,6	14,6 ± 0,5	15,4 ± 0,7	16,4 ± 0,4	16,7 ± 0,5	16,2 ± 0,5





## 2.4 Discusión

Del estudio realizado sobre el poblamiento de peces mediante censos visuales se extrae como conclusión más importante que se han producido notables cambios en la composición del poblamiento tras el establecimiento de la reserva marina. Estos cambios se han producido en todos los sectores que forman la reserva marina. Aunque se han observado claras diferencias en el poblamiento de los tres sectores a lo largo de todo el periodo estudiado, es destacable que los cambios en la estructura trófica y espacial que se han producido en cada uno de ellos han tenido una tendencia similar, si bien las especies que han ocupado cada categoría espacial y trófica en cada uno de los sectores hayan sido distintas. Esta observación podría indicar que el establecimiento de medidas de protección sobre el poblamiento de peces produce cambios similares en las estructuras tróficas y espaciales de las comunidades independientemente de la composición específica del poblamiento.

El estudio a más largo plazo, realizado en el sector de la punta del cabo de Palos, nos ha permitido conocer la tendencia desarrollada antes y después de la instauración de las medidas protectoras. Los cambios en el poblamiento, así como en la estructura trófica y espacial del mismo, han ocurrido de forma gradual, apareciendo una comunidad de peces diferente según el periodo estudiado (antes, poco después, y al cabo de algunos años de establecidas las medidas de protección). Como en el caso anterior, los cambios producidos en el poblamiento de peces en cada uno de los sectores en los que hemos dividido la reserva han sido similares en términos de estructura funcional (espacial y trófica) del poblamiento de peces.

Los resultados obtenidos en los muestreos confirman también la importancia de la estructura del hábitat como uno de los principales condicionantes de la composición del poblamiento íctico. El hábitat estructural difiere notablemente entre los tres sectores de la reserva, y estas diferencias pueden estar interfiriendo con el efecto del diferente nivel de protección frente a la pesca. Por lo tanto, es esencial controlar el efecto de la estructura del hábitat, con el fin de separar su efecto del producido por la protección pesquera o de cualquier otra perturbación.

Por último destacar la tendencia positiva que han mostrado las abundancias de las especies piscívoras y de interés comercial para la pesca artesanal desde el establecimiento de las medidas de protección hace ya 14

años. Estas especies (principalmente *E. marginatus*, *E. costae*, *M. rubra*, *D. dentex*, *S. umbra* y *D. cervinus*), caracterizadas por ser especies de ciclo de vida largo, con una baja tasa reproductiva, han necesitado el transcurso de varios años para que sus poblaciones se vean incrementadas de forma notable alcanzando para algunas de ellas tasas de crecimiento casi exponenciales. Esta tendencia permite prever un aumento de capturas de las especies objetivo de la pesca artesanal durante los próximos años. La formulación de estas hipótesis es posible gracias al riguroso seguimiento que se está llevando a cabo sobre el poblamiento de peces existente en la reserva marina de Cabo de Palos - Islas Hormigas. Para poder continuar con la gestión de la reserva marina es de vital importancia el mantenimiento de este tipo de seguimientos que nos permitan en un futuro conocer los mecanismos que regulan las poblaciones existentes y prever de forma más precisa los cambios que pudieran acarrear diversas perturbaciones.



## 3 El impacto del submarinismo recreativo en la reserva marina

### 3.1 Introducción

En las AMPs las actividades humanas se modifican de dos modos: el ser humano como depredador apical se encuentra generalmente ausente (o su acción está considerablemente reducida), pero a cambio su presencia como visitante se ve incrementada (García-Charton *et al.* 2008). Las reservas marinas proporcionan bienes y servicios (p. ej. flora y fauna visualmente atractiva, hábitat estructural complejo y heterogéneo, paisaje submarino bien desarrollado) que contribuyen a crear un aumento significativo de la carga turística (Roncin *et al.* 2008). Este fenómeno puede causar daño físico, o incluso la extinción local de una serie de especies, como consecuencia del pisoteo, el efecto de los submarinistas, la acción de las anclas, y otras causas de perturbación, todo lo cual puede afectar a las poblaciones y comunidades, y con ello al paisaje submarino.

El buceo deportivo con escafandra autónoma es una de las formas de uso comercial que más se ha desarrollado en la reserva marina de Cabo de Palos - Islas Hormigas, por lo que resulta imprescindible realizar un control de los posibles impactos de esta actividad, a través de la comparación de las características poblacionales y estructurales de especies con valor como indicadoras por su especial fragilidad y vulnerabilidad a la acción erosiva de los buceadores. Las poblaciones de gorgonias constituyen un indicador idóneo para abordar este cometido.

### 3.2 Material y métodos

#### 3.2.1 Estudio del bentos mediante fotografía digital

El estudio fotográfico del recubrimiento algal se ha realizado siguiendo el mismo diseño de muestreo utilizado en años anteriores: seis sitios -tres en la zona de amortiguación (bajo de Piles, bajo de Dentro y bajo de Fuera) y tres en el interior de la reserva integral (dos en la isla Hormiga, y una en el Hormigón), y dos campañas de muestreo -una previa a la temporada alta de buceo, en verano, y otra después de la misma. En cada sitio y época se realizan 100 fotografías digitales del fondo, de las cuales se analizan 75, tras descartar las que han resultado desenfocadas o contienen organismos de gran tamaño (peces, crustáceos, etc.) que pudieran distorsionar las medidas de

cobertura o densidad de especies bentónicas. Para obtener una fotografía de área fija y conocida, y para garantizar la calidad de las instantáneas, así como para facilitar el trabajo bajo el agua, se ha diseñado un soporte rígido de PVC (Fotografía 3.2) acoplado a la carcasa de la cámara. Este soporte ha permitido realizar fotografías a una altura fija de 75 cm respecto de la superficie y cubriendo un área de 0,35 m<sup>2</sup>.

El trabajo de gabinete para el análisis de las fotografías obtenidas en los muestreos se ha realizado con el programa de tratamiento de imágenes Adobe ImageReady 7.0. Cada una de las imágenes, antes de empezar el conteo de organismos y porcentajes de cobertura, es tratada tanto para mejorar el contraste como para los niveles de RGB, aumentándose de esta manera la capacidad de discriminación de organismos y facilitándose la labor de conteo de los organismos y morfotipos algales. En las fotografías, una vez realizados los ajustes necesarios, se crean unas celdas que dividen la imagen en 400 unidades. Cada celda estará ocupada por una clase de organismo o por uno de los cuatro morfotipos algales establecidos previamente. En caso de que coincidan más de un organismo o más de un morfotipo de alga se considerará aquél que ocupe mayor porcentaje de la celda.

Se han realizado dos clases diferentes de conteo, al igual que se hizo con el seguimiento de visu durante los años anteriores: un conteo de porcentajes de cobertura donde se han incluido los morfotipos algales y grupos taxonómicos como las esponjas; y un conteo por número de individuos o colonias entre los que incluimos equinodermos, ascidias, briozoos o anélidos.

### 3.2.2 Censos de gorgonias

En el presente estudio la población de gorgonia blanca fue estudiada en cuatro localidades. De estas localidades dos están situadas en el interior de la reserva integral (isla Hormiga e islote del Hormigón), y las otras dos en el bajo de Dentro, uno al norte del bajo y el otro cerca de la cueva existente en su cara este. Para el estudio de las colonias de *Eunicella singularis*, se eligió como en años anteriores el bajo de Dentro ya que éste es el único punto dentro de la reserva parcial que presenta una población de gorgonias comparable en tamaño y densidad a la de la reserva integral.

El muestreo ha consistido en lanzar aleatoriamente una serie de 8 quadrats de 1 m<sup>2</sup> en cada una de las localidades mencionadas, a profundidades de entre 24 y 31 metros. En cada réplica se anotó la densidad total de colonias y el número de colonias tumbadas.



### 3.2.3 Análisis de datos

Las diferencias de densidad y cobertura de organismos bentónicos estimadas por fotografía digital se han testado mediante ANOVA de un factor. En lo que respecta a la densidad de gorgonias (total, nº de colonias tumbadas, y ratio tumbadas / total) de los últimos 4 años, fueron testadas a través de un análisis ANOVA mixto, incluyendo los siguientes factores: Intensidad de Buceo (Buceo *vs.* No Buceo, factor fijo), Año (4 niveles, aleatorio), y considerando asimismo la Localidad (2 niveles) como aleatorio y anidado a la interacción de los dos anteriores.

En consonancia con el objetivo del estudio impacto, para maximizar la detección de los efectos perjudiciales de los buceadores en las comunidades bentónicas incluso cuando estos efectos estén únicamente empezando a desarrollarse (aceptando incluso la posibilidad de detectar impactos aparentes pero no reales) y por tanto manteniendo la probabilidad del error de Tipo II pequeña (incluso a costa de la probabilidad de cometer error de Tipo I), para los valores que mostraron homocedasticidad, el valor crítico de  $\alpha$  fue establecido en  $P = 0,1$ ; en el resto de casos, el valor crítico fue fijado en  $P = 0,05$ . Todos los análisis se han realizado con GMAV5 (Universidad de Sydney).

## 3.3 Resultados

### 3.3.1 Inmersiones en la reserva marina en 2008

En 2008 se han realizado un total de 21.705 inmersiones, de las cuales la inmensa mayoría (95,3%) han tenido lugar en aguas interiores, sobre todo en los bajos de Piles y de Dentro (Tabla 3.1, Fig. 3.1). Con ello, el número de inmersiones se ha incrementado linealmente durante la última década (Fig. 3.2).

Tabla 3.1 Inmersiones contabilizadas por meses y por lugares de buceo en la reserva marina de Cabo de Palos - Islas Hormigas durante 2008.

	B. TESTA	B. PILES	B. DENTRO	B. FUERA	AGUAS INT.	AGUAS EXT.	TOTAL
ENERO	0	87	152	14	239	14	253
FEBRERO	0	110	81	16	191	16	207
MARZO	9	690	456	29	1155	29	1184
ABRIL	0	390	310	62	700	62	762
MAYO	0	1009	1023	73	2032	73	2105
JUNIO	7	1333	1244	130	2584	130	2714
JULIO	82	2338	1498	125	3918	125	4043
AGOSTO	93	2848	2232	242	5173	242	5415
SEPTIEMBRE	56	1250	1043	152	2349	152	2501
OCTUBRE	46	667	562	77	1275	77	1352
NOVIEMBRE	33	417	379	65	829	65	894
DICIEMBRE	9	103	128	35	240	35	275
<b>TOTAL</b>	<b>335</b>	<b>11242</b>	<b>9108</b>	<b>1020</b>	<b>20685</b>	<b>1020</b>	<b>21705</b>



Figura 3.1 Vista de los dos principales puntos de buceo en la reserva marina: en primer término, los bajos de Piles (I y II), y en segundo, el bajo de Dentro; al fondo, las islas Hormigas, con indicación de la posición aproximada del límite de la reserva integral.



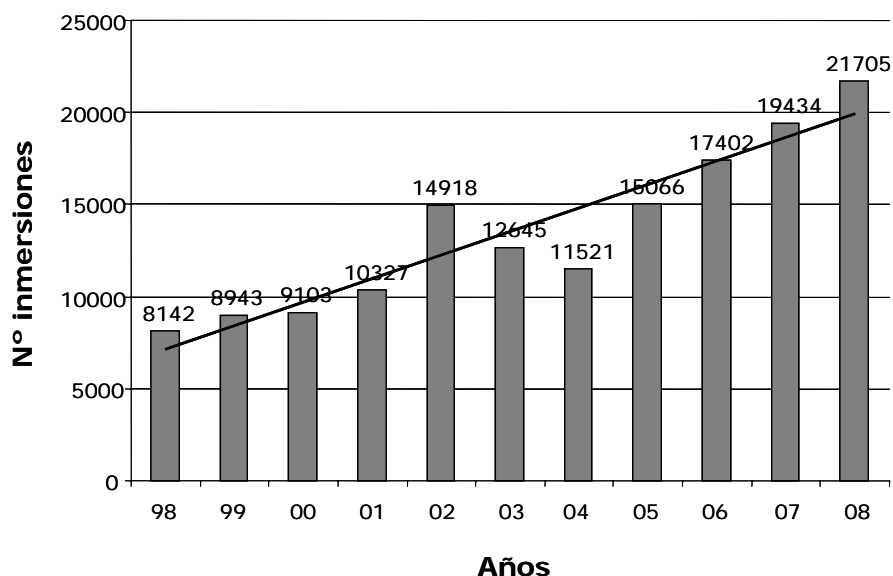


Figura 3.2 El número total de inmersiones contabilizadas (incluyendo aguas interiores y exteriores) en la reserva marina de Cabo de Palos - Islas Hormigas ha experimentado un aumento lineal en los últimos años.

Se trata de una actividad eminentemente estival, ya que, como viene siendo habitual año tras año, la mayoría de las inmersiones (un 43,6% este año) tienen lugar entre los meses de julio y agosto (Tabla 3.1, Fig. 3.3).

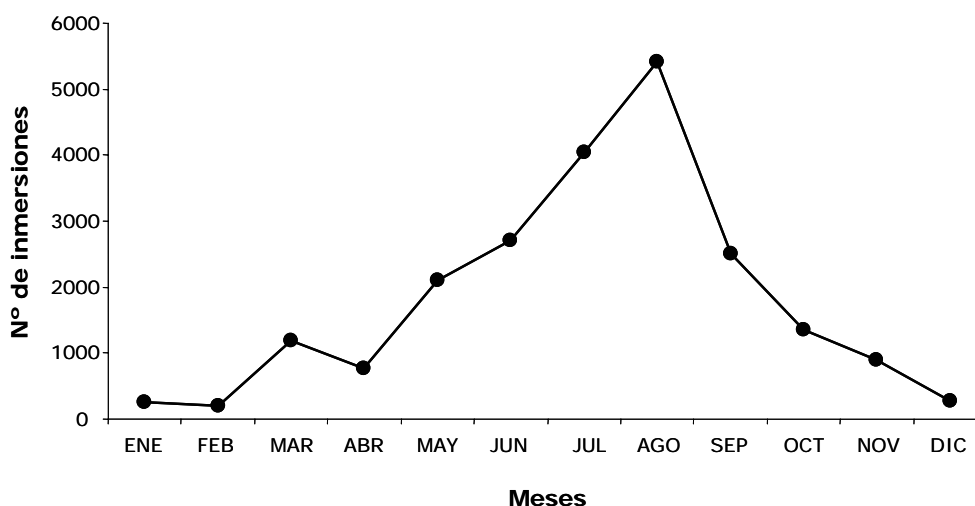


Figura 3.3 Evolución mensual del número total de inmersiones contabilizadas (incluyendo aguas interiores y exteriores) en la reserva marina de Cabo de Palos - Islas Hormigas en 2008.

### 3.3.2 Afección a los fondos infralitorales

Los resultados del seguimiento fotográfico de 2008, realizados al final de la temporada de buceo, coinciden con los obtenidos en años anteriores, y dan cuenta de una respuesta muy tenue de los fondos afectados por la presión turística recreativa, a pesar del aumento en la intensidad de uso experimentado este año. Lo más reseñable es una mayor proporción de fondo desprovisto de vegetación (Fig. 3.4a) y una mayor densidad de los erizos negro (Fig. 3.4b) y comestible (Fig. 3.4c) en la reserva parcial (bajos), y una mayor densidad de colonias del briozoo “falso coral” (Fig. 3.4d) en la reserva integral. En el caso de los erizos, si atendemos a las densidades estimadas en años anteriores mediante censos visuales, una densidad de alrededor de 1 indiv. m<sup>-2</sup> medida con fotografía digital equivale a una densidad “real” (estimada mediante censos visuales) de aproximadamente 5 indiv. m<sup>-2</sup>.

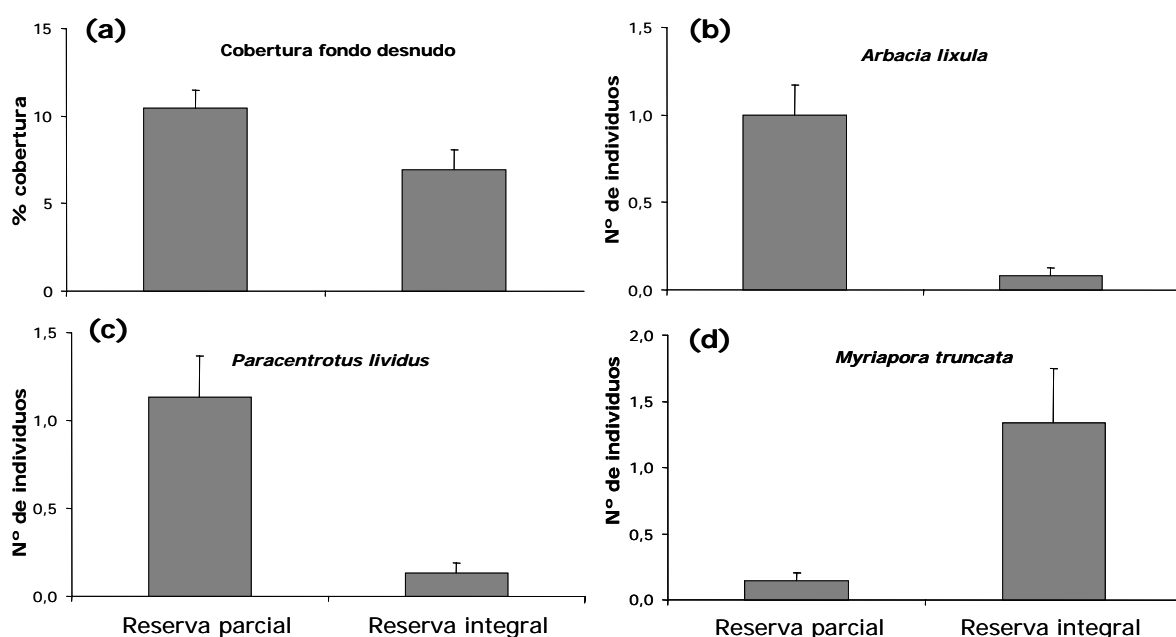


Figura 3.4 Valores medios ( $\pm$  error típico) de cobertura algal o densidad total de algunas especies en la reserva parcial y el archipiélago de las Hormigas (reserva integral) medidas con fotografía digital



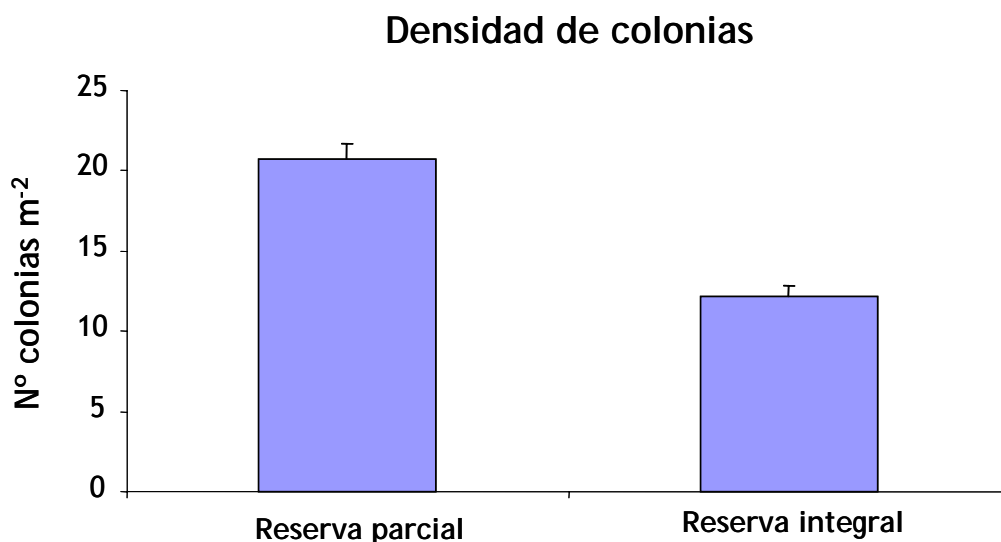
### 3.3.3 Afección a las gorgonias

Las gorgonias no parecen estar sufriendo un impacto significativo como consecuencia de la actividad subacuática recreativa. El número total de colonias de la gorgonia blanca (*Eunicella singularis*) ha sido significativamente mayor en la reserva parcial (bajo de Dentro:  $20,8 \pm 0,94$  colonias  $m^{-2}$ ) que en la reserva integral (donde, por término medio, se han observado  $12,1 \pm 0,71$  colonias por *quadrat*) (Tabla 3.1, Fig. 3.5). Por su parte, el número de colonias tumbadas también ha resultado mayor en la reserva parcial (Fig. 3.6). Dada la diferencia de densidad entre ambas zonas, el mejor indicador de impacto es la relación entre el número de colonias tumbadas y la densidad total (Fig. 3.7), que también es ligeramente mayor en la reserva parcial que en la integral, aunque tal diferencia no ha resultado estadísticamente significativa (Tabla 3.1)

Tabla 3.2 Resumen de los resultados del análisis mixto de la varianza aplicado a los valores observados de densidad total, nº de colonias tumbadas, y ratio tumbadas/total de *Eunicella singularis*, considerando el efecto de la intensidad de buceo, el año y la localidad

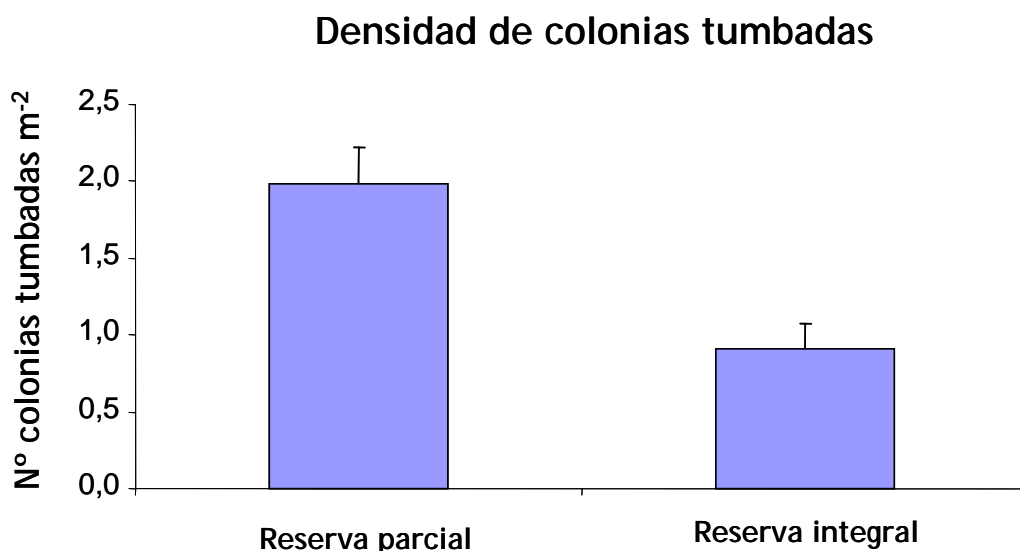
Fuente de variación	DF	DENSIDAD			Nº TUMBADAS			RATIO TUMB/TOTAL		
		Transform: Ln(X+1)			Transform: Ln(X+1)			Transform: ArcSen		
		MS	F	P	MS	F	P	MS	F	P
		C = 0,1318 (ns)			C = 0,1431 (ns)			C = 0,1577 (ns)		
Intensidad	1	8,8376	101,47	0,0021	5,5078	6,12	0,0898	564,6590	1,98	0,2544
Año	3	1,2814	2,01	0,1905	0,3648	0,71	0,5733	159,9611	1,25	0,3530
I x A	3	0,0871	0,14	0,9352	0,9005	1,75	0,2341	285,5738	2,24	0,1610
Loc (I x A)	8	0,6361	5,92	0,0000	0,5145	1,47	0,1757	127,5227	1,02	0,4273
Residual	112	0,1074			0,3498			125,3619		
Total	127									

Figura 3.5 Valores medios ( $\pm$  error típico) de densidad total de gorgonia blanca (*Eunicella singularis*) en el bajo de Dentro (reserva parcial) y el archipiélago de las Hormigas (reserva integral) para los 4 años estudiados



### Intensidad de buceo

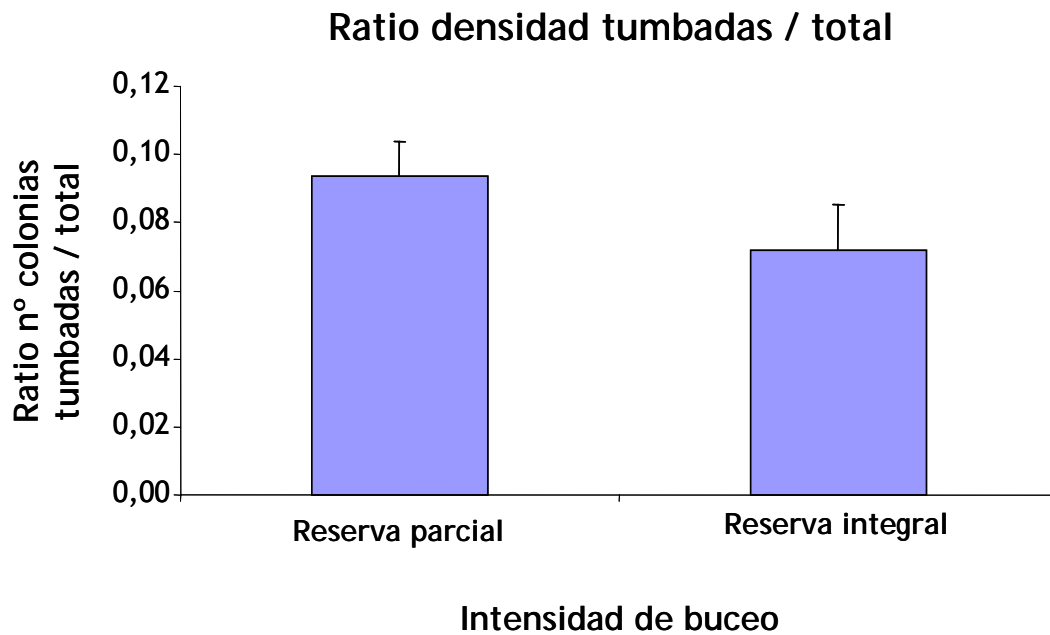
Figura 3.6 Valores medios ( $\pm$  error típico) de densidad de colonias tumbadas de gorgonia blanca (*Eunicella singularis*) en el bajo de Dentro (reserva parcial) y el archipiélago de las Hormigas (reserva integral) para los 4 años estudiados



Intensidad de buceo



Figura 3.7 Valores medios ( $\pm$  error típico) de razón entre el número de colonias tumbadas y la densidad total de gorgonia blanca (*Eunicella singularis*) en el bajo de Dentro (reserva parcial) y el archipiélago de las Hormigas (reserva integral) para los 4 años estudiados



### 3.4 Discusión

Tal y como está ocurriendo en años anteriores, y a pesar del aumento lineal en el número de inmersiones registradas en la reserva marina, la actividad turística subacuática no parece haber ejercido hasta el momento un efecto significativo sobre las poblaciones de gorgonia blanca, elegidas como indicadores de impacto por su ubicuidad y alta densidad en la reserva marina, así como por su aparente fragilidad, salvo la observación de una tendencia no significativa a una mayor proporción de colonias tumbadas (respecto a la densidad total de gorgonias) en la reserva parcial (bajo de Dentro) que en la reserva integral, aunque la relación directa entre esta observación y la acción erosiva de los buceadores no se puede establecer con certeza. Por otra parte, es perceptible una mayor proporción de fondo rocoso desprovisto de vegetación y una mayor densidad de erizos (*Paracentrotus lividus* y *Arbacia lixula*) en la reserva parcial, y una mayor densidad de colonias del briozoo *Myriapora truncata* (falso coral) en la reserva integral. A esto hay que añadir

los resultados tanto del estudio de los efectos del comportamiento individual como de los trabajos experimentales realizados en años anteriores (Pérez-Ruzafa *et al.* 2003, 2004; García-Charton *et al.* 2005, 2006), los cuales indican claramente que la acción individual de los submarinistas ejerce algún efecto sobre el fondo. El problema surge cuando se intenta cuantificar tal impacto mediante muestreos extensivos de campo, ya que la altísima variabilidad natural de los poblamientos bentónicos dificulta sobremanera la detectabilidad estadística de dichos impactos cuando la magnitud del efecto es cercano a los rangos de variación natural.

Estos resultados indican que, probablemente, el buceo está mostrando los primeros signos de impacto, aún ligero, sobre los fondos de la reserva. Ello nos lleva a recomendar el control estricto del número de inmersiones, y que éste no siga aumentando en años sucesivos, tal y como se va argumentar en los siguientes párrafos.

Hasta ahora (véase, p. ej., Davis & Tisdell 1996) se había estado considerando que la relación entre intensidad del factor de impacto debido al submarinismo y pérdida de calidad del ecosistema es lineal (Fig. 3.8).

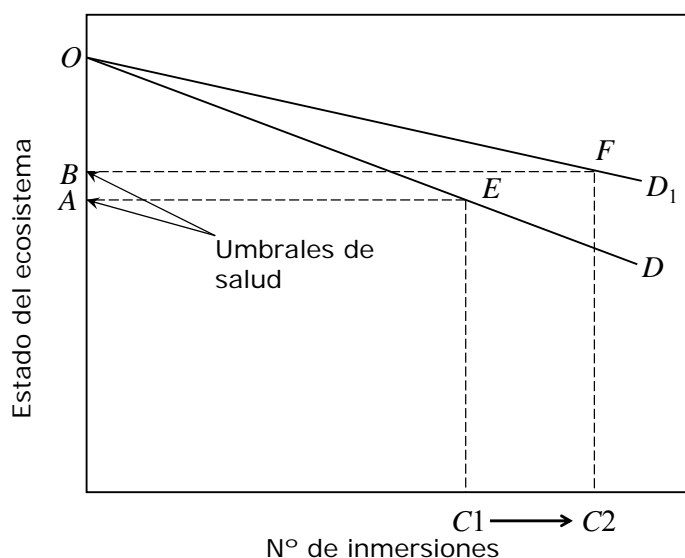


Figura 3.8 Umbrales de salud ambiental suponiendo una relación lineal entre intensidad de buceo e impacto sobre el ecosistema. El punto A indica el punto a partir del cual se detecta una respuesta indeseable de una variable utilizada como indicadora del nivel de estrés del ecosistema. La línea OED es una “función de daño”, que representa el nivel de impacto producido por un número creciente de inmersiones, siendo el punto E el número de inmersiones (C1) para el cual se alcanza el umbral de impacto A. Una gestión adecuada de la actividad puede incrementar el umbral de impacto (B), de modo que la función de daño OFD<sub>1</sub> permite un incremento del número máximo permisible de inmersiones (C2) (adaptado y modificado de Davis & Tisdell 1996).



Sin embargo, cada vez es más evidente en la literatura científica (Scheffer *et al.* 2001; Scheffer & Carpenter 2003; Collie *et al.* 2004; Hughes *et al.* 2005; Lees *et al.* 2006; Nyström *et al.* 2008) que la relación entre factor estresante (causante de impacto) y respuesta del ecosistema no tiene por qué ser (y de hecho casi nunca es) lineal, sino que puede variar en un continuo desde tal linealidad hasta una situación de histéresis (Fig. 3.9, 3.10).

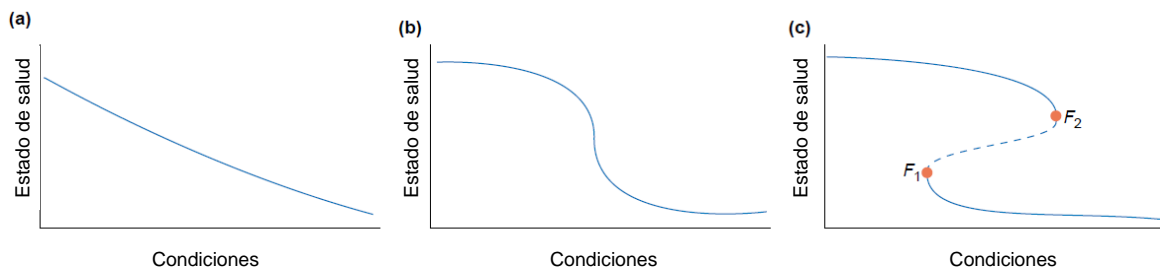


Figura 3.9 Aunque los sistemas dinámicos pueden responder linealmente a los cambios de las condiciones externas (a), a menudo cambian abruptamente cuando las condiciones se aproximan a un nivel crítico (b), e incluso pueden dar lugar a más de un estado estable (histéresis) en el rango de condiciones (c). Esta respuesta no es una propiedad fija de un sistema (según Scheffer & Carpenter 2003).

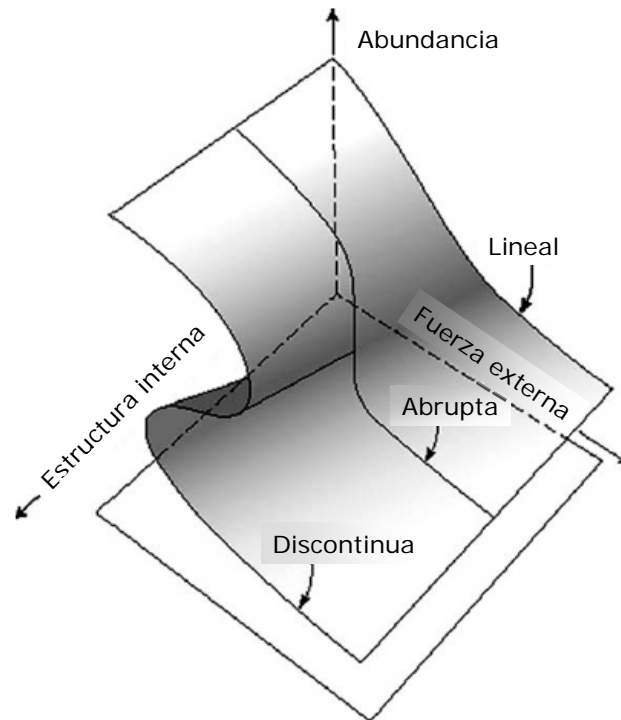


Figura 3.10 Los tres tipos de respuesta de un ecosistema a un factor externo son casos particulares de un continuo en la estructura interna del ecosistema (según Collie *et al.* 2004)

En una situación extrema, representada por un cambio discontinuo (Fig. 3.9c), la reversión del factor de impacto hasta llegar a niveles inmediatamente anteriores a que ocurriera un cambio abrupto no sería suficiente para recuperar el ecosistema, sino que sería necesario un control mucho más exhaustivo de dicho factor para restaurar los valores originales de la variable utilizada como indicadora del estado de salud del ecosistema (Fig. 3.11a).



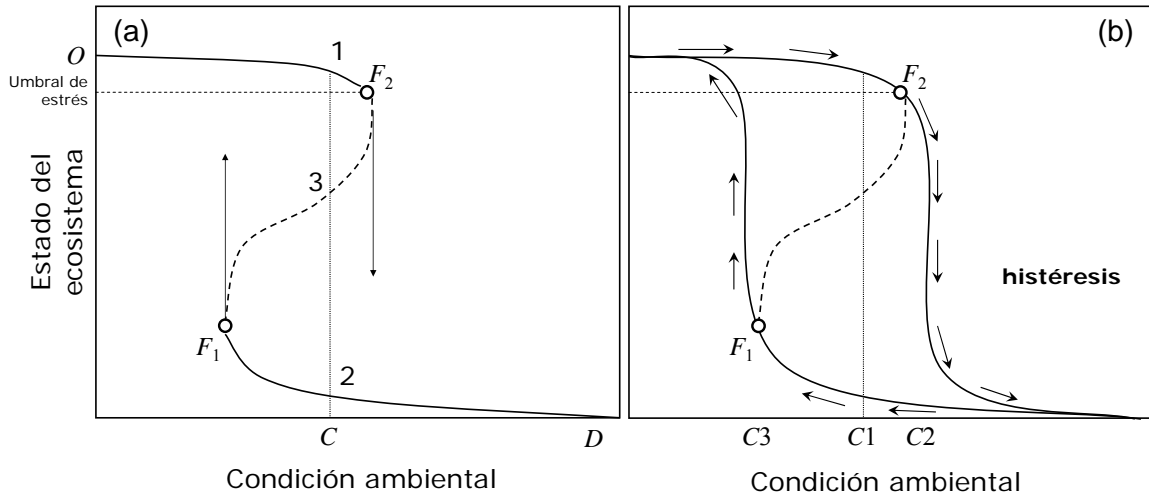


Figura 3.11 (a) En una situación de histéresis, para la condición ambiental  $C$  son posibles dos estados estables alternativos del ecosistema (puntos 1 y 2), separados por un tercer estado de equilibrio inestable (punto 3 sobre la línea discontinua  $F_1F_2$ ), el cual puede hacer bascular al sistema hacia un extremo u otro en función de pequeñas variaciones del factor perturbador. Si el sistema se encuentra en la rama superior ( $OF_2$ , indicadora de buen estado de salud) pero cerca del punto de bifurcación  $F_2$ , un ligero incremento en la condición más allá del umbral de estrés puede inducir un cambio catastrófico hacia el estado estable inferior ( $F_1D$ , mal estado de salud). Para restaurar el sistema y llevarlo de nuevo a la rama superior sería necesario revertir las condiciones ambientales hasta alcanzar el otro punto de bifurcación ( $F_1$ ). En su traslación al caso que nos ocupa (b), si el número de erizos pasa de  $C_1$  (señalado por la aparición de las primeras señales de respuesta del ecosistema a la perturbación debida a los erizos) hasta  $C_2$ , puede ocurrir una pérdida catastrófica de calidad del ecosistema, que únicamente sería reversible si la densidad de erizos disminuye hasta  $C_3$ , con el fin de permitir que se alcance el punto de bifurcación  $F_1$  (adaptado de Scheffer *et al.* 2001).

Respuestas de este tipo se han observado, por ejemplo, en el caso del cambio de fase entre corales y algas filamentosas (principalmente debido a la sobrepesca sobre peces herbívoros) en la Gran Barrera de Arrecifes de Australia o en el Caribe, o bien basculamiento desde fondos de kelpos a blanquical de erizos en las islas Aleutianas (Hughes *et al.* 2005; Nyström *et al.* 2008). En el Mediterráneo e islas Canarias se plantea la posibilidad de que el paso de macroalgas a blanquical de erizos se comporte de este modo (Fig. 3.11b, 3.12).

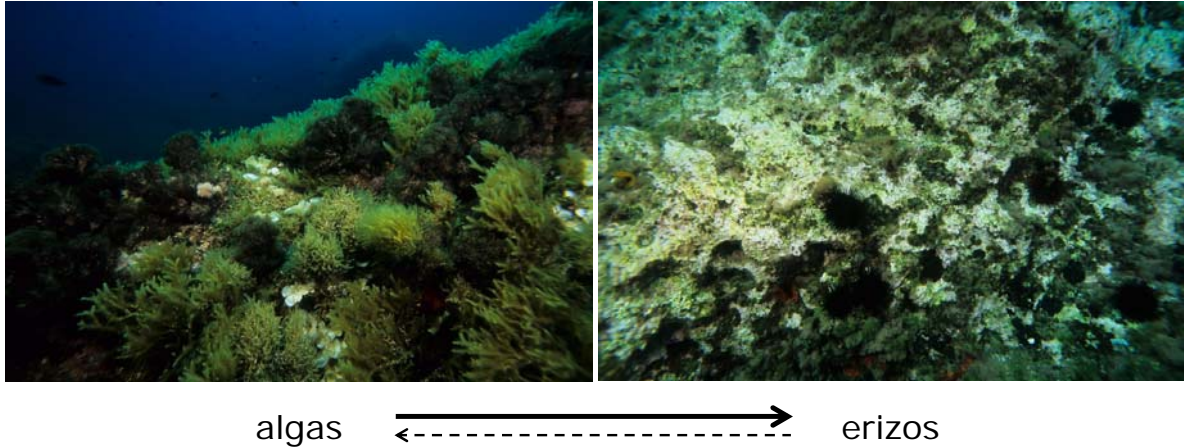


Figura 3.12 Posibles estados alternativos en los fondos infralitorales rocosos de la reserva marina de Cabo de Palos, representado por un cambio local de fase entre macroalgas y algas calcáreas y erizos.

Se ha emitido la hipótesis de que en los fondos infralitorales mediterráneos una densidad de 7-9 erizos  $m^{-2}$  provoca un cambio local de fase (Verlaque 1987), haciendo que la *facies* de macroalgas cambie bruscamente hacia un fondo desprovisto de cobertura por macroalgas (blanquizal). Si este proceso de degradación continúa, el sistema podría bascular hasta una generalización de la facies de blanquizal (Fig. 3.13). Tal generalización de los fondos de blanquizal se ha observado en Canarias (Hernández *et al.* 2008), así como en algunas localidades mediterráneas tanto protegidas (p. ej. reserva marina de Ustica, en Sicilia, Cianciolo *et al.* 2005) como no protegidas (litoral del Adriático oriental, Guidetti & Dulčić 2007; F. Badalamenti & J.A. García-Charton, *observ. pers.*) (Fig. 3.14).

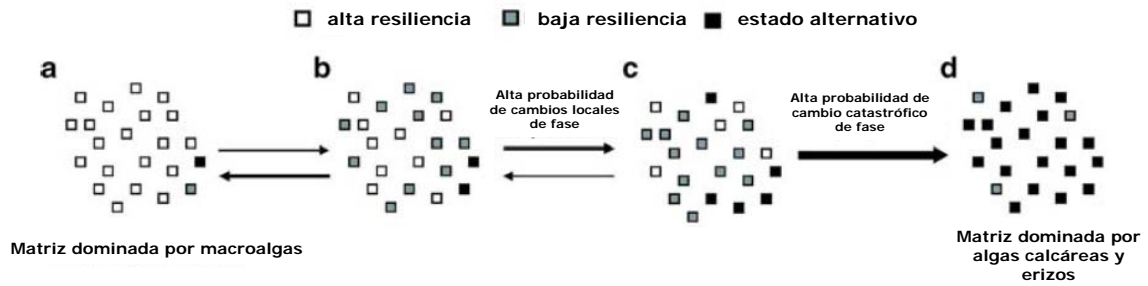


Figura 3.13 Diagrama esquemático que ilustra el posible desarrollo de un cambio catastrófico de fase entre fondos de macroalgas y de algas calcáreas y erizos. A medida que aumenta el número de manchas degradadas (de baja resiliencia) (a-c), disminuyen las posibilidades de recuperación local, debido a una pérdida progresiva de fuentes de resiliencia. En la situación (c) hay una alta probabilidad de que los cambios de fase se propaguen por vecindad, llevando a un cambio catastrófico (regional) de fase. Si esto ocurre (d), una fuerte histéresis impediría la recuperación debido a la ausencia de fuentes de resiliencia en la matriz (adaptado de Nyström et al. 2008).



Figura 3.14 Aspecto de la *facies* de algas calcáreas y erizos (blanquizar) en un litoral donde tal estado es generalizado en los fondos rocosos infralitorales (costa de Montenegro, Adriático) (Foto: F. Badalamenti).

El hecho de que no se haya observado en la reserva marina de Cabo de Palos - Islas Hormigas correspondencia lineal entre aumento de la intensidad de buceo (número de inmersiones) y magnitud del impacto detectable (p. ej., aumento de la superficie del lecho marino desprovista de recubrimiento por macroalgas, disminución de la abundancia / cobertura de especies frágiles, aumento en la densidad de erizos), no descarta que éste no esté ocurriendo, sino, más bien al contrario, hace prever que la respuesta del ecosistema pudiera ser abrupta, cuando no discontinua, dando lugar a respuestas catastróficas (cambios de fase) locales, y a la aparición de un paisaje submarino formado por un mosaico de manchas de macroalgas y de algas calcáreas y erizos.

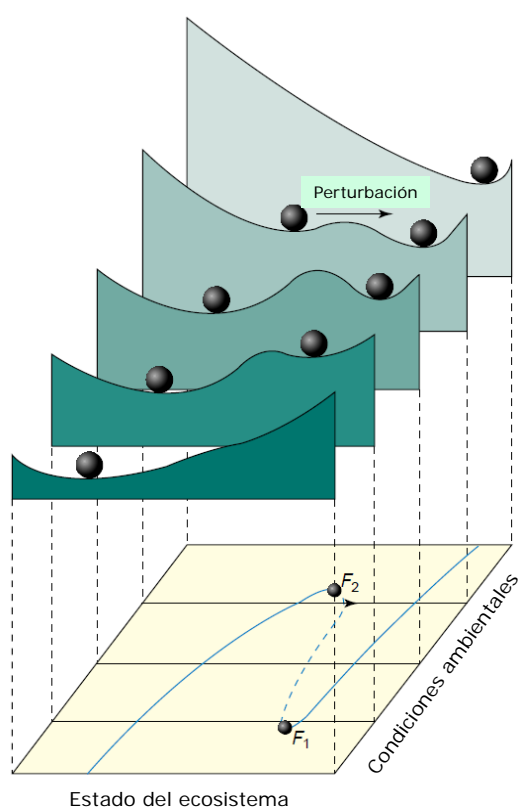


Figura 3.15 Las condiciones externas pueden afectar a la resiliencia frente a las perturbaciones de ecosistemas que muestran múltiples estados estables alternativos. El plano inferior muestra la curva de equilibrio de la Fig. 3.8c. Los perfiles representan paisajes de estabilidad, y describen los equilibrios y sus cuencas de atracción para 5 condiciones diferentes; los equilibrios estables se corresponden con los valles, mientras que las secciones inestables intermedias de las curvas de equilibrio se corresponden con las crestas. Si el tamaño de la cuenca de atracción es pequeño, la resiliencia es baja, de modo que una pequeña perturbación puede llevar al sistema hasta la cuenca alternativa de atracción antes de llegar al punto de bifurcación  $F_2$  (tomado de Scheffer *et al.* 2001)



El aumento en la densidad de peces depredadores de erizos que se observa en las reservas marinas puede impedir e incluso revertir este proceso (Clemente *et al.* 2009). Sin embargo, la perturbación continuada provocada por el aumento de la presión por buceadores puede alterar esta recuperación, pues sus efectos tanto directamente sobre la cobertura algal, como indirectamente por favorecer la proliferación de erizos, puede precipitar el cambio local de fase (Fig. 3.15).

En resumen, ante la posibilidad más que probable de que la relación entre perturbación y respuesta de los fondos de la reserva marina no sea lineal, sino abrupta e incluso discontinua (histéresis), la mejor estrategia de gestión para mantener y garantizar el estado de salud del ecosistema en la reserva marina consiste en mantener los niveles de perturbación (sea natural - p. ej. densidad de erizos, o antrópica - intensidad de uso público por el submarinismo recreativo) alejados del punto crítico de bifurcación. Ante la imposibilidad actual de conocer dicho punto crítico, y apelando al Principio de Incertidumbre, creemos imprescindible limitar en lo posible ulteriores incrementos en el número de inmersiones permisibles en la reserva marina.





## 4 Estudio del episodio de mortalidad masiva en gorgonias

### 4.1 Introducción

En noviembre de 2007 las poblaciones de gorgonias (*Paramuricea clavata* y *Eunicella singularis*) en la Reserva Marina de Cabo de Palos-Islas Hormigas mostraron signos de haber experimentado un episodio excepcional de mortalidad (Coma *et al.* 2007; García-Charton *et al.* 2007). El fenómeno se manifestó por el desarrollo de necrosis del tejido de las colonias, observándose el progresivo desnudamiento de los ejes de las mismas. En varias semanas estos ejes son colonizados por organismos tales como briozoos y algas filamentosas.

Durante la última década, la gorgonia blanca *Eunicella singularis* ha sido una de las especies más afectadas por episodios de mortalidad masiva en el Mediterráneo noroccidental (Cerrano *et al.* 2000; Pérez *et al.* 2000; Garrabou *et al.* 2001; Coma *et al.* 2006; Linares *et al.* 2008). Así, en el verano de 1999 se produjo una mortalidad masiva de gorgonias en el coralígeno que afectó las costas de Italia y Francia, desde la Isla de Elba a la Bahía de Marsella. En el Parque Nacional de Port Cros (Francia) y en la Reserva Marina del Norte de Menorca murieron un 9% de las colonias de gorgonias inmediatamente después del episodio de muerte en masa de ese año. Cabe destacar que la mortalidad natural de *P. clavata*, por ejemplo, ha sido estimada en un 3% de la población al año para colonias >10 cm. El 76% de las colonias fueron afectadas con una proporción de la superficie que mostraba síntomas de necrosis y/o desnudamiento de 52%. Al cabo de cuatro años el efecto acumulado del evento produjo la muerte del 48% de las colonias (*Paramuricea clavata*) (Linares *et al.* 2005). En 2003, se ha producido un episodio similar que afectó gravemente las poblaciones de gorgonias en diversas localidades de Francia e Italia y en menor grado a poblaciones del norte de la península ibérica.

Recientemente, se ha estudiado la salud de las poblaciones de *Paramuricea clavata* y *Eunicella singularis* a lo largo de la costa mediterránea de la península Ibérica (Linares *et al.* 2008). La proporción de la superficie de las colonias que mostraba signos de necrosis y/o desnudamiento en ambas especies (5% para *E. singularis*, y 10 % en el caso de *P. clavata*) es mucho menor que en estudios previos del impacto de episodios de mortalidad en masa en esas especies (con un porcentaje cercano al 50%). Además, se observó una mayor proporción de colonias saludables en *E. singularis*

(alrededor del 89% de las colonias mostraron una afección < 10%) evidenciando así una mayor tolerancia a las perturbaciones que la gorgonia roja *P. clavata* (para la que cerca del 78% de colonias mostraron una afectación < 10%).

La naturaleza de las gorgonias, organismos longevos con una lenta dinámica de población (bajo índice de crecimiento, madurez tardía, esfuerzo reproductor limitado) y sésiles con capacidad de dispersión limitada, las hace especialmente sensibles a perturbaciones. Se han sugerido diversas causas para explicar los episodios de mortalidad de las poblaciones de gorgonias en el Mediterráneo, tales como la hipersedimentación, la acción de microorganismos patógenos y la presencia de mucílago (Bavestrello *et al.* 1997).

Sin embargo, las evaluaciones biológicas llevadas a cabo posteriormente a los episodios de mortalidad masiva sugirieron que la causa más probable era una anomalía climática relacionada con las elevadas temperaturas presentes durante el final de verano y principios de otoño (Cerrano *et al.* 2000; Pérez *et al.* 2000; Coma *et al.* 2000; Romano *et al.* 2000; Coma & Ribes 2003). Las temperaturas excepcionalmente altas (23-24° C) y constantes en toda la columna de agua en esa época pudieron determinar un contexto ambiental favorable para el incremento de la necrosis en la gorgonia blanca y su consecuente mortalidad.

El objetivo del presente estudio es caracterizar las poblaciones y cuantificar la mortalidad parcial y total que presentan las poblaciones de *E. singularis* en la Reserva Marina de Cabo de Palos- Islas Hormigas un año después de la mortalidad observada.

## 4.2 Material y métodos

La población de *E. singularis* se localiza en la Reserva Marina de Cabo de Palos-Islas Hormigas (RMCP) sobre fondos rocosos en los que predominan paredes con cierto grado de inclinación y grandes bloques. Las poblaciones más abundantes y densas se encuentran en la reserva integral (islas Hormigas y bajo del Mosquito) y en el bajo de Dentro.

En 2005 comenzó en la RMCP un programa de seguimiento para estudiar los efectos del buceo recreativo en la comunidad del coralígeno (García-Charton *et al.* 2007), seleccionándose la población de gorgonia blanca como indicador de esta comunidad. Anualmente se ha examinado la población de gorgonia blanca realizando muestreos al azar después de la temporada de verano. En esos trabajos se han estudiado las variaciones espaciales y





temporales de densidad, número de colonias tumbadas por unidad de superficie, morfometría de las colonias (altura, anchura y número de ramas), y porcentaje de necrosis en cuatro localidades, de las cuales dos están situadas dentro de la reserva integral (RI) (islas Hormiga y Hormigón) y las otras dos en la reserva parcial (RP) (dos sitios en el bajo de Dentro).

En el presente año se ha realizado un muestreo durante los meses de octubre y noviembre mediante buceo con escafandra autónoma, dirigido a cuantificar el grado de incidencia de la mortalidad masiva detectada el año anterior, y a comparar la situación actual con la observada en años anteriores. En cada localidad se han estudiado 5 franjas de profundidad, con el fin de controlar la influencia de dicho factor: <20 m, 21-25 m, 26-30 m, 31-35 m y >35 m. En cada franja de profundidad se han seleccionado al azar 8 *quadrats* de 1 m<sup>2</sup> de superficie, y en cada *quadrat* se registró el número de colonias presentes (erectas y tumbadas), y se midió la profundidad, rugosidad y pendiente (en ambos casos siguiendo una escala semi-cuantitativa de 4 grados, desde liso o plano hasta muy rugoso o con pendiente vertical).

Además, se eligieron al azar 10 colonias de cada cuadrado, y para cada colonia se anotó su altura total (en cm), el porcentaje de superficie afectada por necrosis o desnudamiento, y la presencia o no de epibiontes en las partes muertas; en los casos en los que en el cuadrado no había 10 colonias se eligieron colonias próximas al mismo. De este modo, se estudiaron un total de 1117 colonias (250-300 colonias en cada localidad).

La variación de densidad de colonias, altura máxima y superficie de la colonia afectada por necrosis con la profundidad y entre sitios fue analizada usando ANOVA, considerándose los factores Profundidad (fijo, ortogonal,  $p = 5$ ) y Localidad (aleatorio, anidado en Profundidad,  $l = 4$ ). La variación en la proporción de colonias afectadas por mortalidad parcial con la profundidad y entre sitios se estudió usando el test de chi-cuadrado. Se analizaron las diferencias en el porcentaje de afección de la colonia entre distintas tallas usando ANOVA. Además, se estudiaron las diferencias interanuales (2005-2008) también usando ANOVA y chi-cuadrado.

## 4.3 Resultados

### 4.3.1 Distribución espacial de las gorgonias en la reserva marina

La población de la gorgonia blanca *Eunicella singularis* se encuentra distribuida de manera irregular en la Reserva Marina Cabo de Palos-Islas Hormigas. El límite superior de distribución está entre los 18 y los 24 metros de profundidad. En las islas Hormiga y Hormigón no se encontraron colonias a profundidades menores de 20 metros. El número total de colonias aumenta con la profundidad hasta 35 metros y entonces disminuye progresivamente, siendo estas diferencias estadísticamente significativas (Tabla 4.1, Fig. 4.1). Los valores más altos de densidad de gorgonias se observaron a profundidades comprendidas entre los 28 y 33 m, excepto en el bajo de Dentro (sitio II), donde se encuentran a profundidades más someras que en las demás localidades.

Tabla 4.1 Resumen del análisis de la varianza aplicado a los valores de densidad de las colonias de gorgonia blanca para los factores profundidad (P) y localidad (L) (gdl: grados de libertad; MC: media cuadrática; F: F de Snedecor; \*:  $P < 0,05$ ; \*\*\*:  $P < 0,001$ )

Factores	gdl	MC	F	
P	4	23,2498	5,91	*
L(P)	15	3,9365	31,67	***
Res	140	0,1243		

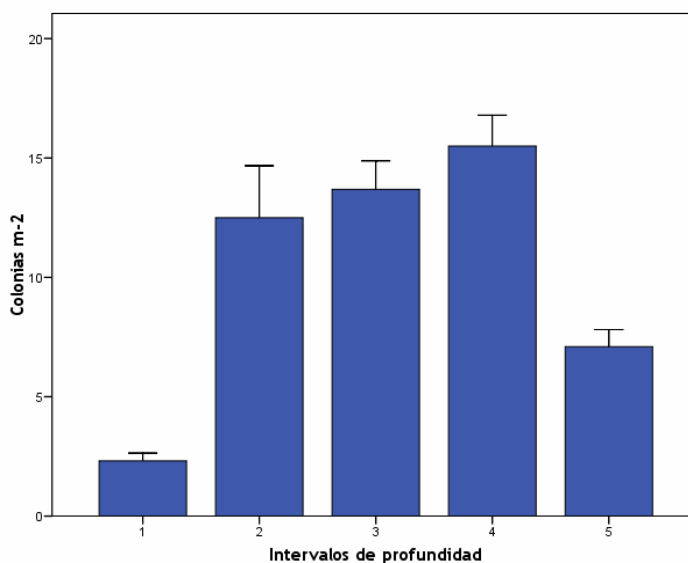


Figura 4.1 Valores medios ( $\pm$  error típico) de densidad de colonias de gorgonia blanca en los distintos intervalos de profundidad en la Reserva Marina Cabo de Palos-Islas Hormigas (1: <20 m; 2: 21-25 m; 3: 26-30 m; 4: 31-35 m; 5: >35 m)

Se observaron diferencias significativas de densidad de colonias entre localidades (Tabla 4.1, Fig. 4.2). El número máximo de colonias encontrado en las distintas localidades varía de 10 a 28 colonias m<sup>-2</sup>.

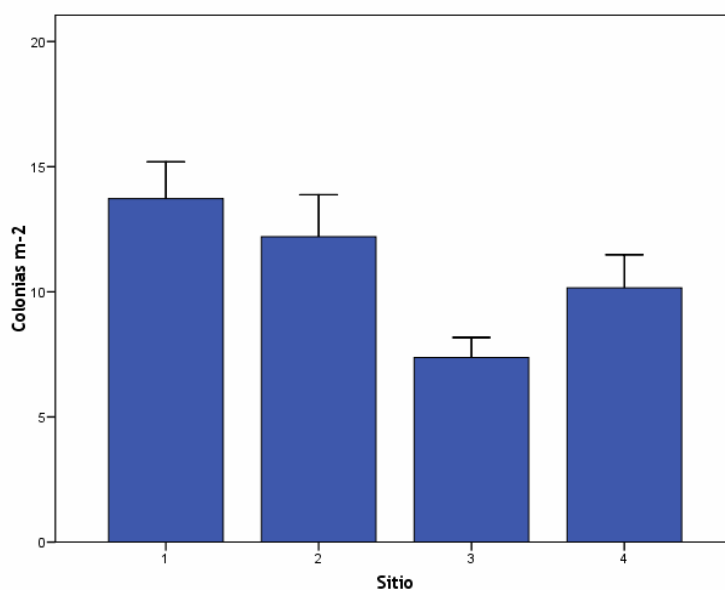


Figura 4.2 Valores medios ( $\pm$  error típico) de densidad de colonias de gorgonia blanca en las distintas localidades de la Reserva Marina Cabo de Palos-Islas Hormigas [1: B. Dentro (I); 2: B. Dentro (II); 3: Hormiga; 4: Hormigón]

El rango de tallas de las colonias muestreadas estuvo comprendido entre 2 y 55 cm, con una altura promedio de 25 cm (Tabla 4.2). Hasta los 20 m la estructura de talla esta dominada por colonias de 0 a 10 cm de altura máxima pero a profundidades mayores la altura máxima dominante fue de 20 a 30 cm en todas las localidades (Fig. 4.3).

Tabla 4.2 Variaciones de los valores de altura (mínima, máxima y media) de las colonias de gorgonia blanca en la Reserva Marina Cabo de Palos-Islas Hormigas.

Localidad	N	Profundidad (m)		Altura (cm)			
		Min	Max	Promedio	SE	Min	Max
B. Dentro I	297	18	38	25,2	0,5	2	50
B. Dentro II	292	19	38	24,2	0,6	2	50
Hormiga	270	24	38	25,6	0,6	5	52
Hormigón	258	24	37	27,7	0,6	2	55

#### 4.3.2 Mortalidad de gorgonias

El muestreo que se realizó a finales de 2007 en la Reserva Marina de Cabo de Palos - Islas Hormigas reveló que las poblaciones de las gorgonias blanca y roja estaban siendo afectadas por el inicio de un episodio de mortalidad en masa. El 60% de las colonias de gorgonia blanca mostraron síntomas de afección. Pese a la elevada proporción de colonias afectadas la proporción de la superficie de colonias que mostraba signos de necrosis y/o denudación era pequeña.

El presente estudio indica que el 21% de las colonias de *Eunicella singularis* (237 de 1117) examinadas tienen algún daño; en total, el 14% de las colonias han resultado con una superficie de tejido afectado >10%.

La proporción de colonias afectadas por necrosis es similar en todo el rango de profundidad estudiado (Fig. 4.4) y en las distintas localidades (Fig. 4.5). No obstante, se observó la mayor afección a la profundidad comprendida entre 20 y 25 metros.

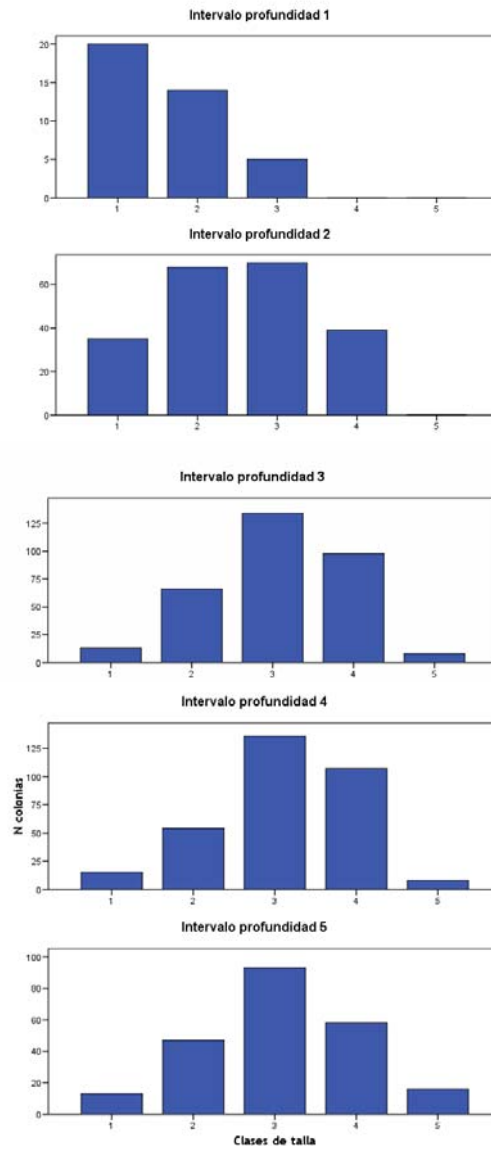


Figura 4.3 Estructura de tallas de las colonias de *E. singularis* muestreadas en este estudio (n = 1117) para los distintos intervalos de profundidad considerados (1: <20 m; 2: 21-25 m; 3: 26-30 m; 4: 31-35 m; 5: >35 m)

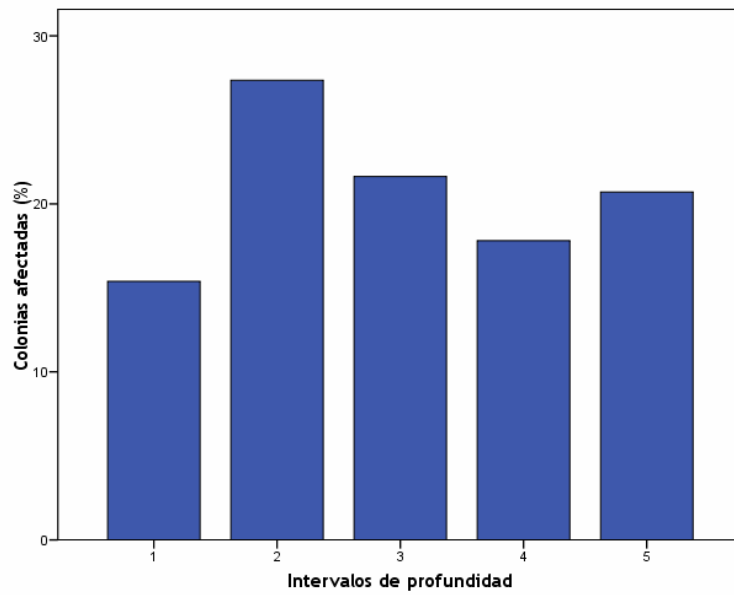


Figura 4.4 Proporción de colonias afectadas por necrosis de gorgonia blanca en los distintos intervalos de profundidad en la Reserva Marina Cabo de Palos-Islas Hormigas en 2008 (1: <20 m; 2: 21-25 m; 3: 26-30 m; 4: 31-35 m; 5: >35 m)

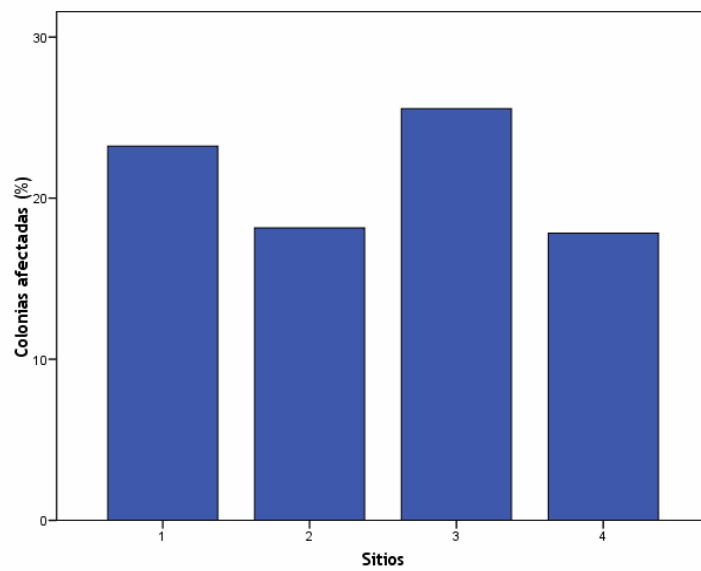


Figura 4.5 Proporción de colonias afectadas de gorgonia blanca en la Reserva Marina Cabo de Palos-Islas Hormigas en 2008 [1: B. Dentro (I); 2: B. Dentro (II); 3: Hormiga; 4: Hormigón]



El porcentaje medio de tejido afectado observado es pequeño (5%). Sólo un 4% de las colonias presenta más de 50% de tejido con necrosis. Si se analiza el porcentaje afectado por colonia en función de la talla se observa que la afección fue menor en las colonias de menos de 10 cm de altura ( $F_{3, 300} = 4,99$ ;  $P < 0,01$ ). Las colonias de mayor tamaño presentaron mayor porcentaje de tejido afectado (Fig. 4.6).

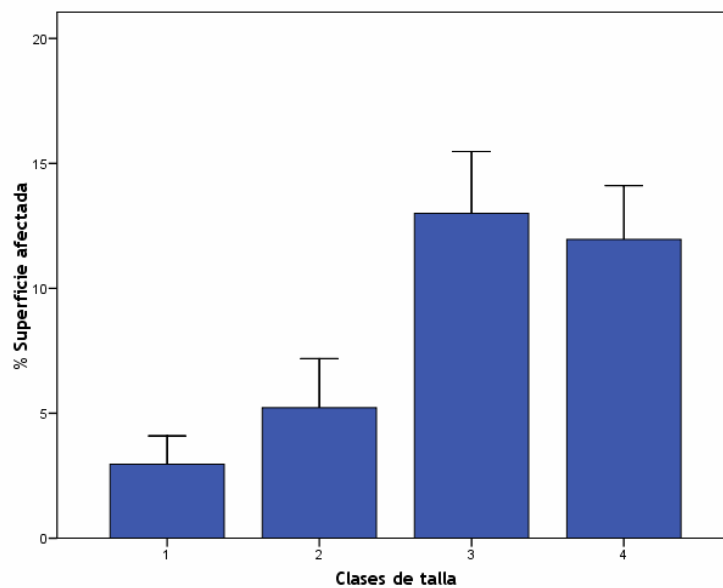


Figura 4.6 Variación de la superficie media ( $\pm$  error típico) afectada por necrosis en la colonia (%) en función de la talla en 2008

#### 4.3.3 Variación interanual de densidad, altura máxima y mortalidad

En lo que respecta al análisis en conjunto de los cuatro años de seguimiento de la población de gorgonia blanca, se observan diferencias significativas entre las localidades para la densidad de colonias; sin embargo no se han detectado diferencias significativas entre años (Tabla 4.3, Fig. 4.7).

Tabla 4.3 Resumen del análisis de la varianza aplicado al valor de densidad de colonias de gorgonia blanca para el factor año

Factores	gdl	MC	F	
A	3	1,4792	1,25	
S(A)	12	1,1864	10,54	***
Res	112	0,1126		

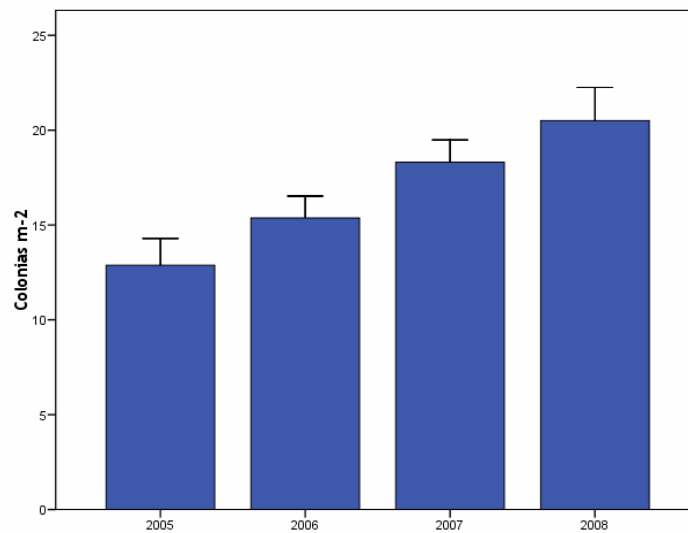


Figura 4.7 Valores medios ( $\pm$  error típico) de densidad de colonias de gorgonia blanca en la Reserva Marina Cabo de Palos-Islas Hormigas en los distintos años considerados

En el análisis de la altura media y máxima de las colonias no se detectaron diferencias significativas entre los cuatro años de seguimiento, pero de nuevo sí se observó variabilidad significativa entre las distintas localidades de la reserva marina, así como una inversión de la tendencia a un incremento interanual de altura media (Tabla 4.4, Fig. 4.8).





Tabla 4.4 Resumen del análisis de la varianza aplicado a los valores de altura máxima de las colonias de gorgonia blanca para el factor año

Factores	gdl	MC	F	
A	3	491,6182	1,23	
S(A)	12	398,6839	7,19	***
Res	624	55,4173		

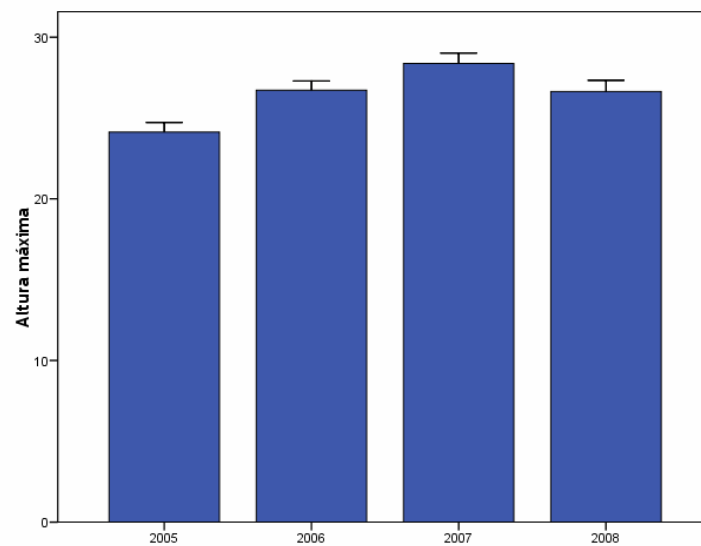


Figura 4.8 Valores medios ( $\pm$  error típico) de altura de las colonias de gorgonia blanca en la Reserva Marina Cabo de Palos - Islas Hormigas a lo largo del periodo de estudio

Por otra parte, al compararse las estructuras de talla de las poblaciones de gorgonia blanca en 2007 y 2008 (Fig. 4.9) se comprueba la aparición de colonias de pequeño tamaño en 2008, así como una disminución de la proporción de las colonias más grandes.

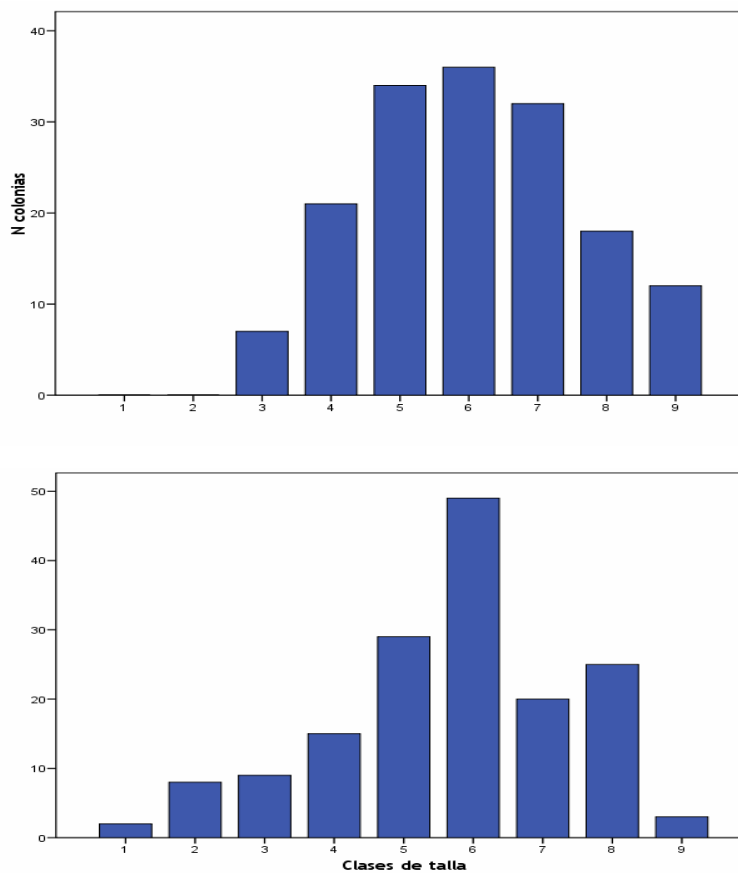


Figura 4.9 Estructura de tallas de las poblaciones de gorgonia blanca en 2007 (arriba) y 2008.



En el análisis interanual, como era de esperar, las diferencias significativas más importantes encontradas son las que presenta el porcentaje de necrosis detectado en las colonias. En 2007, la superficie promedio de colonia afectada por necrosis presenta un incremento significativo en todas las localidades estudiadas (Tabla 4.5). Sin embargo, es de destacar que la proporción media de la superficie de las colonias afectada descendió marcadamente en 2008 hasta menos de la mitad con respecto al año anterior (Fig. 4.9).

Tabla 4.5 Resumen del análisis de la varianza aplicado al valor de superficie de la colonia (%) afectada por necrosis para el factor año

Factores	gdl	MC	F	
A	3	4731,9792	21,24	***
S(A)	12	222,8219	1,30	
Res	624	171,7816		

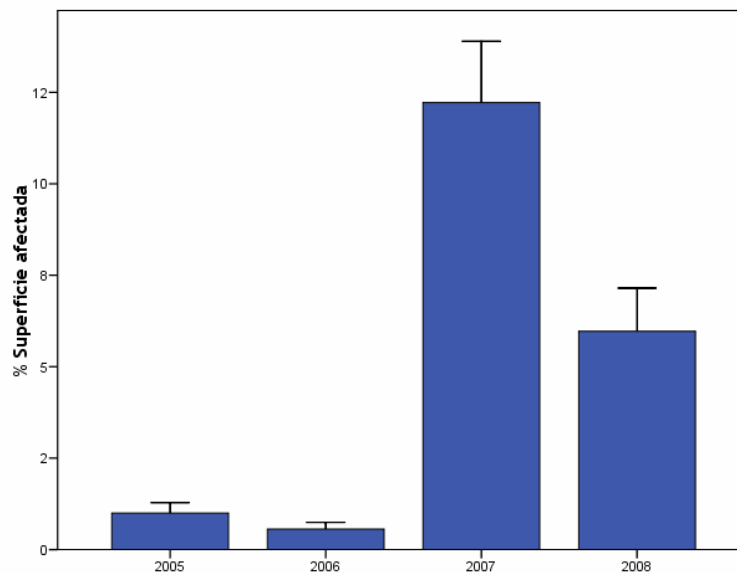


Figura 4.10 Valores medios ( $\pm$  error típico) de porcentaje de superficie afectada por necrosis de las colonias de gorgonia blanca en Reserva Marina Cabo de Palos-Islas Hormigas a lo largo del periodo de estudio

#### 4.4 Discusión

En octubre de 2007, la población de gorgonia blanca de la Reserva Marina de Cabo de Palos-Islas Hormigas fue afectada por un episodio de mortalidad en masa. El 60% de las colonias mostraron signos de necrosis en sus tejidos. A mediados de agosto de ese año se produjo un rápido aumento de la temperatura a 30 m de profundidad en Cabo de Palos, como consecuencia del hundimiento de la termoclina estival, y a raíz de este fenómeno la comunidad de coralígeno permaneció a elevadas temperaturas (> 23 grados) al menos durante todo el mes de septiembre (Coma *et al.* 2007). La elevada temperatura superficial y la estabilidad del verano en el Mediterráneo conducen a la estratificación de la columna de agua, a la sedimentación de las partículas y al agotamiento de los nutrientes, resultando en una reducción severa de los recursos en suspensión (Estrada 1996). Los organismos son capaces de resistir la duración normal del periodo desfavorable que representan las condiciones estivales, pero no una prolongación anómala de las mismas (Coma *et al.* 2007).

Sin embargo, se han observado diferencias en el porcentaje de tejido necrosado en las colonias entre sitios cercanos o incluso dentro del mismo sitio. Esto es consecuencia, posiblemente, de que algunos individuos o subpoblaciones muestran resistencia diferencial a la temperatura. Por otra parte, la temperatura actúa en sinergia con una serie de agentes microorganismos, normalmente no patógenos, y que se desplazan con las corrientes o locales, pero cuya virulencia puede estar positivamente correlacionada con la temperatura (Pérez *et al.* 2000).

En 2008 la afección a la población de gorgonia blanca examinada ha disminuido marcadamente respecto al 2007 (9% de las colonias con un porcentaje de daño superior al 10%). En un estudio reciente, Linares (2008) califica de saludables a poblaciones de *Eunicella singularis* con un 11% de colonias afectadas en porcentajes mayores de 10%. Por otra parte, la talla media de las colonias ha mostrado una tendencia no significativa a disminuir durante este último año. Además, se ha observado una mayor proporción de colonias pequeñas (<10 cm) y menor proporción de colonias mayores de 30 cm. Esta recuperación es probablemente el resultado de una cierta capacidad regenerativa en las colonias afectadas y especialmente de la rotura de las ramas necrosadas debido al peso de los epibiontes que han colonizado las mismas. Este efecto explicaría la reducción de la talla media de las colonias.

Diversos estudios realizados en Francia, Italia y España después de varios años de la mortalidad de 1999 indican que la talla media de las colonias



cae de forma significativa en las poblaciones de gorgonias estudiadas, en cualquiera de las regiones estudiadas. En algunos casos, estas mortalidades además causan una disminución de la densidad de población, probablemente compensada con un mayor reclutamiento de nuevas colonias (Cerrano 2005).

En el presente estudio en la reserva marina de Cabo de Palos - Islas Hormigas, la afección se ha observado en todo el rango de profundidad de distribución de la gorgonia blanca (18 a 38 m). Según nuestros resultados y de acuerdo con otros estudios (Cerrano *et al.* 2005, Coma *et al.* 2006) son las colonias de mayor tamaño las que sufren mayor mortalidad, siendo las colonias pequeñas las menos afectadas. La mínima afección fue en la franja de profundidad más somera (< 20 m). A profundidades menores de 20 metros no se encontraron colonias en las islas Hormiga y Hormigón, y en el Bajo de Dentro I y II la densidad de colonias fue muy baja, variando de 1 a 5 colonias m<sup>-2</sup>. Gran parte de las colonias presentes a esa menor profundidad son pequeñas, por lo que esto podría explicar la menor afección de las colonias de menor tamaño. Sin embargo, probablemente es a estas profundidades donde se nota más el efecto del calentamiento del agua, tal y como se ha observado en otros lugares donde la distribución batimétrica de las gorgonias es más somera. No tenemos datos de años anteriores a estas profundidades para comprobar que efectivamente sucedió así en los bajos e islotes de la reserva marina, pero sí existen evidencias en otros lugares afectados del Mediterráneo Occidental, por ejemplo, en el Parque Nacional de Port Cros (Francia), donde se observó que las colonias de *Paramuricea clavata* más afectadas por la mortalidad en masa de 1999 fueron las más someras (Linares *et al.* 2005).

Es muy importante tener en cuenta que estudios previos (Coma *et al.* 2006) han determinado que los efectos a largo plazo de un evento de mortalidad masiva de gorgonias pueden ser similares o incluso más altos que los efectos inmediatos. Por tanto, para poder determinar la magnitud del episodio de mortalidad sucedido de 2007 en la Reserva Marina de Cabo de Palos-las Islas Hormigas es necesario continuar con el seguimiento de la evolución de las poblaciones de gorgonia y evaluar los efectos durante los próximos años.

La importancia de los efectos a largo plazo del evento de mortalidad masiva, junto con el incremento potencial de la frecuencia de este tipo de eventos como consecuencia del calentamiento global, está ligada al papel de las gorgonias como especies estructurales (formadoras de hábitat) longevas, por lo que su afección puede traer consecuencias difíciles de prever para el estado de salud del ecosistema costero.





## 5 La actividad pesquera artesanal

### 5.1 Introducción

Los gestores y pescadores han sido hasta fechas recientes reacios al establecimiento de áreas marinas protegidas (AMPs), quizás por tener la impresión de que establecer restricciones sobre áreas de pesca se traduciría en reducciones en los niveles de capturas, aumentarían los costes variables al tener que desplazarse los pescadores a otras zonas y los gastos de la gestión serían elevados. Sin embargo, 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 (Planes *et al.* 2008), existiendo en la actualidad un consenso científico global sobre la utilidad e interés de las mismas.

Con respecto a España, las medidas de recuperación del caladero nacional se inician con el *Real Decreto 681/1980 sobre la ordenación de la actividad pesquera marítima nacional*. Ésta tiene como finalidad regular dicha actividad en cualquiera de sus modalidades, con el objeto de mantener el recurso y llevar a cabo la regulación y/o reducción de los métodos de pesca en los casos en que sea necesario, fomentando complementariamente el uso de artes selectivos y la expansión de los cultivos marinos (López del Amo 1985). Posteriormente, con la *Orden de 11 de mayo de 1982 del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación sobre repoblación marítima*, se contemplan medidas tales como arrecifes artificiales y reservas marinas.

Siendo la gestión pesquera 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; Tupper & Rudd 2002; Gell & Roberts 2003; Wilcox & Pomeroy 2003; Kaunda-Arara & Rose 2004; Murawski *et al.* 2005) y el beneficio económico potencial obtenido por las poblaciones costeras asociadas a estas zonas (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).

Buena parte de los efectos esperados no se han comprobado empíricamente, o los resultados son ambiguos o contradictorios (Pelletier *et al.* 2005). Las causas de esta falta de conclusiones pueden encontrarse en el aislamiento de los estudios realizados (Halpern 2003) o en diseños de muestreo inadecuados (García-Charton & Pérez-Ruzafa 1999).

Además, restan muchas cuestiones abiertas para optimizar esta herramienta de gestión, en términos de diseño, zonificación, planificación de usos y seguimiento de las AMPs, debido a las múltiples y complejas interacciones existentes entre los factores biológicos, socioeconómicos e institucionales existentes en una zona concreta (García-Charton *et al.* 2008).

En el Mediterráneo español la flota artesanal representa la mayoría de la flota pesquera, teniendo un importante peso socio-económico en las localidades costeras. Está compuesta por barcos de bajo tonelaje, eslora y potencia de motor (Pelletier & Ferraris 2000; Silva *et al.* 2002; García-Rodríguez *et al.* 2006; Piniella *et al.* 2007). La pesca artesanal se caracteriza por unas particularidades comunes: bajo número de tripulantes, alta movilidad a una escala espacial pequeña, explotación de zonas situadas sobre la plataforma continental (0-200 m de profundidad) próximas a costa y cercanas a los puertos base, donde pueden llegar las embarcaciones invirtiendo poco tiempo (0-3 horas), y elevada diversidad de artes de pesca, que combinan y/o rotan estacionalmente según la disponibilidad y conocimiento de los recursos de la zona (Silva *et al.* 2002; Colloca *et al.* 2004; Tzanatos *et al.* 2005; García-Rodríguez *et al.* 2006; Piniella *et al.* 2007).

La actividad pesquera en la zona de Cabo de Palos se lleva realizando desde la antigüedad con artes similares a los actuales. 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, aumentándose con ello el esfuerzo pesquero ejercido sobre la zona. La reserva marina de interés pesquero de Cabo de Palos - Islas Hormigas se creó en 1995 para proteger las comunidades y los recursos marinos. Esta reserva está bajo una gestión compartida: la zona de aguas exteriores por la Secretaría General de Pesca Marítima (Ministerio de Medio Ambiente, Rural y Marino) y la zona de aguas interiores por la Consejería de Agricultura y Agua de la Región de Murcia.

El objetivo del presente estudio, continuando lo realizado en años anteriores, es cuantificar el efecto de la protección sobre la actividad pesquera, analizando la evolución temporal de las capturas, capturas por unidad de esfuerzo (CPUE) e ingresos por unidad de esfuerzo (€PUE), antes y después de la creación de la reserva marina, así como describir la distribución espacio-temporal del esfuerzo de pesca de la flota artesanal de Cabo de Palos, con el fin de mejorar la gestión de esta y futuras AMPs.





## 5.2 Material y métodos

### 5.2.1 Área de estudio

El área de estudio queda delimitada por la actividad habitual de la flota pesquera artesanal de Cabo de Palos (Fig. 5.1), y se ha subdividido en dos zonas en función de los vientos predominantes (los cuales probablemente constituyen el factor que más afecta a la distribución espacial de la flota): la zona al norte del área protegida (afectada por los vientos de componente NE y E) y la zona sur (afectada por los vientos de componente SE, S y SW).

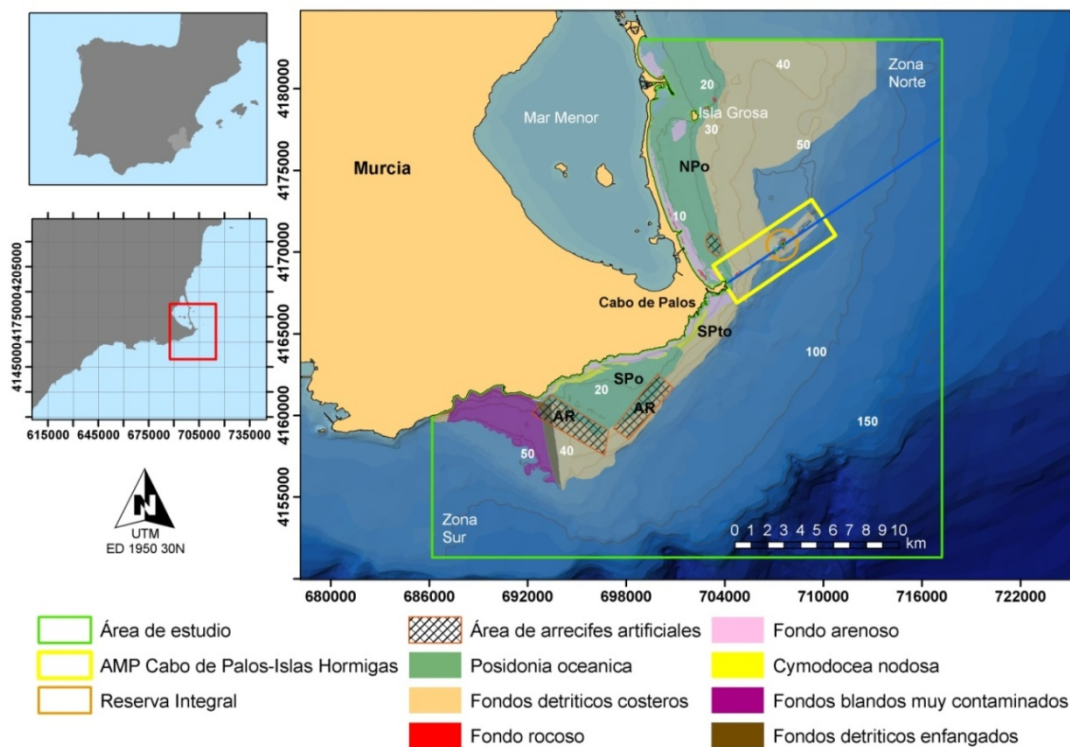


Figura 5.1 Localización de la Reserva Marina de Cabo de Palos-Islas Hormigas. Se indica la situación de las zonas de arrecifes artificiales y las principales biocenosis, así como la batimetría de la zona. La línea azul divide el área de estudio en dos zonas en función de los vientos dominantes, de modo que la zona norte se ve afectada por los vientos de componente E y NE, y la sur por vientos de componente SE, S y SW

En cuanto a los hábitats presentes en los fondos marinos del área de estudio pueden diferenciarse 4 tipos principales: arenoso, rocoso, detrítico y praderas de fanerógamas marinas (Calvín 2003) (Fig. 5.2):

- El fondo arenoso está formado por arenas finas, homogéneas, sin un enfangamiento pronunciado. Se extiende desde la línea de costa hasta el comienzo de las praderas de fanerógamas, y se caracteriza por la ausencia de macro-algas y fanerógamas marinas.
- Las zonas rocosas son las más escasas, estando reducidas al entorno de la punta del cabo, y extendiéndose hacia el sur, donde la costa es más abrupta con fuertes pendientes y acantilados de tamaño medio. También son el hábitat dominante en los bajos del interior de la reserva marina, donde podemos distinguir, principalmente, las biocenosis de algas fotófilas infralitorales y de coralígeno.
- 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 extenderse también a continuación de arenas bien calibradas, céspedes 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 más.
- Las fanerógamas marinas están representadas principalmente por praderas de *Posidonia oceanica*, las cuales se instalan preferentemente sobre fondos de arena, aunque también puede hacerlo sobre roca, y se extiende desde la superficie hasta profundidades superiores a los 30 metros. Es la comunidad infralitoral más extensa, acoge a un importante número de especies vegetales y animales, y es esencial en el funcionamiento del ecosistema marino costero y posee un elevado valor ecológico. Es un hábitat buscado por los pescadores debido al gran rendimiento que obtienen en él, sobre todo en las zonas fronterizas con otros hábitats. También destaca la presencia de céspedes de *Cymodocea nodosa* a profundidades de 10 a 20 metros, que empiezan instalándose sobre arenas finas o fangosas que no están expuestas a un hidrodinamismo muy acentuado. Estas comunidades 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).

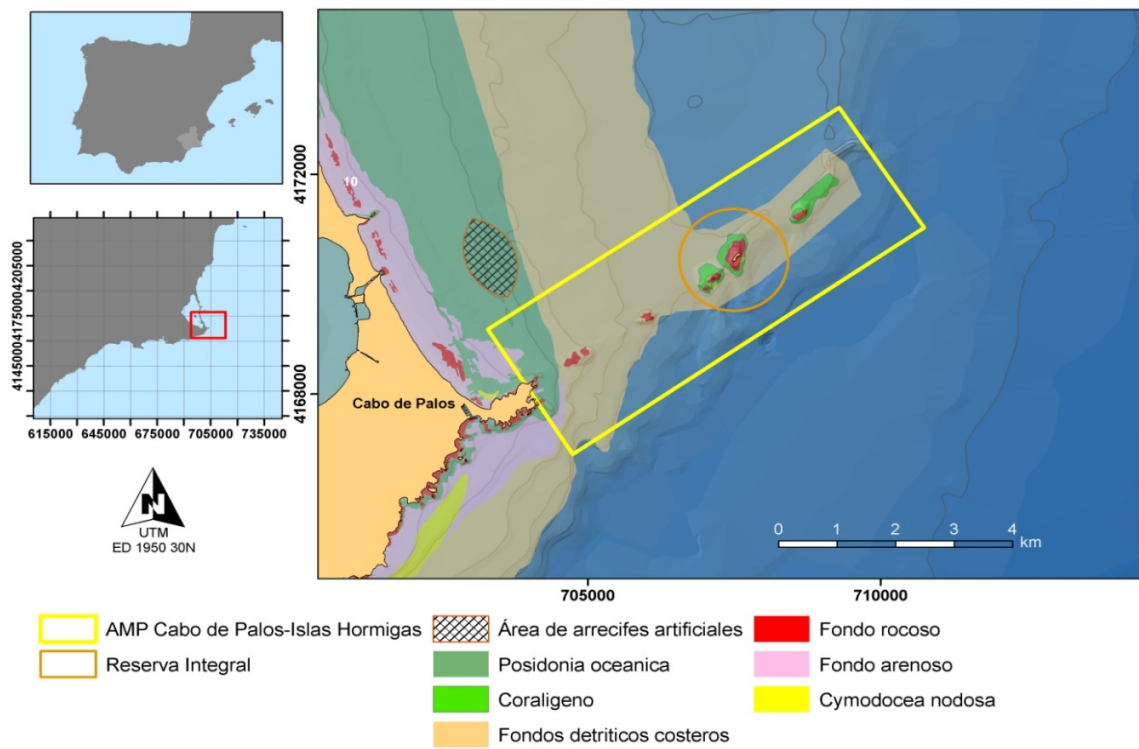


Figura 5.2 Detalle de la reserva marina y de los hábitats presentes en la misma.

### 5.2.2 Recopilación bibliográfica y obtención de datos oficiales

Los datos oficiales relativos a las características de la flota (tonelaje, eslora, potencia de motor), año de construcción y licencia para faenar en la reserva marina se han obtenido de los registros oficiales del Ministerio de Medio Ambiente, Rural y Marino (véase en la página web del Ministerio en la dirección <http://www.mapa.es/es/pesca/pags/flota/censo.htm>).

El registro histórico de capturas por flota se ha realizado a partir de la bibliografía (García *et al.* 1997) y de los registros oficiales del Servicio de Pesca y Acuicultura de la Consejería de Agricultura y Agua de la Región de Murcia.

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

### 5.2.3 Muestreo y toma de datos

La caracterización de la actividad pesquera artesanal requiere un seguimiento de la actividad extractiva de las embarcaciones que faenan en la zona de estudio. Los embarques permiten un seguimiento espacio-temporal bastante preciso del esfuerzo realizado por las embarcaciones y de la porción del poblamiento de peces susceptible de ser capturada por un determinado arte. Este método es idóneo para comparar distintas zonas explotadas por uno o varios artes a lo largo del tiempo (Colloca *et al.* 2004; Goñi *et al.* 2008; Stelzenmüller *et al.* 2008).

El registro histórico de las capturas declaradas en lonja por las embarcaciones que componen esta flota se ha realizado a partir de la bibliografía y de los registros oficiales del Servicio de Pesca y Acuicultura de la Consejería de Agricultura y Agua de la Región de Murcia.

Los datos de pesca se han registrado quincenalmente entre febrero y agosto de 2008, mediante embarques a bordo de las embarcaciones de pesca artesanal que pasan el año o la mayor parte de él en el puerto de Cabo de Palos, y mediante encuestas a los patrones de las mismas como método de estudio paralelo y complementario con el fin de aumentar el volumen de los datos disponibles; se han utilizado los datos de años anteriores (2005 a 2007) para tener una mayor precisión sobre la distribución de la flota en el área de estudio.

Los datos obtenidos durante el estudio son los siguientes:



- Características de la flota: número de barcos en activo en dicho puerto, descripción de los artes empleados.
- Capturas y datos de esfuerzo (para cada barco y evento de pesca): área de pesca (posición, profundidad y tipo de fondo); tiempo de pesca (tiempo de calado del arte); dimensiones del arte (longitud y superficie) y captura desembarcada (composición específica, abundancia, talla individual). Con los datos de talla y las correspondientes relaciones talla-peso se calcularon las biomasas desembarcadas. Cuando no se dispuso de la fórmula de conversión para una especie concreta, se utilizó la relación talla-peso de la especie más próxima o de otra especie con la forma del cuerpo más similar (Bohnsack *et al.* 1994; <http://www.fishbase.org>).

En función de la técnica de pesca, la época del año y otros factores como el tiempo de calado, el tipo de fondo, la forma de calar y la fluctuación de los precios en el mercado, las especies susceptibles de ser capturadas varían, y consecuentemente también los artes y la frecuencia de utilización de los mismos. Dentro de la reserva marina, en la zona de uso restringido, únicamente se permite la utilización de dos artes (trasmallo claro y palangre de fondo), y solamente a las embarcaciones que tienen permiso para faenar en su interior (aunque también se han registrado lances efectuados con redes de nailon). Las especies capturadas se han clasificado según su categoría comercial en:

- Especies objetivo: Son objeto de una búsqueda activa por parte de los pescadores, y 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 para cada tipo de arte. A pesar de no ser muy representativas por su número o biomasa, se venden aparte debido a su alto valor económico.
- 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 *et al.* 2005, 2006, 2007). Su composición fundamental está formada por rascasas (*Scorpaena porcus*, *S. notata* y *S. scrofa*), pequeños espáridos como brecas y pageles (*Pagellus erythrinus*, *P. bogaraveo*, *Pagrus pagrus*), sargos (principalmente *Diplodus vulgaris*, *D. annularis*, *D. sargus*) y serránidos (*Serranus scriba*, *S. cabrilla*) 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, como consecuencia de la alta selectividad de los artes.

#### 5.2.4 Tratamiento y análisis de datos

Los datos de captura obtenidos en cada embarque han sido mecanizados mediante el programa ecoCEN v1.00.00 (Bayle *et al.* 2001), con el cual se han obtenido las matrices de datos de abundancia y biomasa totales capturadas por lance, así como abundancia y biomasa por especie o grupos de especies. El estudio del “efecto reserva” se ha analizado:

- Temporalmente: Mediante regresiones lineales, habiéndose considerado como variables dependientes el valor medio anual de la captura declarada en lonja por el conjunto de embarcaciones de Cabo de Palos, el valor medio anual de capturas por unidad de esfuerzo (CPUE) (siendo la unidad de esfuerzo el número máximo de embarcaciones censadas con puerto base en Cabo de Palos), y los ingresos brutos medios por unidad de esfuerzo (€PUE) a precios constantes teniendo en cuenta la inflación interanual en la Región de Murcia (datos del Instituto Nacional de Estadística). La variable independiente ha sido el año, siendo 1993 el primero del que tenemos registro detallado para la flota artesanal de Cabo de Palos en la bibliografía (García *et al.* 1997) (es decir, dos años antes de la creación de la reserva marina). Además, se han realizado análisis de la varianza para las mismas variables, donde la variable independiente se ha agrupado en periodos de 3 años.

En estos análisis se han utilizado únicamente los registros de capturas declaradas en lonja, disponibles en el Servicio de Pesca de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia, y se han excluido los registros de aquellas especies capturadas con artes de pesca no artesanales (atún - *Thunnus thynnus*, emperador - *Xiphias gladius*, gamba roja - *Aristeus antennatus*, langostino - *Penaeus kerathurus*, sardina - *Sardina pilchardus*, alacha - *Sardinella aurita*, y moluscos con concha).

- Espacialmente: el patrón de la distribución espacial de la flota artesanal se ha estudiado mediante el uso de herramientas de información geográfica (GPS y SIG). En el sistema de información geográfica (ArcGIS v.9.1), se ha introducido la información geo-



referenciada disponible de los fondos marinos de la Región de Murcia (biocenosis y batimetría), añadiéndose las localizaciones de la reserva marina y los arrecifes artificiales. De esta manera se calculó la superficie ocupada por cada biocenosis en la zona de estudio. Se han introducido las posiciones de inicio y fin de cada lance, obtenidas con GPS (UTM, European Datum 1950 30N) a bordo de las embarcaciones.

Conociendo la longitud real del arte ( $y$ ) y calculando la distancia entre los puntos de inicio y fin de cada lance ( $l_1$ ) se ha calculado un polígono para cada evento de pesca cuya superficie varía en función del porcentaje de arte estirado. Este polígono tiene forma rectangular con dos semicírculos en los extremos. El polígono no representa el área de influencia del arte de pesca (el cual depende del hábitat, la especie, corrientes, etc.) sino el área donde puede encontrarse dicho arte (en función de la acción de olas y corrientes).

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 ( $l_2$ ) (en nuestro caso hemos decidido usar 3 cm para el ancho de red) y el radio de los dos semicírculos de los extremos tiene un radio que es la mitad de la anchura de la red, por tanto la superficie de referencia es:

$$S_{ref} = l_1 * l_2 + \pi * r^2 = l_1 * 0,03 + \pi * 0,015^2$$

Después de calcular la superficie de referencia, necesitamos corregirla para poder dibujarla 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 la superficie real ( $S_{real}$ ).

$$S_{real} = y / l_1 * S_{ref}$$

Ahora sabemos cuál es el área que ocupa cada lance en la zona, pero para dibujarlo, el SIG necesita el valor de  $r$ :

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

Una vez definidos los polígonos, los superponemos a la información previa y calculamos su superficie, obteniéndose la superficie total por arte, y la intersección de cada uno de los polígonos que representan los lances de pesca superficie con cada biocenosis.

Para representar la densidad de distribución del esfuerzo se ha utilizado un área circular de 1.500 m de diámetro (176 ha), que es un

valor aproximado de la longitud media de las unidades de pesca empleadas por lance, siendo la red de boleo la que presenta menores dimensiones [250 ( $\pm$  25 Error típico, E.T.) metros], y el palangre de fondo la mayor longitud [con 3.777 ( $\pm$  470 E.T.) metros].

Además, se han realizado análisis de la varianza, considerando como variable dependiente el valor medio de CPUE, y como independiente la distancia desde el punto medio del lance al borde de la reserva integral (en rangos de 1 km, diferenciándose entre las zonas norte y sur), para la totalidad de artes, los artes mayoritarios juntos (trasmallo claro, fino, palangre de fondo y redes de enmalle), y para cada uno de éstos por separado.

Para los cuatro artes mayoritarios se ha estudiado el esfuerzo (metros de red calados), capturas totales (kg) y CPUE (capturas (kg)/1 km de red calada), agrupando las especies capturadas en categorías de ocupación espacial (Harmelin 1987) (Tabla 5.1). Para ello se ha definido la categoría de ocupación espacial de cada una de las especies basándose en la información disponible en la base de datos de *FishBase* (<http://www.fishbase.org>) (Tabla 5.2).

Los datos de capturas obtenidos a bordo de las embarcaciones de pesca se han integrado en el SIG, uniendo espacialmente cada posición con un caladero, biocenosis y obteniendo la distancia hasta el borde de la reserva integral. Esta información se ha exportado a una base de datos, donde se han agrupado las posiciones por rangos de distancia de 3 km desde el límite de la reserva integral. De este modo se ha representado el esfuerzo total (km de red calado), la captura total (t) y la CPUE (kg capturado/km de red calado) para cada rango de distancia.

CE	Descripción
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.

Tabla 5.1 Descripción de las categorías de ocupación espacial (CE)





Tabla 5.2 Relación de las especies capturadas por los cuatro artes mayoritarios (Trasmallo claro, fino, palangre de fondo y redes de enmalle) por la flota artesanal de Cabo de Palos y su inclusión dentro de cada una de las categorías de ocupación espacial (CE) definidas.

CE	Familia	Especie	Nombre común
1	Carangidae	<i>Trachurus mediterraneus</i>	Jurel
1	Carangidae	<i>Trachurus trachurus</i>	Jurel
1	Centranchidae	<i>Spicara smaris</i>	Chucla, Caramel
1	Coryphaenidae	<i>Coryphaena hippurus</i>	Llampuga
1	Exocoetidae	<i>Cheilopogon heterurus</i>	Volador
1	Gadidae	<i>Gadus pollachius</i>	Bacaladilla
1	Mugilidae	<i>Chelon labrosus</i>	Mújol, Lisa
1	Polyprionidae	<i>Polyprion americanum</i>	Cherna
1	Pomatomidae	<i>Pomatomus saltator</i>	Pasador
1	Scombridae	<i>Auxis rochei</i>	Melva
1	Scombridae	<i>Euthynnus alleteratus</i>	Bacoreta
1	Scombridae	<i>Sarda sarda</i>	Bonito
1	Scombridae	<i>Scomber scombrus</i>	Caballa
1	Sparidae	<i>Boops boops</i>	Boga
1	Sparidae	<i>Oblada melanura</i>	Oblada
1	Sphyraenidae	<i>Sphyraena sphyraena</i>	Espetón
1	Xiphidae	<i>Xiphias gladius</i>	Pez espada
1	Belonidae	<i>Belone belone</i>	Aguja
1	Carangidae	<i>Lichia amia</i>	Palometón
1	Molidae	<i>Mola mola</i>	Pez luna
1	Scombridae	<i>Thunnus thynnus</i>	Atún
2	Carangidae	<i>Seriola dumerili</i>	Lecha
2	Gobiidae	<i>Aphia minuta</i>	Chanquete
2	Sparidae	<i>Lithognathus mormyrus</i>	Magre, Herrera
2	Zeidae	<i>Zeus faber</i>	Gallopedro
3	Balistidae	<i>Balistes carolinensis</i>	Ballesta
3	Carangidae	<i>Pseudocaranx dentex</i>	Jurela
3	Carangidae	<i>Trachinotus ovatus</i>	Palometa
3	Centranchidae	<i>Spicara maena</i>	Gerla
3	Citharidae	<i>Citharus linguatula</i>	Solleta
3	Congridae	<i>Conger conger</i>	Congrio
3	Dasyatidae	<i>Dasyatis pastinaca</i>	Chucho
3	Lophiidae	<i>Lophius piscatorius</i>	Rape
3	Merluccidae	<i>Merluccius merluccius</i>	Pescadilla, merluza
3	Moronidae	<i>Dicentrarchus labrax</i>	Lubina
3	Rajidae	<i>Raja sp.</i>	Raya
3	Rhinobatidae	<i>Rhinobatos spp.</i>	Guitarra
3	Sciaenidae	<i>Umbrina cirrosa</i>	Verrugato
3	Scyliorhinidae	<i>Scyliorhinus canicula</i>	Gato
3	Sparidae	<i>Dentex dentex</i>	Denton
3	Sparidae	<i>Dentex sp.</i>	Sama, denton
3	Sparidae	<i>Diplodus annularis</i>	Raspallón
3	Sparidae	<i>Diplodus cervinus</i>	Sargo real
3	Sparidae	<i>Diplodus puntazzo</i>	Sargo picudo

CE	Familia	Especie	Nombre común
3	Sparidae	<i>Diplodus sargus</i>	Sargo
3	Sparidae	<i>Diplodus vulgaris</i>	Vidriá, mojarra
3	Sparidae	<i>Pagellus acarne</i>	Besugo
3	Sparidae	<i>Pagellus bogaraveo</i>	Besugo
3	Sparidae	<i>Pagellus erythrinus</i>	Breca, Pagel
3	Sparidae	<i>Pagrus pagrus</i>	Pargo, Pagel
3	Sparidae	<i>Sarpa salpa</i>	Salpa
3	Sparidae	<i>Sparus aurata</i>	Dorada
3	Sparidae	<i>Spondylisoma cantharus</i>	Chopa
3	Torpedinidae	<i>Torpedo</i> sp.	Torpedo
3	Triakidae	<i>Mustelus mustelus</i>	Musola
3	Apogonidae	<i>Apogon imberbis</i>	Reyezuelo
3	Myliobatidae	<i>Myliobatis aquila</i>	Chucho
4	Atherinidae	<i>Atherina boyeri</i>	Chirrete
4	Dactylopteridae	<i>Dactylopterus volitans</i>	Roncador
4	Gadidae	<i>Phycis blennoides</i>	Brotola de fango
4	Gadidae	<i>Phycis phycis</i>	Brotola de roca
4	Labridae	<i>Xyrichtys novacula</i>	Raó
4	Mullidae	<i>Mullus barbatus</i>	Salmonete de fango
4	Mullidae	<i>Mullus surmuletus</i>	Salmonete de roca
4	Scophthalmidae	<i>Psetta maxima</i>	Rodaballo
4	Triglidae	<i>Trigla lastoviza</i>	Rubio
4	Triglidae	<i>Trigla</i> spp.	Rubio
4	Triglidae	<i>Lepidotrigla</i> spp	Rubios
5	Labridae	<i>Labrus merula</i>	Morruo
5	Labridae	<i>Labrus</i> sp.	Tordo, bodión, morruo
5	Labridae	<i>Labrus viridis</i>	Bodión verde, tordo
5	Labridae	<i>Symphodus cinereus</i>	Bodión
5	Labridae	<i>Symphodus mediterraneus</i>	Pichi
5	Labridae	<i>Symphodus ocellatus</i>	Tordo
5	Labridae	<i>Symphodus</i> sp.	Pichi
5	Labridae	<i>Symphodus tinca</i>	Peto, Pichi
5	Sciaenidae	<i>Sciaena umbra</i>	Corva
5	Serranidae	<i>Epinephelus costae</i>	Falso abadejo
5	Serranidae	<i>Epinephelus marginatus</i>	Mero
5	Serranidae	<i>Serranus cabrilla</i>	Serrano
5	Serranidae	<i>Serranus scriba</i>	Vaca
5	Soleidae	<i>Solea solea</i>	Lenguado
5	Synodontidae	<i>Synodus saurus</i>	Pez lagarto
5	Trachinidae	<i>Trachinus draco</i>	Araña
5	Uranoscopidae	<i>Uranoscopus scaber</i>	Rata, Sapo
6	Muraenidae	<i>Muraena helena</i>	Morena
6	Scorpaenidae	<i>Scorpaena notata</i>	Rascasa
6	Scorpaenidae	<i>Scorpaena porcus</i>	Rascasa
6	Scorpaenidae	<i>Scorpaena</i> spp.	Rascasas
6	Scorpaenidae	<i>Scorpeana scrofa</i>	Gallineta
6	Scorpenidae	<i>Helicolenus dactylopterus</i>	Gallineta de altura



## 5.3 Resultados

### 5.3.1 Principales tipos de fondo explotados

La pradera de *Posidonia oceanica* se extiende 5.890 hectáreas en el área de estudio, de ésta la superficie media anual muestreada en los embarques aleatorios en la flota de Cabo de Palos ha sido de 811 ha (13,8 %), lo cual significa que prácticamente la mitad del esfuerzo de pesca realizado sobre el área de estudio (47,9 %) se realiza sobre esta biocenosis. El rendimiento medio anual pesquero obtenido en estos fondos es de 21,9 kg de biomasa total por 1 km de arte calado. Hay que mencionar que sólo el 2 % (119,8 ha) de la pradera de *P. oceanica* está incluida dentro de la zona protegida.

Los fondos detríticos costeros se localizan a profundidades superiores a los 30 metros, generalmente a continuación de las praderas de fanerógamas marinas. Su extensión, en la zona de estudio, es de 11.172 hectáreas (estando el 8% dentro de la reserva marina) y la superficie media anual muestreada es de 473 ha (el 4,2 %), esto supone que el 28 % del total del esfuerzo pesquero de la zona de estudio se practica sobre estos fondos, donde la CPUE media anual es de 20,8 kg por 1 km de arte calado.

En estas dos biocenosis se realiza el 75,9% del esfuerzo de pesca artesanal de la flota de Cabo de Palos. El resto de fondos presentes en la zona de estudio sobre los que se ha practicado la pesca representan el 24,1% de la superficie total explotada, de los que destacan los siguientes tipos de fondo.

Las arenas finas bien calibradas están localizadas generalmente junto al límite somero de la pradera de *Posidonia oceanica*. Esta biocenosis ocupa una superficie total de 1.335 hectáreas (con el 1,5% dentro de la zona protegida), estando anualmente el 8,3% de esta superficie afectada por la actividad pesquera. El esfuerzo de pesca muestreado (porcentaje de superficie explotada) realizado en esta biocenosis por la flota de Cabo de Palos representa el 6,5% del total. La CPUE media anual en estos fondos es de 34,3 kg de biomasa por 1 km de arte calado, siendo los que dan un mayor rendimiento de todos los estudiados, debido a que en una zona muy localizada sobre estos fondos (al sur del puerto) se calan los cadufos para la extracción de pulpo, donde se obtienen capturas medias semanales superiores a 80 kg de pulpo por lance.

En cuanto a la biocenosis de coralígeno, el 100% de esta biocenosis de todo el litoral de la Región de Murcia se encuentra dentro de la reserva marina, ocupando una extensión de 54 hectáreas, de las que el 51,9% (28 ha) están protegidas, localizándose dentro de la reserva integral, estando el

48,1% (26 ha) restantes situadas en el Bajo de Fuera, sometidas a la explotación pesquera, que representa el 1% del esfuerzo total muestreado. La CPUE media anual registrada sobre estos fondos es de 12,9 kg de biomasa por kilómetro de arte calado.

La biocenosis de algas fotófilas infralitorales de modo calmo está asociada a fondos rocosos. Dentro de la zona de estudio ocupa 192 ha, de las cuales 13 ha (6,7%) están sometidas a explotación pesquera, según los muestreos. Se localiza en zonas someras muy próximas a costa, y en ella se realiza el 0,8% del esfuerzo pesquero en relación al total. Con unos valores medios anuales de CPUE de 19,1 kg de biomasa por 1 km de arte calado, es el cuarto hábitat con mayor rendimiento para la pesca artesanal, estando protegidos sólo el 14,3% del mismo.

En cuanto a los céspedes de *Cymodocea nodosa*, esta comunidad de fanerógamas marinas se localiza a modo de manchas en zonas someras junto a *Posidonia oceanica*. Dentro de la zona de estudio ocupa 240 hectáreas. La superficie media anual muestreada ha sido el 25,6% (61 ha), siendo la comunidad más afectada por la actividad pesquera en términos de porcentaje de superficie explotada, ya que la pesca afecta a un 3,6 % de su superficie respecto al total. El rendimiento de capturas (CPUE) medio anual es de 17,1 kg por kilómetro de arte calado.

Las biocenosis situadas en zonas de profundidad superior a los 50 metros no han sido estudiadas hasta el momento. Suelen estar constituidas por coralígeno, *mäerl* y fondos detríticos costeros. Estas zonas ocupan la mayor superficie de la zona de estudio (47.737 ha) y, a pesar de que la actividad pesquera media anual muestreada se realiza sólo en el 0,3% de ellas (121 ha), es lo suficiente como para que sea la tercera zona en cuanto al esfuerzo de pesca medio anual realizado por la flota de Cabo de Palos, con el 7,2% de la superficie total explotada. En estas zonas la CPUE media anual es de 17,4 kg de biomasa por kilómetro de arte calado.

El resto de biocenosis presentes en el área de estudio representa un porcentaje pequeño respecto al total, destacando los fondos blandos muy contaminados y los fondos detríticos enfangados (ambos frente a la bahía de Portmán) que en conjunto suman el 5,1% de esfuerzo medio anual, con unas CPUE medias anuales de 17,4 y 14,8 kg por km de arte calado, respectivamente. Otras biocenosis que están presentes en la zona de estudio son: pradera de *Caulerpa prolifera*, arenas fangosas en modo calmo, matas muertas de *Posidonia oceanica*, y guijarros infralitorales (Tabla 5.3), pero no se practica la pesca sobre ellas.



Biocenosis	S total (ha)	S exp (ha)	% S exp	CPUE
Pradera de <i>Posidonia oceanica</i>	5.890	811	47,9	21,9
Fondos detríticos costeros	11.172	473	28,0	20,8
Zonas de profundidades superiores a 50 metros	47.737	121	7,2	17,4
Arenas finas bien calibradas	1.335	110	6,5	34,3
Césped de <i>Cymodocea nodosa</i>	240	61	3,6	17,1
Fondos blandos muy contaminados	1.557	61	3,6	17,4
Fondos detríticos enfangados	276	25	1,5	14,8
Coralígeno	54	16	1,0	12,9
Algas fotófilas infralitorales de modo calmo	192	13	0,8	19,1
Césped de <i>Caulerpa prolifera</i>	176			
Arenas fangosas en modo calmo	92			
Matas muertas de <i>Posidonia oceanica</i>	19			
Guijarros infralitorales	2			

Tabla 5.3 Superficie total (S total, en ha) de cada biocenosis presente en la zona de estudio, y superficie media anual (S exp, en ha) muestreada de cada biocenosis explotada por la actividad pesquera. Se indica asimismo la superficie media anual explotada de cada biocenosis explotada por la actividad pesquera (en porcentaje respecto al total) (%S exp) y las capturas por unidad de esfuerzo (CPUE, en kg por km de arte calado) del conjunto de artes, para cada tipo de biocenosis.

### 5.3.2 Principales caladeros

Los caladeros de pesca que son frecuentados por los pescadores se extienden desde la isla Grosa hasta la bahía de Portmán, a unas profundidades comprendidas entre los 0 y los 150 metros, dependiendo del arte. Se han caracterizado cinco caladeros de pesca, de norte a sur, en función de la distribución de la flota artesanal, las biocenosis explotadas y el estatus de protección (Fig. 5.3).

Al norte del cabo y de la reserva marina se localiza un caladero que ocupa 3.451,3 ha, estando situado sobre la pradera de *Posidonia oceanica* junto a sus límites somero (asociado a fondos arenosos) y profundo (asociado a fondos detríticos costeros, y donde además se encuentra un área de arrecifes artificiales de 91,8 ha a unos 3 km del borde de la reserva integral). Este caladero se extiende hacia la isla Grosa, desde los 5 a los 35 m de profundidad.

Otro caladero es el de la zona protegida (1.628 ha, excluyendo el área ocupada por la reserva integral de 270 ha), abarca un rango de profundidades entre 0 y 100 metros de profundidad, los hábitats principales son fondos detríticos, *maërl*, fondos rocosos asociados a coralígeno y una pequeña porción de pradera de *Posidonia oceanica* que se extiende hacia el norte.

Al sur del cabo, junto al área protegida, se sitúa un caladero (454,3 ha) caracterizado por una discontinuidad de hábitat y una pendiente más pronunciada. En esta zona se presentan una serie de acantilados y fondos rocosos, junto a una estrecha franja de fanerógamas marinas (*Posidonia oceanica* y *Cymodocea nodosa*) en la zona más somera, llegando hasta los 30 metros de profundidad, donde predominan los fondos arenosos.

El otro caladero se encuentra a continuación del anterior en dirección suroeste (3.313,5 ha), en la zona en la que se produce un ensanchamiento de la plataforma oceánica. La biocenosis dominante es la pradera de *Posidonia oceanica* con manchas de *Cymodocea nodosa* junto a fondos arenosos en la zona más somera, encontrándose en su límite más profundo fondos detríticos y dos áreas de arrecifes artificiales anti-arrastre (1.201,2 ha), abarcando hasta los 50 metros de profundidad.

Por último, a más de 16 km de la reserva integral y 13 km del puerto de Cabo de Palos, localizamos un caladero (3.338,9 ha) que se caracteriza por presentar una mayor pendiente, encontrándose fondos detríticos costeros, fondos detríticos enfangados, y siendo el hábitat mayoritario los fondos blandos muy contaminados. El rango de profundidades comprende entre los 5 y 65 metros de profundidad.

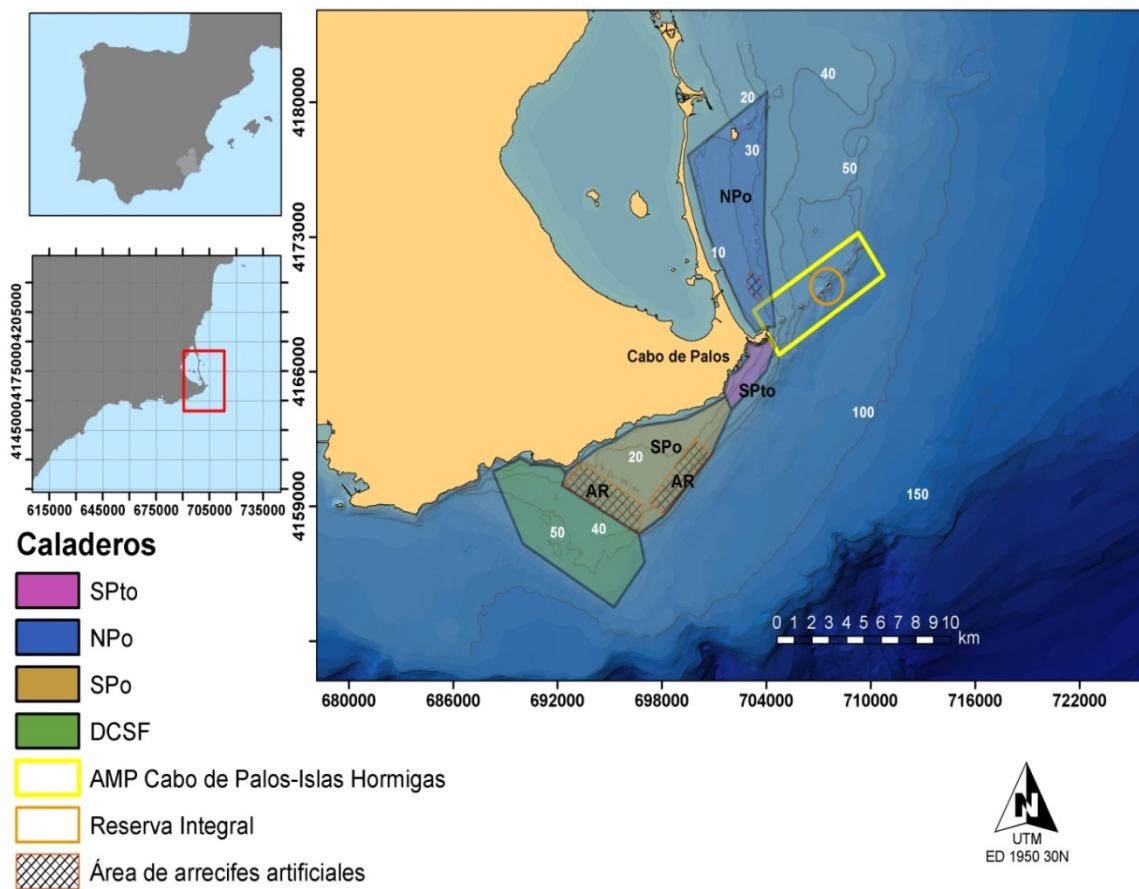


Figura 5.3 Localización de los caladeros de pesca que frecuenta la flota artesanal de Cabo de Palos. SPo representa la pradera de *Posidonia oceanica* conocida como “la Llana”, incluye las dos zonas de arrecifes artificiales antiarrastreros (AR). NPo representa la pradera norte que se extiende hasta la provincia de Alicante. SPto representa el caladero situado en las proximidades del puerto de Cabo de Palos. DCSF representa el caladero más al sur, que engloba una gran parte de fondos detríticos muy contaminados.

### 5.3.3 Distribución espacial del esfuerzo pesquero

Los artes mayoritarios empleados por la flota artesanal son los trasmallos claros, finos, palangre de fondo y redes de enmalle:

- El empleo del trasmallo claro se concentra mayoritariamente sobre los fondos rocosos del interior del área protegida y en el límite profundo de la pradera de *Posidonia oceanica*, asociado a fondos detríticos, entre los 2,5 y 3,5 km de distancia a la reserva integral (Fig. 5.4)

A pesar de que la zona protegida sólo es frecuentada por este arte los meses sin veda (de abril a noviembre), presenta una densidad de esfuerzo mayor que el resto, concentrándose en torno al bajo de Piles. También destaca la densidad observada sobre el bajo de Fuera.

El esfuerzo se distribuye desde la reserva marina (bajo de Piles) hacia el norte en profundidades comprendidas entre los 3 y los 30 metros, asociado a la pradera de *Posidonia oceanica*, extendiéndose a lo largo de siete kilómetros. La zona de mayor densidad se encuentra en el límite profundo de la pradera, y puntualmente a profundidades superiores, sobre los 50 m.

Hacia el sur se distribuye de manera prácticamente uniforme hasta los 50 m de profundidad, y puntualmente a profundidades superiores a los 65 m, frente a Portmán. Destacan cinco zonas con mayor densidad. La primera en torno a un kilómetro de distancia del puerto, en fondos rocosos (bajo del Descargador y los Punchosos). Más hacia el sur, entre los 20 y 25 metros de profundidad, en unas formaciones rocosas asociadas a la pradera de *P. oceanica*, que los pescadores denominan “el Leonico”. Otra zona de elevada densidad de uso con trasmallo claro se localiza en el área ocupada por los arrecifes artificiales anti-arrastré. La zona con más densidad está situada frente a cabo Negrete a profundidades superiores a los 50 metros, donde los fondos son detríticos costeros, con fangos contaminados y fondos detríticos enfangados, siendo utilizada principalmente como caladero de langosta.

El esfuerzo (en km de redes calados) se concentra en el área protegida (trasmallo claro de roca) y frente al puerto de Portmán (trasmallo claro de langosta).

El resultado del análisis de la varianza [ $F_{(9, 58)} = 1,87$ ;  $P = 0,075$ ] indica que no se observan diferencias estadísticamente significativas en los valores medios de CPUE para los rangos de distancia definidos anteriormente. No obstante, en las proximidades del área protegida (zona norte) se observa una ligera tendencia de incremento de CPUE desde los 5 km hasta el borde





de la reserva marina, mientras que los valores más elevados se localizan en la zona sur, donde el hábitat mayoritario está formado por fondos arenosos y comienza la pradera de fanerógamas marinas (en torno a los 7 km de distancia a la reserva integral).

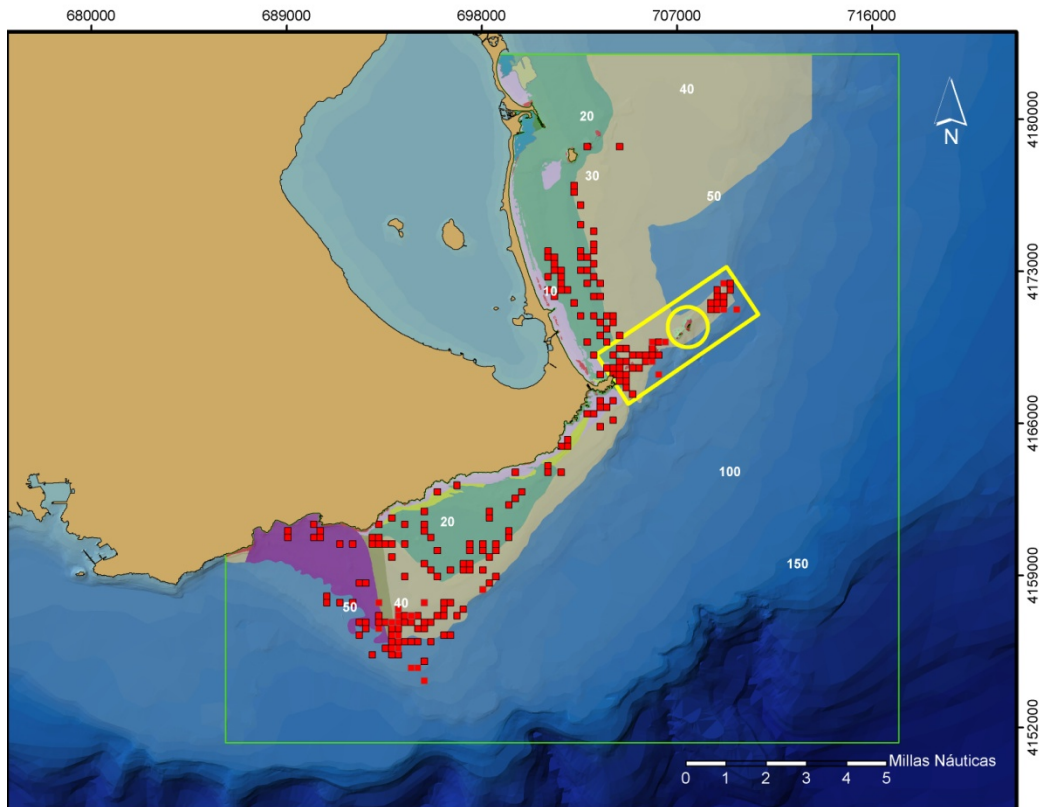


Figura 5.3 Distribución del trasmallo claro dentro de la zona de estudio.

- La pesca con trasmallo fino se practica principalmente sobre la pradera de *Posidonia oceanica* (Fig. 5.4), centrándose en aquellas zonas asociadas a fondos rocosos (ya sean naturales o artificiales) y/o manchas de arena. Debido a la prohibición de su uso en el interior de la reserva cuando la red es de un espesor determinado, apenas se emplea en su interior.

En este arte el área de distribución del esfuerzo se encuentra en zonas más someras. Los caladeros están localizados en los límites somero y profundo de distribución de la pradera de *Posidonia oceanica* asociados a fondos arenosos, rocosos y detríticos. Puntualmente el esfuerzo de pesca se localiza en zonas de profundidad superior a los 50 m, sobre fondos detríticos costeros asociados a pecios o zonas rocosas.

Tres áreas concentran el esfuerzo de pesca con valores superiores a los 20 lances por unidad de área:

- La zona sur del cabo de Palos, muy frecuentada cuando las condiciones del mar no son aptas para recorrer distancias grandes o cuando el viento sopla fuerte de levante. Aquí los fondos son rocosos con parches de *Posidonia oceanica* y arena;
- Frente a Calblanque (“la Plana”), siguiendo el límite profundo de la pradera de *Posidonia oceanica* hacia la zona de arrecifes artificiales, entre los 22 y 26 m de profundidad y frente al canal de Marchamalo (en la Manga del Mar Menor).
- También es significativa la densidad de esfuerzo que se concentra en la zona sur, entre los 10 y los 20 m de profundidad, límite somero de *Posidonia oceanica* y buenas extensiones de *Cymodocea nodosa*.

Los valores medios más elevados de CPUE se han registrado en el interior del área protegida, donde el esfuerzo de pesca es menos intenso, debido a la prohibición de pescar con este arte cuando su malla es de una luz de malla superior a los 7,5 p/p. Aunque no se aprecian diferencias estadísticamente significativas [ $F_{(9, 84)} = 1,05$ ,  $P = 0,4$ ], sí se observa una tendencia de aumento de CPUE al acercarse a la zona protegida (desde los 5 km al norte de la reserva integral y desde los 7 km al sur).

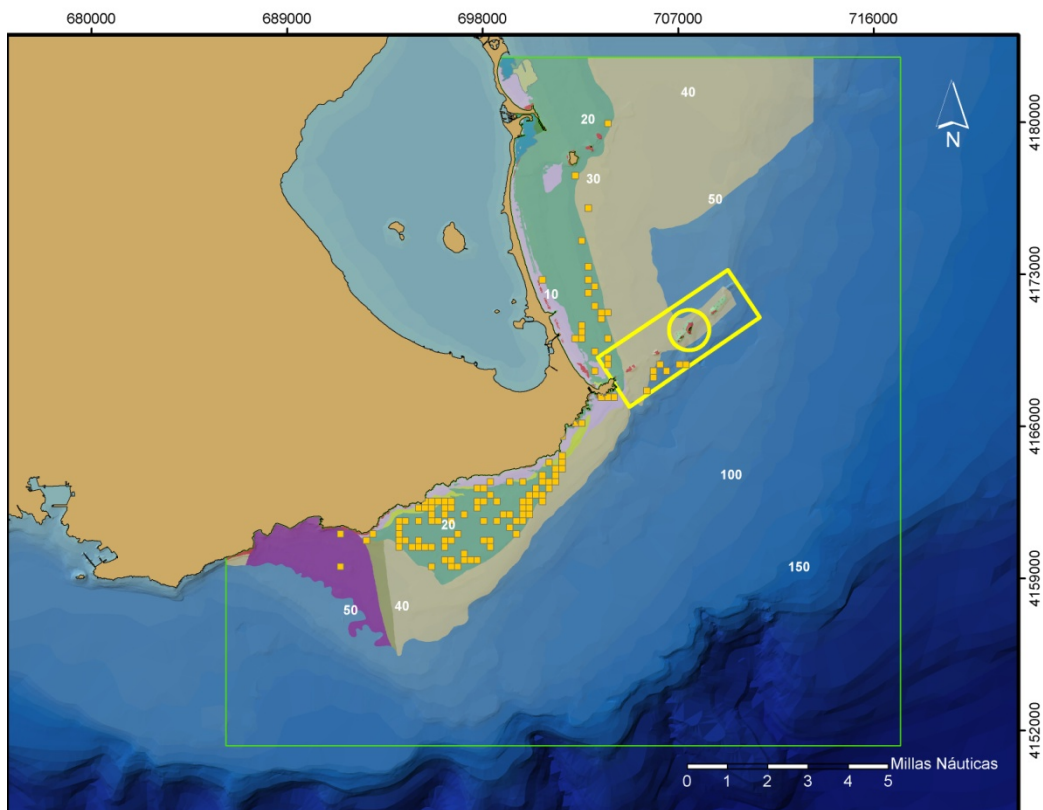


Figura 5.4 Distribución del trasmallo fino dentro de la zona de estudio.

- La distribución de la densidad de esfuerzo para el palangre de fondo es muy similar a la del trasmallo claro. Sin embargo, su utilización se centra más en los bajos y límites de la reserva (Fig. 5.5). Este arte se suele emplear sobre un rango de profundidades de 20 a 40 m, pudiendo llegar hasta los 150 m de profundidad en puntos concretos situados a más de 10 kilómetros en dirección sureste desde la punta del cabo de Palos.

Durante los meses de veda las zonas más frecuentadas son: hacia al norte, el corredor de *Posidonia oceanica* y su zona adyacente de fondos detríticos costeros entre la isla Grosa y el límite de la reserva marina, con valores de 2 a 6 lances por unidad de área; y hacia el sur, la zona de arrecifes artificiales situados frente al cabo Negrete, con valores semejantes. De noviembre a mayo, la zona con mayor densidad de esfuerzo es la comprendida entre el bajo de la Testa y el de Piles en el interior de la reserva marina, con valores de más de 15 lances por unidad de área, observándose un gradiente hacia el exterior, que engloba la zona sur de la reserva marina, desde el bajo de Dentro hasta la punta del cabo de Palos. La distribución espacial está condicionada, al igual que ocurre en el trasmallo claro, por la época de veda dentro de la reserva (del 1 de mayo al 30 de septiembre).

Dentro de la reserva marina es donde se registran las mayores longitudes de red caladas, y los mayores valores medios de CPUE. En la zona sur, próximo a la zona de arrecifes, hay otro aumento de CPUE, y en torno a los 14 km de nuevo se registra un aumento del esfuerzo de pesca.

El análisis de la varianza no detecta diferencias estadísticamente significativas para los valores medios de las CPUE entre los distintos rangos de distancia [ $F_{(8, 62)} = 1,46$ ,  $P = 0,19$ ]. Los valores más elevados de CPUE se dan en fondos asociados a fondos rocosos, límites (somero y profundo) de la pradera de *Posidonia oceanica*, zonas profundas y fondos detríticos costeros.

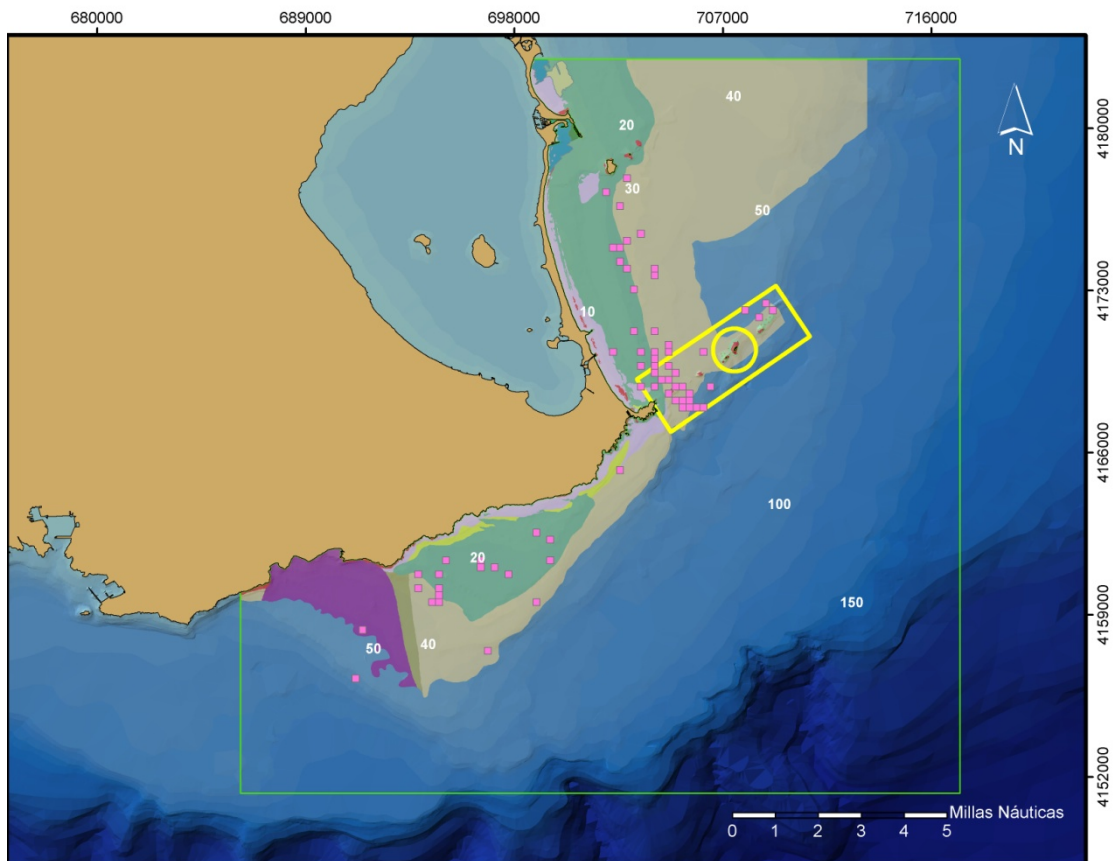


Figura 5.5 Distribución del palangre de fondo dentro de la zona de estudio.

- El empleo de las redes de enmalle, que poseen un marcado carácter estacional, se centra en las proximidades del puerto de Cabo de Palos y de la reserva marina. También se aprecia una clara agregación en la zona de arrecifes artificiales más próximos al puerto, aproximadamente a 11 km al sur de la reserva integral (Fig. 5.6).

En general, estas redes se caracterizan por utilizarse en zonas poco profundas, caladas perpendicularmente a la línea de costa formando “caracoles”. El área que presenta una mayor densidad de esfuerzo para estas redes se sitúa muy próxima a puerto, presentando unos valores máximos de 20 lances por unidad de área, apreciándose un gradiente desde esta zona hacia el sur.

En este caso las profundidades máximas están sobre los 30 m, con la excepción de la zona sur, donde, por ejemplo, hay datos de lances a más de 50 m de profundidad frente a Portmán.

Los fondos más frecuentados son arenosos, así como parches de arena y zonas rocosas asociadas a praderas de *Posidonia oceanica*. La cara norte del cabo de Palos presenta valores que alcanzan los 17 lances por unidad de área, disminuyendo gradualmente hacia el norte siguiendo una profundidad media de 22 m. La zona sur presenta valores elevados, de 6 a 12 lances por unidad de área, disminuyendo gradualmente hacia los fondos de *Cymodocea nodosa*, a profundidades de 5 a 10 m.

El ANOVA de los valores medios de las CPUE no muestra diferencias para el factor rango de distancia [ $F_{(9, 22)} = 0,77, P = 0,65$ ]. Los mayores valores se presentan a una distancia de 9 km al norte y 13 km al sur de la reserva integral (en la zona de arrecifes artificiales). Los valores más elevados de CPUE se dan las biocenosis formadas por *Cymodocea nodosa*, *Posidonia oceanica* y fondos arenosos asociados a los límites someros de las praderas de fanerógamas marinas para los tres artes incluidos en esta categoría (red alta, red de nailon y bonitolera), y en fondos detríticos costeros para red alta y red de nailon.

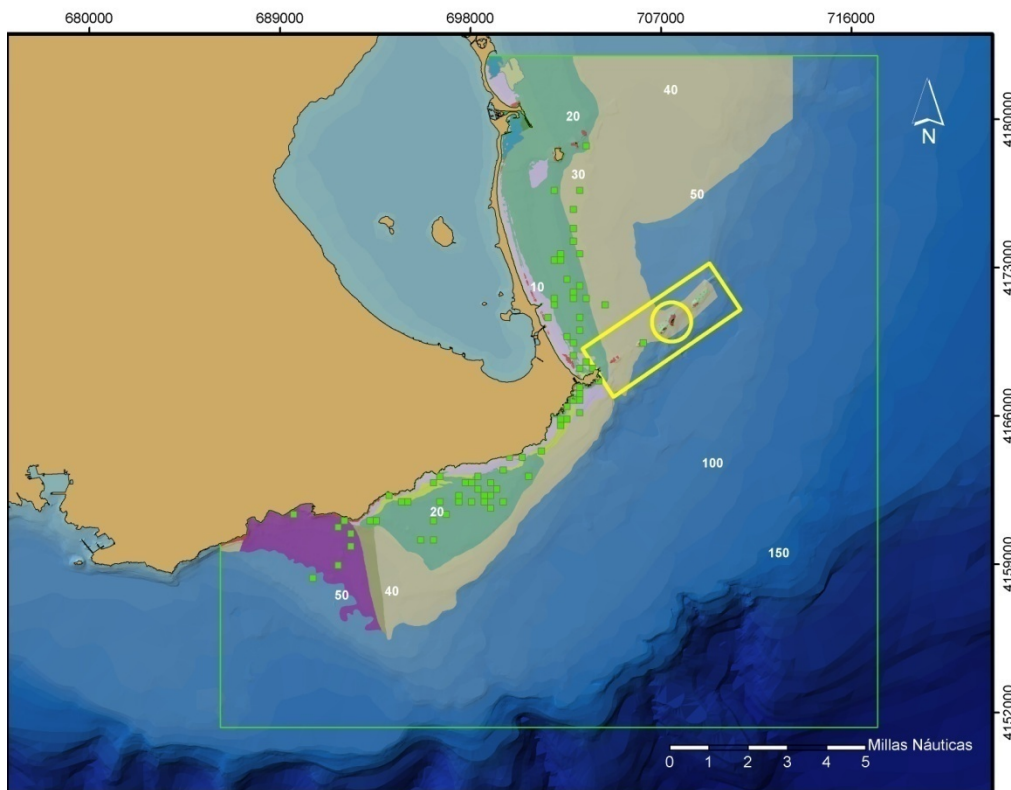


Figura 5.6 Distribución redes de enmalle dentro de la zona de estudio.

El estudio de la distribución del esfuerzo de pesca y CPUE por categorías de ocupación espacial para las especies capturadas por el conjunto de artes mayoritarios (trasmallos claros, fino palangre de fondo y redes de enmalle), muestra que la captura de las especies pertenecientes a la categoría espacial 1 (Fig. 5.7), compuesta por especies pelágicas erráticas, muy móviles y gregarias (principalmente escómbridos y carángidos) no sigue un patrón definido. Estas especies poseen una elevada movilidad, siguiendo rutas paralelas a la costa donde son capturadas principalmente por redes de enmalle, que son caladas principalmente sobre fondos de *Posidonia oceanica* y fondos arenosos. El ANOVA para los valores de CPUE no muestra diferencias estadísticamente significativas para el factor distancia [ $F_{(9, 148)} = 0,68$ ;  $P = 0,73$ ] agrupado en rangos de distancia de 3 km, tanto al norte como al sur, desde el límite de la zona de reserva integral. Estos valores de CPUE presentan una elevada variabilidad, aunque, no obstante, se aprecia un aumento de las CPUE en aquellas zonas donde los valores de esfuerzo pesquero (km de red calados) son menores, correspondiéndose con zonas donde las biocenosis principales están compuestas por fondos arenosos y arenoso-fangosos próximos a la pradera de *Posidonia oceanica*.

Especies pelágicas erráticas, muy móviles y gregarias

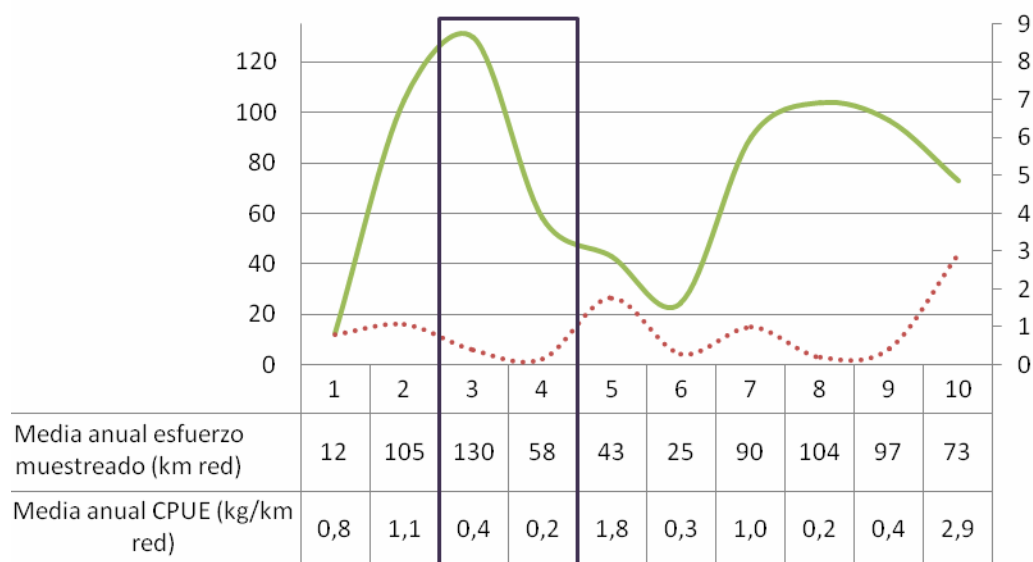


Figura 5.7 Distribución de la media anual del esfuerzo de pesca muestreado (kilómetros de red calados) y valor medio anual de CPUE (kg/1 km de red) para las especies pertenecientes a la categoría de ocupación espacial 1: especies pelágicas erráticas, muy móviles y gregarias, agrupadas por rangos de distancia (de 3 km) desde el límite de la reserva integral, hacia el norte (en metros): 1: 9.400-6.400, 2: 6.400-3.400, 3: 3.400-400 y hacia el sur: 4: -400-2.600, 5: 2.600-5.600, 6: 5.600-8.600, 7: 8.600-11.600, 8: 11.600-14.600, 9: 14.600-17.600, 10: 17.600-21.000. El recuadro negro enmarca la zona protegida.





Las capturas de especies pelágicas relativamente sedentarias (categoría de ocupación espacial 2) están compuestas principalmente por *Seriola dumerili* (lecha), siendo las redes de enmalle y el trasmallo claro de roca los artes que concentran el mayor volumen de capturas.

Los valores más elevados de CPUE se concentran en el entorno de las zonas con arrecifes artificiales (de 9 a 14 km desde el borde de la reserva integral hacia el sur) y en las inmediaciones del cabo de Palos, en zonas someras y asociadas a manchas de rocas próximas al puerto, y con predominio de fondos arenosos (de 3 a 6 km al sur de la reserva integral) (Fig. 5.8). Sin embargo, debido a la gran variabilidad en las capturas no se aprecian diferencias estadísticamente significativas en función de los rangos de distancia a la zona protegida [ $F_{(9, 217)} = 1,45$ ;  $P = 0,17$ ].

### Especies pelágicas relativamente sedentarias

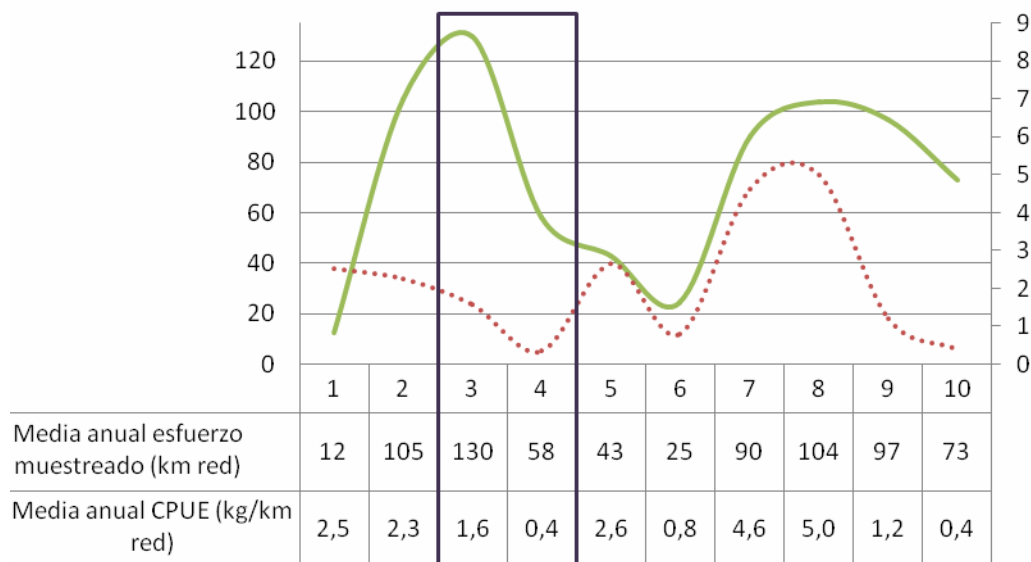


Figura 5.8 Distribución de la media anual del esfuerzo de pesca muestreado (kilómetros de red calados) y valor medio anual de CPUE (kg/1 km de red) para las especies pertenecientes a la categoría de ocupación espacial 2: especies pelágicas relativamente sedentarias, agrupadas por rangos de distancia (de 3 km) desde el límite de la reserva integral, hacia el norte (en metros): 1: 9.400-6.400, 2: 6.400-3.400, 3: 3.400-400 y hacia el sur: 4: -400-2.600, 5: 2.600-5.600, 6: 5.600-8.600, 7: 8.600-11.600, 8: 11.600-14.600, 9: 14.600-17.600, 10: 17.600-21.000. El recuadro negro enmarca la zona protegida.

Las especies demersales con movimientos verticales medios (categoría de ocupación espacial 3) capturadas por la flota artesanal están compuestas, en su mayoría, por espáridos. Las capturas de estas especies presentan una elevada variabilidad, por lo que se utilizó una prueba robusta de ANOVA, en este caso los valores de las CPUE sí muestran diferencias estadísticamente significativas [ $F_{(9, 486)} = 7,53$ ;  $P < 0,001$ ], siendo mayores en las zonas asociadas a fondos rocosos del interior y alrededores de la zona protegida, en las inmediaciones del cabo, lugares ambos en los que el esfuerzo de pesca disminuye (Fig. 5.9). Se aprecia un gradiente decreciente tanto hacia el norte como al sur de la reserva marina para los valores de capturas y CPUE.

Especies demersales con movimientos verticales medios

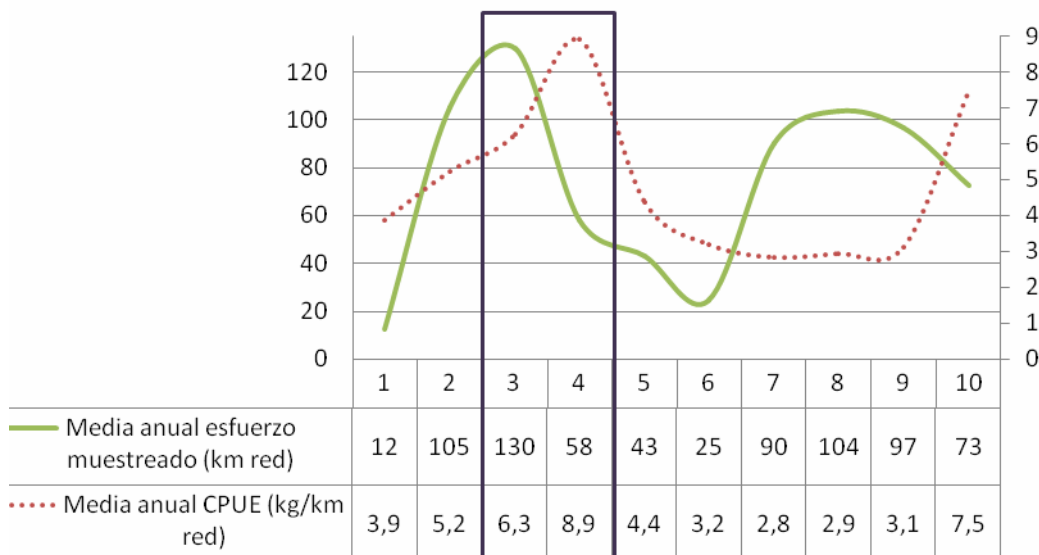


Figura 5.9 Distribución de la media anual del esfuerzo de pesca muestreado (kilómetros de red calados) y valor medio anual de CPUE (kg/1 km de red) para las especies pertenecientes a la categoría de ocupación espacial 3: especies demersales con movimientos verticales medios, agrupadas por rangos de distancia (de 3 km) desde el límite de la reserva integral, hacia el norte (en metros): 1: 9.400-6.400, 2: 6.400-3.400, 3: 3.400-400 y hacia el sur: 4: -400-2.600, 5: 2.600-5.600, 6: 5.600-8.600, 7: 8.600-11.600, 8: 11.600-14.600, 9: 14.600-17.600, 10: 17.600-21.000. El recuadro negro enmarca la zona protegida.



Las especies demersales con movimientos verticales cortos capturadas por la flota artesanal de Cabo de Palos están representadas en su mayoría por el salmonete (*Mullus surmuletus*). Las mayores capturas se han producido en el interior de la reserva marina y en la zona de arrecifes artificiales, las mismas localidades donde ha habido un mayor esfuerzo de pesca. Los valores de CPUE más elevados se agrupan en zonas donde el esfuerzo de pesca disminuye (Fig. 5.10), observándose diferencias estadísticamente significativas entre los diferentes rangos de distancia [ $F_{(9, 672)} = 3,99$ ;  $P < 0,001$ ]. Estas zonas de mayores CPUE se localizan a unos 7 km al sur de la reserva integral, frente a cala Reona, lugar en el que predominan los fondos arenosos con manchas de fanerógamas marinas (*Cymodocea nodosa* y *Posidonia oceanica*) y rocas en las áreas próximas a costa.

Especies demersales con movimientos verticales cortos

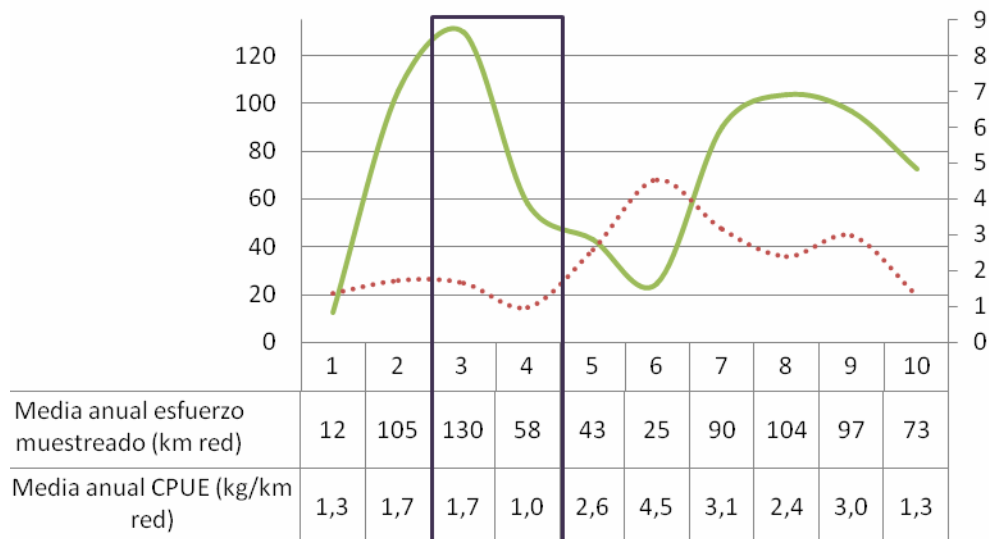


Figura 5.10 Distribución de la media anual del esfuerzo de pesca muestreado (kilómetros de red calados) y valor medio anual de CPUE (kg/1 km de red) para las especies pertenecientes a la categoría de ocupación espacial 4: especies demersales con movimientos verticales cortos, agrupadas por rangos de distancia (de 3 km) desde el límite de la reserva integral, hacia el norte (en metros): 1: 9.400-6.400, 2: 6.400-3.400, 3: 3.400-400 y hacia el sur: 4: -400-2.600, 5: 2.600-5.600, 6: 5.600-8.600, 7: 8.600-11.600, 8: 11.600-14.600, 9: 14.600-17.600, 10: 17.600-21.000. El recuadro negro enmarca la zona protegida.

Las especies demersales sedentarias, integradas principalmente por serránidos y lábridos, muestran una respuesta positiva a las medidas de protección establecidas en la zona. Los artes que concentran la captura sobre estas especies son, por orden de importancia: el trasmallo claro, el palangre de fondo y el trasmallo fino. Los capturas de estas especies se concentran principalmente sobre fondos detríticos, y praderas de *Posidonia*, a profundidades comprendidas entre los 15 y 22 metros.

Las pruebas de ANOVA para los valores de CPUE concluyen que existen diferencias significativas entre los rangos de distancia [ $F_{(9, 496)} = 4,43$ ;  $P < 0,001$ ]. Las capturas y CPUE han sido mayores dentro y en las proximidades de la reserva marina, y han ido decreciendo al alejarse, tanto hacia el norte como hacia el sur (Fig. 5.11).

### Especies demersales sedentarias

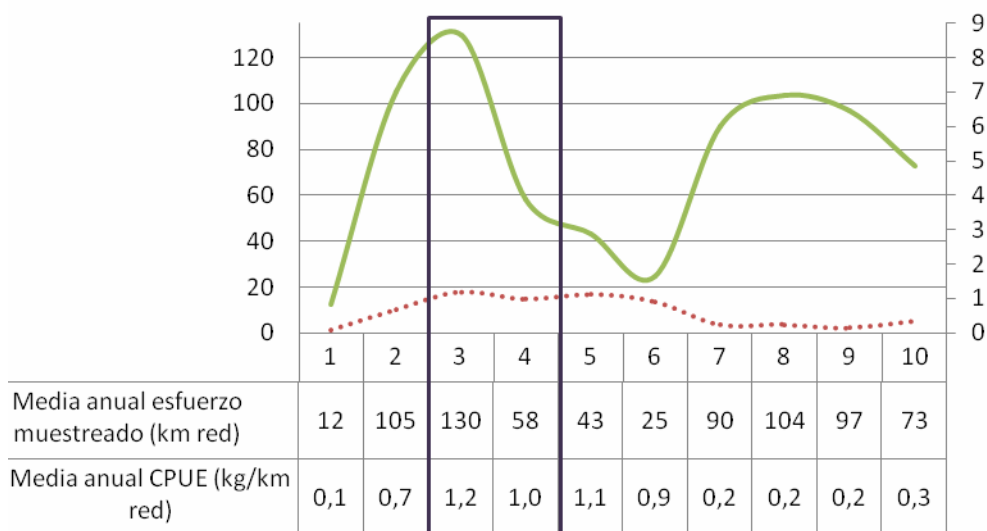


Figura 5.11 Distribución de la media anual del esfuerzo de pesca muestreado (kilómetros de red calados) y valor medio anual de CPUE (kg/1 km de red) para las especies pertenecientes a la categoría de ocupación espacial 5: especies demersales sedentarias, agrupadas por rangos de distancia (de 3 km) desde el límite de la reserva integral, hacia el norte (en metros): 1: 9.400-6.400, 2: 6.400-3.400, 3: 3.400-400 y hacia el sur: 4: -400-2.600, 5: 2.600-5.600, 6: 5.600-8.600, 7: 8.600-11.600, 8: 11.600-14.600, 9: 14.600-17.600, 10: 17.600-21.000. El recuadro negro enmarca la zona protegida.



Para la última categoría de ocupación espacial, formada por especies crípticas muy sedentarias, como los escorpénidos, las mayores capturas se localizan sobre fondos rocosos, como son los bajos del interior de la reserva y las formaciones de arrecifes artificiales, siendo éstas las zonas en las que ha habido un mayor esfuerzo pesquero. Sin embargo, las CPUE más elevadas se encuentran en las zonas rocosas en las que se ha producido un menor esfuerzo de pesca (Fig. 5.12), que se corresponden con la zona sur de la reserva marina, bajos de Dentro y Piles, y la zona de arrecifes artificiales más alejada, en torno a los 16 km hacia el sur de la reserva integral.

El ANOVA detecta diferencias estadísticamente significativas para los rangos de distancia considerados [ $F_{(9, 534)} = 7,65$ ;  $P < 0,001$ ].

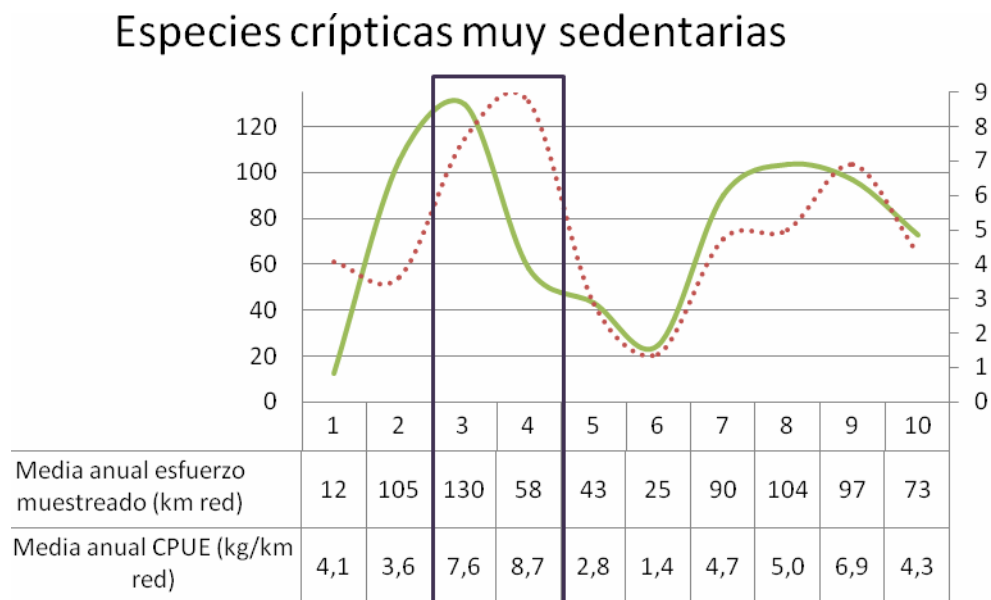


Figura 5.12 Distribución de la media anual del esfuerzo de pesca muestreado (kilómetros de red calados) y valor medio anual de CPUE (kg/1 km de red) para las especies pertenecientes a la categoría de ocupación espacial 6: especies crípticas muy sedentarias, agrupadas por rangos de distancia (de 3 km) desde el límite de la reserva integral, hacia el norte (en metros): 1: 9.400-6.400, 2: 6.400-3.400, 3: 3.400-400 y hacia el sur: 4: -400-2.600, 5: 2.600-5.600, 6: 5.600-8.600, 7: 8.600-11.600, 8: 11.600-14.600, 9: 14.600-17.600, 10: 17.600-21.000. El recuadro negro enmarca la zona protegida.

### 5.3.4 Evolución temporal de las capturas

La captura desembarcada por la flota artesanal de Cabo de Palos que faena dentro y en el entorno de la reserva marina muestra un incremento significativo desde 1995 (año de la creación de la reserva marina) a 2008 ( $r^2 = 0,8$ ;  $P < 0,001$ ). Los valores de las capturas declaradas en lonja varían desde los 6.000 kg en 1995 a 40.315 kg en 2006 (Fig. 5.13).

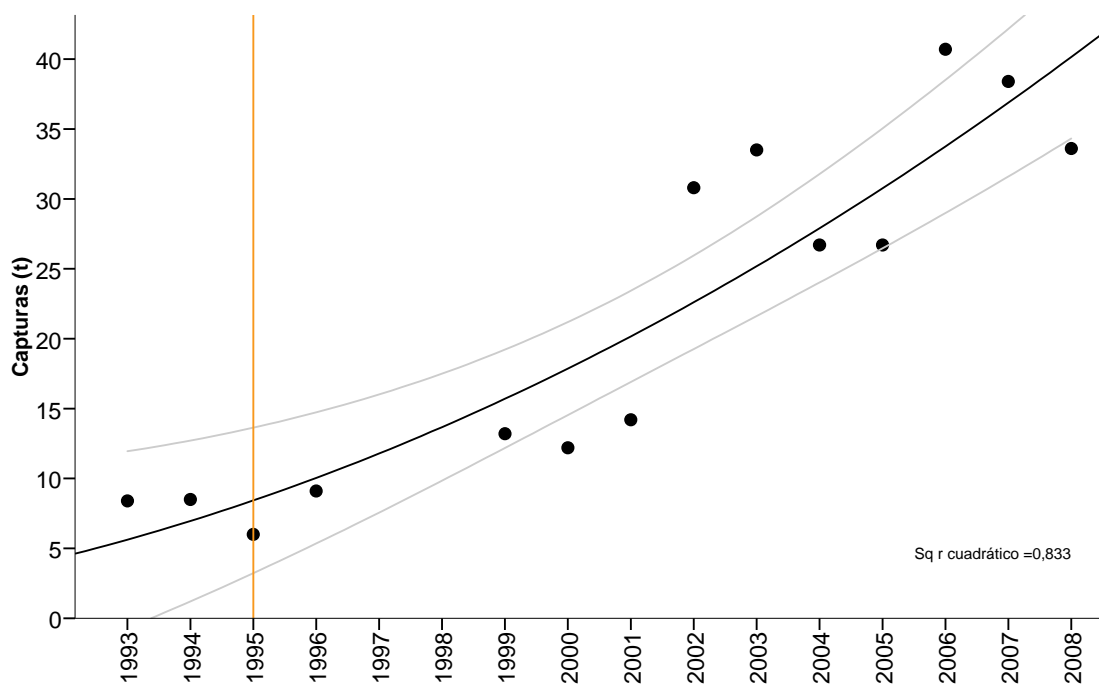


Figura 5.13 Evolución de las capturas totales desembarcadas (en toneladas) por la flota artesanal de Cabo de Palos a partir de los registros de lonja, antes y después de la creación de la reserva marina en 1995 (línea vertical). Se aprecia un ajuste cuadrático de los puntos (línea negra), las líneas grises representan el intervalo de confianza (I.C. 95 %).



Las capturas por unidad de esfuerzo (CPUE), tomando como unidad de esfuerzo el número de barcos y excluyendo aquellas especies capturadas con artes no artesanales, muestran un incremento exponencial significativo desde 1993 a 2008 ( $r^2 = 0,84$ ;  $P < 0,001$ ) con oscilaciones que varían entre 600 kg por embarcación en 1993 y 4.960 kg por embarcación en 2006 (Fig. 5.14).

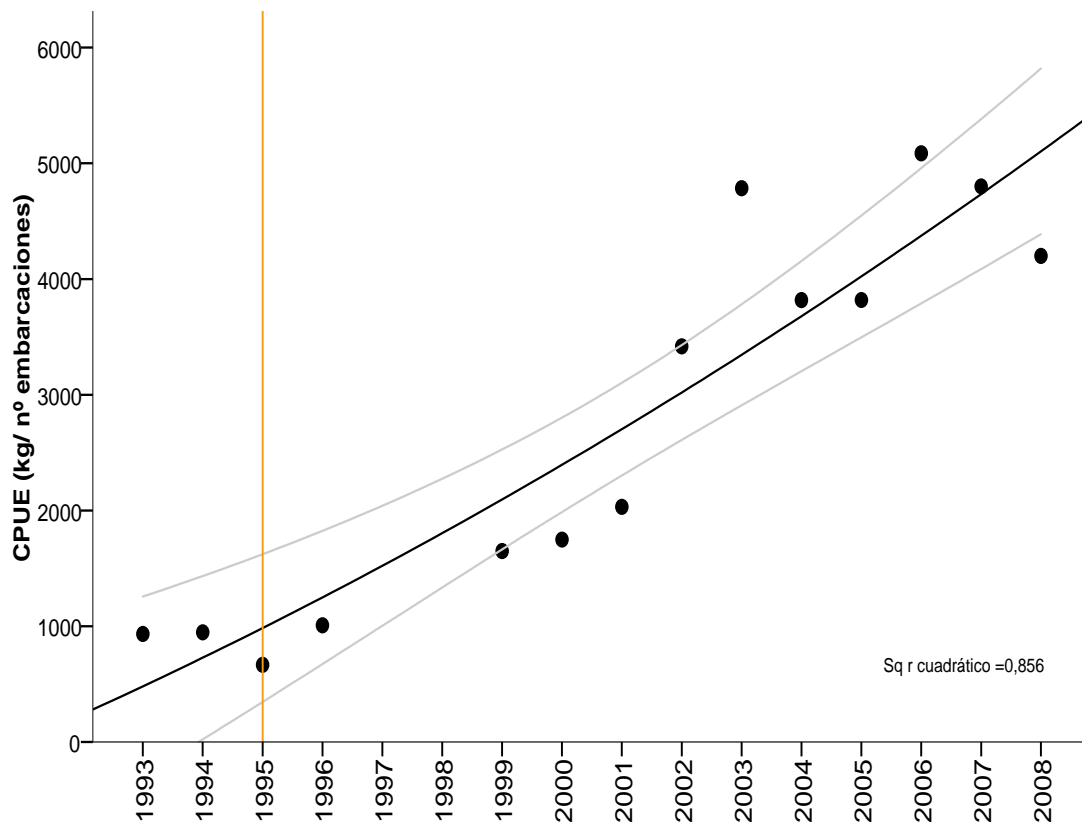


Figura 5.14 Evolución de las CPUE (en kg/número de embarcaciones) de la flota artesanal de Cabo de Palos a partir de los registros de lonja, antes y después de la creación de la reserva marina en 1995 (línea vertical). Se aprecia un ajuste cuadrático de los puntos (línea negra), las líneas grises representan el intervalo de confianza (I.C. 95 %)

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 ( $r^2 = 0,31$ ;  $P = 0,15$ ) (Fig. 5.15). 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 tendencia decreciente de los ingresos por pesca ( $r^2 = 0,33$ ;  $P = 0,23$ ) (Fig. 5.16).

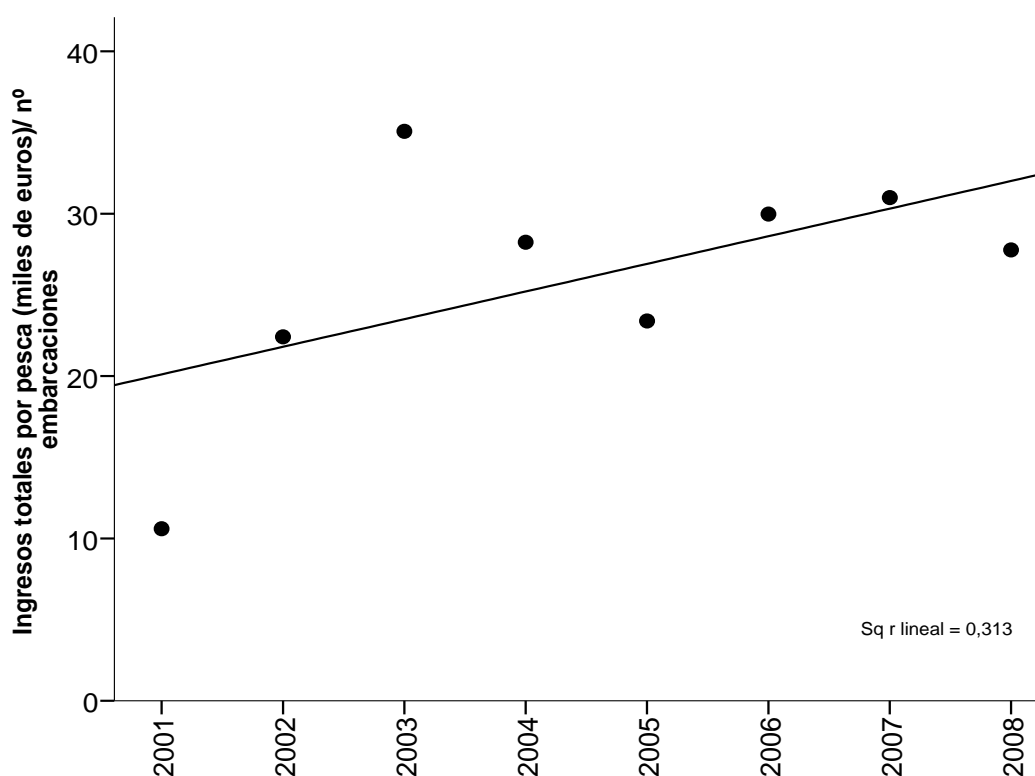


Figura 5.15 Evolución de los ingresos por unidad de esfuerzo (miles de euros/nº de embarcaciones) para la flota artesanal de Cabo de Palos, a precios constantes de 2001, teniendo en cuenta la inflación interanual para la Región de Murcia.



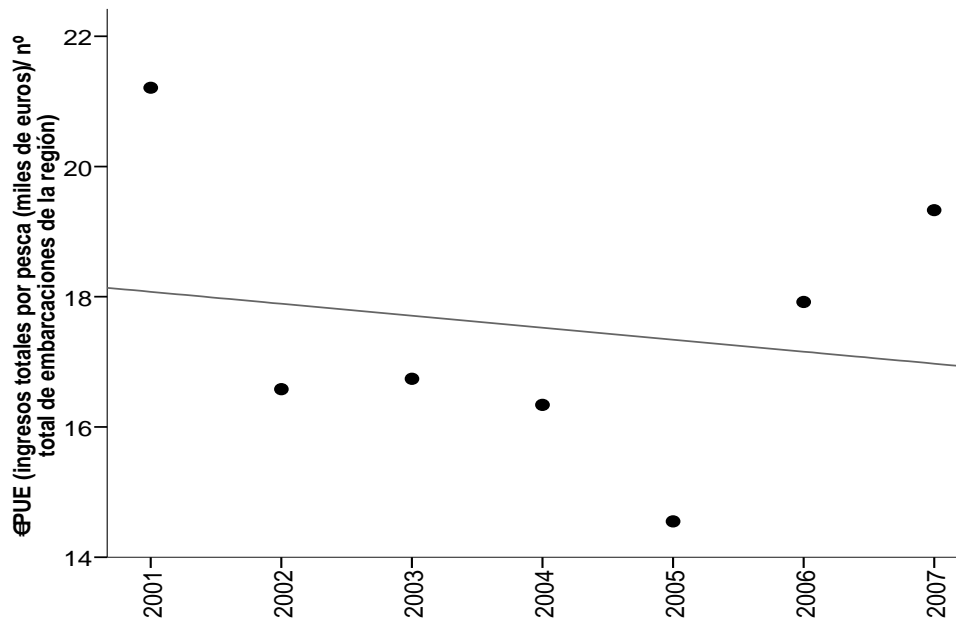


Figura 5.16 Evolución de los ingresos por unidad de esfuerzo (miles de euros/nº de embarcaciones) para toda la flota de la Región de Murcia, a precios constantes de 2001, teniendo en cuenta la inflación interanual para la Región de Murcia.

## 5.4 Discusión

La reserva marina de interés pesquero de Cabo de Palos-Islas Hormigas se creó para proteger las comunidades marinas y las poblaciones ícticas de interés pesquero, favoreciendo el crecimiento, fecundidad y desove de los individuos, además de actuar como un lugar de exportación de larvas, juveniles y adultos a áreas cercanas.

De los resultados del seguimiento del poblamiento de peces mediante censos visuales realizado en la reserva desde 1996 (Pérez-Ruzafa *et al.* 1995, 1996, 2001, 2003, 2004; Marcos *et al.* 2002; García-Charton *et al.* 2005, 2006, 2007) se desprende, como conclusión más importante, que toda una serie de especies, por lo general piscívoras (es decir, situadas en la parte alta de la red trófica marina) y de interés comercial para la pesca artesanal, han aumentado su abundancia a lo largo de los 13 años transcurridos desde la instauración de las medidas de protección. Además, estas especies (principalmente varias especies de meros y sargos, así como corvas y dentones) no empezaron a aumentar su abundancia de modo notable hasta pasados varios años (entre 3 y 6 años), y, lo que es más importante, siguen aumentando de forma lineal e incluso exponencial tras más de una década de protección.

Esto podría ser explicado en parte por la larga duración de la vida de las especies implicadas (que puede llegar, en el caso de los meros, hasta más de 40 años), lo cual da lugar a una cierta lentitud de la respuesta del poblamiento estudiado a la protección pesquera. Lo normal en los estudios realizados hasta la fecha es evaluar el “efecto reserva” a partir de estudios puramente espaciales -es decir, comparaciones “dentro-fuera” sin continuidad en el tiempo (Russ *et al.*, 2005). De ahí la importancia de darle continuidad a este esfuerzo de muestreo, pues de estos datos se podrá sin duda extraer importantes conclusiones para la gestión de esta y otras áreas marinas protegidas.

En un estudio de García-Charton y Pérez-Ruzafa (2001) se observó que cada categoría de ocupación espacial prefiere un cierto tipo de fondo dependiendo de las necesidades que presenten por un sustrato específico. Las especies pelágicas, de alta movilidad, no muestran ninguna correlación con el hábitat (García-Charton & Pérez-Ruzafa 2001), por lo que el efecto de la protección sobre ellas es menos evidente. El esfuerzo para su captura se centra en zonas someras mediante la colocación de redes de enmalle perpendiculares a costa, con el fin de interceptar a estas especies en sus rutas de paso. Las especies con movimientos verticales medios se asocian con la heterogeneidad, las demersales con movimientos verticales cortos con fondos heterogéneos que presentan parches de arenas (García-Charton & Pérez-Ruzafa 2001). En ambos casos los mayores valores de CPUE se corresponden con zonas con esas características, representados en la zona de estudio por áreas próximas al cabo y al sur del cabo, donde el fondo predominante es arenoso con parches de fanerógamas marinas y hay una elevada heterogeneidad de hábitat, principalmente en las zonas someras próximas a costa. Las especies relativamente sedentarias se asocian con sustratos rocosos con alto número de bloques (García-Charton & Pérez-Ruzafa 2001), como son los bajos del interior de la reserva marina, donde se dan los mayores valores de capturas y CPUE para las especies que ocupan esta categoría espacial. Por último, las especies crípticas se relacionan principalmente con variaciones en la rugosidad y la profundidad (García-Charton & Pérez-Ruzafa 2001), encontrándose las capturas y CPUE más elevadas en el interior de la reserva y en la zona de arrecifes artificiales de la zona sur.

Antes de la creación de la reserva marina, la captura de atún suponía el 62% del total desembarcado y declarado por la flota de Cabo de Palos, la cual estaba formada por 14 embarcaciones. Estas capturas se concentraban durante los meses de abril a octubre. Según los pescadores entrevistados durante el estudio, se dedicaba un mayor esfuerzo a capturar esta especie



junto con el emperador (*Xiphias gladius*), mediante el empleo de redes de deriva, actualmente prohibidas, por su elevado valor comercial. De acuerdo con los pescadores, aunque actualmente la flota artesanal de Cabo de Palos está compuesta por la mitad del número de embarcaciones censadas en 1993, aquéllas que se dedicaban a la pesca con artes de pesca artesanales (descritos en este trabajo) durante todo el año eran 9, a las que se sumaban 5 los meses que no había pesca de atún. De lo cual inferimos que el esfuerzo de pesca artesanal era similar al actual.

En este estudio, así como en los estudios previos, se pone de manifiesto que las capturas y las capturas por unidad de esfuerzo (CPUE) de la flota artesanal que faena dentro y en el entorno de la reserva marina han aumentado significativamente después del establecimiento de las medidas de protección en 1995. Esta tendencia difiere de lo observado para el conjunto de la flota pesquera de la Región de Murcia, lo que sugiere que las medidas de protección han tenido resultados positivos sobre las poblaciones ícticas explotadas por la flota artesanal.





## 6 Conclusiones

1) La protección pesquera está teniendo un efecto considerable sobre el poblamiento de peces en la reserva marina, en el sentido de:

- Aumento exponencial a largo plazo de la abundancia de especies de interés comercial (meros, dentones, corvas, sargos, etc.)
- Cambio en la estructura funcional (trófica) del poblamiento de peces, principalmente con la mayor dominancia de especies piscívoras y mesófagas

Estas observaciones, y la notable longevidad y tamaño de las especies que mejor han respondido a la protección, hacen prever incrementos adicionales de la comunidad de peces afectada por las medidas de protección, que habrán de ser seguidos en el futuro para una mejor comprensión de los mecanismos de funcionamiento de la reserva marina.

2) A pesar de un aumento lineal de la presión por el turismo subacuático recreativo en la reserva marina (el número de inmersiones registradas a pasado de algo más de 8.000 en 1998 a casi 22.000 en 2008), las señales de impacto son aún muy exiguas, tales como:

- Mayor proporción de fondo desprovisto de vegetación algal erecta y mayor densidad de erizos en la reserva parcial
- Mayor densidad de colonias del briozoo *Myriapora truncata* (falso coral) en la reserva integral
- Una tendencia no significativa a una mayor proporción de colonias tumbadas de *Eunicella singularis* respecto al total en la reserva parcial

A pesar de ello, y atendiendo a la generalidad en los ecosistemas marinos de los fenómenos de histéresis (relación no lineal entre intensificación de las condiciones ambientales y respuesta de las variables indicadoras de impacto), se recomienda vivamente no sobrepasar el número actual de inmersiones permitidas en la reserva marina (22.000), a la vez que se intensifiquen las siguientes medidas:

- Generalización de la presencia de guías en las inmersiones
- Celebración de breves charlas antes de cada inmersión, con las recomendaciones de buenas prácticas en las inmersiones (*briefings*); para ello, se recomienda que se facilite a los centros de buceo los materiales y formación adecuadas

- Continuación de los estudios de seguimiento de la actividad subacuática en la reserva marina
- 3) La población de gorgonias de la reserva marina experimentó a finales de 2007 una notable mortalidad, probablemente como consecuencia de un episodio anómalo de permanencia de altas temperaturas a profundidades mayores de 30 m, provocándose con ello que el 60% de las colonias mostraran signos de necrosis en sus tejidos. Transcurrido un año desde aquél fenómeno, se ha observado que:
- En 2008 la proporción de colonias afectadas (20%), así como la superficie media afectada de las colonias, han disminuido considerablemente respecto al año anterior
  - Las colonias más grandes y aquéllas situadas a mayores profundidades han resultado más afectadas
  - La estructura de tallas de la población en 2008 ha variado ligeramente con respecto al año anterior, con la aparición de individuos de las tallas más pequeñas, y disminución de la proporción de colonias más grandes

De ello se deduce que puede haber ocurrido un mecanismo compensatorio, resultado de la combinación del éxito en el reclutamiento con la lisis de las partes afectadas de las colonias más grandes, que ha permitido una recuperación parcial de la población a corto plazo. No obstante, son esperables respuestas a más largo plazo que convendrá vigilar en el futuro, con el fin de controlar los cambios que pudieran ocurrir en estas importantes especies estructurales.

- 4) 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 antes de la puesta en marcha de las medidas de protección (1993) 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 a la del resto de flotas artesanales de la Región de Murcia. Los pescadores tratan de optimizar las capturas centrando el esfuerzo en las proximidades del puerto así como en el interior de la reserva marina. Los fondos sometidos a un mayor esfuerzo pesquero están representados por formaciones rocosas asociadas a praderas de *Posidonia oceanica* y a las zonas de arrecifes artificiales. La distribución de las capturas por unidad de esfuerzo (CPUE) son mayores en las zonas próximas a la reserva que en su interior, y en los límites de las praderas de fanerógamas marinas. La creación del área marina protegida está 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 una tendencia a aumentar desde 2001 hasta 2007. Esta situación difiere del resto de la flota pesquera donde los beneficios totales tienden a disminuir.







## 7 Bibliografía

- Alban F, Appéré G & Boncoeur J (2008) *Economic analysis of marine protected areas. A literature review*. EMPAFISH Project. Booklet nº 3. Editum. 40 pp.
- Anderson MJ (2001) A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austr Ecol* 26: 32-46.
- Bavestrello G, Cerrano C, Zanzi D & Cattaneo-Vietti R (1997) Damage by fishing activities to the Gorgonian coral *Paramuricea clavata* in the Ligurian Sea. *Aquat Conserv Mar Freshw Ecosyst* 7: 253-262.
- Bayle JT, Valle C, Verdú A (2001) *ecoCEN: a database for fish counts*. FAO-AECI, Alicante (ver [www.ua.es/ecoCEN](http://www.ua.es/ecoCEN)).
- Bell JD, Craik GJS, Pollard DA & Russell BC (1985) Estimating length frequency distributions of large reef fish underwater. *Coral Reefs* 4: 41-44.
- Bell JD & Harmelin-Vivien M (1983) Fish fauna of French Mediterranean *Posidonia oceanica* seagrass meadows. 2. Feeding habits. *Tethys* 11: 1-14.
- Bohnsack JA, Harper DE, McClellan DB, Hulsbeck M (1994) Effects of reef size on colonization and assemblage structure of fishes at artificial reefs off southeastern Florida, USA. *Bull Mar Sci* 55 (2-3): 796-823.
- Calvín-Calvo, JC (2003) *Fondos marinos de Murcia: tipos, paisajes, flora y fauna, estado de conservación y mejores inmersiones*. Murcia. 301 pp.
- Cerrano C, Arillo A, Azzini F, Calcinai B, Castellano L, Muti C, Valisano L, Zega G & Bavestrello G (2005) Gorgonian population recovery after a mass mortality event. *Aquat Conserv Mar Freshw Ecosyst* 15: 147-157.
- Cerrano C, Bavestrello G, Bianchi CN, Cattaneo-Vietti R, Bava S, Morganti C, Morri C, Picco P, Sara G, Schiaparelli S, Siccardi A & Sponga F (2000) A catastrophic mass-mortality episode of gorgonians and other organisms in the Ligurian Sea (North-western Mediterranean), summer 1999. *Ecol Lett* 3: 284-293.
- Cianciolo C, Milazzo M, Badalamenti F & Chemello R (2005) Effetti indiretti del pascolamento dei ricci sul benthos costiero: Variazioni nella malacofauna. *Biol Mar Medit* 12: 261-264.
- Clarke KR (1993) Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Austral J Ecol* 18: 117-14.

- Clarke KR & Warwick RM (2001) *Change in marine communities. An approach to statistical analysis and interpretation*. Primer-E Ltd, Plymouth Marine Laboratory.
- Claudet J, Osenberg CW, Benedetti-Cecchi L, Domenici P, García-Charton J A, Pérez-Ruzafa A, Badalamenti F, Bayle-Sempere JT, Brito A, Bulleri F, Culioli J-M, Dimech M, Falcón JM, Guala I, Milazzo M, Sánchez-Meca J, Somerfield PJ, Stobart B, Vendeperre F, Valle C & Planes S (2008) Marine reserves: size and age do matter. *Ecol Lett* 11: 481-489.
- Clemente S, Hernández JC & Brito A (2008) Evidence of top-down role of predators in structuring sublittoral rocky-reef communities in a Marine Protected Area and nearby areas of the Canary Islands. *ICES J Mar Sci* 66: 64-71.
- Collie JS, Richardson K & Steele JH (2004) Regime shifts: can ecological theory illuminate the mechanisms? *Progr Oceanogr* 60: 281-302.
- Colloca F, Crespi V, Cesari S, Coppola SR (2004) Structure and evolution of the artisanal fishery in a southern Italian coastal area. *Fish Res* 69: 359-369.
- Coma R, Linares C, Pola E, Zabala M (2001) Seguiment temporal de la gorgònia *Paramuricea clavata* de les illes Medes. In: Zabala M (ed) Seguiment temporal de l'àrea marina protegida de les illes Medes. Informe anual any 2001. Departament de Medi ambient, Generalitat de Catalunya, Barcelona, pp 59-82
- Coma R, Linares C, Ribes M, Díaz D, Garrabou J & Ballesteros E (2006) Consequences of a mass mortality in populations of *Eunicella singularis* (Cnidaria: Octocorallia) in Menorca (NW Mediterranean). *Mar Ecol Prog Ser* 327: 51-60
- Coma R & Ribes M (2003) Seasonal energetic constraints in Mediterranean benthic suspension feeders: effects at different levels of ecological organization. *Oikos* 101: 205-215
- Coma R, Serrano E, Linares C, Ribes M & Calvín JC (2007) *Informe sobre el estado de las poblaciones de gorgonias de la reserva marina de Cabo de Palos - Islas Hormigas (septiembre - noviembre 2007)*. Informe inédito.
- Davis D & Tisdell C (1996) Economic management of recreational scuba diving and the environment. *J Environ Manage* 48:229-248
- García B, Bermudez L, Bas C & Zamora S (1997) Las pesquerías artesanales en los alrededores de la reserva marina de Cabo de Palos-Islas Hormigas (Murcia). Consejería de Medio Ambiente, Agricultura y Agua (CARM), Universidad de Murcia, Aulas del Mar (Eds.), *Biología pesquera (1995-1996)*. Consejería de Medio Ambiente, Agricultura y Agua, Murcia: 147-160.



- García-Charton JA & Pérez-Ruzafa A (1999) Ecological heterogeneity and the evaluation of the effects of marine reserves. *Fish Res* 42: 1-20.
- García-Charton JA & Pérez-Ruzafa A (2001) Spatial pattern and the habitat structure of a Mediterranean rocky reef fish local assemblage. *Mar Biol* 138: 917-934.
- García-Charton JA, 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.
- García-Charton JA, 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.
- García-Charton JA, 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 JA, Pérez-Ruzafa A, Marcos C, Claudet J, Badalamenti F, Benedetti-Cecchi L, Falcón JM, Milazzo M, Schembri PJ, 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? *J Nat Conserv* 16: 193-221.
- García-Charton JA, Pérez-Ruzafa A, Sánchez-Jerez P, Bayle-Sempere JT, Reñones O & Moreno D (2004) Multi-scale spatial heterogeneity, habitat structure, and the effect of marine reserves on Western Mediterranean rocky reef fish assemblages. *Mar Biol* 144: 161-182.
- García-Charton JA, Williams ID, Pérez-Ruzafa A, Milazzo M, Chemello R, Marcos C, Kitsos MS, Koukouras A & Riggio S (2000) Evaluating the ecological effects of Mediterranean marine protected areas: habitat, scale and the natural variability of ecosystems. *Environ Conserv* 27: 159-178.
- García-Rodríguez M, Fernández AM & Esteban A (2006). Characterisation, analysis and match rates of the small-scale fisheries of the Alicante Gulf (SE Spain) over a 10 years time series. *Fish Res* 77 :226-238.
- Garrabou J, Perez T, Sartoretto S & Harmelin JG (2001) Mass mortality event in red coral *Corallium rubrum* populations in Provence region (France, NW Mediterranean). *Mar Ecol Prog Ser* 217: 263-272.

- Gell FR & Roberts CM (2003) *The fishery effects of marine reserves and fishery closures*. WWF-US, Washington.
- Goñi R, Adlerstein S, Alvarez-Berastegui D, Forcada A, Reñones O, Criquet G, Polti S, Cadiou G, Valle C, Lenfant P, Bonhomme P, Pérez-Ruzafa A, Sánchez-Lizaso JL, García-Charton JA, Bernard G., Stelzenmüller V & Planes S (2008) Spillover from six western Mediterranean marine protected areas: evidence from artisanal fisheries. *Mar Ecol Prog Ser* 366: 159-174.
- Goñi R, Quetglas A, Reñones O (2006) Spillover of lobster *Palinurus elephas* (Fabricius 1787) from a Western Mediterranean marine reserve. *Mar Ecol Prog Ser* 308: 207-219.
- Guidetti P & Dulčić J (2007) Relationships among predatory fish, sea urchins and barrens in Mediterranean rocky reefs across a latitudinal gradient. *Mar Environ Res* 63: 168-184.
- Halpern BS (2003) The impact of marine reserves: do reserves work and does reserve size matter? *Ecol Appl* 13: S117-S137.
- Harmelin JG (1987) Structure and variability of the ichthyofauna in a mediterranean protected rocky area (National Park of Port-Cros, France). *PSZN I: Mar Ecol* 8: 263-284.
- Harmelin-Vivien ML, Harmelin JG, Chauvet C, Duval C, Galzin R, Lejeune P, Barnabé G, Blane F, Chevalier R, Duclere J & Lasserre G (1985) Évaluation des peuplements et populations de poissons. Méthodes et problèmes. *Revue d'Ecologie (Terre et vie)* 40:467-539.
- Harmelin-Vivien ML, Le Diréach L, Bayle-Sempere JT, Charbonnel E, García-Charton JA, Ody D, Pérez-Ruzafa A, Reñones O, Sánchez-Jerez P & Valle C (2008) Gradients of abundance and biomass across reserve boundaries in six Mediterranean marine protected areas: Evidence of fish spillover? *Biol Conserv* 141 : 1829-1839.
- Hernández JC, Clemente S, Sangil C & Brito A (2008) The key role of the sea urchin *Diadema* aff. *antillarum* in controlling macroalgae assemblages throughout the Canary Islands (eastern subtropical Atlantic): A spatio-temporal approach. *Mar Environ Res* 66: 259-270.
- Higgins RM, Vandeperre F, Pérez-Ruzafa A & Santos RS (2008) Priorities for fisheries in marine protected area design and management: Implications for artisanal-type fisheries as found in southern Europe. *J Nat Conserv* 16: 222-233.
- Hughes TP, Belwood DR, Folke C, Steneck RS & Wilson J (2005) New paradigms for supporting the resilience of marine ecosystems. *Trends Ecol Evol* 20: 380-386.



- Kaunda-Arara B, Rose GA (2004) Effects of marine reef National Parks on fishery CPUE in coastal Kenya. *Biol Conserv* 118: 1-13.
- Lees K, Pitois S, Scott C, Frid C & Mackinson S (2006) Characterizing regime shifts in the marine environment. *Fish Fish* 7: 104-127.
- Linares C, Coma R, Diaz D, Zabala M, Hereu B, Dantart L (2005) Immediate and delayed effects of a mass mortality event on gorgonian population dynamics and benthic community structure in the NW Mediterranean Sea. *Mar Ecol Prog Ser* 305: 127-137.
- Linares C, Coma R, Garrabou J, Díaz D & Zabala M (2008) Size distribution, density and disturbance in two Mediterranean gorgonians: *Paramuricea clavata* and *Eunicella singularis*. *J Appl Ecol* 45: 688-699.
- López del Amo JJ (1985) Creación y gestión de la Reserva marina de la Isla Nueva Tabarca (Alicante). En: Ramos, A.A. (Ed.). *La Reserva Marina de la Isla Plana o Nueva Tabarca (Alicante)*. Publicaciones de la Universidad de Alicante-Ayuntamiento de Alicante: 161-167.
- Marcos C (Coord) (2002) *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
- Murawski SA, Wigley SE, Fogarty MJ, Rago PJ & Mountain DG (2005) Effort distribution and match patterns adjacent to temperate MPAs. *ICES J Mar Sci* 62: 1150-1167.
- Nyström M, Graham NAJ, Lokrantz J & Norström AV (2008) Capturing the cornerstones of coral reef resilience: linking theory to practice. *Coral Reefs* 27: 795-809.
- Pauly D (1995) Anecdotes and the shifting baseline syndrome of fisheries. *Trends Ecol Evol* 10: 430.
- Pelletier D & Ferraris J (2000) A multivariate approach for defining fishing tactics from commercial catch and effort data. *Can J Fish Aquat Sci* 57: 51-65.
- Pelletier D, García-Charton JA, Ferraris J, David G, Thébaud O, Letourneur Y, Claudet J, Amand M, Kulbicki M & Galzin R (2005) Designing indicators for evaluating the impact of Marine Protected Areas on coral reef ecosystems: a multidisciplinary standpoint. *Aquat Living Resour* 18: 15-33.
- Perez T, Garrabou J, Sartoretto S, Harmelin JG, Francour P & Vacelet J (2000) Mortalidad masiva d'invertebrés marins: un événement sans précédent en Méditerranée nord-occidentale. *CR Acad Sci III Sci Vie* 323: 853-865.

- Pérez-Ruzafa A (Coord) (1995) *Estudios de seguimiento de arrecifes artificiales y de establecimiento de la situación biológica inicial en la Reserva Marina de Cabo de Palos-Islas Hormigas*. Universidad de Murcia y Consejería de Agricultura, Ganadería y Pesca de la Región de Murcia.
- Pérez-Ruzafa A (Coord) (1996) *Seguimiento de arrecifes artificiales y Reservas Marinas de la Región de Murcia*. Universidad de Murcia y Consejería de Agricultura y Agua de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia.
- Pérez-Ruzafa A (Coord) (2001) *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.
- Pérez-Ruzafa A (Coord) (2003) *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.
- Pérez-Ruzafa A (Coord) (2004) *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.
- Pérez-Ruzafa A, Martín E, Marcos C, Zamarro JM, Stobart B, Harmelin-Vivien ML, Polti S, Planes S, García-Charton JA & González-Wanguemert M (2008) Modelling spatial and temporal scales for spillover and biomass exportation from MPAs and their potential for fisheries enhancement. *J Nat Conserv* 16: 234-255.
- Piniella F, Soriguer MC & Fernández-Engo MA (2007) Artisanal fishing in Andalucía: A statistical Study of the fleet. *Mar Pol* 31: 573-581.
- Pinnegar J K & Engelhard GH (2008) The 'shifting baseline' phenomenon: a global perspective. *Rev Fish Biol Fish* 18: 1-16.
- Planes S, García-Charton JA, Marcos C & Pérez-Ruzafa A (Coord) (2008) *Ecological effects of Atlanto-Mediterranean Marine Protected Areas in the European Union*. EMPAFISH Project, Booklet No. 1. Editum. 158 pp.
- Polunin NVC (1984) Do traditional marine reserves conserve? a view of Indonesian and New Guinean evidence. En: Ruddle, K. & Akimichi, T. (Eds.). *Mar institut west Pacific* 17: 267-283
- Romano JC, Bensoussan N, Younes WAN & Arlhac D (2000) Anomalies thermiques dans les eaux du golfe de Marseille durant l'été 1999. Une explication partielle de la mortalité d'invertébrés fixés. *CR Acad Sci III Sci Vie* 323: 415-427.
- Roncin N, Alban F, Charbonel E, Crec'hriou R, De la Cruz Molino R, Culioli JM, Dimech M, Goñi R, Guala I, Higgins R, Lavisse E, Le Direach L, Luna B, Marcos C, Maynou F, Pascual J, Peson J, Smith P, Stobart B, Szelienszky 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. *J Nat Conserv* 16: 256-270.

Russ GR, Sotckwell B & Alcalá AC (2005) Inferring versus measuring rates of recovery in no-take marine reserves. *Mar Ecol Prog Ser* 292: 1-12.

Scheffer M & Carpenter SR (2003) Catastrophic regime shifts in ecosystems: linking theory to observations. *Trends Ecol Evol* 18: 648-656.

Scheffer M, Carpenter SR, Foley JA, Folke C & Walker B (2001) Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature* 413: 591-596.

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). *Fish Res* 59: 117-128.

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. *Mar Pol Bull* 56 (12): 2018-2026.

Stelzenmüller V, Maynou F & Martín P (2007) Spatial assessment of benefits of coastal Mediterranean Marine Protected Area. *Biol Conserv* 136: 571-583.

Tupper M & Rudd MA (2002) Species-specific impacts of a small marine reserve on reef fish production and fishing productivity in the Turks and Caicos Islands. *Environ Conserv* 29: 484-492.

White AT (1986) Marine reserves: how effective as management strategies for Philippine, Indonesian and Malaysian coral reef environments? *Ocean Manage* 10: 137-159.

Wilcox C & Pomeroy C (2003) Do commercial fishers aggregate around marine reserves? Evidence from Big Creek Marine Ecological Reserve, central California. *N Am J of Fish Manag* 23: 241-250.







## 8 Plan de Trabajo 2009

### 1) Efecto de la protección sobre el poblamiento de peces litorales de fondos rocosos

#### Justificación y objetivos:

La mejor manera de estimar el grado de éxito de las medidas de protección consiste en realizar un seguimiento de las poblaciones-diana de la pesca artesanal con técnicas de muestreo no destructivas e independientes de la actividad pesquera, siendo los censos visuales el método idóneo para ello. Este seguimiento se viene realizando de modo prácticamente ininterrumpido desde antes de la creación de la reserva marina, constituyendo de este modo una de las bases de datos más largas existentes en el ámbito mediterráneo e incluso mundial. Con esta base de datos se pretende dar respuesta a los interrogantes que se plantean en relación al plazo temporal de las medidas de protección. Además, otros factores ambientales son responsables de las diferencias de abundancia y biomasa de especies ícticas entre áreas marinas protegidas y no protegidas, y en especial las diferencias en la estructura del hábitat. Por otra parte, en función de las perspectivas de protección de otras áreas marinas en el litoral murciano (Cabo Cope y Cabo Tiñoso), se impone la necesidad de iniciar en dichos lugares el seguimiento de estos importantes indicadores, siguiendo un esquema de muestreo que permita comparaciones con áreas no protegidas y a lo largo del tiempo.

#### Métodos:

- Censos visuales de peces con escafandra autónoma, y medida de parámetros estructurales del hábitat rocoso (complejidad, heterogeneidad), mediante un diseño de muestreo espacialmente jerarquizado: localidades (protegida y no protegida), zonas y sitios espacialmente anidados en las localidades, y réplicas (transectos de 50 m x 5 m), incluyendo un planteamiento 'beyond-BACI' (varios controles y una zona de impacto, en varias ocasiones antes y después de que éste ocurra) en las localidades potencialmente protegidas (Cabo Cope y Cabo Tiñoso).
- Análisis de datos: análisis de la varianza univariantes y multivariantes paramétricos y no paramétricos, análisis de ordenación (MDS) y clasificación (clúster), para probar estadísticamente las respuestas numéricas y funcionales del poblamiento de peces en el espacio y el tiempo.

## 2) Impacto de la actividad turística subacuática sobre los fondos de la reserva marina (incluido el estado de salud de las poblaciones de gorgonias)

### Justificación y objetivos:

En la reserva marina se está desarrollando una actividad turística recreativa muy intensa, concentrada sobre todo en la práctica del buceo deportivo en calas y bajos rocosos. Dado el efecto potencialmente pernicioso de dicha actividad para la protección de biocenosis de alto valor ecológico (fondos de algas fotófilas, pre-coralígeno, coralígeno), se impone la necesidad de realizar un seguimiento riguroso de dichos impactos, mediante un diseño experimental de muestreo que permita distinguirlos de la enorme variabilidad natural de las comunidades bentónicas. Por otra parte, las valiosas poblaciones de las gorgonias blanca (*Eunicella singularis*) y roja (*Paramuricea clavata*) existentes en la zona se han visto afectadas en 2007 por el inicio de un episodio de mortalidad en masa, achacable a aumentos inusuales de la temperatura del agua. Este fenómeno está siendo objeto de un seguimiento continuado, con el fin de estimar su magnitud e importancia, así como la capacidad de recuperación de las poblaciones estudiadas.

### Métodos:

- Seguimiento fotogramétrico de especies indicadoras (algas, esponjas, cnidarios, briozoos, ascidias) en los fondos infralitorales.
- Medida *in situ* de la distribución espacial y en profundidad, densidad, parámetros morfométricos y grado de afección (mortalidad y/o necrosis, epibiosis, roturas) de las colonias de gorgonias (*Eunicella singularis* y *Paramuricea clavata*).
- Análisis de datos: Análisis de la varianza univariantes y multivariantes

## 3) Seguimiento de la pesca artesanal

### Justificación y objetivos:

Para poder valorar el efecto de la reserva marina sobre la actividad pesquera y entender la distribución espacio-temporal del esfuerzo pesquero es necesario disponer de un seguimiento espacio-temporal que abarque varios años, ya que la información anterior a 2004 se ha obtenido de diversas fuentes bibliográficas y no está validada por muestreos periódicos. La variedad, adaptabilidad, flexibilidad y dinamismo de esta pesca permite a los pescadores desarrollar tácticas y estrategias para optimizar su actividad. Los científicos pesqueros y los gestores tienden a enfocar mayoritariamente la



dinámica pesquera a largo plazo y raras veces toman en consideración los cambios rápidos del esfuerzo que resultan de las decisiones diarias que toman los pescadores. Aún quedan muchas cuestiones abiertas para optimizar esta herramienta de gestión que son las AMPs, en términos de diseño, zonificación y planificación de usos, entre otros, debido a las múltiples y complejas interacciones existentes entre los factores biológicos, socioeconómicos e institucionales. Por ello el objetivo de este trabajo es conocer y entender el modo en que interaccionan estos factores e integrarlos en un modelo de gestión, que ayude a tomar decisiones para un correcto diseño y uso de las mismas.

#### Métodos:

- Encuestas semanales a los pescadores, recogiendo la información en estadillos en los que los propios pescadores, siguiendo la metodología de años anteriores, registrarán las características de las embarcaciones (eslora total, potencia de los motores, GRT, número de tripulantes), de los artes de pesca (descripción, longitud del arte, luz de malla, número y características de los anzuelos, tiempo calado y duración del lance), posición GPS del lance.
- Los descriptores a tener en cuenta serán la composición, biomasa, talla y abundancia taxonómica capturada para cada tipo de arte. Mediante encuestas se registrarán los gastos por salida para cada embarcación, los gastos de mantenimiento y los ingresos brutos anuales de la actividad. Los datos de venta de las capturas desembarcadas y declaradas en lonja para las embarcaciones de interés podrán obtenerse del Servicio de Pesca de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia, así como el precio medio mensual de las especies capturadas. Asimismo para cada toma de muestras se deberán incluir parámetros ambientales. Asimismo para cada toma de muestras se deberán incluir parámetros ambientales.
- Estos parámetros se integrarán y analizarán en un SIG, el cual permitirá detectar patrones espaciales y temporales en las dinámicas ecológicas y pesqueras.





## Anexo: Tablas de análisis de datos de peces (censos visuales)

Tabla 2.4 Resultados del ANOSIM y SIMPER realizados sobre la matriz de especies. Valor del estadístico y significación (p). \*  $p < 0,05$ ; \*\*  $p < 0,01$ ; \*\*\*  $p < 0,001$ ; ns = no significativo. Especies responsables de las diferencias (ESP) y porcentaje acumulado de la diferencia explicada (Cum. %). S1: Sector "PUNTA"; S2: Sector "BAJOS"; S3: Sector "INTEGRAL"

	ANOSIM		SIMPER					
	Estadístico	p	S1 vs S2		S1 vs S3		S2 vs S3	
Entre sectores	0,685	***	ESP	Cum. %	ESP	Cum. %	ESP	Cum. %
S1 vs S2	0,77	***	<i>B. boops</i>	8,42	<i>A. anthias</i>	9,57	<i>B. boops</i>	9,97
S1 vs S3	0,96	***	<i>A. anthias</i>	16,81	<i>S. viridensis</i>	17,01	<i>S. salpa</i>	15,83
S2 vs S3	0,256	**	<i>S. viridensis</i>	23,62	<i>B. boops</i>	23,56	<i>O. melanura</i>	21,08
			<i>O. melanura</i>	28,67	<i>D. dentex</i>	28,21	<i>S. viridensis</i>	25,77

Tabla 2.5 Resultados del ANOSIM y SIMPER realizados sobre la matriz de especies sin las especies pelágicas. Valor del estadístico y significación (p). \*  $p < 0,05$ ; \*\*  $p < 0,01$ ; \*\*\*  $p < 0,001$ ; ns = no significativo. Especies responsables de las diferencias (ESP) y porcentaje acumulado de la diferencia explicada (Cum. %). S1: Sector "PUNTA"; S2: Sector "BAJOS"; S3: Sector "INTEGRAL"

	ANOSIM		SIMPER					
	Estadístico	p	S1 vs S2		S1 vs S3		S2 vs S3	
Entre sectores	0,719	***	ESP	Cum. %	ESP	Cum. %	ESP	Cum. %
S1 vs S2	0,782	***	<i>A. anthias</i>	11,82	<i>A. anthias</i>	12,31	<i>S. salpa</i>	8,08
S1 vs S3	0,958	***	<i>S. salpa</i>	19,09	<i>D. dentex</i>	18,37	<i>D. vulgaris</i>	14,46
S2 vs S3	0,3	**	<i>C. julis</i>	24,82	<i>S. umbra</i>	24,03	<i>S. umbra</i>	20,39
			<i>E. marginatus</i>	29,99	<i>S. tinca</i>	29,43	<i>S. tinca</i>	26,05

Tabla 2.6 Resultados del ANOSIM y SIMPER realizados sobre la matriz de categorías espaciales. Valor del estadístico y significación (p). \*  $p < 0,05$ ; \*\*  $p < 0,01$ ; \*\*\*  $p < 0,001$ ; ns = no significativo. Categorías responsables de las diferencias (Catg.) y porcentaje acumulado de la diferencia explicada (Cum. %). S1: Sector "PUNTA"; S2: Sector "BAJOS"; S3: Sector "INTEGRAL"

	ANOSIM		SIMPER					
	Estadístico	p	S1 vs S2		S1 vs S3		S2 vs S3	
Entre sectores	0,352	***	Catg.	Cum. %	Catg.	Cum. %	Catg.	Cum. %
S1 vs S2	0,412	***	M1	36,18	M1	28,97	M1	38,42
S1 vs S3	0,491	***	M2	53,51	M2	48,59	M6	59,08
S2 vs S3	0,165	*	M6	68,8	M5	65,23	M3	75,26

Tabla 2.7 Resultados del ANOSIM y SIMPER realizados sobre la matriz de categorías tróficas. Valor del estadístico y significación (p). \* p<0,05; \*\* p<0,01; \*\*\* p<0,001; ns = no significativo. Categorías responsables de las diferencias (Catg.) y porcentaje acumulado de la diferencia explicada (Cum. %). S1: Sector “PUNTA”; S2: Sector “BAJOS”; S3: Sector “INTEGRAL”

	ANOSIM		SIMPER					
	Estadístico	p	S1 vs S2		S1 vs S3		S2 vs S3	
			Catg.	Cum. %	Catg.	Cum. %	Catg.	Cum. %
Entre sectores	0,523	***						
S1 vs S2	0,619	***	PISC	26,06	PISC	26,1	HERB	33,23
S1 vs S3	0,793	***	HERB	50,05	HERB	44,94	PISC	48,48
S2 vs S3	0,162	*	PLAN	65,27	MESO	58,18	MICR	62,55

Tabla 2.8 PERMANOVA multivariante realizado sobre el poblamiento íctico por especies y agrupado en categorías espaciales y tróficas. \*\*\*: p < 0,001; \*\*: p < 0,01; \*: p < 0,05; ns: no significativo

Fuente	gl.	Poblamiento			Categorías espaciales			Categorías tróficas		
		MC	Pseudo-F	p	MC	Pseudo-F	p	MC	Pseudo-F	p
Año	9	5883,6	5,5577	***	1342,3	4,3299	***	1286,5	4,9921	***
Sector	2	33593	22,012	**	4980,1	12,393	**	8920	34,975	**
Zona(Sector)	6	1526,1	2,6386	***	401,85	2,2773	**	255,04	1,6711	*
AñoxSector	18	1642,6	1,5516	***	414,95	1,3385	ns	336,91	1,3074	ns
AñoxZona(Sector)	54	1058,7	1,8304	***	310,01	1,7568	***	257,7	1,6886	***
Residual	180	578,37			176,46			152,61		

Tabla 2.9 PERMANOVA univariante realizado sobre cada una de las categorías espaciales y tróficas. \*\*\*: p < 0,001; \*\*: p < 0,01; \*: p < 0,05; ns: no significativo

Fuente	M1	M2	M3	M4	M5	M6	HERB	PLAN	MICR	MESO	OMNI	DETR	PISC
Año	***	ns	***	ns	**	***	***	ns	***	**	ns	ns	***
Sector	*	*	**	**	*	ns	*	*	*	**	*	**	**
Zona(Sector)	*	ns	ns	*	**	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	*
AñoxSector	***	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	**
AñoxZona(Sector)	ns	***	ns	**	*	ns	ns	***	***	ns	**	*	ns



Tabla 2.10 PERMANOVA univariante realizado sobre cada una de las especies. \*\*\*:  $p < 0,001$ ; \*\*:  $p < 0,01$ ; \*:  $p < 0,05$ ; ns: no significativo

Fuente	<i>M. helena</i>	<i>E. costae</i>	<i>E. marginatus</i>	<i>S. cabrilla</i>
Año	*	**	***	***
Sector	**	**	**	**
Zona(Sector)	ns	ns	*	**
AñoxSector	ns	ns	***	*
AñoxZona(Sector)	ns	ns	ns	ns
Fuente	<i>D. dentex</i>	<i>D. cervinus</i>	<i>D. vulgaris</i>	<i>S. salpa</i>
Año	***	***	**	***
Sector	**	**	**	*
Zona(Sector)	ns	ns	ns	ns
AñoxSector	*	ns	*	ns
AñoxZona(Sector)	ns	***	**	ns
Fuente	<i>S. viridensis</i>	<i>B. boops</i>	<i>T. pavo</i>	<i>S. umbra</i>
Año	**	***	***	**
Sector	*	*	**	*
Zona(Sector)	*	ns	ns	ns
AñoxSector	ns	**	**	ns
AñoxZona(Sector)	***	ns	ns	ns
Fuente	<i>S. chantharus</i>	<i>C. julis</i>		
Año	**	***		
Sector	*	*		
Zona(Sector)	**	**		
AñoxSector	*	ns		
AñoxZona(Sector)	**	***		

Tabla 2.11 Resultados del ANOSIM y SIMPER realizados sobre la matriz de especies. Valor del estadístico y significación (p). \*  $p < 0,05$ ; \*\*  $p < 0,01$ ; \*\*\*  $p < 0,001$ ; ns = no significativo. Especies responsables de las diferencias (ESP) y porcentaje acumulado de la diferencia explicada (Cum. %)

	ANOSIM		SIMPER			
	Estadístico	p	P1 vs P3		P2 vs P3	
Entre periodos	0,476	***	ESP	Cum. %	ESP	Cum. %
P1 vs P2	0,256	ns	<i>B. boops</i>	9,97	<i>B. boops</i>	9,98
P1 vs P3	0,688	**	<i>E. encrasicolus</i>	16,36	<i>S. dumerili</i>	16,92
P2 vs P3	0,387	**	<i>A. hepsetus</i>	22,03	<i>O. melanura</i>	21,68
			<i>D. sargus</i>	27,38	<i>S. viridensis</i>	26,37

Tabla 2.12 Resultados del ANOSIM y SIMPER realizados sobre la matriz de especies sin las especies pelágicas. Valor del estadístico y significación (p). \* p<0,05; \*\* p<0,01; \*\*\* p<0,001; ns = no significativo. Especies responsables de las diferencias (ESP) y porcentaje acumulado de la diferencia explicada (Cum. %)

Entre periodos	ANOSIM		SIMPER					
	Estadístico	p	P1 vs P2		P1 vs P3		P2 vs P3	
			ESP	Cum. %	ESP	Cum. %	ESP	Cum. %
	0,571	***						
P1 vs P2	0,496	*	<i>D. sargus</i>	9,28	<i>D. sargus</i>	8,19	<i>T. pavo</i>	7,07
P1 vs P3	0,811	**	<i>S. salpa</i>	17,60	<i>D. vulgaris</i>	16,20	<i>S. salpa</i>	14,05
P2 vs P3	0,429	*	<i>M. surmuletus</i>	24,41	<i>T. pavo</i>	23,30	<i>S. ocelatus</i>	20,53
			<i>C. chromis</i>	29,74	<i>S. ocelatus</i>	29,44	<i>A. imberbis</i>	26,49

Tabla 2.13 Resultados del ANOSIM y SIMPER realizados sobre la matriz de categorías espaciales. Valor del estadístico y significación (p). \* p<0,05; \*\* p<0,01; \*\*\* p<0,001; ns = no significativo. Categorías responsables de las diferencias (Catg.) y porcentaje acumulado de la diferencia explicada (Cum. %)

Entre periodos	ANOSIM		SIMPER			
	Estadístico	p	P1 vs P2		P1 vs P3	
			Catg.	Cum. %	Catg.	Cum. %
	0,131	ns				
P1 vs P2	0,304	*	M1	28,14	M1	30,81
P1 vs P3	0,259	*	M3	47,71	M3	49,21
P2 vs P3	-0,133	ns	M4	65,41	M4	66,85

Tabla 2.14 Resultados del ANOSIM y SIMPER realizados sobre la matriz de categorías tróficas. Valor del estadístico y significación (p). \* p<0,05; \*\* p<0,01; \*\*\* p<0,001; ns = no significativo. Categorías responsables de las diferencias (Catg.) y porcentaje acumulado de la diferencia explicada (Cum. %)

Entre periodos	ANOSIM		SIMPER					
	Estadístico	p	P1 vs P2		P1 vs P3		P2 vs P3	
			Catg.	Cum. %	Catg.	Cum. %	Catg.	Cum. %
	0,427	***						
P1 vs P2	0,468	*	HERB	29,21	OMNI	25,2	HERB	28,11
P1 vs P3	0,52	**	PLAN	45,16	DETR	45,05	PLAN	48,75
P2 vs P3	0,285	*	DETR	60,1	HERB	62,98	PISC	61,46





Tabla 2.15 PERMANOVA multivariante realizado sobre el poblamiento íctico por especies y agrupado en categorías espaciales y tróficas. \*\*\*:  $p < 0,001$ ; \*\*:  $p < 0,01$ ; \*:  $p < 0,05$ ; ns: no significativo

Fuente	gl.	Poblamiento			Categorías espaciales			Categorías tróficas		
		MC	Pseudo-F	p	MC	Pseudo-F	p	MC	Pseudo-F	p
Periodo	2	6114,5	7,6828	***	1374,2	4,2971	***	1696,8	6,2185	***
Residual	141	795,87			319,8			272,87		





Tabla 2.16 PERMANOVA univariante realizado sobre cada una de las categorías espaciales y tróficas. \*\*\*:  $p < 0,001$ ; \*\*:  $p < 0,01$ ; \*:  $p < 0,05$ ; ns: no significativo

Fuente	gl.	HERB				PLAN				MICR				MESO				OMNI				DETR				PISC			
		MC	Pseudo-F	p		MC	Pseudo-F	p		MC	Pseudo-F	p		MC	Pseudo-F	p		MC	Pseudo-F	p		MC	Pseudo-F	p		MC	Pseudo-F	p	
Periodo	2	4967,1	1,471	ns	2564,4	1,3302	ns		3867	7,2211	***		5279,7	3,7879	***		16264	15,859	***		6315,8	1,9988	*		4830	1,1718	ns		
Residual	141	3376,7			1927,9				535,5				1393,9				1025,5				3159,8				4122				
Fuente	gl.	M1				M2				M3				M4				M5				M6							
		MC	Pseudo-F	p		MC	Pseudo-F	p		MC	Pseudo-F	p		MC	Pseudo-F	p		MC	Pseudo-F	p		MC	Pseudo-F	p		MC	Pseudo-F	p	
Periodo	2	2822,2	0,67187	ns	3862,4	1,841	ns		11360	8,8471	***		7150,5	2,2321	***		2718,6	5,1426	***		3372,7	1,1817	ns						
Residual	141	4200,6			2098				1284				3203,5				528,64				2854,2								

Tabla 2.17 PERMANOVA univariante realizado sobre cada una de las especies. \*\*\*:  $p < 0,001$ ; \*\*:  $p < 0,01$ ; \*:  $p < 0,05$ ; ns: no significativo

Fuente	gl.	<i>E. costae</i>				<i>E. marginatus</i>				<i>S. cabrilla</i>				<i>M. surmuletus</i>				<i>B. boops</i>					
		MC	Pseudo-F	p		MC	Pseudo-F	p		MC	Pseudo-F	p		MC	Pseudo-F	p		MC	Pseudo-F	p			
Periodo	2	5771,1	1,1667	*	11893	2,5219	***		13698	3,1761	***		6942,2	2,1664	*		5707,9	1,155	*				
Residual	141	4946,7			4716				4313				3204,5				4941,8						
Fuente	gl.	<i>D. annularis</i>				<i>D. cervinus</i>				<i>D. puntazzo</i>				<i>D. sargus</i>				<i>D. vulgaris</i>					
		MC	Pseudo-F	p		MC	Pseudo-F	p		MC	Pseudo-F	p		MC	Pseudo-F	p		MC	Pseudo-F	p			
Periodo	2	9550,1	2,8661	***	7977,8	1,6449	**		6907	1,8538	*		19724	9,2336	***		7305,8	4,2581	**				
Residual	141	3332,1			4850				3726				2136,2				1715,8						
Fuente	gl.	<i>O. melanura</i>				<i>S. aurata</i>				<i>C. julis</i>				<i>L. merula</i>				<i>L. viridis</i>					
		MC	Pseudo-F	p		MC	Pseudo-F	p		MC	Pseudo-F	p		MC	Pseudo-F	p		MC	Pseudo-F	p			
Periodo	2	6991,9	1,5544	*	6145,8	1,2412	**		6654	6,4863	***		6275,3	1,2951	*		5982,8	1,2063	*				
Residual	141	4498,2			4951,5				1026				4845,6				4959,5						
Fuente	gl.	<i>S. roissali</i>				<i>S. ocelatus</i>				<i>S. mediterraneus</i>				<i>S. tinca</i>				<i>T. pavo</i>					
		MC	Pseudo-F	p		MC	Pseudo-F	p		MC	Pseudo-F	p		MC	Pseudo-F	p		MC	Pseudo-F	p			
Periodo	2	6912	2,0953	*	6874,9	2,4291	**		6542,4	1,7035	*		3784,6	3,2711	**		17932	11,512	***				
Residual	141	3299			2830,3				3840,5				1157				1557,7						

