

ESTUDIOS DE SEGUIMIENTO DE LA RESERVA MARINA DE CABO DE PALOS – ISLAS HORMIGAS

**DEPARTAMENTO DE ECOLOGÍA E HIDROLOGÍA
UNIVERSIDAD DE MURCIA**



Diciembre de 2005



ESTUDIOS DE SEGUIMIENTO DE LA RESERVA MARINA DE CABO DE PALOS – ISLAS HORMIGAS

Diciembre de 2005

Equipo redactor:

José Antonio GARCÍA CHARTON (Coordinador)
Aarón HERRERO PÉREZ
Óscar ESPARZA ALAMINOS
Carolina ESPEJO CAYUELA
Ángel PÉREZ RUZAFÁ
Concepción MARCOS DIEGO



*Informe realizado en cumplimiento del
convenio de colaboración suscrito entre:*

*Consejería de Agricultura y Agua,
Comunidad Autónoma de la Región de
Murcia,*

y

Universidad de Murcia

I.F.O.P.



ÍNDICE

1	Introducción general	1
1.1	Objetivos	3
2	Seguimiento temporal del poblamiento de peces como indicadores del efecto reserva	5
2.1	Introducción	5
2.2	Metodología	6
2.3	Resultados	10
2.4	Discusión	40
3	Seguimiento del impacto de buceadores en la reserva marina de Cabo de Palos	43
3.1	Introducción	43
3.2	Metodología	44
3.3	Resultados	54
3.4	Discusión	88
4	Estima preliminar de la capacidad de carga de la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas para las actividades subacuáticas	93
4.1	Introducción	93
4.2	Metodología	94
4.3	Resultados	100
4.4	Discusión	108
5	Distribución espacial del esfuerzo pesquero alrededor de la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas	111
5.1	Introducción	111
5.2	Metodología	112
5.3	Resultados	115
5.4	Discusión	157
6	Conclusiones	161
6.1	Seguimiento temporal del poblamiento de peces	161
6.2	Seguimiento del impacto del submarinismo	112
6.3	Cálculo de la capacidad de carga de la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas para la actividad subacuática recreativa	115
6.4	Caracterización y distribución espacial del esfuerzo pesquero artesanal	169
7	Bibliografía	173
8	Propuesta para 2006	181

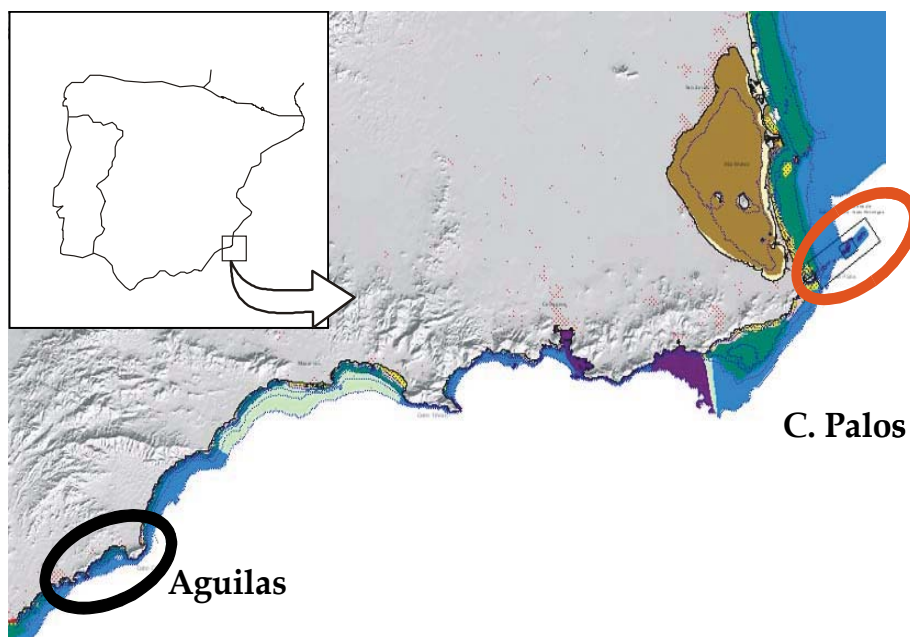


Estudios de seguimiento de la Reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas 2005

1 Introducción general

La zona comprendida entre el cabo de Palos y las islas Hormigas fue declarada en 1995 reserva marina de interés pesquero por la Consejería de Agricultura, Ganadería y Pesca (*Decreto 15/1995, de 31 de marzo*), con el objeto de proteger a las comunidades marinas y a las poblaciones de organismos de interés pesquero que en ellas se desarrollan. La Reserva Marina de Cabo de Palos-Islas Hormigas (RMCPIH) ocupa un área de 1.898 ha (Fig. 1-1y 1-2) consta de una zona de *Reserva Integral*, alrededor del archipiélago de las Hormigas, de 270 ha de superficie, en la cual se prohíbe cualquier tipo de actividad extractiva o recreativa, estando el resto del área (punta del cabo de Palos, y bajos de la Testa, Piles, Dentro y Fuera) sometida a uso controlado (pesca artesanal, pesca deportiva desde tierra, submarinismo deportivo y actividades científicas).

Figura 1-1 Situación de la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas, y de Águilas (utilizado como control para el estudio de peces) en el litoral murciano.





Esta área es fundamentalmente rocosa, aunque también aparece un cinturón de *Posidonia oceanica* y fondos detríticos costeros (Fig. 1-2), además de 12 pecios dispersos por toda el área.

Para evaluar la gestión y efectividad de una reserva marina como la de Cabo de Palos – Islas Hormigas es necesario conocer cómo y ante qué factores operan y se estructuran las diferentes comunidades, así como la respuesta de éstas ante perturbaciones humanas como la pesca u otras actividades tales como el buceo y/o la navegación. No obstante, y aunque los efectos de la regulación pesquera en el interior de las reservas marinas han sido bien establecidos en sus aspectos teóricos y en cierto grado, comprobados empíricamente en algunas reservas mediterráneas, especialmente los relacionados con el aumento en la talla media de los individuos y la abundancia y biomasa de las especies objetivo de la pesca, otros efectos más complejos de la protección como el aumento de la diversidad genética, la fecundidad absoluta o la exportación de biomasa rara vez han sido verificados, y están aún por confirmar.

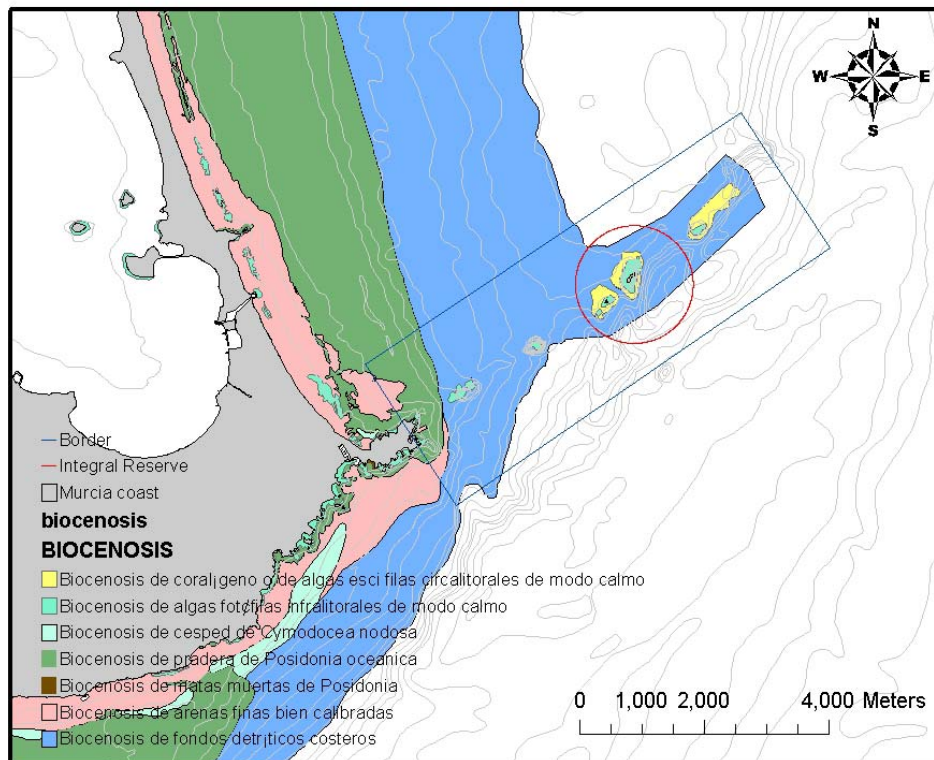


Figura 1-2 Reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas, con indicación de las principales biocenosis bentónicas presentes



1.1 Objetivos

En el presente informe se resumen los trabajos con los que se han continuado los estudios iniciados en el marco del convenio de colaboración suscrito entre el Servicio de Pesca y Acuicultura y el Grupo de Investigación "Ecología y Ordenación de los Ecosistemas Marinos Costeros" de la Universidad de Murcia, especialmente en lo que concierne a:

- (1) Seguimiento temporal del poblamiento de peces, como indicadores del efecto reserva.
- (2) Seguimiento del impacto de los buceadores sobre las comunidades bentónicas; estudio pormenorizado de las especies identificadas como buenas indicadoras de impacto.
- (3) Estima de la capacidad de carga de la reserva para la actividad subacuática.
- (4) Caracterización de la pesquería en la reserva marina; seguimiento de la distribución espacial y temporal del esfuerzo pesquero debido a la pesca artesanal en y alrededor de la reserva marina.

Conviene destacar que los estudios relativos al seguimiento del esfuerzo pesquero han sido financiados en parte por otros proyectos de investigación del grupo de investigación autor del presente informe –proyectos BIOMEX (<http://biomex.univ-perp.fr>) y EMPAFISH (<http://www.um.es/empafish>).





2 Seguimiento temporal del poblamiento de peces como indicadores del efecto reserva

2.1 Introducción

Una de las funciones esperadas de las áreas marinas protegidas (AMPs) es la protección de la biodiversidad (Salm et al. 2000), fin éste coincidente con uno de los más importantes planteados por la Red de Parques Nacionales. Los estudios realizados hasta la fecha en AMPs alrededor del mundo demuestran que la riqueza, diversidad, abundancia, biomasa y talla media de los individuos de especies explotadas son mayores que en zonas no protegidas (véase revisión de Pelletier et al. 2005), por lo que constituyen una buena herramienta para su conservación. Una alta biodiversidad de los ecosistemas marinos más valiosos resulta imprescindible para el mantenimiento de sus funciones ecológicas (Naeem et al. 1999), permitir su estabilidad temporal (McCann 1998), y por proporcionar un gran número de bienes y servicios para el mantenimiento de la calidad de la vida humana (Duarte 2000). Por lo tanto, el conocimiento de la biodiversidad marina y de los factores que la determinan y mantienen resulta vital para su correcta gestión, tanto en el ámbito del AMP, como en la zona costera en su conjunto. Esto es aún más cierto en el caso de los peces de fondos litorales, por ser objeto de una gran presión pesquera profesional y recreativa.

Con el presente estudio se pretende continuar con el seguimiento temporal del poblamiento de peces en la reserva de Cabo de Palos – Islas Hormigas a pequeña escala espacial (iniciado en 1990) y a varias escalas espaciales (estudio realizado a partir del año siguiente a la instauración de las medidas de protección, en 1995), así como con el seguimiento espacio-temporal de los peces en la reserva marina, en comparación con el observado en un área no protegida (litoral de Águilas), con el fin de comprobar la efectividad de las medidas de protección sobre el poblamiento íctico de fondos litorales rocosos y ayudar a la toma de decisiones en la gestión de la reserva marina.



2.2 Metodología

2.2.1. Estudio plurianual a pequeña escala espacial

El diseño de muestreo ha consistido en la realización de 9 censos visuales (Fotografía 2-1) en transectos de 50×5 m² colocados al azar en los fondos rocosos que rodean el cabo de Palos. Continuando con el protocolo establecido, los censos se realizaron en verano, con la única condición de que los transectos estuvieran situados en fondos mayoritariamente rocosos, a una profundidad de ~10 m, y separados entre sí un mínimo de 50 m. En cada transecto se realizaron censos visuales en inmersión con escafandra autónoma, y se midieron una serie de variables descriptoras de la estructura del hábitat rocoso.

Las diferencias entre años se analizaron mediante análisis de la varianza, distinguiendo los factores TIEMPO (antes / después de la protección) y AÑOS (anidados en tiempo), siguiendo el modelo:

$$X_{aszn} = \mu + T_t + A(T)_{a(t)} + E_{n(a(t))}$$



Fotografía 2-1 Las técnicas de censo visual con escafandra autónoma constituyen el medio más fiable y eficaz para estudiar los poblamientos de peces litorales de fondos rocosos por encima de 30 m de profundidad.



2.2.2. Estudio plurianual a varias escalas espaciales

En este caso, el diseño de muestreo consiste en la realización de censos visuales en Cabo de Palos, considerándose 3 **SECTORES**, separados miles de metros entre sí (Fig. 2-1): el sector 1 está integrado por los fondos que rodean la punta del cabo de Palos (en el cual se ha realizado el estudio a pequeña escala anteriormente descrito); el sector 2 incluye los bajíos rocosos más cercanos al cabo (bajos de Dentro, Piles y La Testa), mientras que en el sector 3 se han englobado las islas Hormigas (Hormiga y Hormigón) y el bajo del Mosquito, que integran la zona de reserva integral, y el bajo de Fuera o roca del Vapor. En cada uno de estos sectores se colocan aleatoriamente 3 **ZONAS**, y dentro de cada zona se realizan aleatoriamente 3 transectos de $50 \times 5 \text{ m}^2$, todo lo cual da un total de 27 transectos por ocasión de muestreo.

Las diferencias entre años en la reserva a varias escalas espaciales se probaron estadísticamente mediante sendos análisis de la varianza mixtos, en los cuales se consideraron los factores Año A (ortogonal, aleatorio) ($a = 7$), Sector S (ortogonal, fijo) ($s = 3$), la interacción entre ambos ($A \times S$), y un factor Zona anidado en la interacción $Z(A \times S)$ ($z = 3$), siguiendo el modelo siguiente:

$$X_{aszn} = \mu + A_a + S_s + A \times S_{as} + Z(A \times S)_{z(as)} + E_{n(z(as))}$$

donde X_{aszn} es cada valor de la variable dependiente, μ es la media total, A_a es el efecto sobre la variable debido al año a , S_s es el efecto del sector s (es decir, las variaciones a mediana escala), la interacción $A \times S_{as}$ da cuenta de las posibles variaciones en las diferencias entre sectores de un año a otro, $Z(A \times S)_{z(as)}$ mide la heterogeneidad espacial a pequeña escala al cuantificar el efecto de la zona z , y $E_{n(z(as))}$ es el término de error aleatorio debido a la variabilidad entre transectos n .

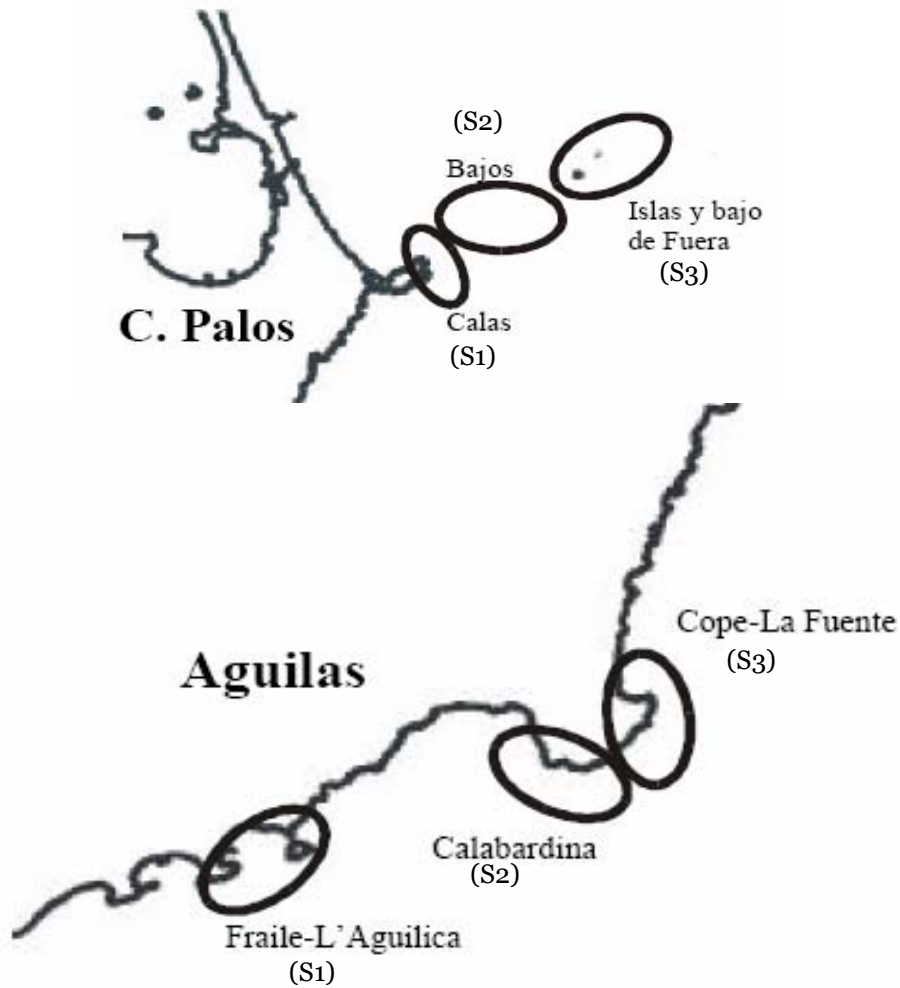


Figura 2-1 Situación de los tres sectores establecidos en la Reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas y en la localidad de control (Águilas) para el estudio plurianual del poblamiento de peces a varias escalas espaciales.

2.2.3. Estudio espacio-temporal a varias escalas espaciales

El diseño de muestreo incorpora 4 escalas espaciales, que van de decenas de metros entre réplicas, hasta decenas de kilómetros entre las localidades de Cabo de Palos y Águilas (Fig. 1-1). De este modo, análogamente a lo realizado en los veranos de 1996, 2001, 2002, 2003 y 2004, en cada una de estas localidades se sitúan (aleatoriamente) 3 SECTORES separados entre sí miles de metros (Fig. 2-1). En cada



sector se eligen, de nuevo al azar, 3 ZONAS separadas cientos de metros, en cada una de las cuales se colocan aleatoriamente 3 TRANSECTOS de $50 \times 5 \text{ m}^2$, en los que se realizan censos visuales de peces y se miden una serie de variables descriptoras de la estructura del hábitat. En el caso de la reserva marina, los tres sectores son los indicados en el apartado anterior. En Águilas, el sector 1 corresponde a la isla del Fraile y la peña de La Pava, el sector 2 a la mitad sur del acantilado del cabo Cope y Calabardina, mientras que el sector 3 es la mitad norte del cabo Cope (incluyendo la cueva del Mármol y la pared norte del cabo, en el paraje conocido como La Fuente, con vistas a la torre de Cope).

Este diseño jerarquizado en el espacio permite diferenciar los componentes de la variación a cada escala espacial, con lo que es posible identificar aquéllas escalas que más contribuyen a la variación total de los datos. Las escalas de sector y zona dentro de cada localidad se corresponden con las consideradas en las observaciones de otros trabajos con censos visuales de peces mediterráneos. Las variaciones espaciales se probaron estadísticamente mediante sendos análisis anidados de la varianza, siguiendo el siguiente modelo:

$$X_{Iszn} = \mu + A_a + L_l + A \times L_{al} + S(A \times L)_{s(al)} + Z(S(A \times L))_{z(s(al))} + T_{n(z(s(al)))}$$

donde X_{Iszn} es cada valor de la variable dependiente, μ es la media total, A_a es el efecto sobre la variable debido al año a , L_l es el efecto debido a la localidad l , $A \times L_{al}$ es la interacción entre ambos factores, $S(A \times L)_{s(al)}$ es el efecto debido al sector s , $Z(S(A \times L))_{z(s(al))}$ es el efecto de la zona z , y $T_{n(z(s(l)))}$ es el término de error aleatorio debido a la variabilidad entre transectos n (debido al error de muestreo, pero también a variaciones espaciales a escalas menores que las consideradas explícitamente en el diseño de muestreo). Cada fuente de variación iría asociado a una serie de factores ambientales que, en última instancia, serían los causantes de la variabilidad observada a cada escala espacial.



2.3 Resultados

2.3.1. Estudio plurianual a pequeña escala espacial

2.3.1.1. Poblamiento de peces

Durante las 13 ocasiones prospectadas a lo largo de los 16 años de estudio en las inmediaciones del propio cabo de Palos, se ha observado un total de 54 especies de peces, pertenecientes a 20 familias (Tabla 2-1), siendo los lábridos (13 spp.), espáridos (11 spp.) y serránidos (6 spp.) los que reúnen un mayor número de especies. El número total de especies observadas cada año ha oscilado entre 24 (en 2004) y 31 (en 1990, 1998 y 2000), habiendo sido censadas 29 especies en 2005.

Un total de 15 especies han aparecido todos los años: *Serranus scriba*, *Apogon imberbis*, *Diplodus annularis*, *D. puntazzo*, *D. sargus*, *D. vulgaris*, *Oblada melanura*, *Sarpa salpa*, *Chromis chromis*, *Coris julis*, *Symphodus ocellatus*, *S. roissali*, *S. rostratus*, *S. tinca* y *Thalassoma pavo*. Otras 4 especies (*Serranus cabrilla*, *Mullus surmuletus*, *Symphodus mediterraneus* y *Sciaena umbra*) han aparecido en más de 10 años, mientras que otras 11 especies han aparecido en más de 5 ocasiones (Tabla 2-1). En el otro extremo, encontramos un grupo de 11 especies que han aparecido en una única ocasión: *Myliobatis aquila*, *Epinephelus aeneus*, *Parapristipoma octolineatum* (1990), *Spicara smaris* (1992), *Trachinotus ovatus* (1993), *Bothus podas* (1994), *Coryphaena hippurus*, *Pomadasys incisus* (1996), *Ctenolabrus rupestris* (1998), *Mycteroperca rubra* (2003) y *Scorpaena maderensis* (2005).

2.3.1.2. Dinámica temporal

La distinción entre los periodos anterior y posterior a la protección (iniciada en 1995) en el análisis de la varianza permite en algún caso diferenciar el efecto probable de la protección frente a variaciones interanuales sujetas a otros factores (Tablas 2-3 y 2-4).



Tabla 2-1 Abundancia media por censo (\pm ET) de las especies de peces aparecidas en el estudio plurianual a pequeña escala espacial a largo de las 13 ocasiones de muestreo

	1990	1992	1993	1994	1995	1996	1998	2000	2001	2002	2003	2004	2005
<i>Myliobatis aquila</i>	0,1 \pm 0,1												
<i>Engraulis encrasicolus</i>				35,2 \pm 35,2	55,6 \pm 55,6		35,2 \pm 35,2						
<i>Muraena helena</i>	0,6 \pm 0,2				0,2 \pm 0,1	0,2 \pm 0,1			0,2 \pm 0,1	0,1 \pm 0,1	0,1 \pm 0,1		
<i>Belone belone</i>	0,7 \pm 0,4			0,1 \pm 0,1			0,3 \pm 0,3						
<i>Epinephelus aeneus</i>	0,1 \pm 0,1												
<i>Epinephelus costae</i>	0,2 \pm 0,1	0,1 \pm 0,1	0,2 \pm 0,2					0,1 \pm 0,1				0,3 \pm 0,2	0,3 \pm 0,2
<i>Epinephelus marginatus</i>	0,1 \pm 0,1		0,1 \pm 0,1					0,1 \pm 0,1	0,3 \pm 0,2	0,3 \pm 0,2	0,2 \pm 0,1		2,3 \pm 0,9
<i>Mycteroperca rubra</i>											0,1 \pm 0,1		
<i>Serranus cabrilla</i>	0,4 \pm 0,3	1,1 \pm 0,3	1,3 \pm 0,5	1,4 \pm 0,6	1,2 \pm 0,4	1,1 \pm 0,4	0,2 \pm 0,1	0,8 \pm 0,3	0,1 \pm 0,1	0,1 \pm 0,1	0,4 \pm 0,2		0,2 \pm 0,1
<i>Serranus scriba</i>	4,9 \pm 0,6	3,6 \pm 0,9	2,8 \pm 0,8	2,3 \pm 0,7	1,7 \pm 0,2	1,3 \pm 0,3	1,7 \pm 0,5	2,2 \pm 0,6	3,0 \pm 0,4	2,2 \pm 0,3	3,1 \pm 0,6	2,4 \pm 0,6	3,0 \pm 0,6
<i>Apogon imberbis</i>	14,1 \pm 5,7	2,1 \pm 2,0	4,0 \pm 1,9	3,2 \pm 0,7	6,3 \pm 5,4	5,6 \pm 3,5	3,6 \pm 1,8	5,2 \pm 1,7	18,6 \pm 7,3	6,1 \pm 2,1	9,9 \pm 3,2	3,7 \pm 1,9	4,8 \pm 1,6
<i>Seriola dumerilii</i>	8,7 \pm 2,4						4,3 \pm 4,3	12,2 \pm 8,5		20,6 \pm 15,8			0,5 \pm 0,4
<i>Trachurus mediterraneus</i>					0,9 \pm 0,9	0,9 \pm 0,9	2,3 \pm 2,0						
<i>Trachinotus ovatus</i>			0,9 \pm 0,9										
<i>Coryphaena hippurus</i>						0,1 \pm 0,1							
<i>Parapristipoma octolineatum</i>	0,1 \pm 0,1												
<i>Pomadasys incisus</i>						0,1 \pm 0,1							
<i>Sciaena umbra</i>	2,0 \pm 0,7	0,2 \pm 0,1	0,4 \pm 0,3		0,4 \pm 0,4	0,6 \pm 0,4	0,6 \pm 0,3		1,7 \pm 0,9	0,6 \pm 0,3	0,6 \pm 0,3	1,6 \pm 1,0	15,0 \pm 9,7
<i>Mullus surmuletus</i>		3,3 \pm 0,9	5,4 \pm 1,3	5,2 \pm 2,1	2,3 \pm 1,0	0,7 \pm 0,4	1,0 \pm 0,3	1,4 \pm 0,4	1,1 \pm 0,3	1,6 \pm 0,4	0,7 \pm 0,3	0,7 \pm 0,2	0,8 \pm 0,2
<i>Boops boops</i>	87,1 \pm 71,1	0,1 \pm 0,1		0,2 \pm 0,2			39,4 \pm 39,4	4,3 \pm 4,3	2,0 \pm 2,0		6,3 \pm 4,5		83,3 \pm 58,9
<i>Dentex dentex</i>					0,1 \pm 0,1		0,1 \pm 0,1	0,2 \pm 0,1	0,1 \pm 0,1	0,3 \pm 0,2	0,2 \pm 0,2	0,2 \pm 0,2	
<i>Diplodus annularis</i>	1,1 \pm 0,5	0,9 \pm 0,5	0,7 \pm 0,2	1,1 \pm 0,5	0,6 \pm 0,3	2,6 \pm 0,9	1,0 \pm 0,3	1,3 \pm 0,5	1,3 \pm 0,2	2,7 \pm 1,0	2,0 \pm 0,4	1,6 \pm 0,6	2,7 \pm 0,6
<i>Diplodus cervinus</i>			0,1 \pm 0,1	0,1 \pm 0,1		0,2 \pm 0,1		0,2 \pm 0,1	0,1 \pm 0,1			0,1 \pm 0,1	1,8 \pm 0,7
<i>Diplodus puntazzo</i>	0,2 \pm 0,1	0,9 \pm 0,5	1,1 \pm 0,6	0,9 \pm 0,3	0,2 \pm 0,1	0,8 \pm 0,4	4,3 \pm 3,1	1,4 \pm 0,4	1,6 \pm 0,8	1,1 \pm 0,5	1,0 \pm 0,4	1,6 \pm 0,8	1,2 \pm 0,4
<i>Diplodus sargus</i>	1,3 \pm 0,7	1,3 \pm 0,5	1,4 \pm 0,9	1,6 \pm 0,7	1,0 \pm 0,6	3,6 \pm 1,1	4,0 \pm 1,2	10,2 \pm 2,1	6,3 \pm 1,4	9,1 \pm 2,6	2,7 \pm 0,8	8,0 \pm 2,1	6,2 \pm 1,2



	1990	1992	1993	1994	1995	1996	1998	2000	2001	2002	2003	2004	2005
<i>Diplodus vulgaris</i>	13,0± 5,4	6,0± 1,1	7,0± 1,4	7,7± 2,4	3,7± 0,6	7,2± 1,9	15,4± 4,8	15,3± 5,1	20,2± 7,2	9,0± 5,3	15,1± 6,2	21,1± 6,7	44,8± 24,2
<i>Oblada melanura</i>	5,9± 5,0	0,6± 0,6	1,6± 0,9	2,2± 1,8	2,9± 2,9	5,9± 5,4	16,4± 7,4	3,0± 2,4	2,2± 2,1	11,6± 5,4	2,4± 2,3	1,8± 0,9	2,8± 1,4
<i>Pagrus pagrus</i>		0,3± 0,3	0,1± 0,1	0,4± 0,3			0,1± 0,1	0,1± 0,1			0,1± 0,1		
<i>Sarpa salpa</i>	9,0± 4,5	11,9± 6,4	13,3± 5,5	9,7± 3,9	18,4± 9,2	58,3± 29,6	38,7± 16,7	9,7± 3,3	37,9± 18,3	35,2± 15,8	8,2± 2,8	31,4± 13,7	18,3± 8,3
<i>Sparus aurata</i>				0,1± 0,1				0,1± 0,1		0,1± 0,1		0,1± 0,1	0,3± 0,1
<i>Spicara maena</i>			0,1± 0,1	2,9± 2,9	15,0± 12,6								
<i>Spicara smaris</i>		0,3± 0,3											
<i>Chromis chromis</i>	365,6± 83,3	224,1± 94,2	228,3± 53,8	123,7± 37,0	161,0± 58,5	134,4± 46,7	528,2± 167,1	119,0± 68,3	315,0± 104,1	444,0± 120,5	64,3± 14,2	202,9± 78,0	125,5± 64,9
<i>Coris julis</i>	21,3± 2,9	31,2± 6,6	17,7± 2,3	17,6± 1,8	19,8± 6,5	13,7± 2,2	10,4± 3,2	18,0± 2,3	15,2± 2,3	8,1± 2,4	23,3± 3,2	7,9± 1,7	13,3± 2,6
<i>Labrus merula</i>	0,7± 0,2	0,1± 0,1						0,1± 0,1	0,1± 0,1	0,2± 0,1	0,1± 0,1	0,2± 0,1	0,3± 0,1
<i>Labrus viridis</i>	0,2± 0,1			0,1± 0,1									0,2± 0,1
<i>Symphodus cinereus</i>				0,6± 0,3	0,2± 0,1								
<i>Symphodus doderleini</i>	0,1± 0,1	0,1± 0,1	0,1± 0,1	0,1± 0,1	0,2± 0,1	0,1± 0,1	0,1± 0,1	0,1± 0,1					0,2± 0,1
<i>Symphodus mediterraneus</i>		1,7± 0,6	0,7± 0,3	0,3± 0,2	0,4± 0,2	0,2± 0,1	0,4± 0,2	1,9± 0,5	0,3± 0,2	0,9± 0,3	1,2± 0,4	1,1± 0,4	1,8± 0,8
<i>Symphodus melanorcercus</i>	0,8± 0,4	0,1± 0,1	0,8± 0,4	0,3± 0,2	0,2± 0,1			0,3± 0,2	1,3± 0,7		0,1± 0,1	0,3± 0,3	
<i>Symphodus ocellatus</i>	1,9± 0,9	2,6± 0,9	3,7± 1,9	3,7± 1,6	3,4± 2,0	2,2± 1,1	3,0± 1,3	13,2± 4,5	2,7± 0,6	4,6± 2,0	10,7± 1,6	5,2± 2,3	7,8± 2,8
<i>Symphodus roissali</i>	3,4± 1,3	1,4± 0,4	1,8± 0,5	1,4± 0,6	1,1± 0,6	0,6± 0,2	0,9± 0,5	2,4± 0,3	2,1± 0,5	0,9± 0,3	1,1± 0,6	1,6± 0,4	0,5± 0,2
<i>Symphodus rostratus</i>	2,2± 1,0	0,3± 0,2	0,4± 0,3	0,2± 0,1	0,7± 0,2	0,3± 0,2	0,2± 0,1	1,1± 0,4	0,3± 0,2	0,4± 0,2	0,3± 0,2	0,4± 0,2	0,7± 0,1
<i>Symphodus tinca</i>	8,2± 1,5	4,9± 1,1	5,0± 0,9	4,6± 0,8	5,3± 1,6	4,6± 0,8	5,4± 1,3	19,4± 4,6	18,7± 2,6	7,1± 1,4	5,1± 1,2	9,4± 1,1	9,8± 1,2
<i>Ctenolabrus rupestris</i>							0,1± 0,1						
<i>Thalassoma pavo</i>	37,6± 10,8	34,8± 5,0	23,7± 5,8	18,1± 6,1	21,3± 5,9	32,7± 2,3	13,8± 2,9	34,1± 8,0	17,0± 5,3	16,8± 4,0	11,8± 2,2	10,7± 2,9	6,2± 1,5
<i>Sphyaena sphyraena</i>						55,6± 55,6	2,0± 2,0						
<i>Mugilidae</i>			0,2± 0,1		0,9± 0,9	0,7± 0,4	1,4± 0,9	0,9± 0,9	1,2± 1,2		0,3± 0,3		
<i>Scorpaena maderensis</i>													0,20,1
<i>Scorpaena porcus</i>		0,2± 0,1	0,1± 0,1		0,1± 0,1			0,60,4					
<i>Scorpaena notata</i>							0,1± 0,1				0,2± 0,2		
<i>Scorpaena scrofa</i>	0,2± 0,1										0,2± 0,1		
<i>Bothus podas</i>				0,1± 0,1									
<i>Atherina hepsetus</i>		8,2± 7,9	86,0± 70,0					111,1± 73,5					

**Seguimiento de la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas
2005**



Tabla 2-2 Valores medios de los parámetros descriptores del poblamiento de peces (\pm ET) en el estudio plurianual a pequeña escala espacial a largo de las 13 ocasiones de muestreo

	1990	1992	1993	1994	1995	1996							
Abundancia	591,9 \pm 116,2	342,6 \pm 94,6	409,1 \pm 76,6	245,2 \pm 49,4	325,3 \pm 93,1	484,7 \pm 69,8							
Abundancia red.	124,0 \pm 14,2	109,2 \pm 6,7	92,0 \pm 13,1	80,9 \pm 11,3	89,1 \pm 14,9	136,6 \pm 31,3							
Riqueza media	16,4 \pm 1,2	13,8 \pm 0,9	14,8 \pm 1,1	14,7 \pm 0,8	13,2 \pm 1,1	14,6 \pm 0,4							
Riqueza total	31	28	30	30	29	29							
							1998	2000	2001	2002	2003	2004	2005
Abundancia	699,9 \pm 165,0	277,0 \pm 74,0	468,8 \pm 112,1	590,0 \pm 121,9	165,8 \pm 6,22	314,3 \pm 9,97	355,0 \pm 102,6						
Abundancia red.	105,2 \pm 18,9	139,9 \pm 10,2	150,3 \pm 21,2	107,6 \pm 15,3	88,2 \pm 2,9	109,7 \pm 1,41	137,8 \pm 43,1						
Riqueza media	14,7 \pm 1,3	17,3 \pm 0,9	15,3 \pm 0,6	15,9 \pm 0,6	14,8 \pm 1,1	16,0 \pm 8,0	16,0 \pm 0,9						
Riqueza total	31	31	26	26	29	24	29						



Se comprueba que, en lo que se refiere a las variables descriptoras del poblamiento de peces, únicamente la abundancia total (considerando todas las especies, incluidas las pelágicas) muestra una variabilidad interanual significativa, la cual no da lugar, sin embargo, a una tendencia significativa entre el antes y el después de la protección. Este parámetro ha oscilado entre 166 y 700 individuos por transecto de 250 m². Por su parte, la abundancia reducida (es decir, sin incluir a las especies planctonófagas) ha mostrado valores medios por año de 81-150 individuos por censo, mientras que el número medio de especies registradas en cada censo ha oscilado entre 13 y 17 especies, no siendo significativas las variaciones observadas.

Por su parte, de las 23 especies analizadas (por presentar una frecuencia de aparición >10%), únicamente 7 (*Diplodus annularis*, *D. puntazzo*, *D. sargus*, *Sarpa salpa*, *Serranus cabrilla*, *Symphodus ocellatus* y *Thalassoma pavo*) han evidenciado diferencias significativas entre el antes y el después de la protección, las cuales absorben toda la variación temporal observada (puesto que el factor interanual no ha resultado significativo para ninguna de estas especies). En todos los casos la tendencia es al aumento de sus efectivos, salvo para *Serranus cabrilla* y *Thalassoma pavo*, cuyas abundancias han disminuido de antes a después de instauradas las medidas de protección (Fig. 2-2 y 2-3). Otras 12 especies muestran una gran variabilidad interanual, sin que ello marque una clara tendencia de antes a después de la protección. Merece ser destacada en este grupo la especie *Epinephelus marginatus* (el mero), pues ha visto aumentar muy significativamente su número en el último año, aunque esto no es suficiente para marcar un efecto significativo del factor Tiempo (Fig. 2-4).



Tabla 2-3 Resumen de los análisis de la varianza aplicados a las variables descriptoras del poblamiento en el estudio plurianual.

Fuente de variación	g.l.	MC	F	P
Abundancia total				
T	1	0,076	0,050	0,828
A(T)	8	1,510	2,925	0,006
Error	80	0,516		
Abundancia total (red,)				
T	1	0,411	1,296	0,288
A(T)	8	0,317	1,785	0,092
Error	80	0,178		
Riqueza específica				
T	1	23,511	2,919	0,126
A(T)	8	8,056	1,058	0,400
Error	80	7,610		

Tabla 2-4 Resumen de los análisis de la varianza aplicados a los valores de abundancia de las especies más frecuentes aparecidas en el estudio plurianual.

Source	df	MS	F-ratio	P	MS	F-ratio	P
<i>Muraena helena</i>					<i>Serranus cabrilla</i>		
T	1	0,048	0,327	0,583	5,017	20,855	0,002
A(T)	8	0,147	3,437	0,002	0,241	1,325	0,244
Error	80	0,043			0,182		
<i>Apogon imberbis</i>					<i>Serranus scriba</i>		
T	1	6,161	1,878	0,208	0,004	0,008	0,932
A(T)	8	3,281	3,105	0,004	0,509	2,015	0,055
Error	80	1,057			0,253		
<i>Chromis chromis</i>					<i>Symphodus mediterraneus</i>		
T	1	2,884	0,648	0,444	1,079	1,805	0,216
A(T)	8	4,453	2,110	0,044	0,597	2,419	0,021
Error	80	2,111			0,247		
<i>Coris julis</i>					<i>Symphodus melanocercus</i>		
T	1	6,090	4,334	0,071	0,216	0,648	0,444
A(T)	8	1,405	3,700	0,001	0,333	1,862	0,078
Error	80	0,380			0,179		



Source	df	MS	F-ratio	P	MS	F-ratio	P
				<i>Diplodus annularis</i>			
T	1	5,308	25,956	0,001			
A(T)	8	0,205	0,565	0,803			
Error	80	0,362					
				<i>Symphodus ocellatus</i>			
					9,186	6,929	0,030
					1,326	1,678	0,117
					0,790		
				<i>Diplodus cervinus</i>			
T	1	0,632	1,071	0,331			
A(T)	8	0,590	8,361	0,000			
Error	80	0,071					
				<i>Symphodus roissali</i>			
					0,793	1,130	0,319
					0,702	2,173	0,038
					0,323		
				<i>Diplodus puntazzo</i>			
T	1	1,171	6,354	0,036			
A(T)	8	0,184	0,518	0,840			
Error	80	0,356					
				<i>Symphodus rostratus</i>			
					0,143	0,347	0,572
					0,411	2,177	0,038
					0,189		
				<i>Diplodus sargus</i>			
T	1	29,310	39,850	0,000			
A(T)	8	0,736	1,574	0,146			
Error	80	0,467					
				<i>Symphodus tinca</i>			
					6,133	5,265	0,051
					1,165	3,455	0,002
					0,337		
				<i>Diplodus vulgaris</i>			
T	1	4,987	3,681	0,091			
A(T)	8	1,355	1,267	0,273			
Error	80	1,069					
				<i>Labrus merula</i>			
					0,036	0,200	0,667
					0,179	2,860	0,008
					0,062		
				<i>Epinephelus marginatus</i>			
T	1	1,727	2,731	0,137			
A(T)	8	0,632	6,062	0,000			
Error	80	0,104					
				<i>Thalassoma pavo</i>			
					13,378	9,181	0,016
					1,457	1,625	0,131
					0,896		
				<i>Mullus surmuletus</i>			
T	1	5,703	2,637	0,143			
A(T)	8	2,163	6,703	0,000			
Error	80	0,323					
				<i>Sciaena umbra</i>			
					2,164	1,804	0,216
					1,200	1,840	0,082
					0,652		
				<i>Sarpa salpa</i>			
T	1	7,673	5,968	0,040			
A(T)	8	1,286	0,486	0,863			
Error	80	2,645					

Tabla 2-4 (cont.)

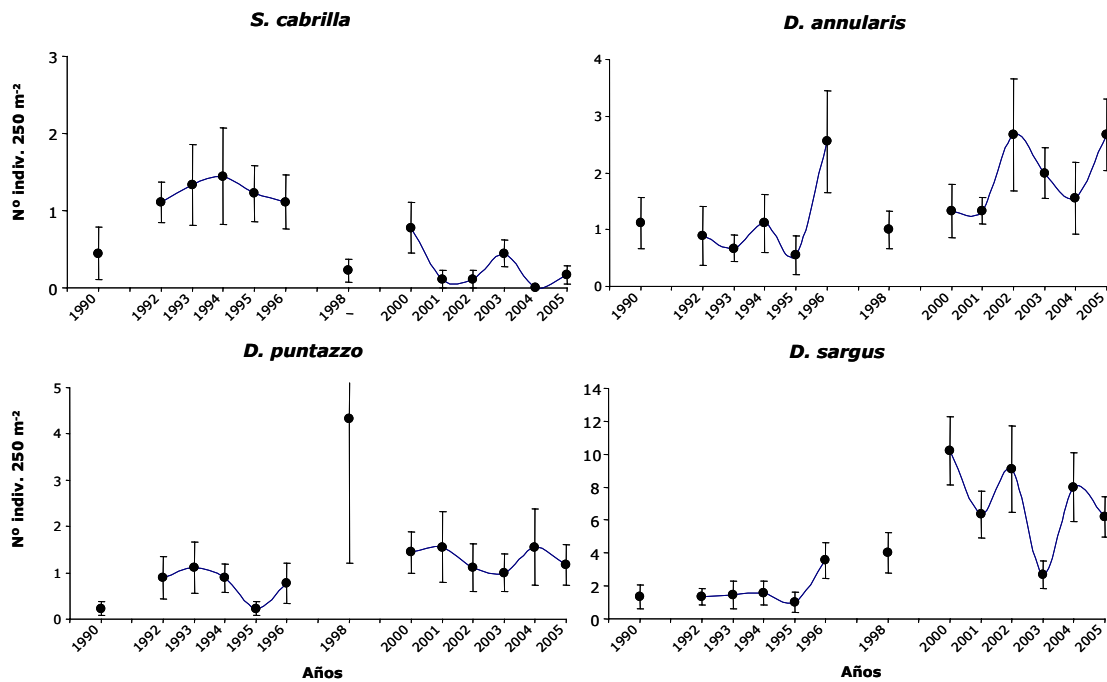


Figura 2-2 Trayectoria temporal de la abundancia media (\pm error típico) de algunas especies aparecidas en el estudio plurianual.

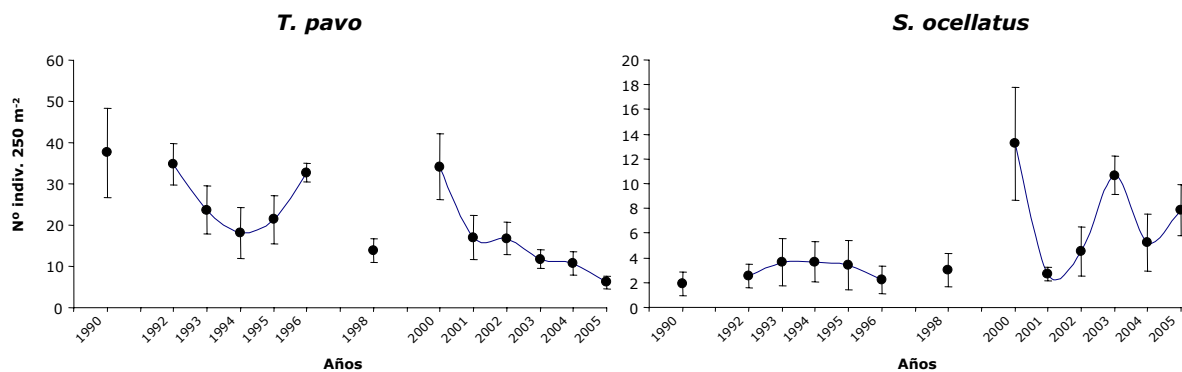


Figura 2-3 Trayectoria temporal de la abundancia media (\pm error típico) de algunas especies aparecidas en el estudio plurianual.

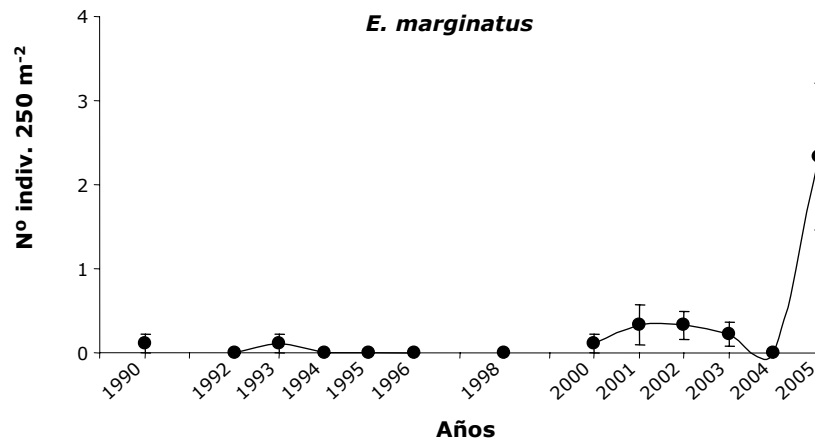


Figura 2-4 Trayectoria temporal de la abundancia media (\pm error típico) de meros en el estudio plurianual.

2.3.1.3. Estructura multivariante del poblamiento íctico

La representación gráfica del análisis de escalamiento multi-dimensional (MDS) nos evidencia que los años anteriores a la protección y el inmediatamente posterior tienen cierta tendencia a agruparse en la parte inferior del diagrama (Fig. 2-5). Esto nos indica que la estructura del poblamiento se ha ido modificando con el paso del tiempo.

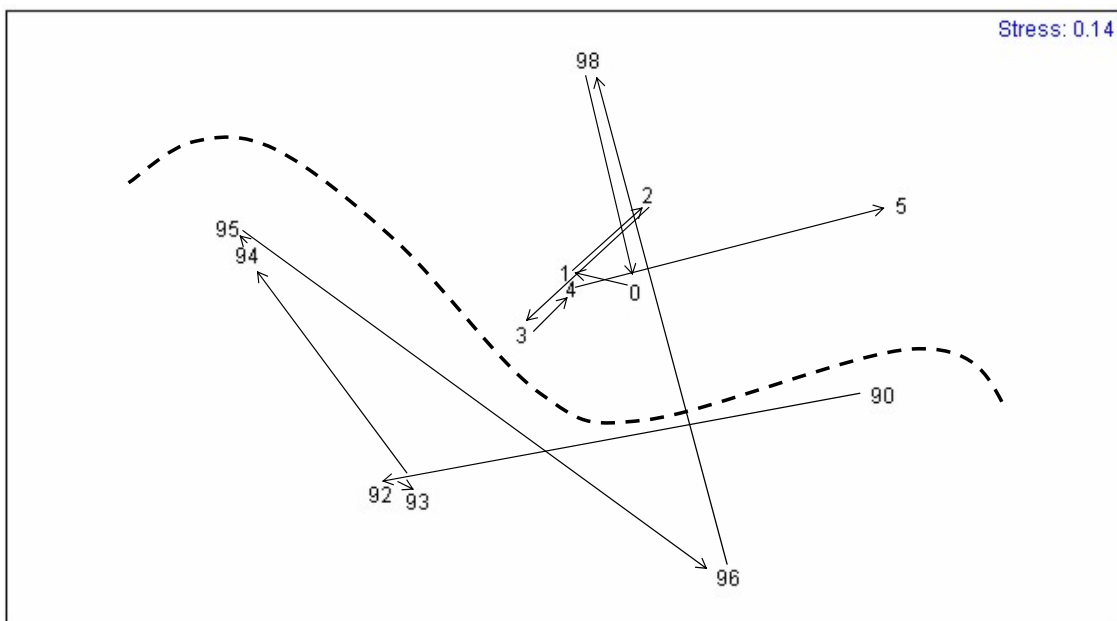


Figura 2-5 Representación gráfica del análisis MDS aplicado a la matriz de abundancia media anual (las flechas unen años consecutivos).



2.3.2. Estudio plurianual a varias escalas espaciales

2.3.2.1. Poblamiento de peces

Durante los 7 años prospectados entre 1996 (es decir, a partir del primer año tras la declaración de la reserva) y 2005 en la Reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas, considerando 3 escalas espaciales (zonas, sectores, y el conjunto de la reserva) se han observado 54 especies de peces, pertenecientes a 20 familias (Tabla 2-6). De nuevo, las familias con un mayor número de especies han sido espáridos (12 spp.), lábridos (11 spp.) y serránidos (8 spp.). La riqueza total observada por año ha variado entre 35 y 40 especies, mientras que por sectores, la variación ha sido de 24-30 en los sectores 1 (punta del cabo) y 2 (bajos), y de 26-31 en el sector 3 (reserva integral y bajo de Fuera) (Tabla 2-7).

2.3.2.2. Diferencias espaciales a lo largo del tiempo

Las variables descriptoras del poblamiento de peces muestran una pauta espacial clara, que se repite de un año a otro: los valores medios tanto de abundancia total (con y sin especies pelágicas) como de riqueza específica por transecto son siempre mayores en el sector 3 (en el cual se han reunido la reserva integral y el bajo de Fuera) que en el resto de la reserva, mientras que no muestran tendencias interanuales significativas, salvo en el caso de la riqueza (Tabla 2-5). En el caso de la abundancia total (contando todas las especies observadas), los valores medios observados (\pm E.T.) son similares entre el sector 3 (1.142 ± 65 individuos $\cdot 250 \text{ m}^{-2}$) y el 2 (bajos de La Testa, Piles y Dentro, con 1.091 ± 87 individuos $\cdot 250 \text{ m}^{-2}$), siendo en cambio mayores a lo observado en el sector 1 (alrededores de la punta del cabo de Palos, en los que, por término medio, se han contado 434 ± 43 individuos $\cdot 250 \text{ m}^{-2}$). Los valores de abundancia reducida (tras sustraer las especies pelágicas), en cambio, muestran una gradación entre la punta del cabo de Palos (120 ± 9 individuos $\cdot 250 \text{ m}^{-2}$), los bajos (221 ± 17 individuos $\cdot 250 \text{ m}^{-2}$) y la reserva integral y el bajo de Fuera (335 ± 28 individuos $\cdot 250 \text{ m}^{-2}$).

En cuanto a la riqueza en especies, no hay diferencias significativas entre los sectores 1 y 2 (con 15 especies por censo en ambos), siendo mayores las riquezas medias en el sector 3 (17 especies). Además, en el caso de la riqueza el análisis de la varianza pone en evidencia una variación interanual significativa, aunque no da lugar a una tendencia clara de aumento o disminución desde la instauración de las medidas de protección pesquera.



Tabla 2-5 Resumen de los resultados del análisis de la varianza aplicado a las variables del poblamiento, especies y categorías de ocupación del espacio. Se presentan asimismo las tendencias interanuales detectadas (Tend.: ↑: aumento; ↓: disminución; ↔: sin tendencia clara) (** $P < 0,01$; *** $P < 0,001$; * $P < 0,05$; celdas en blanco: no significativo).

Var. indep.	AÑO	Tend.	SECTOR	SNK	AÑO * SECTOR	ZONA (AÑO * SECTOR)
Abundancia		↔	***	1<2=3		**
Abundancia red.		↔	***	1<2<3		**
Riqueza	*	↔	*	1=2<3		**
<i>M. helena</i>	***	↔	**	1<2<3	*	**
<i>A. anthias</i>		↔	***	1<2<3		***
<i>E. costae</i>		↑	***	1=3<2		*
<i>E. marginatus</i>	***	↑	***	1<2=3	*	*
<i>M. rubra</i>	***	↑		-		
<i>S. cabrilla</i>	***	↓	***	1<2<3	*	
<i>S. scriba</i>		↔	***	1=2>3		**
<i>A. imberbis</i>	***	↔		-		
<i>S. umbra</i>	*	↑	**	1<2<3		
<i>M. surmuletus</i>		↔	***	1>2>3		*
<i>D. dentex</i>		↑	***	1<2<3		
<i>D. annularis</i>		↔	***	1>2>3		**
<i>D. cervinus</i>	**	↑		-		***
<i>D. puntazzo</i>		↔	*	1<2<3		**
<i>D. sargus</i>		↔		-		***
<i>D. vulgaris</i>	*	↔	*	1=2<3	*	***
<i>O. melanura</i>	**	↔		-	***	
<i>S. salpa</i>	***	↓	*	1=3>2		
<i>S. aurata</i>		↑	*	1<2=3		*
<i>C. chromis</i>		↔	***	1<2=3		**
<i>C. julis</i>	***	↔		-		***
<i>S. doderleini</i>		↔				**
<i>S. mediterraneus</i>	**	↔		-	*	
<i>S. ocellatus</i>		↔	*	1>2>3		*
<i>S. roissali</i>	**	↔	**	1>2=3		
<i>S. rostratus</i>	**	↔	*	1=2>3	**	
<i>S. tinca</i>	***	↔	***	1>2>3		*
<i>T. pavo</i>	***	↓	***	1<2<3		
<i>Sphyraena sp.</i>	*	↔	*	1<2=3		*



La práctica totalidad de las especies analizadas (las 29 no pelágicas más frecuentes) muestran una variabilidad espacial significativa a pequeña escala espacial (entre zonas dentro de cada sector) (Tabla 2-5). Además, para 7 de estas especies (*Muraena helena*, *Epinephelus marginatus*, *Serranus cabrilla*, *Diplodus vulgaris*, *Oblada melanura*, *Symphodus mediterraneus* y *S. rostratus*) se detecta una interacción significativa entre años y sectores, lo cual indica que no todos los años se ha repetido la pauta espacial entre sectores.

De las demás especies analizadas, la mayoría (21 especies) han presentado diferencias significativas entre sectores y que se han mostrado consistentes entre años (Tabla 2-5). La gran mayoría de ellas han presentado mayores abundancias en los sectores 2 y 3 frente al sector 1. Por último, una serie de especies han sido más abundantes alrededor de la punta del cabo de Palos que en los bajos e islas: serranos (*Serranus scriba*), salmonetes (*Mullus surmuletus*), raspallones (*Diplodus annularis*), y 5 especies de tordos (*Symphodus* spp.): *S. mediterraneus*, *S. ocellatus*, *S. roissali*, *S. rostratus* y *S. tinca*. En ninguno de estos casos las variaciones interanuales de abundancia han resultado en un aumento o disminución claros como consecuencia de las medidas de protección.

2.3.2.3. *Influencia de la estructura del hábitat sobre el poblamiento de peces*

El escalamiento multidimensional aplicado a los valores medios de abundancia por sector y año ponen en evidencia que es la estructura física del hábitat, y no tanto las variaciones anuales, las que determinan qué especies, y con qué abundancias relativas, aparecen en los censos llevados a cabo en el ámbito del presente estudio. Las muestras correspondientes al sector 1 (alrededores de la punta del cabo de Palos) de todos los años se agrupan a un lado del diagrama, mientras que el resto (sectores 2 y 3) se entremezclan en el lado opuesto (Fig. 2-5).



Figura 2-5 Representación gráfica del análisis MDS aplicado a la matriz de abundancia media anual por sectores (de los dos números que señalan cada punto, el primero indica el año, mientras que el segundo es el sector al que corresponde la muestra).

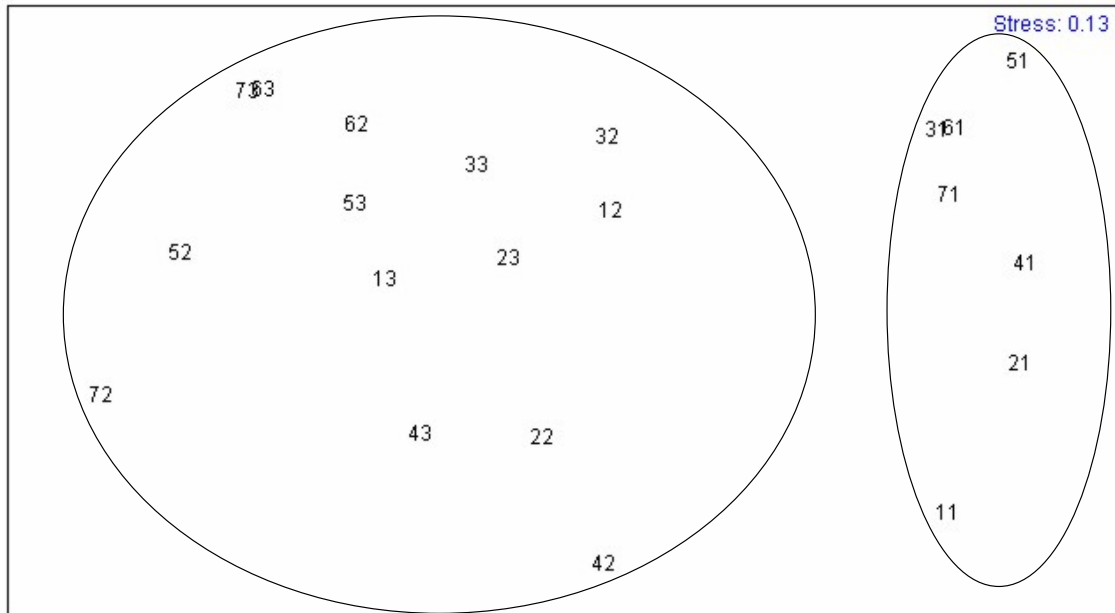




Tabla 2-6 Abundancia media (\pm error típico) de las especies observadas a lo largo de los 7 años del seguimiento del poblamiento de peces en el cabo de Palos a varias escalas espaciales

	1996			1998			2001		
	S1	S2	S3	S1	S2	S3	S1	S2	S3
<i>M. aquila</i>									0,6 \pm 0,4
<i>E. encrasicolus</i>				35,2 \pm 35,2					
<i>M. helena</i>	0,2 \pm 0,1	0,3 \pm 0,2	1,9 \pm 0,7		0,3 \pm 0,2	0,4 \pm 0,2	0,2 \pm 0,1	0,2 \pm 0,2	0,7 \pm 0,2
<i>B. belone</i>				0,3 \pm 0,3					
<i>P. phycis</i>			0,1 \pm 0,1					0,1 \pm 0,1	0,3 \pm 0,2
<i>A. anthias</i>		95,9 \pm 46,9	99,4 \pm 27,0		55,9 \pm 32,2	61,7 \pm 29,8		30,0 \pm 16,2	36,4 \pm 11,2
<i>E. costae</i>		0,3 \pm 0,3	0,1 \pm 0,1		1,8 \pm 0,9	0,2 \pm 0,1		1,0 \pm 0,4	0,2 \pm 0,1
<i>E. marginatus</i>			0,6 \pm 0,2		1,3 \pm 0,4	1,2 \pm 0,5	0,3 \pm 0,2	3,8 \pm 1,4	6,0 \pm 1,2
<i>E. caninus</i>									
<i>M. rubra</i>									0,2 \pm 0,1
<i>S. atricauda</i>			0,1 \pm 0,1			0,2 \pm 0,1			0,1 \pm 0,1
<i>S. cabrilla</i>	1,1 \pm 0,4	2,9 \pm 0,7	2,9 \pm 0,5	0,2 \pm 0,1	0,8 \pm 0,2	2,9 \pm 0,5	0,1 \pm 0,1	1,8 \pm 0,6	3,8 \pm 0,4
<i>S. scriba</i>	1,3 \pm 0,3	2,0 \pm 0,4	0,3 \pm 0,2	1,7 \pm 0,5	2,0 \pm 0,4	0,4 \pm 0,2	3,0 \pm 0,4	2,7 \pm 0,8	0,6 \pm 0,3
<i>A. imberbis</i>	5,6 \pm 3,5	8,4 \pm 5,0	10,6 \pm 3,6	3,6 \pm 1,8	1,2 \pm 0,7	5,3 \pm 1,8	18,6 \pm 7,3	4,1 \pm 1,9	22,8 \pm 10,1
<i>S. dumerili</i>				4,3 \pm 4,3					
<i>T. mediterraneus</i>	0,9 \pm 0,9			2,3 \pm 2,0					
<i>P. dentex</i>									
<i>C. hippurus</i>	0,1 \pm 0,1								
<i>P. incisus</i>	0,1 \pm 0,1								
<i>S. umbra</i>	0,6 \pm 0,4	0,1 \pm 0,1	2,1 \pm 2,1	0,6 \pm 0,3	2,1 \pm 2,0	2,8 \pm 1,9	1,7 \pm 0,9	4,2 \pm 2,1	9,8 \pm 4,3
<i>M. surmuletus</i>	0,7 \pm 0,4	0,9 \pm 0,6		1,0 \pm 0,3	0,7 \pm 0,4		1,1 \pm 0,3	0,7 \pm 0,4	
<i>B. boops</i>	39,4 \pm 39,4			4,3 \pm 4,3	111,1 \pm 111,1				
<i>D. dentex</i>			8,6 \pm 4,6	0,1 \pm 0,1	0,8 \pm 0,4	0,3 \pm 0,2	0,1 \pm 0,1	1,8 \pm 1,0	15,4 \pm 13,0
<i>D. annularis</i>	2,6 \pm 0,9	1,6 \pm 1,2		1,0 \pm 0,3	0,3 \pm 0,2		1,3 \pm 0,2	1,0 \pm 0,6	
<i>D. cervinus</i>	0,2 \pm 0,1		0,6 \pm 0,2			0,6 \pm 0,4	0,1 \pm 0,1	0,2 \pm 0,1	0,6 \pm 0,2



	1996			1998			2001		
	S1	S2	S3	S1	S2	S3	S1	S2	S3
<i>D. puntazzo</i>	0,8±0,4	4,4±1,6	5,2±1,6	4,3±3,1	4,1±1,8	4,6±1,9	1,6±0,8	3,2±1,4	11,4±5,0
<i>D. sargus</i>	3,6±1,1	4,1±1,2	20,8±10,0	4,0±1,2	10,2±3,3	20,7±8,9	6,3±1,4	18,4±8,3	12,1±7,4
<i>D. vulgaris</i>	7,2±1,9	24,8±6,1	42,9±9,7	15,4±4,8	20,0±4,2	60,4±16,9	20,2±7,2	43,1±25,8	32,6±11,6
<i>O. melanura</i>	5,9±5,4	0,8±0,4	93,3±32,9	16,4±7,4	13,7±7,1	1,3±0,9	2,2±2,1	0,6±0,4	14,2±7,3
<i>P. pagrus</i>			0,1±0,1	0,1±0,1	0,1±0,1				
<i>P. auriga</i>									
<i>S. salpa</i>	58,3±29,6	13,7±6,4	41,1±12,4	38,7±16,7	50,7±11,0	48,8±13,9	37,9±18,3	35,9±12,6	39,1±10,0
<i>S. aurata</i>			0,1±0,1		0,2±0,1	0,2±0,1		0,7±0,7	0,2±0,1
<i>S. cantharus</i>			0,4±0,3						
<i>S. smaris</i>					111,1±111,1				
<i>C. chromis</i>	134,4±46,7	701,4±179,9	747,2±118,0	528,2±167,1	645,1±182,0	732,8±74,1	315,0±104,1	900,2±183,2	1028,9±185,5
<i>C. julis</i>	13,7±2,2	30,4±13,5	54,0±17,0	10,4±3,2	17,1±3,4	11,6±3,2	15,2±2,3	75,8±23,1	47,3±16,3
<i>L. merula</i>		0,1±0,1					0,1±0,1	0,1±0,1	0,1±0,1
<i>L. viridis</i>									
<i>S. doderleini</i>	0,1±0,1			0,2±0,1	0,4±0,2	0,8±0,5		0,3±0,2	0,3±0,2
<i>S. mediterraneus</i>	0,2±0,1	1,1±0,7	0,1±0,1	0,4±0,2	1,1±0,5	4,0±0,8	0,3±0,2	1,3±0,6	1,9±0,7
<i>S. melanocercus</i>					0,1±0,1		1,3±0,7	0,7±0,7	
<i>S. ocellatus</i>	2,2±1,1	3,6±1,9	2,1±1,8	3,0±1,3	0,9±0,4	2,2±1,2	2,7±0,6	33,7±21,8	4,7±1,5
<i>S. roissali</i>	0,6±0,2	0,1±0,1	0,6±0,2	0,9±0,5	0,1±0,1	0,9±0,3	2,1±0,5	0,3±0,2	0,9±0,3
<i>S. rostratus</i>	0,3±0,2	0,1±0,1		0,2±0,1			0,3±0,2	0,8±0,3	0,1±0,1
<i>S. tinca</i>	4,6±0,8	2,2±0,8	0,9±0,5	5,4±1,3	3,3±0,8	3,6±1,5	18,7±2,6	8,0±2,0	3,3±0,4
<i>T. pavo</i>	32,7±2,3	54,6±15,0	210,0±63,0	13,8±2,9	40,1±14,2	40,9±10,3	17,0±5,3	20,1±8,6	49,7±12,6
<i>S. sphyraena</i>	55,6±55,6	7,9±7,9	57,3±35,9	2,0±2,0	41,8±26,4	35,6±35,2			0,9±0,9
<i>Mugilidae</i>	0,7±0,4		2,0±2,0	1,4±0,9			1,2±1,2		
<i>S. maderensis</i>									
<i>S. scrofa</i>									
<i>S. porcus</i>			2,2±2,2						
<i>S. notata</i>				0,1±0,1					

Seguimiento de la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas
 2005



	1996			1998			2001		
	S1	S2	S3	S1	S2	S3	S1	S2	S3
<i>Atherina sp</i>	111,1± 73,5								

Tabla 2-6 (cont.)

	2002			2003		
	S1	S2	S3	S1	S2	S3
<i>M. aquila</i>						0,1± 0,1
<i>E. encrasicolus</i>		55,6± 55,6	55,6± 55,6			
<i>M. helena</i>	0,1± 0,1	0,1± 0,1	1,3± 0,5	0,1± 0,1	2,4± 0,5	3,9± 0,9
<i>B. belone</i>						
<i>P. phycis</i>						
<i>A. anthias</i>		14,4± 8,6	19,6± 6,2		38,1± 33,7	96,1± 25,3
<i>E. costae</i>		2,9± 1,6	0,1± 0,1		2,3± 0,5	0,2± 0,1
<i>E marginatus</i>	0,3± 0,2	4,1± 1,7	7,7± 1,9	0,2± 0,1	7,7± 1,1	3,9± 0,9
<i>E. caninus</i>			0,4± 0,2			
<i>M. rubra</i>				0,1± 0,1	0,2± 0,1	0,4± 0,2
<i>S. atricauda</i>						0,1± 0,1
<i>S. cabrilla</i>	0,1± 0,1	1,2± 0,5	3,0± 0,5	0,4± 0,2	2,6± 0,8	1,9± 0,5
<i>S. scriba</i>	2,2± 0,3	4,7± 1,0	0,7± 0,2	3,1± 0,6	2,7± 0,5	0,8± 0,3
<i>A. imberbis</i>	6,1± 2,1	6,9± 2,3	10,6± 2,9	9,9± 3,2	2,2± 0,8	2,6± 1,0
<i>S. dumerili</i>	20,6± 15,8		0,9± 0,9			
<i>T. mediterraneus</i>						
<i>P. dentex</i>					0,2± 0,1	0,3± 0,3
<i>C. hippurus</i>						
<i>P. incisus</i>						
<i>S. umbra</i>	0,6± 0,3	2,1± 1,4	10,0± 4,3	0,6± 0,3	8,6± 3,9	7,3± 2,8
<i>M. surmuletus</i>	1,6± 0,4	0,1± 0,1		0,7± 0,3		

Seguimiento de la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas
 2005



	2002			2003		
	S1	S2	S3	S1	S2	S3
<i>B. boops</i>	6,3± 4,5	527,7± 210,0	37,9± 25,6			
<i>D. dentex</i>	0,3± 0,2	0,4± 0,2	5,3± 1,8	0,2± 0,2	1,2± 0,6	3,8± 1,4
<i>D. annularis</i>	2,7± 1,0	0,6± 0,4		2,0± 0,4		
<i>D. cervinus</i>		0,6± 0,3	0,9± 0,5		2,3± 0,7	3,6± 1,3
<i>D. puntazzo</i>	1,1± 0,5	3,9± 1,1	8,4± 1,3	1,0± 0,4	4,9± 1,7	2,1± 0,5
<i>D. sargus</i>	9,1± 2,6	15,8± 3,5	12,3± 2,7	2,7± 0,8	13,2± 2,2	8,8± 2,2
<i>D. vulgaris</i>	9,0± 5,3	9,8± 5,1	26,6± 5,3	15,1± 6,2		21,4± 4,4
<i>O. melanura</i>	11,6± 5,4		2,6± 1,4	2,4± 2,3		0,2± 0,2
<i>P. pagrus</i>				0,1± 0,1		
<i>P. auriga</i>					0,2± 0,1	
<i>S. salpa</i>	35,2± 15,8	32,7± 15,5	62,2± 22,6	8,2± 2,8	1,2± 0,8	24,4± 9,9
<i>S. aurata</i>	0,1± 0,1		0,3± 0,2		0,4± 0,2	0,3± 0,2
<i>S. cantharus</i>						
<i>S. smaris</i>		55,3± 50,6				
<i>C. chromis</i>	444,0± 120,5	634,8± 131,3	636,6± 133,2	64,3± 14,2	724,0± 156,6	622,8± 227,2
<i>C. julis</i>	8,1± 2,4	13,1± 4,1	8,3± 5,0	23,3± 3,2	93,0± 33,3	54,6± 17,5
<i>L. merula</i>	0,2± 0,1	0,1± 0,1		0,1± 0,1	0,1± 0,1	
<i>L. viridis</i>						
<i>S. doderleini</i>			0,4± 0,3			0,4± 0,3
<i>S. mediterraneus</i>	0,9± 0,3	1,3± 0,4	1,4± 0,4	1,2± 0,4	3,1± 0,9	1,7± 0,3
<i>S. melanocercus</i>				0,1± 0,1		0,1± 0,1
<i>S. ocellatus</i>	4,6± 2,0	1,6± 0,6	1,0± 0,3	10,7± 1,6	2,6± 0,9	1,2± 1,0
<i>S. roissali</i>	0,9± 0,3	0,1± 0,1	0,1± 0,1	1,1± 0,6	0,2± 0,1	0,1± 0,1
<i>S. rostratus</i>	0,4± 0,2	0,6± 0,2		0,3± 0,2		
<i>S. tinca</i>	7,1± 1,4	2,4± 0,6	0,3± 0,2	5,1± 1,2	0,9± 0,6	0,3± 0,2
<i>T. pavo</i>	16,8± 4,0	42,3± 11,0	115,6± 45,6	11,8± 2,2	67,3± 23,7	64,6± 11,0
<i>S. sphyraena</i>			47,8± 23,1		46,7± 16,4	16,2± 4,5
<i>Mugilidae</i>				0,3± 0,3		

Seguimiento de la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas
 2005



	2002			2003		
	S1	S2	S3	S1	S2	S3
<i>S. maderensis</i>						
<i>S. scrofa</i>				0,2± 0,1		0,7± 0,3
<i>S. porcus</i>		0,1± 0,1				
<i>S. notata</i>			0,2± 0,1	0,2± 0,2	0,1± 0,1	
<i>Atherina sp</i>						

Tabla 2-6 (cont.)

	2004			2005		
	S1	S2	S3	S1	S2	S3
<i>M. aquila</i>		0,3± 0,2	0,9± 0,4			1,2± 0,5
<i>E. encrasicolus</i>						
<i>M. helena</i>		0,7± 0,3	0,9± 0,3		0,1± 0,1	0,3± 0,2
<i>B. belone</i>						
<i>P. phycis</i>						
<i>A. anthias</i>		21,2±18,3	39,4± 13,3		2,3± 13,1	55,6± 2,6
<i>E. costae</i>	0,3± 0,2	1,3± 0,5	0,3± 0,2	0,3± 0,2	4,2± 2,3	0,3± 0,2
<i>E marginatus</i>		3,2± 0,9	4,6± 2,0	2,3± 0,9	7,3± 2,2	7,2± 0,9
<i>E. caninus</i>						
<i>M. rubra</i>		0,7± 0,7	1,0± 0,6		3,3± 2,7	2,4± 1,8
<i>S. atricauda</i>						
<i>S. cabrilla</i>		0,1± 0,1	0,6± 0,4	0,2± 0,1	0,1± 0,1	1,2± 0,3
<i>S. scriba</i>	2,4± 0,6	1,3± 0,4	0,3± 0,3	3,0± 0,6	1,0± 0,3	0,1± 0,1
<i>A. imberbis</i>	3,7± 1,9	3,2± 1,9	1,8± 0,9	4,8± 1,6		0,1± 0,1
<i>S. dumerili</i>				0,5± 0,4		
<i>T. mediterraneus</i>						



	2004			2005		
	S1	S2	S3	S1	S2	S3
<i>P. dentex</i>						
<i>C. hippurus</i>						
<i>P. incisus</i>						
<i>S. umbra</i>	1,6± 1,0	4,0± 1,9	19,6± 8,7	15,0± 9,7	8,6± 3,5	14,8± 9,1
<i>M. surmuletus</i>	0,7± 0,2			0,8± 0,2	0,1± 0,1	
<i>B. boops</i>				83,3± 58,9	222,2± 121,9	
<i>D. dentex</i>	0,2± 0,2	7,2± 6,4	8,6± 4,7		2,4± 0,9	4,3± 0,9
<i>D. annularis</i>	1,6± 0,6			2,7± 0,6		
<i>D. cervinus</i>	0,1± 0,1	0,9± 0,4	1,4± 0,4	1,8± 0,7	1,6± 0,6	0,6± 0,2
<i>D. puntazzo</i>	1,6± 0,8	5,0± 1,7	1,3± 0,5	1,2± 0,4	1,7± 1,1	4,6± 1,9
<i>D. sargus</i>	8,0± 2,1	11,6± 4,1	3,3± 2,1	6,2± 1,2	6,2± 2,6	2,6± 0,6
<i>D. vulgaris</i>	21,1± 6,7	10,6± 6,5	23,6± 10,4	44,8± 24,2	2,4± 2,4	67,8± 31,5
<i>O. melanura</i>	1,8± 0,9		32,3± 21,4	2,8± 1,4	0,1± 0,1	9,4± 6,3
<i>P. pagrus</i>						
<i>P. auriga</i>						
<i>S. salpa</i>	31,4± 13,7	4,0± 3,0	9,2± 6,3	18,3± 8,3		6,7± 4,5
<i>S. aurata</i>	0,1± 0,1	0,4± 0,2	0,6± 0,3	0,3± 0,1	1,3± 1,3	0,3± 0,2
<i>S. cantharus</i>		7,9± 7,9	45,9± 19,3		0,1± 0,1	9,3± 4,5
<i>S. smaris</i>						
<i>C. chromis</i>	202,9± 78,0	576,9± 105,7	551,3± 97,6	125,5± 64,9	534,1± 13,5	663,7± 85,6
<i>C. julis</i>	7,9± 1,7	125,6± 43,1	323,9± 107,2	13,3± 2,6	136,3± 52,7	116,2± 74,5
<i>L. merula</i>	0,2± 0,1	0,1± 0,1		0,3± 0,1	0,1± 0,1	
<i>L. viridis</i>			0,1± 0,1	0,2± 0,1		0,1± 0,1
<i>S. doderleini</i>			0,1± 0,1	0,2± 0,1		0,2± 0,1
<i>S. mediterraneus</i>	1,1± 0,4	1,0± 0,2	0,6± 0,2	1,8± 0,8	0,9± 0,6	1,3± 0,4
<i>S. melanocercus</i>	0,3± 0,3	0,1± 0,1			1,2± 0,8	1,0± 0,8
<i>S. ocellatus</i>	5,2± 2,3	9,8± 6,7	2,9± 1,5	7,8± 2,8	2,1± 1,2	2,0± 1,9
<i>S. roissali</i>	1,6± 0,4		0,1± 0,1	0,5± 0,2	0,1± 0,1	

Seguimiento de la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas
2005



	2004			2005		
	S1	S2	S3	S1	S2	S3
<i>S. rostratus</i>	0,4± 0,2	0,1± 0,1		0,7± 0,1	0,1± 0,1	0,1± 0,1
<i>S. tinca</i>	9,4± 1,1	2,8± 0,8	1,0± 0,4	9,8± 1,2	0,90,5	0,2± 0,1
<i>T. pavo</i>	10,7± 2,9	21,6± 12,6	65,1± 20,3	6,2± 1,5	27,8± 1,7	15,6± 6,7
<i>S. sphyraena</i>		25,9± 15,4	18,4± 15,6		4,2± 35,0	23,7± 15,7
<i>Mugilidae</i>						
<i>S. maderensis</i>				0,2± 0,1		
<i>S. scrofa</i>			0,3± 0,2			0,4± 0,2
<i>S. porcus</i>						
<i>S. notata</i>						
<i>Atherina sp</i>						

Tabla 2-7 Valores medios de los parámetros descriptores del poblamiento de peces (\pm error típico) a lo largo de los 7 años del seguimiento del poblamiento de peces en el cabo de Palos a varias escalas espaciales

	1996			1998		
	S1	S2	S3	S1	S2	S3
Abundancia	484,7± 69,8	961,8± 182,5	1407,7± 158,0	699,9± 165,0	1138,6± 375,3	1044,3± 90,1
Abundancia red.	137,2± 31,3	251,7± 55,4	509,8± 73,6	106,7± 18,8	215,8± 40,4	274,7± 40,4
Riqueza media	14,6± 0,4	12,8± 0,5	15,3± 0,8	14,7± 1,3	15,0± 0,9	15,9± 1,1
Riqueza total / sector	29	24	30	30	30	26
Riqueza total / año		40			39	



	2001			2002		
	S1	S2	S3	S1	S2	S3
Abundancia	468,8± 112,1	1194,8± 193,6	1345,2± 187,9	590,0± 121,9	1435,2± 317,5	1078,1± 138,6
Abundancia red.	150,3± 21,2	264,0± 39,9	264,8± 32,6	107,6± 15,3	147,4± 15,5	277,3± 44,3
Riqueza media	15,3± 0,6	16,0± 0,9	19,0± 0,6	15,9± 0,5	15,3± 0,8	17,9± 0,9
Riqueza total / sector	26	30	31	26	29	30
Riqueza total / año	35			36		

	2003			2004		
	S1	S2	S3	S1	S2	S3
Abundancia	165,8± 22,6	1028,6± 207,3	945,0± 253,3	314,3± 79,9	847,4± 107,2	1159,4± 198,2
Abundancia red.	88,2± 9,2	214,8± 38,1	202,2± 24,0	109,7± 14,1	244,7± 59,6	557,3± 118,5
Riqueza media	14,8± 1,1	17,2± 0,7	18,4± 1,0	16,0± 0,8	14,1± 1,2	13,8± 0,3
Riqueza total / sector	29	27	31	24	28	30
Riqueza total / año	39			36		

Tabla 2-7 (cont.)

	2005		
	S1	S2	S3
Abundancia	355,0± 102,6	1027,1± 123,1	1013,4± 134,9
Abundancia red.	137,8± 43,1	210,0± 54,5	260,2± 70,0
Riqueza media	16,0± 0,9	12,7± 0,9	17,7± 1,4
Riqueza total / sector	29	29	31
Riqueza total / año	38		



2.3.3. Estudio espacio-temporal a varias escalas espaciales

Considerando los seis años prospectados en las dos localidades, hemos observado un total de 62 especies (24 familias) de peces. De éstas, 44 especies han sido observadas en el muestreo de 2005, de las cuales 38 especies corresponden a la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas, y 35 al litoral de Águilas (Tabla 2-7).

	AÑO	LOC	AÑO * LOC	SECTOR	ZONA
Abundancia	*			***	*
Abundancia red.				***	*
Riqueza				**	*
<i>M. helena</i>				***	**
<i>A. anthias</i>		***		***	***
<i>E. costae</i>	**	**		***	
<i>E. marginatus</i>		*		***	*
<i>S. cabrilla</i>				***	**
<i>S. scriba</i>		**		***	*
<i>A. imberbis</i>	**	***			*
<i>S. umbra</i>		*			
<i>M. surmuletus</i>		**		**	*
<i>D. dentex</i>		**		***	*
<i>D. annularis</i>		***		***	***
<i>D. cervinus</i>		*		*	***
<i>D. puntazzo</i>		***		***	**
<i>D. sargus</i>	**	**			***
<i>D. vulgaris</i>		**		**	**
<i>O. melanura</i>		**		***	
<i>S. salpa</i>		*		*	*
<i>S. aurata</i>			*		
<i>C. chromis</i>				**	
<i>C. julis</i>			*		***
<i>S. doderleini</i>		*		*	
<i>S. mediterraneus</i>			*		*
<i>S. ocellatus</i>			*		**
<i>S. roissali</i>				**	**
<i>S. rostratus</i>				*	
<i>S. tinca</i>		*		***	
<i>T. pavo</i>				*	**

Tabla 2-6 Resumen de los resultados de los análisis de la varianza aplicados a las variaciones espaciales y temporales de las variables consideradas entre años a varias escalas espaciales (***) $P < 0,001$; ** $P < 0,01$; * $P < 0,05$). Las celdas vacías indican factores no significativos en la variación observada



El análisis de la varianza aplicado a los datos de abundancia nos indica que las diferencias entre localidades para los valores medios tanto de abundancia total como de abundancia reducida (tras extraer de su cómputo las especies planctófagas) no son estadísticamente significativas (Tabla 2-6), aunque sí lo son las diferencias entre años de abundancia total, con cierta tendencia a su disminución. La riqueza específica media por censo tampoco muestra pautas significativas entre localidades o años. Sin embargo, todos estos descriptores del poblamiento de peces muestran heterogeneidad espacial a mediana (entre sectores dentro de cada localidad) y pequeña (entre zonas dentro de cada sector) escala.

El análisis de las variaciones espacio-temporales de abundancia de las 27 especies más frecuentes rinde resultados desiguales (Tabla 2-6). En primer lugar, la práctica totalidad de las especies muestran gran heterogeneidad espacial a pequeña y mediana escala (entre zonas y/o sectores, respectivamente). Para 17 de las especies censadas se detectan diferencias significativas entre localidades. De ellas, 7 especies (*Anthias anthias*, *Epinephelus costae*, *E. marginatus*, *Sciaena umbra*, *Dentex dentex*, *Diplodus cervinus* y *D. puntazzo*) presentan siempre mayores abundancias en la reserva marina de Cabo de Palos (Fig. 2-6), mientras que las demás (*Serranus scriba*, *Apogon imberbis*, *Mullus surmuletus*, *Diplodus annularis*, *D. sargus*, *D. vulgaris*, *Oblada melanura*, *Symphodus doderleini* y *S. tinca*) tienden a ser más abundantes en el litoral aguileno (Fig. 2-7). Además, algunas de las especies más abundantes en Cabo de Palos (caso de *E. costae*, *E. marginatus*, *S. umbra*, *D. cervinus*) han mostrado a la vez un aumento temporal de sus efectivos a partir de la fecha de protección, lo cual indica que resulta bastante probable que sean precisamente las medidas de protección las causantes de las diferencias observadas para esas especies.

Por otro lado, los falsos abadejos (*E. costae*), los reyezuelos (*A. imberbis*) y los sargos (*D. sargus*), a la vez que diferencias entre localidades, han mostrado diferencias interanuales significativas (Tabla 2-6), en el primer caso debido a un aumento de abundancia a lo largo de los años, y en el segundo por una disminución significativa, no mostrando los sargos una tendencia clara. Por último, 4 especies (*Sparus aurata* y los lábridos *Coris julis*, *Symphodus doderleini* y *S. tinca*) han mostrado una interacción significativa localidad \times año (Tabla 2-6), lo cual indica que unos años eran significativamente más abundantes en una localidad, mientras que en otros lo eran en la otra.

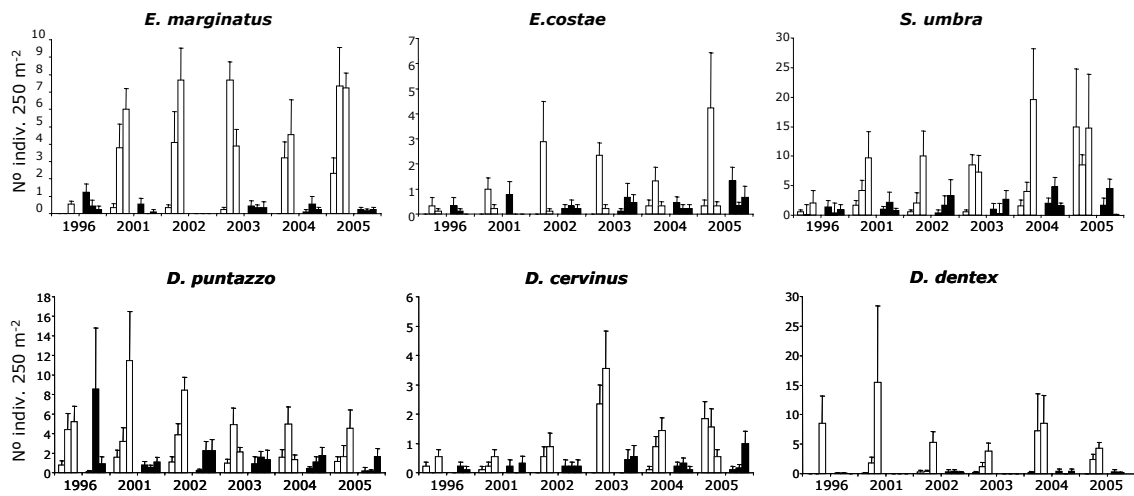


Figura 2-6 Valores medios (\pm error típico) de abundancia por sector de algunas de las especies de peces que han resultado significativamente más abundantes en Cabo de Palos (barras blancas) que en Águilas (barras negras)

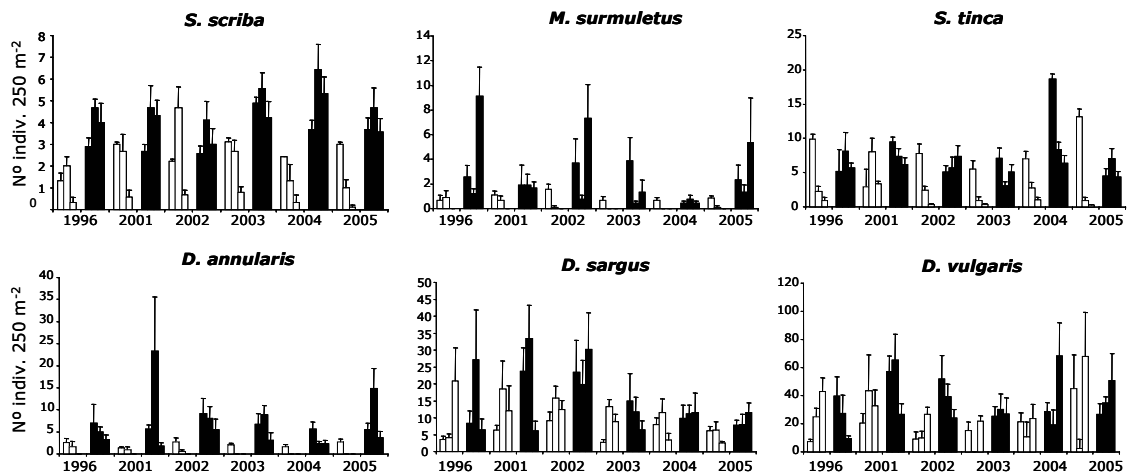


Figura 2-7 Valores medios (\pm error típico) de abundancia por sector de algunas de las especies de peces que han resultado significativamente más abundantes en Águilas (barras negras) que en Cabo de Palos (barras blancas)



Tabla 2-7 Abundancia media (\pm error típico) de las especies observadas a lo largo de las 6 ocasiones del seguimiento del poblamiento de peces en la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas y en la localidad control (litoral de Águilas)

	1996		2001		2002	
	C. PALOS	AGUILAS	C. PALOS	AGUILAS	C. PALOS	AGUILAS
<i>T. torpedo</i>						0,04 \pm 0,04
<i>M. aquila</i>			0,2 \pm 0,2			
<i>E. encrasicolus</i>		23,8 \pm 23,8		61,6 \pm 35,4	37,0 \pm 25,7	11,7 \pm 11,7
<i>M. helena</i>	0,8 \pm 0,3	0,2 \pm 0,1	0,4 \pm 0,1	0,2 \pm 0,1	0,5 \pm 0,2	0,1 \pm 0,1
<i>C. conger</i>						0,04 \pm 0,04
<i>P. phycis</i>	0,04 \pm 0,04	0,04 \pm 0,04	0,1 \pm 0,1			
<i>A. anthias</i>	65,1 \pm 19,5	18,7 \pm 16,5	22,1 \pm 7,0	3,8 \pm 3,6	11,3 \pm 3,8	3,7 \pm 1,7
<i>E. costae</i>	0,1 \pm 0,1	0,1 \pm 0,1	0,4 \pm 0,2	0,3 \pm 0,2	1,0 \pm 0,6	0,3 \pm 0,1
<i>E. marginatus</i>	0,2 \pm 0,1	0,6 \pm 0,2	3,4 \pm 0,7	0,2 \pm 0,1	4,0 \pm 1,0	
<i>E. caninus</i>		0,1 \pm 0,1			0,1 \pm 0,1	0,04 \pm 0,04
<i>M. rubra</i>		0,04 \pm 0,04	0,1 \pm 0,1			
<i>S. atricauda</i>			0,04 \pm 0,04			
<i>S. cabrilla</i>	2,3 \pm 0,3	1,3 \pm 0,3	1,9 \pm 0,4	0,5 \pm 0,1	1,4 \pm 0,3	0,7 \pm 0,2
<i>S. scriba</i>	1,2 \pm 0,2	3,9 \pm 0,4	2,1 \pm 0,4	3,9 \pm 0,5	2,5 \pm 0,5	3,2 \pm 0,4
<i>D. labrax</i>						0,1 \pm 0,1
<i>A. imberbis</i>	8,2 \pm 2,3	68,7 \pm 24,5	15,1 \pm 4,3	67,5 \pm 18,7	7,9 \pm 1,4	44,3 \pm 16,9
<i>S. dumerilii</i>		2,9 \pm 1,3		0,3 \pm 0,3	7,1 \pm 5,4	9,4 \pm 4,6
<i>T. mediterraneus</i>	0,3 \pm 0,3					
<i>P. dentex</i>						
<i>C. hippurus</i>	0,04 \pm 0,04					
<i>P. octolineatum</i>		0,3 \pm 0,2		1,4 \pm 1,4		0,7 \pm 0,7
<i>P. incisus</i>	0,04 \pm 0,04					0,4 \pm 0,3
<i>S. umbra</i>	0,9 \pm 0,7	0,9 \pm 0,5	5,2 \pm 1,7	1,3 \pm 0,6	4,2 \pm 1,7	1,8 \pm 1,0
<i>U. cirrosa</i>						
<i>M. surmuletus</i>	0,5 \pm 0,2	4,3 \pm 1,1	0,6 \pm 0,2	1,8 \pm 0,6	0,6 \pm 0,2	3,9 \pm 1,2
<i>B. boops</i>	13,1 \pm 13,1	86,4 \pm 32,4		44,9 \pm 20,4	190,6 \pm 82,4	26,3 \pm 11,5
<i>D. dentex</i>	2,9 \pm 1,7	0,1 \pm 0,1	5,8 \pm 4,4		2,0 \pm 0,7	0,3 \pm 0,1
<i>D. annularis</i>	1,4 \pm 0,5	5,0 \pm 1,5	0,8 \pm 0,2	10,2 \pm 4,3	1,1 \pm 0,4	7,5 \pm 1,6
<i>D. cervinus</i>	0,3 \pm 0,1	0,1 \pm 0,1	0,3 \pm 0,1	0,2 \pm 0,1	0,5 \pm 0,2	0,2 \pm 0,1
<i>D. puntazzo</i>	3,5 \pm 0,8	3,2 \pm 2,1	5,4 \pm 1,9	0,8 \pm 0,2	4,5 \pm 0,8	1,6 \pm 0,5
<i>D. sargus</i>	9,5 \pm 3,6	14,0 \pm 5,3	12,3 \pm 3,7	21,1 \pm 4,5	12,4 \pm 1,7	24,4 \pm 5,2
<i>D. vulgaris</i>	25,0 \pm 4,7	25,4 \pm 6,5	32,0 \pm 9,5	49,7 \pm 8,0	15,1 \pm 3,3	38,3 \pm 6,7
<i>O. melanura</i>	33,3 \pm 13,5	75,8 \pm 26,2	5,7 \pm 2,7	9,8 \pm 2,6	4,7 \pm 2,0	10,3 \pm 4,2
<i>P. acarne</i>		1,7 \pm 1,7				
<i>P. pagrus</i>	0,04 \pm 0,04	1,0 \pm 0,7		0,04 \pm 0,04		
<i>P. auriga</i>						
<i>S. salpa</i>	37,7 \pm 11,1	35,5 \pm 9,5	37,6 \pm 7,8	47,0 \pm 10,6	43,4 \pm 10,5	61,0 \pm 8,9
<i>S. aurata</i>	0,04 \pm 0,04		0,3 \pm 0,2		0,1 \pm 0,1	1,4 1,4
<i>S. cantharus</i>	0,1 \pm 0,1					
<i>S. flexuosa</i>		53,0 \pm 33,8				
<i>S. smaris</i>		1,5 \pm 1,4			18,4 \pm 17,0	
<i>C. chromis</i>	527,7 \pm 89,2	411,1 \pm 61,3	748,0 \pm 108,6	306,9 \pm 57,9	571,8 \pm 73,4	569,9 \pm 89,0
<i>C. julis</i>	32,7 \pm 7,7	39,2 \pm 12,3	46,1 \pm 10,3	16,6 \pm 2,8	9,9 \pm 2,2	18,6 \pm 2,2

**Resumen del seguimiento de la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas
 2005**



	1996		2001		2002	
	C. PALOS	AGUILAS	C. PALOS	AGUILAS	C. PALOS	AGUILAS
<i>L. merula</i>	0,04 ± 0,04		0,1 ± 0,1	0,2 ± 0,1	0,1 ± 0,1	0,04 ± 0,04
<i>L. viridis</i>						0,1 ± 0,1
<i>S. doderleini</i>		0,5 ± 0,2	0,2 ± 0,1	0,2 ± 0,1	0,1 ± 0,1	0,1 ± 0,1
<i>S. mediterraneus</i>	0,5 ± 0,2	1,1 ± 0,3	1,2 ± 0,3	0,8 ± 0,2	1,2 ± 0,2	1,0 ± 0,2
<i>S. melanorcercus</i>		0,4 ± 0,1	0,7 ± 0,3			
<i>S. ocellatus</i>	2,6 ± 0,9	7,0 ± 2,3	13,7 ± 7,5	0,6 ± 0,2	2,4 ± 0,7	5,2 ± 3,3
<i>S. roissali</i>	0,4 ± 0,1	0,6 ± 0,2	1,1 ± 0,3	0,4 ± 0,1	0,4 ± 0,1	0,7 ± 0,2
<i>S. rostratus</i>	0,1 ± 0,1	1,1 ± 0,2	0,4 ± 0,1	0,7 ± 0,2	0,3 ± 0,1	0,2 ± 0,1
<i>S. tinca</i>	2,6 ± 0,5	9,0 ± 1,5	10,0 ± 1,6	6,9 ± 0,6	3,3 ± 0,7	6,2 ± 0,8
<i>T. pavo</i>	99,1 ± 25,9	22,0 ± 3,4	28,9 ± 5,9	51,3 ± 7,8	58,2 ± 17,2	20,7 ± 3,3
<i>S. cretense</i>				0,4 ± 0,2		
<i>S. sphyraena</i>	40,3 ± 21,8		0,3 ± 0,3		15,9 ± 8,6	
Mugilidae	0,9 ± 0,7	0,7 ± 0,7	0,4 ± 0,4	0,7 ± 0,7		0,2 ± 0,1
<i>S. maderensis</i>						
<i>S. porcus</i>	0,7 ± 0,7			0,1 ± 0,1	0,04 ± 0,04	0,1 ± 0,1
<i>S. scrofa</i>		0,04 ± 0,04		0,1 ± 0,1	0,1 ± 0,1	
<i>S. notata</i>						
<i>B. carolinensis</i>		0,1 ± 0,1				
<i>Atherina sp.</i>	37,0 ± 25,7					

Tabla 2-7 (cont.)

	2003		2004		2005	
	C. PALOS	AGUILAS	C. PALOS	AGUILAS	C. PALOS	AGUILAS
<i>T. torpedo</i>						
<i>M. aquila</i>	0,04 ± 0,04		0,4 ± 0,2		0,5 ± 0,2	
<i>E. encrasicolus</i>		42,3 ± 29,6		28,7 ± 16,8		
<i>M. helena</i>	2,1 ± 0,5	0,2 ± 0,1	0,5 ± 0,2	0,1 ± 0,1	0,1 ± 0,7	0,7 ± 0,5
<i>C. conger</i>						
<i>P. phycis</i>						
<i>A. anthias</i>	44,7 ± 15,6	2,2 ± 2,1	20,2 ± 7,9		25,3 ± 9,3	1,5 ± 1,3
<i>E. costae</i>	0,9 ± 0,3	0,4 ± 0,2	0,7 ± 0,2	0,3 ± 0,1	1,6 ± 0,8	0,8 ± 0,2
<i>E. marginatus</i>	3,9 ± 0,8	0,4 ± 0,2	2,6 ± 0,8	0,3 ± 0,2	5,6 ± 0,9	0,2 ± 0,8
<i>E. caninus</i>						
<i>M. rubra</i>	0,3 ± 0,1	0,1 ± 0,1	0,6 ± 0,3	0,3 ± 0,1	1,9 ± 0,8	
<i>S. atricauda</i>	0,0 ± 0,0					
<i>S. cabrilla</i>	1,6 ± 0,4	0,5 ± 0,1	0,2 ± 0,1	0,7 ± 0,2	0,5 ± 0,2	0,5 ± 0,2
<i>S. scriba</i>	2,2 ± 0,3	4,9 ± 0,5	1,4 ± 0,3	5,1 ± 0,5	1,4 ± 0,3	4,0 ± 0,4
<i>D. labrax</i>				0,04 ± 0,04		
<i>A. imberbis</i>	4,9 ± 1,3	19,1 ± 10,1	2,9 ± 0,9	22,9 ± 5,9	1,6 ± 0,7	19,8 ± 7,4
<i>S. dumerilii</i>		8,6 ± 4,1		6,4 ± 3,7	0,2 ± 0,1	
<i>T. mediterraneus</i>						
<i>P. dentex</i>	0,2 ± 0,1					
<i>C. hippurus</i>						
<i>P. octolineatum</i>				0,2 ± 0,2		0,8 ± 0,6
<i>P. incisus</i>		0,1 ± 0,1		0,2 ± 0,2		

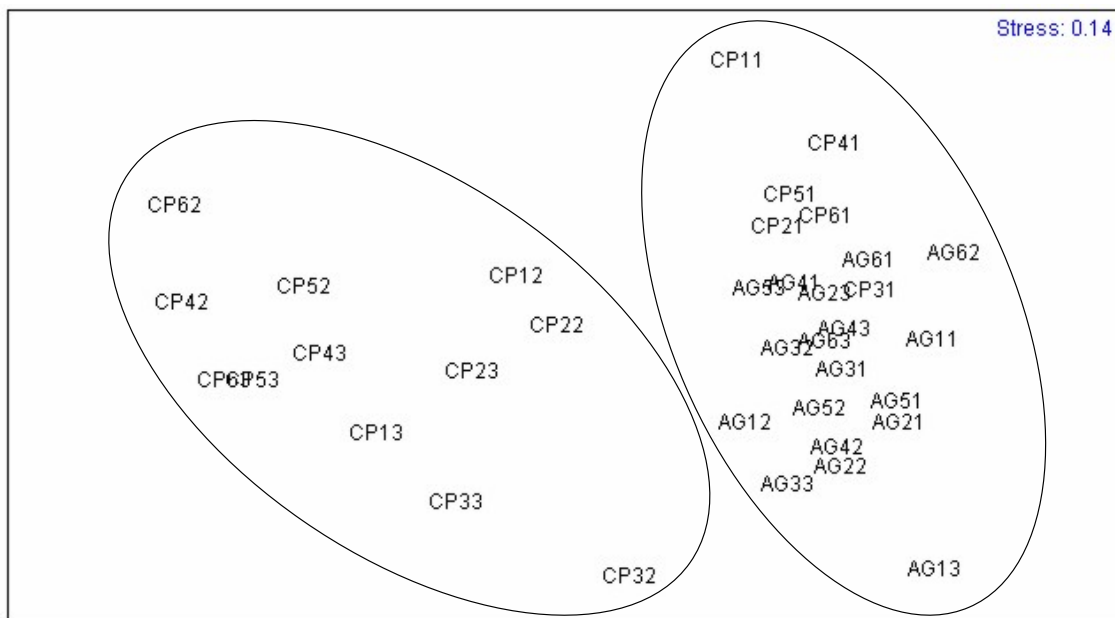


	2003		2004		2005	
	C. PALOS	AGUILAS	C. PALOS	AGUILAS	C. PALOS	AGUILAS
<i>S. umbra</i>	5,5 ± 1,7	1,3 ± 0,6	8,4 ± 3,3	2,8 ± 0,7	12,8 ± 4,5	2,9 ± 0,8
<i>U. cirrosa</i>		0,04 ± 0,04				
<i>M. surmuletus</i>	0,2 ± 0,1	1,9 ± 0,7	0,2 ± 0,1	0,6 ± 0,1	0,3 ± 0,1	3,0 ± 1,3
<i>B. boops</i>		24,2 ± 9,8		1,4 ± 1,4	11,9 ± 46,7	92,7 ± 35,7
<i>D. dentex</i>	1,7 ± 0,6		5,3 ± 2,6	0,3 ± 0,2	2,3 ± 0,5	0,2 ± 0,1
<i>D. annularis</i>	0,7 ± 0,2	6,2 ± 1,3	0,5 ± 0,2	3,4 ± 0,7	0,9 ± 0,3	7,9 ± 1,9
<i>D. cervinus</i>	2,0 ± 0,5	0,3 ± 0,2	0,8 ± 0,2	0,2 ± 0,1	1,3 ± 0,4	0,4 ± 0,2
<i>D. puntazzo</i>	2,7 ± 0,7	1,3 ± 0,4	2,6 ± 0,7	1,1 ± 0,3	2,5 ± 0,8	1,2 ± 0,3
<i>D. sargus</i>	8,2 ± 1,3	11,0 ± 3,2	7,6 ± 1,7	10,8 ± 2,4	5,0 ± 1,8	9,7 ± 1,5
<i>D. vulgaris</i>	12,2 ± 3,0	27,6 ± 5,5	18,4 ± 4,6	38,6 ± 9,0	38,4 ± 13,8	37,3 ± 9,4
<i>O. melanura</i>	0,9 ± 0,8	13,3 ± 4,5	11,4 ± 7,5	13,9 ± 6,3	4,1 ± 2,3	19,8 ± 13,2
<i>P. acarne</i>						
<i>P. pagrus</i>	0,04 ± 0,04					0,1 ± 0,9
<i>P. auriga</i>	0,1 ± 0,1					
<i>S. salpa</i>	11,3 ± 3,8	33,2 ± 7,1	14,9 ± 5,5	53,8 ± 12,3	8,3 ± 3,4	25,8 ± 4,8
<i>S. aurata</i>	0,3 ± 0,1		0,4 ± 0,1		0,7 ± 0,4	
<i>S. cantharus</i>			17,9 ± 7,7	0,04 ± 0,04	3,1 ± 1,7	0,9 ± 0,5
<i>S. flexuosa</i>		2,9 ± 2,9				0,3 ± 0,3
<i>S. smaris</i>				0,7 ± 0,7		
<i>C. chromis</i>	470,4 ± 105,2	338,1 ± 61,0	443,7 ± 62,2	290,5 ± 54,2	441,9 ± 7,3	254,6 ± 55,9
<i>C. julis</i>	57,0 ± 13,3	22,1 ± 3,6	152,4 ± 45,0	14,6 ± 1,9	88,6 ± 31,8	13,4 ± 3,0
<i>L. merula</i>	0,1 ± 0,1	0,2 ± 0,1	0,1 ± 0,1	0,1 ± 0,1	0,1 ± 0,6	0,6 ± 0,5
<i>L. viridis</i>		0,1 ± 0,1	0,04 ± 0,04		0,9 ± 0,5	
<i>S. doderleini</i>	0,1 ± 0,1	0,3 ± 0,1	0,04 ± 0,04	0,3 ± 0,1	0,1 ± 0,6	0,5 ± 0,1
<i>S. mediterraneus</i>	2,0 ± 0,4	1,0 ± 0,3	0,9 ± 0,2	1,9 ± 0,3	1,4 ± 0,3	1,8 ± 0,4
<i>S. melanorcercus</i>	0,1 ± 0,1	0,1 ± 0,1	0,1 ± 0,1	0,04 ± 0,04	0,7 ± 0,4	
<i>S. ocellatus</i>	4,8 ± 1,1	3,6 ± 0,7	6,0 ± 2,4	1,8 ± 0,6	4,0 ± 1,2	4,9 ± 1,5
<i>S. roissali</i>	0,5 ± 0,2	0,7 ± 0,2	0,6 ± 0,2	0,1 ± 0,1	0,2 ± 0,8	0,4 ± 0,1
<i>S. rostratus</i>	0,1 ± 0,1	0,4 ± 0,1	0,2 ± 0,1	0,5 ± 0,1	0,3 ± 0,9	0,7 ± 0,2
<i>S. tinca</i>	2,1 ± 0,6	5,3 ± 0,7	4,4 ± 0,9	5,9 ± 0,7	3,6 ± 1,0	5,5 ± 0,7
<i>T. pavo</i>	47,9 ± 9,8	19,1 ± 3,7	32,4 ± 9,0	13,8 ± 3,6	16,5 ± 4,3	4,4 ± 0,6
<i>S. cretense</i>			14,8 ± 7,3	0,3 ± 0,3		0,4 ± 0,4
<i>S. sphyraena</i>	21,0 ± 6,6	0,04 ± 0,04		0,1 ± 0,1	21,3 ± 12,7	
Mugilidae	0,1 ± 0,1	0,2 ± 0,1				0,1 ± 0,1
<i>S. maderensis</i>					0,6 ± 0,5	
<i>S. porcus</i>		0,1 ± 0,1	0,1 ± 0,1	0,04 ± 0,04		
<i>S. scrofa</i>	0,3 ± 0,1	0,04 ± 0,04			0,1 ± 0,9	
<i>S. notata</i>	0,1 ± 0,1					0,7 ± 0,5
<i>B. carolinensis</i>						
<i>Atherina sp.</i>						



En lo que respecta al análisis multivariante (MDS), éste ha puesto de manifiesto una neta separación entre los sectores 2 y 3 de la reserva marina (bajos y reserva integral) por una parte, agrupándose (en función de las especies que aparecen en los censos, y sus abundancias relativas) el sector 1 del área marina protegida con los sectores muestreados en Águilas (Fig. 2-8).

Figura 2-8 Representación gráfica del análisis MDS aplicado a la matriz de abundancia media anual por sectores [de los cuatro dígitos que señalan cada punto, el primero indica la localidad (CP: Cabo de Palos; AG: Águilas), el segundo indica el año (1-6), mientras que el tercero es el sector a que corresponde (1-3)].



Al realizar un MDS con las variables descriptoras del hábitat, con el fin de comprobar qué factores del medio pueden explicar esta ordenación de las localidades, sectores y años en función de las especies presentes y sus abundancias relativas, se ve que las ordenaciones obtenidas son prácticamente idénticas (Fig. 2-9).

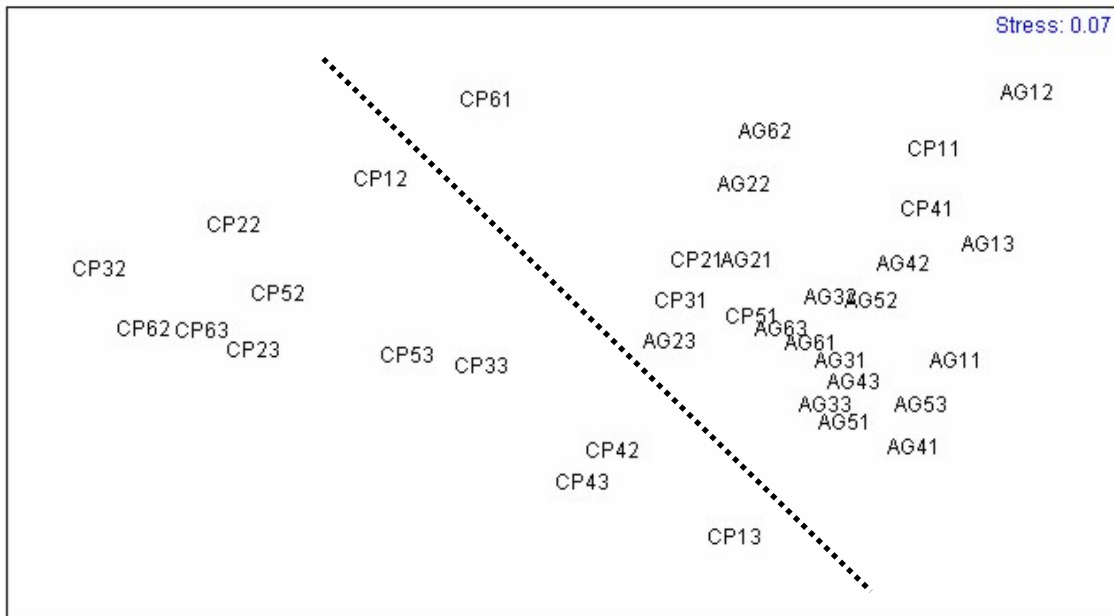


Figura 2-9 Representación gráfica del análisis MDS aplicado a la matriz de valores medios anuales de las variables descriptoras del hábitat por sectores [de los cuatro dígitos que señalan cada punto, el primero indica la localidad (CP: Cabo de Palos; AG: Águilas), el segundo indica el año (1-6), mientras que el tercero es el sector a que corresponde (1-3)]. La línea punteada separa a las estaciones de Águilas y del sector 1 de Cabo de Palos (por encima) de las de los sectores 2 y 3 de la reserva marina.

Al superponer los valores medios de cada variable del hábitat sobre esta ordenación (Fig. 2-10) se comprueba que las estaciones localizadas en los sectores 2 y 3 de la reserva marina se diferencian del resto por una menor complejidad a escala media (estimada por el número de bloques medianos y grandes) y la práctica ausencia de *Posidonia* (y el consiguiente mayor cobertura rocosa), a la vez que presentan mayor complejidad a gran escala (verticalidad) y profundidad media.

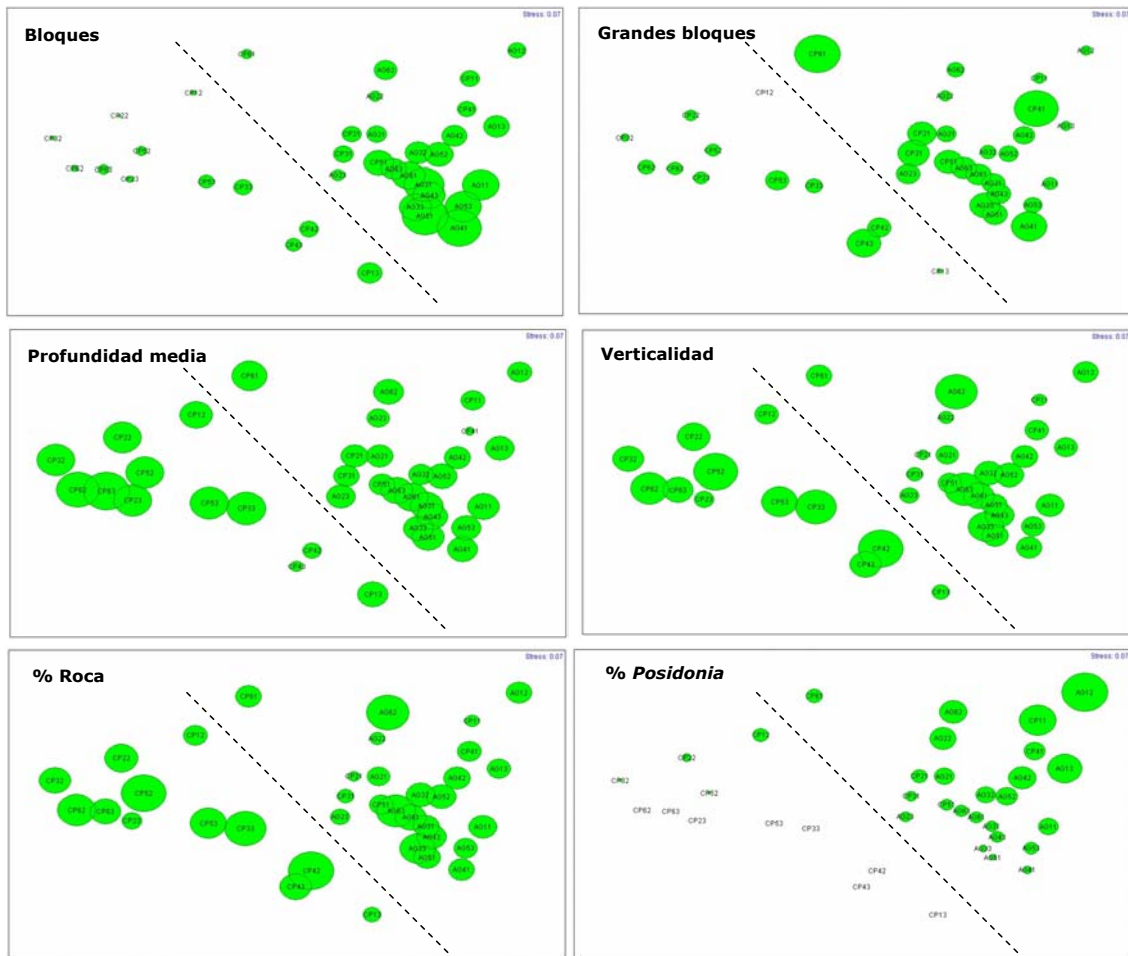


Figura 2-10 Representación gráfica de los valores relativos de cada variable descriptora del hábitat sobre el análisis MDS mostrado en la Fig.2-9.



2.4 Discusión

La reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas ha resultado efectiva para la protección de una serie de especies de alto valor (tanto comercial como ecológico). De este modo, a pequeña escala espacial, en los censos realizados en la punta del cabo de Palos, meros (*Epinephelus marginatus*) y sargos (*Diplodus* spp.) han mostrado un aumento significativo de sus efectivos de antes a después de la instauración de la reserva, a lo largo de 16 años de seguimiento temporal. Varias de esas especies –meros (*E. marginatus*), falsos abadejos (*E. costae*), chernas (*Mycteroperca rubra*), sargos reales (*Diplodus cervinus*) y corvas (*Sciaena umbra*) han mostrado un aumento espectacular de sus abundancias al incluir la reserva integral en el seguimiento, a partir de la creación de la reserva marina, en 1995, hasta la actualidad, y generalmente con abundancias significativamente mayores en la reserva integral y los bajos que en la punta del cabo. Otras especies, aun no siendo significativos los cambios espacio-temporales observados, sí muestran una tendencia notable al aumento temporal –caso de doradas (*Sparus aurata*) y dentones (*Dentex dentex*). Cuando se comparan las variaciones espacio-temporales de abundancia de peces con las ocurridas en la costa de Águilas (a unos 70 km al sur del cabo de Palos), la mayor parte de estas especies (*E. costae*, *E. marginatus*, *S. umbra*, *D. dentex*, *D. cervinus*, *D. puntazzo*) han sido siempre más abundantes en la reserva marina que en la localidad-control. Estos resultados son los esperados tras la creación de una reserva marina (Bohnsack 1996, Russ 2002, Halpern 2003), y coinciden con un gran número de estudios realizados hasta la fecha en reservas marinas mediterráneas (p. ej. Bell 1983; García Rubies y Zabala 1990; Francour 1994; Harmelin et al. 1995; La Mesa y Vacchi 1999; Macpherson et al. 2002).

No obstante, varios de los resultados aquí presentados caminan en la dirección contraria a lo esperado tras el establecimiento de la reserva marina. En el seguimiento temporal a largo plazo y a pequeña escala espacial, la abundancia de cabrillas (*Serranus cabrilla*) y fredis (*Thalassoma pavo*) ha disminuido significativamente de antes a después de la creación de la reserva; otras especies de entre las analizadas han evidenciado variaciones interanuales significativas, pero una notable estabilidad temporal, en cuanto a que no muestran una tendencia clara al aumento o la disminución de sus efectivos. Además, ni riqueza específica ni abundancia total muestran tal tendencia, aun cuando sean variables que muestran una importante variación interanual. En el estudio plurianual a varias escalas espaciales tampoco se observan para estos parámetros del



poblamiento aumentos o disminuciones significativas con el tiempo, pero en este caso el sector 3 (reserva integral y bajo de Fuera) siempre muestra mayores abundancias y riquezas que el resto de la reserva marina. De nuevo en este caso cabrillas y fredis disminuyen significativamente su abundancia a lo largo del tiempo, junto con las salpas (*Sarpa salpa*). Muchas otras especies, además de no mostrar variaciones interanuales, han sido más abundantes en los fondos que rodean el cabo que en la reserva integral y/o en los bajos – tal es el caso de serranos (*Serranus scriba*), salmonetes (*Mullus surmuletus*), raspallones (*Diplodus annularis*) y tordos (*Symphodus* spp.). Al comparar los poblamientos de la reserva con los de Águilas, se comprueba que una serie de especies han aparecido con mayores abundancias en la zona no protegida – las especies anteriores, más los reyezuelos (*Apogon imberbis*), y las obladas (*Oblada melanura*). Este tipo de resultados ambiguos no es raro en los estudios realizados hasta la fecha (García Charton et al. 2004, Pelletier et al. 2005), y demuestran que otros factores, además de la protección, están actuando de modo intenso para determinar las variaciones espaciales y temporales del poblamiento.

Uno de los factores más importantes es la estructura del hábitat rocoso, entendida ésta como las variaciones espaciales de complejidad (existencia de grietas, fisuras, extraplomos, cuevas, etc.) y heterogeneidad (en nuestro caso, presencia de manchas de fanerógamas marinas y/o arena en la matriz rocosa) (García Charton y Pérez Ruzafa 1998, 1999, 2001; Guidetti 2000; Ruitton et al. 2000; Guidetti et al. 2002, 2003; Letourneur et al. 2003; Bonaca y Lipej 2005). Los resultados que aquí se presentan ponen de manifiesto una gran variabilidad espacial a pequeña (entre zonas) y mediana (entre sectores) escala espacial. Además, las diferencias de hábitats son las que explican gran parte de la variabilidad multivariante (MDS). Con esto, resulta evidente que los efectos de la protección sobre el poblamiento de peces se ven complicados por las diferencias de hábitat entre la reserva integral y los bajos, y la costa más próxima al cabo de Palos por un lado, y a la costa aguileña por otro. Especies como raspallones (*D. annularis*), salmonetes (*M. surmuletus*), petos (*S. tinca*), serranos (*S. scriba*), tordos picudos (*S. rostratus*), tordos de Roissal (*S. roissali*), mújoles (Mugilidae), merlos (*L. merula*), salpas (*S. sarpa*) y tordos ocelados (*S. ocellatus*), entre otras especies, son más bien propios de fondos heterogéneos, con una presencia importante de manchas de *Posidonia* y/o arena en la matriz rocosa. Por su parte, meros (*E. marginatus*), trescolas (*A. anthias*), sargos picudos (*D. puntazzo*), cabrillas (*S. cabrilla*), castañuelas (*C. chromis*), fredis (*T. pavo*), morenas (*M. helena*), dentones (*D. dentex*), sargos reales (*D. cervinus*), falsos abadejos (*E. costae*), espetones (*Sphyræna* sp.) y doradas (*Sparus aurata*) son propias de



los fondos rocosos verticales y profundos, los cuales a su vez son los que gozan de una mayor protección. En general, esta coincidencia entre áreas protegidas y zonas estructuralmente más rocosas y de mayor verticalidad se encuentra con frecuencia (García Charton et al. 2004). Esta coincidencia de factores (hábitat y protección) hace que resulte difícil, en algunos casos, distinguir los efectos de ambas fuentes de variabilidad espacial.



3 Seguimiento del impacto de los buceadores en la reserva marina de Cabo de Palos

3.1 Introducción

El entorno de Cabo de Palos e islas Hormigas fue declarado reserva marina en 1995. El gran interés que suscitan sus fondos marinos y la alta calidad ambiental de la zona han provocado un incremento considerable de las actividades subacuáticas en los últimos años. Dada la gran frecuentación de buceadores que visitan la reserva, se hace necesaria la realización del estudio de los posibles efectos ecológicos derivados de la práctica de actividades subacuáticas, con el fin de poder desarrollar planes de gestión y tomar medidas que minimicen o eviten dichos impactos.

El buceo con escafandra autónoma sufrió un *boom* industrial a nivel mundial durante la década de 1990 (Hawkins y Roberts, 1992; Davis y Tisdell, 1995, Riegl y Riegl, 1996). A partir de este momento, el buceo autónomo fue considerado una actividad no extractiva y compatible con los modelos de conservación biológica derivando en amplios beneficios sin afectar adversamente a los poblamientos de los afloramientos rocosos (Walter y Samways, 2001; Lynch *et al.*, 2004). La atracción de turistas submarinos es una de las actividades más beneficiadas por la creación de áreas marinas protegidas (Van't Hoff, 2001), ya que las respuestas ecológicas y biológicas a las medidas de protección atraen a numerosos buceadores tanto a las áreas protegidas como a las circundantes (Francour *et al.*, 2001). Diferentes estudios demuestran el beneficio económico que supone el establecimiento de un AMP para la industria del buceo (Dixon y Sherman, 1990; Dixon *et al.*, 1993; Scura y van't Hoff, 1993); incluso cuando el buceo está parcialmente prohibido en la reserva los clubes de buceo local usan esta imagen como reclamo de calidad y valor añadido (Francour *et al.*, 2001).

Más recientemente han surgido preocupaciones sobre aquellos lugares altamente visitados por buceadores, ya que la tasa de entrada de turistas puede exceder los límites de sostenibilidad ecológica (Hawkins y Roberts 1996). A menudo dicho impacto se encuentra espacialmente localizado, debido a que los buceadores generalmente prefieren unos puntos de buceo frente a otros; unido a este factor espacial encontramos en el Mediterráneo una marcada estacionalidad de la actividad, siendo prácticamente nula la actividad en invierno y dando lugar a una masificación de usuarios en los meses estivales.



Los efectos directos e indirectos de la presión ejercida por la realización de actividades subacuáticas han sido estudiada en diferentes mares y océanos del mundo, destacando los trabajos realizados en el mar Caribe (Barrer y Roberts, 2004; Tratalos y Austin, 2001; Hawkins y Roberts, 1998), las costas del sur de África (Riegl y Riegl, 1995; Walter y Samways, 2001), la gran barrera de arrecifes de coral australiana (Rouphael y Inglis, 1997, 2001; Davis y Tisdell, 1995, 1996), y el mar Rojo (Medio *et al.*, 1997; Jameson *et al.*, 1999; Wielgus *et al.*, 2004; Hawkins y Roberts, 1992, 1993; Zakai y Chadwick-Furman, 2002). En menor medida se han realizado estudios en el mar Mediterráneo (Sala *et al.*, 1996; Garrabou *et al.*, 1998; Esteban *et al.*, 1999; Riera, 1999; Milazzo *et al.*, 2000; Mundet y Ribera, 2000).

Por tanto, los objetivos del siguiente trabajo se pueden resumir en:

- El desarrollo de una técnica de monitorización de las comunidades bentónicas de los bajos de la reserva de Cabo de Palos – Islas Hormigas, a fin de evaluar los posibles cambios debidos a la frecuentación de buceadores autónomos
- Minimizar, a través de medidas individuales, los impactos negativos sobre las comunidades bentónicas y los ecosistemas presentes en la reserva marina
- Potenciar, mediante una adecuada gestión, la valorización económica y social de la reserva marina, cuyo producto final sea un turismo de calidad junto a una sostenibilidad tanto de organismos claves como del conjunto de ecosistemas que encontramos en el entorno natural de Cabo de Palos – Islas Hormigas.

3.2 Metodología

3.2.1. Muestras de visu

3.2.1.1 Bentos

El diseño de muestreo, similar al realizado en años anteriores, trata de detectar los cambios ocurridos en la comunidad bentónica como consecuencia del uso recreativo de la reserva marina, y diferenciarlos de los cambios naturales que tienen lugar en la misma. El trabajo de campo para el estudio de las comunidades bentónicas se ha realizado durante la temporada de verano de 2005, entre los meses de junio y noviembre, y es continuación (replicación interanual) de lo realizado en los últimos dos años. Las seis localidades elegidas para el estudio se encuentran en el interior de la reserva marina, 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). Se realizaron dos campañas de muestreo, una previa a la temporada alta de buceo, en verano, y otra después de la misma. Las seis localidades elegidas para el estudio presentan gran similitud en sus poblaciones bentónicas. Además, la proximidad geográfica entre ellas asegura que ambas zonas están bajo la influencia de los mismos factores ambientales, salvo las debidas a las actividades humanas.

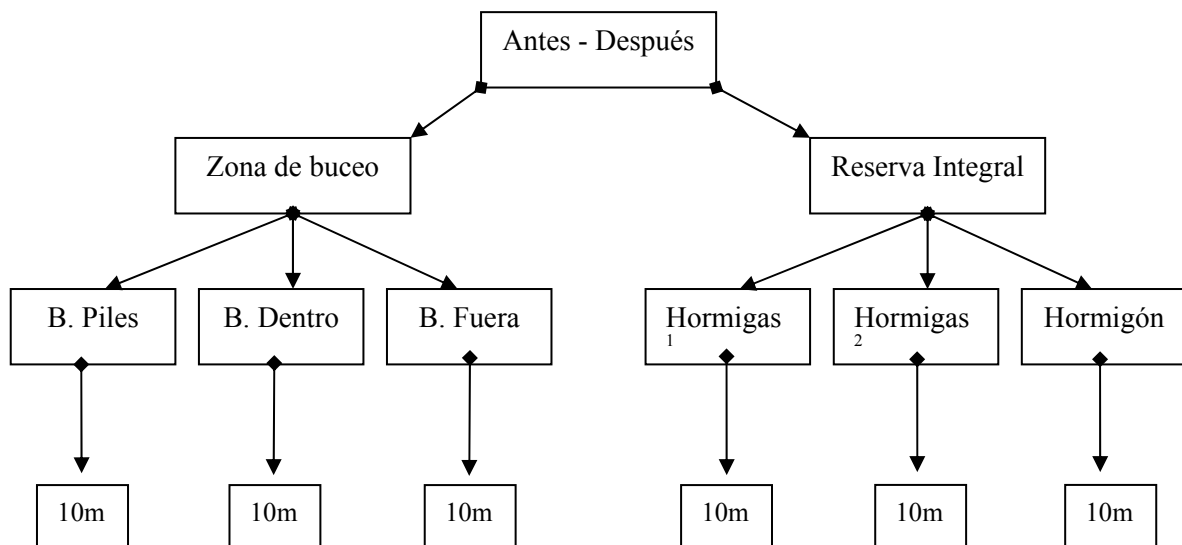


Figura 3-1 Esquema del diseño de muestreo puesto en práctica en el presente estudio para la detección de impactos ambientales sobre el bentos debido a la acción de los buceadores deportivos en la Reserva Marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas

El muestreo ha consistido en la realización de 6 transectos permanentes de 50 m de longitud, tanto antes como después de la temporada alta de verano. Se utilizó una cinta métrica comercial para marcar el transecto sobre la que se situaron 8 cuadrados de 1 m² de superficie (*quadrats*) a intervalos preestablecidos siguiendo una distribución aleatoria (Fig. 3-3). Los datos fueron tomados mediante censos visuales en inmersión con escafandra autónoma, utilizando estadillos sumergibles. Se han estudiado distintas especies (Tabla 3-1) y diferentes escalas espaciales con el fin de detectar la variabilidad de los diferentes organismos a pequeña escala (25×25 cm²) y a escala media (1×1 m²), para realizar el seguimiento de las comunidades bentónicas:



- $25 \times 25 \text{ cm}^2$ – Se utilizaron cuadrados de $25 \times 25 \text{ cm}^2$ de PVC con un enrejado de cabos formando una cuadrícula 25 celdas de $5 \times 5 \text{ cm}^2$ (Fig. 3-2) para obtener la cobertura algal clasificada en cuatro morfotipos: arbóreas, erectas, cespitosas, e incrustantes (modificado de Littler & Littler, 1984), así como la cobertura de fondo desnudo y la cobertura de las esponjas *Hymeniacidon sanguinea* y *Dysidea fragilis*, la ascidia *Clavelina dellavallei* y el briozoo *Myriapora truncata*, entre otros. La obtención de datos se realizó lanzando aleatoriamente la cuadrícula cuatro veces dentro de cada *quadrat*, anotando el nº de celdas de 25 cm^2 ocupados por los diferentes tipos de organismos.

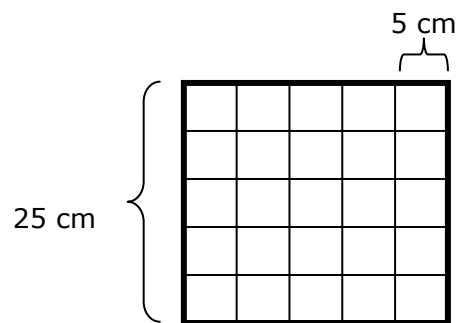


Fig. 3-2 Estructura de PVC con enrejado de cordinos utilizado para la obtención de la cobertura en los fondos de la reserva marina.

- $1 \times 1 \text{ m}^2$ – En *quadrats* de 1 m de lado se contabilizó el nº de individuos de los erizos *Paracentrotus lividus*, *Arbacia lixula* y *Sphaerechinus granularis*, de la ascidia *Pseudodistoma cyrnusense*, de las esponjas *Hymeniacidon sanguinea* e *Ircinia sp* así, como otras especies que, aun no estando predeterminadas, pudieran ser de interés para el estudio por su abundancia o vulnerabilidad.

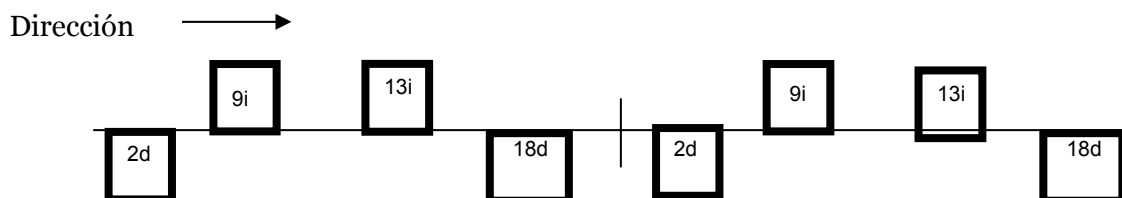


Figura 3-3 Diseño de la disposición de los *quadrats* en los transectos de 50 m de longitud. El número en el interior marca el "metro" inicial para formar el *quadrat* y la letra el lugar en que se sitúa respecto a la cinta métrica (izquierda y derecha)



Especies	Phyllum	Nombre común
<i>Hymeniacidon sanguinea</i>	Porifera	Esponja roja
<i>Dysidea fragilis</i>	Porifera	Esponja azul
<i>Clavelina dellavallei</i>	Chordata	Clavelinas
<i>Paracentrotus lividus</i>	Echinodermata	Erizo común
<i>Arbacia lixula</i>	Echinodermata	Erizo negro
<i>Echinaster sepositus</i>	Echinodermata	Estrella espinosa roja
<i>Ophidiaster ophidianus</i>	Echinodermata	Estrella purpúrea
<i>Sphaerechinus granularis</i>	Echinodermata	Erizo violáceo
<i>Pentapora fascialis</i>	Bryozoa	Briozoo
<i>Myriapora truncata</i>	Bryozoa	Falso coral
<i>Eunicella</i> sp.	Cnidaria	Gorgonia
<i>Oculina patagonica</i>	Cnidaria	
<i>Spirographis spallanzanii</i>	Anelida	Espirógrafo
<i>Pseudodistoma crucigaster</i>	Ascidiacea	Ascidia
<i>Pseudodistoma cyrnusense</i>	Ascidiacea	Ascidia

Tabla 3-1 Listado de especies utilizadas para el seguimiento de las comunidades bentónicas. Se indica también el phylum y el nombre común de las mismas.

3.2.1.2 *Eunicella singularis*

Uno de los grupos de organismos presentes en las comunidades bentónicas más susceptible de ser dañado por la acción de buceadores, dada su estructura arbórea y su fragilidad al impacto del buceo, es el cnidario *Eunicella* sp. Dentro de la reserva esta especie presenta una distribución desigual entre localidades (aparece únicamente en el bajo de Dentro y en la reserva integral), así como un límite en profundidad, estableciéndose las primeras colonias alrededor de los 20 m de profundidad en el bajo de Dentro y alrededor de los 30 m en la reserva integral, y llegando a formar extensos campos en el bajo de Dentro con densidades de hasta 10-25 individuos por m².

Los estudios realizados en los años anteriores muestran un daño continuo sobre la población de gorgonia blanca (*Eunicella singularis*) provocado, principalmente, por el contacto de las aletas con las colonias. En el estudio realizado en 2004 se corrobora la utilidad de este organismo como un buen indicador de impacto del submarinismo en los estratos profundos, siendo la relación de



gorgonias tumbadas frente a erectas el mejor indicador del daño que ocasiona la frecuentación de buceadores.

Para el año 2005 se ha llevado a cabo un estudio en detalle del estado de las comunidades de gorgonias presentes en los bajos de la reserva marina. Para ello se desarrolló un diseño de muestreo para el estudio de diferentes parámetros morfológicos (modificado de Skoufas, 2000), además de ciertas variables descriptoras del estado de las poblaciones tales como densidad, relación de individuos tumbados respecto a individuos erectos, proporción individual de cobertura por necrosis o daño en la gorgonia. El diseño de muestreo establecido trata de detectar los cambios ocurridos sobre las colonias antes y después de la temporada alta de buceo. Las localidades elegidas se encuentran en el interior de la reserva marina. Se realizaron dos muestreos en dos zonas diferentes del bajo de Dentro, uno en la cara norte y otro en la cara sur, y un muestreo en La Hormiga y otro en el Hormigón como puntos control. En cada una de las localidades se situaron aleatoriamente 8 cuadrados de 1m² de superficie a una profundidad media de 30 m. Para cada cuadrado se midieron las siguientes variables, a fin de detectar la heterogeneidad espacial de las diferentes zonas de estudio:

- Profundidad
- Rugosidad, en función de 4 niveles:
 - Nivel 0: Superficie totalmente plana
 - Nivel 1: Superficie ligeramente elevada
 - Nivel 2: Elevación de la superficie hasta la mitad de las colonias
 - Nivel 3: Elevación de la superficie superando la altura de las colonias
- Pendiente, en función de 3 niveles:
 - Nivel 1: Pendiente plana 0⁰
 - Nivel 2: Pendiente inclinada 45⁰
 - Nivel 3: Pendiente vertical 90⁰
- Densidad (colonias/m²)

Dentro de cada cuadrado se seleccionaron 5 colonias sobre las que se realizaron las medidas de los parámetros morfológicos: altura y anchura de la colonia, número de ramas, proporción de ramas con necrosis de cada colonia (10%, 25%, 50% y 75%) y la exposición individual de cada colonia en función de 5 niveles (modificado de Sala 1996):



Mayor	Nivel 1: Situada la colonia epífita sobre otros organismos
↓	Nivel 2: Situada la colonia sobre una superficie convexa
↓	Nivel 3: Situada la colonia sobre una superficie plana
↓	Nivel 4: Situada la colonia sobre concavidades
Menor	Nivel 5: Colonia incluida en cueva o bajo techos

3.2.2. Desarrollo de una técnica fotográfica de seguimiento de los impactos del buceo sobre el bentos

De los seguimientos realizados en años anteriores se deriva la observación de la enorme heterogeneidad espacio-temporal en el recubrimiento algal, lo cual dificulta la detección estadística de diferencias significativas entre tratamientos. El aumento del número de réplicas, el cual sería una de las formas de aumentar la potencia de los análisis, se hace extremadamente arduo en el caso de trabajos submarinos con escafandra autónoma, por cuanto se multiplica el tiempo necesario en inmersión al trabajarse ya cerca del límite fisiológico del buceo. Por otra parte, el seguimiento del impacto de la actividad recreativa submarina ha de hacerse, idealmente, de un modo repetible y fácilmente estandarizable, de modo que se reduzcan los sesgos debidos al muestreo. Un modo de conseguir un aumento del número de réplicas, a la vez que se estandariza el método, es a través de la utilización de técnicas de fotografía submarina. Estas técnicas permiten, además, guardar un registro de las muestras analizadas, de modo que es posible una inter-calibración entre muestreadores, y con ello una mejor posibilidad de comparación entre estudios. Con todo, es necesaria la determinación y anotación *in situ* de las especies encontradas, con el fin de facilitar la identificación posterior en las fotografías.

Con ello, para el año 2005, al igual que para el año 2004, se ha aplicado una técnica de muestreo basado en la utilización de fotografía digital submarina, y posterior análisis de imágenes en gabinete, para estima de cambios en el recubrimiento de algas y otros grupos como consecuencia de la actividad turística submarina en la reserva.



Fotografía 3-1 Ejemplo de imagen utilizada en el análisis fotográfico de bentos, el área fotografiada es de 0.35m². Se observa el alga *Dyctiopteris membranacea* (alga de morfotipo arbóreo), *Halimeda tuna* (tipo erecto), la ascidia *Clavelina dellavallei*, el equinodermo *Arbacia lixula*, y la esponja *Hymeniacidon sanguinea*.

El estudio fotográfico del recubrimiento algal se ha realizado siguiendo el mismo diseño de muestreo utilizado para la obtención de los datos de *visu* (Fig. 3-1). Para cada transecto de 50 m de longitud se analizaron un total de 75 fotografías (Fotografía 3-1). Para obtener una fotografía de área fija y conocida 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 un área de 0,35 m².

Para el análisis fotográfico de las imágenes se superpuso una cuadrícula de 20 x 20 celdas sobre cada una de las 900 fotografías (utilizándose para ello el programa Adobe Image Ready v. 7.0), lo cual sirvió para anotar el número de cuadrículas totales ocupadas por los distintos morfotipos algales, y con ello calcular el % de cobertura por cada morfotipo, además de otras especies bentónicas.



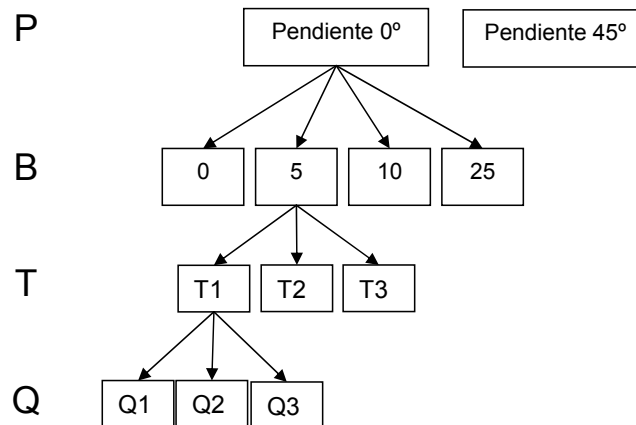
Fotografía 3-2 Estructura rígida de PVC utilizada para la toma de fotografías en el estudio de bentos

3.2.3. Estudios experimentales de estima del impacto individual de los buceadores

3.2.3.1. Desprendimiento de algas

Con el fin de estimar el porcentaje real del daño ocasionado por las acciones de los buceadores sobre las comunidades bentónicas se realizaron experimentos de simulación del paso de buceadores sobre el fondo. El diseño de muestreo ha consistido en la realización de 24 transectos permanentes de 10 m de longitud. Las localidades elegidas para la colocación de éstos fueron la Hormiga y el Hormigón. La profundidad osciló entre los 8 y los 15 metros. Los transectos fueron colocados considerando 2 pendientes diferentes, 0° (fondo plano) y fondo inclinado con una pendiente de 45°. La simulación del paso de buceadores se realizó en base a un número fijo de pasadas sobre el fondo (0, 5, 10 y 25) (Fig. 3-4). Con ello, y dado que se realizaron tres transectos por combinación de pendiente e intensidad de buceo, para cada una de las pendientes se realizaron 12 transectos en total.

Figura 3-4 Diseño experimental de muestreo del impacto del buceador sobre el fondo, considerando los factores pendiente (P), intensidad de buceo (B) (=nº de pasadas sobre el fondo), transecto (T) y quadrat (Q), representando éste último el error residual en el modelo lineal correspondiente.



En cada uno de los transectos se colocaron aleatoriamente 3 cuadrados de PVC de 1 m² de superficie. Para cada uno de los cuadrados se utilizaron los mismos métodos de obtención de datos que para los muestreos de *visu*, es decir recogida de datos a pequeña escala (25×25 cm²) y a escala media (1×1 m²). A su vez para cada cuadrado se realizaron 3 medidas del Índice de Rugosidad (IR) del fondo mediante la colocación de una cadena metálica siguiendo el perfil real de la superficie ocupada por el cuadrado. Se realizaron 3 medidas para cada uno de los cuadrados, 2 longitudinales al transecto y una transversal. Los datos fueron tomados en inmersión con escafandra autónoma, utilizando estadillos sumergibles.

Una vez tomados los datos de *visu* se realizó en cada uno de los cuadrados de cada transecto la simulación del paso de buceadores, de manera que uno de los muestreadores pasaba aleteando sobre el transecto, mientras que el resto de muestreadores recogían el material desprendido o dañado en cada una de las pasadas en cada cuadrado de 1 m². Para la recogida de material se utilizaron salabres de malla fina. Una vez terminadas las pasadas correspondientes, todo el material recogido fue introducido en bolsas de plástico previamente etiquetadas para su posterior análisis en el laboratorio. El material recolectado se conservó posteriormente en formol al 40% en agua de mar (tamponada con tiza). Una vez finalizadas las perturbaciones sobre el fondo para cada uno de los transectos se procedió de nuevo a la toma de datos de *visu*, tanto a pequeña escala como a escala



media. A su vez fueron anotados las roturas, roces y desprendimientos de organismos bentónicos.

Una vez en el laboratorio se procedió al análisis del material desprendido en cada uno de los transectos. Para ello cada muestra de cada cuadrado fue depositada en una bandeja de plástico en la que se colocó una plantilla de 48 cuadrados de 5 cm de lado. Se anotó tanto el porcentaje total de cobertura algal desprendida como el porcentaje de cada uno de los 4 morfotipos algales considerados, además de la presencia de otras especies desprendidas. Asimismo, se ha medido el peso sin cenizas tras secado de las algas en mufla a 450°C durante 24 h.

3.2.3.2. Resuspensión de sedimentos

Se ha realizado un experimento de campo cuyo objetivo es estimar la cantidad de sedimento resuspendido como consecuencia del paso de un buceador cerca del fondo. Se han simulado diferentes intensidades de buceo (0, 5, 10, 15, 20 y 25 pasadas) mediante sucesivos pasos de buceadores sobre unas estructuras captadoras de sedimento colocadas sobre el fondo. Para ello se han diseñado unas estructuras ("quadrats") hechas de alambre, sobre las que se fijan 3 trampas de sedimento hechas con botes cilíndricos de plástico (tipo "duquesa") de 10 cm de alto y 5,3 cm de diámetro de la boca, lo cual da una superficie de captación de 22,062 cm² y una ratio de aspecto ≈ 2 (Airoldi y Cinelli 1997). El experimento se ha replicado en 2 localidades situadas en la reserva integral, en cada una de las cuales se han colocado 3 quadrats por cada tratamiento (intensidad de buceo). Tras el tratamiento experimental, los botes eran recogidos al cabo de 24 horas. Una vez en el laboratorio, las muestras de agua con sedimento eran filtradas con filtro Whatman GF/C de fibra de vidrio, y los filtros fueron pesados antes y después del filtrado tras su secado en estufa a 110°C.

Con ello, el modelo de análisis de la varianza a investigar es:

$$X_{tlqn} = \mu + T_t + L_l + T \times L_{tl} + Q(T \times L)_{q(tl)} + E_{n(q(tl))}$$

donde X_{tlqn} es cada valor de la variable dependiente, μ es la media total, T_t es el efecto sobre la variable debido al tratamiento (intensidad de paso) t , L_l es el efecto de la localidad l (es decir, las variaciones espaciales), la interacción $T \times L_{tl}$ da cuenta de las posibles variaciones en las diferencias entre tratamientos de una localidad a otra, $Q(T \times L)_{q(tl)}$ mide la heterogeneidad espacial a pequeña escala al cuantificar el efecto del quadrat q , y $E_{n(q(tl))}$ es el término de error aleatorio debido a la variabilidad entre captadores de sedimento n .



Fotografía 3-3 Estructura utilizada para la captación de sedimento

3.3 Resultados

Los resultados obtenidos en el presente año, y su análisis en conjunto con los obtenidos en años anteriores, corroboran la gran heterogeneidad espacial y la elevada variabilidad temporal que se ha descrito para la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas, y que son reflejo de la existente en las comunidades bentónicas mediterráneas. Todo ello se traduce en la dificultad de detectar diferencias claras y significativas achacables a la presión del buceo recreativo en la zona. No obstante, al igual que el año anterior, hay especies que responden significativamente a dicha presión dependiendo de las distintas escalas espaciales utilizadas, al tiempo que mientras unas responden con cambios inmediatos (entre antes y después de la temporada de buceo), otras empiezan a mostrar un efecto acumulado interanual.

3.3.1. Muestras de visu

3.3.1.1. Variación espacio – temporal de las comunidades bentónicas a pequeña escala (25 × 25 cm²)

Se han incluido en el análisis a pequeña escala once especies (Tabla 3-1), que han mostrado el efecto significativo de alguno de los factores de estudio a lo largo de los tres años de muestreo. En el análisis de la especie *Myriapora truncata* (falso coral) se obtiene una interacción significativa entre factores año y protección (AB; $P < 0,05$); la inspección de los valores medios (Fig. 3-5) nos indica que en la reserva parcial se observa una fuerte disminución en el número de colonias de falso coral en 2004 y 2005, mientras que en la reserva



integral la tendencia es a la estabilización o el aumento, aunque los valores medios totales varían de un año a otro de manera notable.

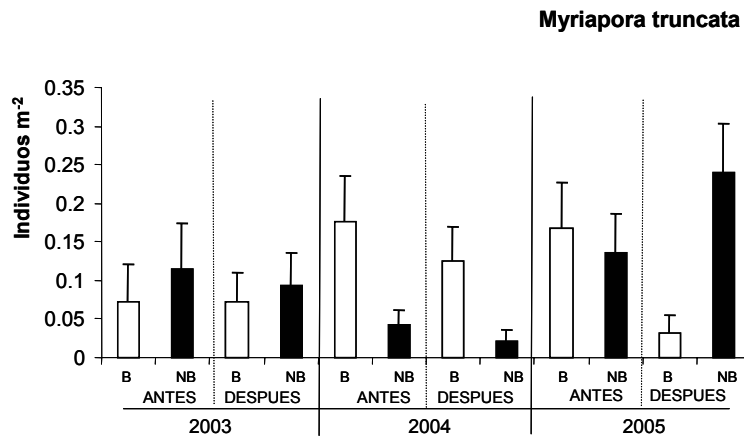


Figura 3-5 Número medio de individuos censados de falso coral durante los tres años de estudio (las barras indican el error típico de la media)

El falso coral ha mostrado en el año 2005 un mayor número de individuos tanto antes como después de la temporada alta de verano en la reserva integral (Fig. 3-6), mientras que en la reserva parcial (frecuentada por buceadores) el mayor número de individuos se ha detectado en la localidad menos utilizada (Bajo de Fuera). Los cambios detectados para esta especie se encuentran marcados por un nivel de significación alto para el factor espacial (L(B); $P < 0,001$).

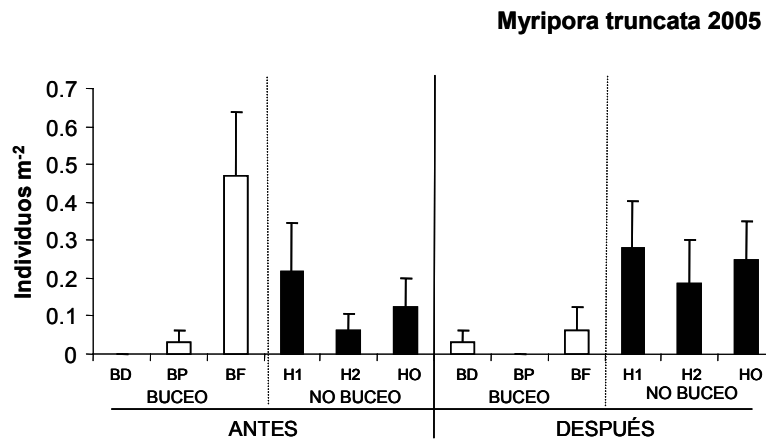


Figura 3-6 Número medio de individuos censados del briozoo *Myriapora truncata* en los tiempos y localidades prospectados en 2005



25x25	Arb	Ere	Ces	Inc	Tot	Sinveg	Hyme	Pcru	Dysi	Irci	Spir	Pliv	Alix	Ocul	Clav	Pcyr	Mt
A	***	**	*	***			(*)						**	*			
D	(*)		*	(*)	*	**					*						
B									*						(*)		
AD					(*)	*											
AB							(*)		(*)								*
DB																	
ADB																	
L(B)	***	***	***		***	***	***	***		***		*		***	**	***	***
AL(B)	***	***	***	(*)	***	***	**	***		***		**			**	***	
DL(B)	***	***	**	**			(*)	***	**	(*)				**	**	**	
ADL(B)	***	(*)	***	***	*	***		***	(*)	*		**			**	*	*

Tabla 3-1 Resumen de los resultados obtenidos en los análisis de la varianza aplicados a las variables medidas en los cuadrados (área de estudio 25x25cm²). Véase el texto para el significado de las siglas (*** $P < 0,001$; ** $P < 0,01$; * $P < 0,05$; (*) $P < 0,1$; las celdas en blanco indican efectos no significativos de los factores probados estadísticamente). Las variables estudiadas corresponden a las siguientes abreviaturas: Arb – Algas de morfotipo arbóreo; Ere – Algas de morfotipo erecto; Ces – Algas de morfotipo cespitoso; Inc – Algas de morfotipo incrustante; Tot y Sinveg – porcentajes de cobertura total y desnuda respectivamente; Hyme – *Hymeniacidon sanguinea*; Pcru – *Pseudodistoma crucigaster* (var. negra); Dysi – *Dysidea fragilis*; Irci – *Ircinia* sp; Spir – *Spirastrella cunctatrix*; Pliv – *Paracentrotus lividus*; Alix – *Arbacia lixula*; Ocul – *Oculina patagonica*; Clav – *Clavelina dellavallei*; Pcyr – *Pseudodistoma cyrnusense*; Mt – *Myriapora truncata*.



La esponja roja (*Hymeniacidon sanguinea*) muestra, al igual que el falso coral, una interacción significativa (en este caso, de forma marginal) para los factores año y protección (AB; $P < 0,1$). Se produce una tendencia interanual al descenso en la reserva parcial, mientras que en la reserva integral el descenso es menor, y en los dos últimos años el porcentaje de cobertura es mayor al de la reserva parcial (Fig. 3-7). En la temporada 2005 no se ha detectado esta especie tras el periodo estival en ninguno de los dos niveles de protección. Para esta especie también existe, como en el caso anterior, una alta variabilidad espacial dada por el factor localidad (L(B); $P < 0,001$).

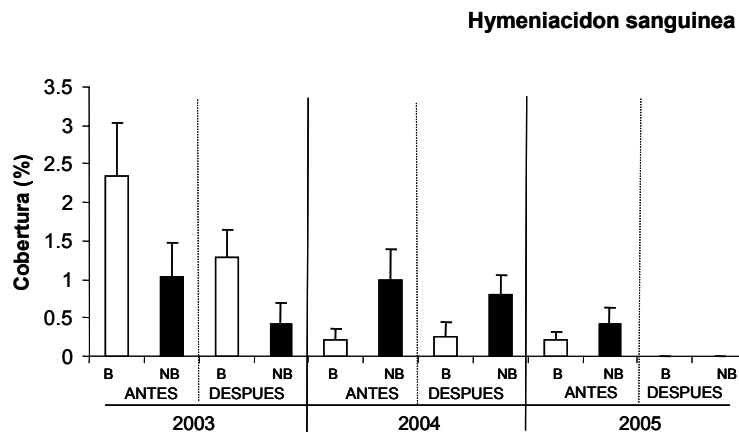


Figura 3-7 Porcentaje de cobertura ocupado por la esponja roja en los tiempos y localidades prospectadas

La esponja azul (*Dysidea fragilis*) muestra una tendencia interanual al aumento en la reserva integral, mientras que únicamente se ha detectado en una ocasión en la reserva parcial (en 2004) y en la localidad que recibe menor flujo de buceadores, el bajo de Fuera (Fig. 3-8). Por ello, presenta un nivel de significación $P < 0,05$ para el factor protección (B)

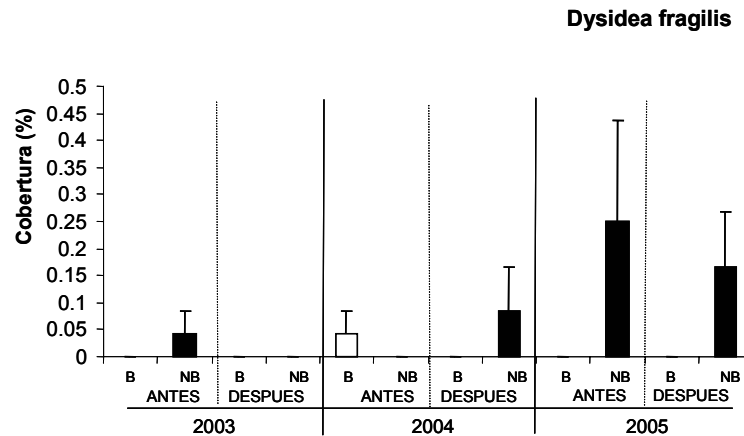


Figura 3-8 Porcentaje de cobertura ocupado por *Dysidea fragilis* en los tiempos y localidades prospectados

La ascidia *Clavelina dellavallei* (Fig. 3-9) presenta un efecto marginalmente significativo para el factor protección (B; $P < 0,1$), efecto que queda enmascarado por la variabilidad espacial que presenta la especie (L(B); $P < 0,01$).

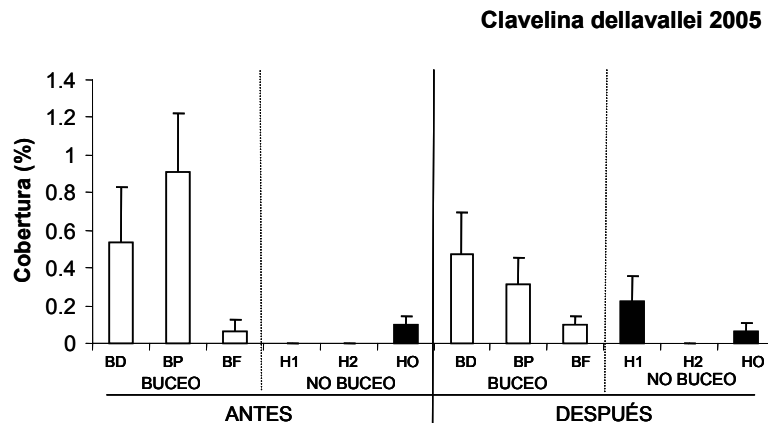


Figura 3-9 Porcentaje de cobertura ocupado por *Clavelina dellavallei* en los tiempos y localidades prospectados

La pauta observada de la ascidia *C. dellavallei* en 2005, al igual que en años anteriores es un mayor porcentaje de cobertura en las zonas frecuentadas por buceadores antes de la temporada alta de verano. Sin embargo, la tendencia temporal (entre antes y después de la temporada de verano) es la disminución en las localidades de la reserva parcial y el aumento en las localidades de la reserva integral (Fig. 3-10); pero, en todo caso, el número de ejemplares censados ha sido siempre mayor en las localidades frecuentadas por buceadores que en la reserva integral.

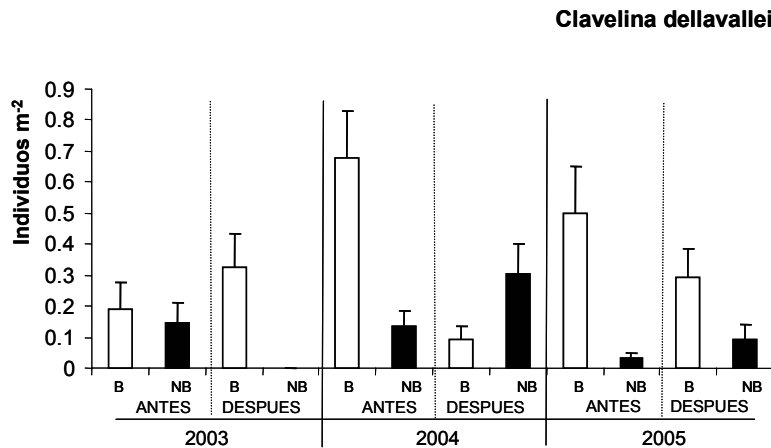


Figura 3-10 Porcentaje de cobertura ocupado por *Clavelina dellavallei* en los tiempos y localidades prospectados

Los cuatro morfotipos estudiados de algas (arbóreas, erectas, cespitosas e incrustantes) han mostrado diferentes patrones de comportamiento, que se asemejan a los descritos para los dos primeros años de seguimiento de la reserva. No obstante, encontramos algunas diferencias respecto a las observaciones iniciales que deberán ser estudiadas en detalle.

Las algas arbóreas muestran un fuerte aumento interanual (Fig. 3-11) marcado por un efecto significativo del factor año (A; $P < 0,001$).

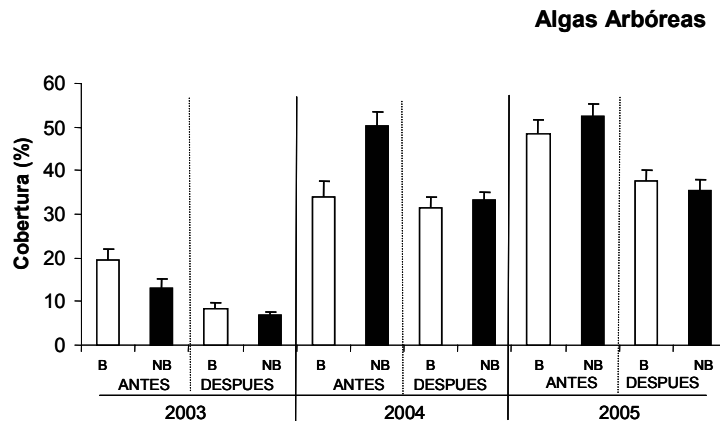


Fig. 3-11 Porcentaje de cobertura ocupado por algas de morfotipo arbóreo en los tres años de seguimiento de la reserva

Además, se observa una repetición del patrón obtenido los dos años anteriores, consistente en una disminución tras la temporada de verano (D; $P < 0,1$) (Fig. 3-12), y a una ausencia de diferencias entre



niveles de buceo. Este efecto se encuentra condicionado, una vez más, por una alta variabilidad espacial (L(B); $P < 0,001$) (Tabla 3-2).

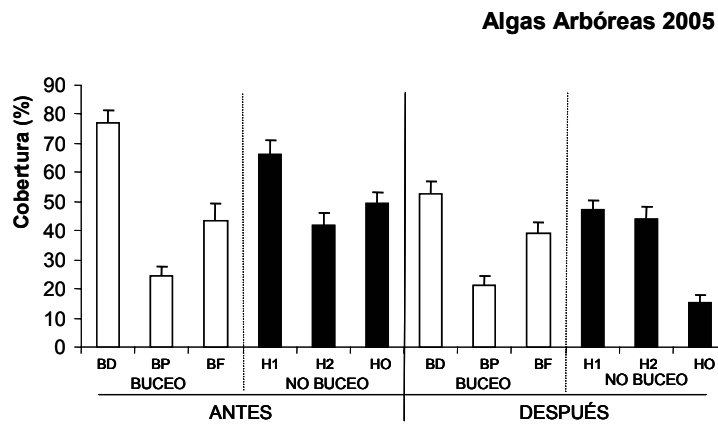


Fig. 3-12 Representación de la disminución de porcentaje de cobertura que se produce después de la temporada alta de verano

El morfotipo de algas erectas, en contraste con el morfotipo arbóreo, muestra una disminución interanual (Fig. 3-13), especialmente en los muestreos realizados antes de la temporada de verano, esta disminución viene expresada por el efecto significativo del factor año (A; $P < 0,01$), al igual que ocurre con el morfotipo arbóreo este efecto se encuentra condicionado por una alta variabilidad espacial (L(B); $P < 0,001$).

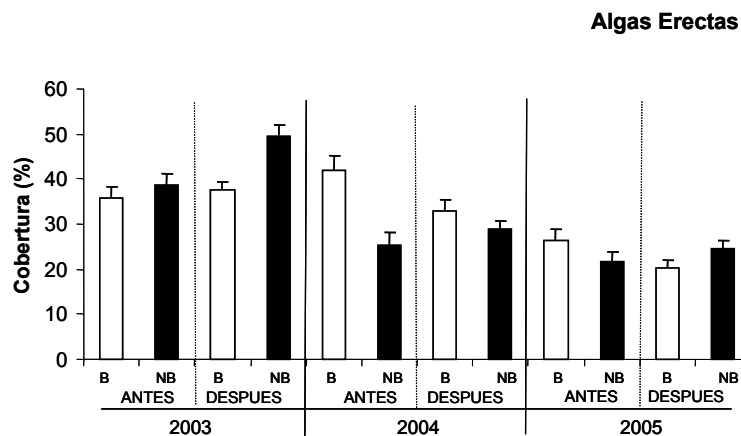


Fig. 3-13 Representación de la variabilidad interanual de algas con morfotipo erecto.

En el presente año, tras la temporada alta se observa un aumento (aunque no significativo) del porcentaje de cobertura ocupado por este morfotipo (Fig. 3-14), ya que ese aumento se produce principalmente en las zonas vetadas a los submarinistas, mientras que en las zonas frecuentadas depende de la localidad; una



vez más queda patente la alta variabilidad espacial que muestran las coberturas algales.

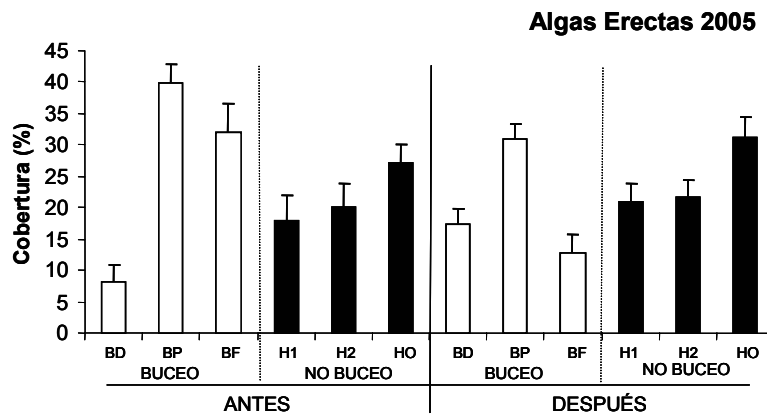


Fig. 3-14 Representación de la variabilidad temporal de algas con morfotipo erecto.

La cobertura de las algas cespitosas muestra el efecto significativo tanto del factor año ($A; P < 0,05$) como del factor temporalidad ($D; P < 0,05$), que viene dada por una disminución en 2004 frente al año 2003 y por un aumento del porcentaje en 2005 (Fig. 3-15).

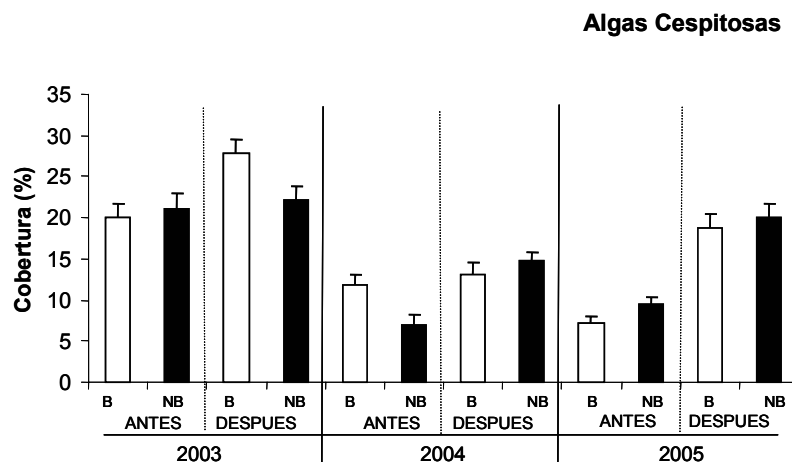


Fig. 3-15 Representación de la variabilidad anual de algas con morfotipo cespitoso

La tendencia temporal en 2005 es a aumentar tanto en la reserva parcial como en la reserva integral entre antes y después de la temporada estival (Fig. 3-16), aunque ese aumento, al igual que en años anteriores, está más marcado en la zona protegida del buceo.

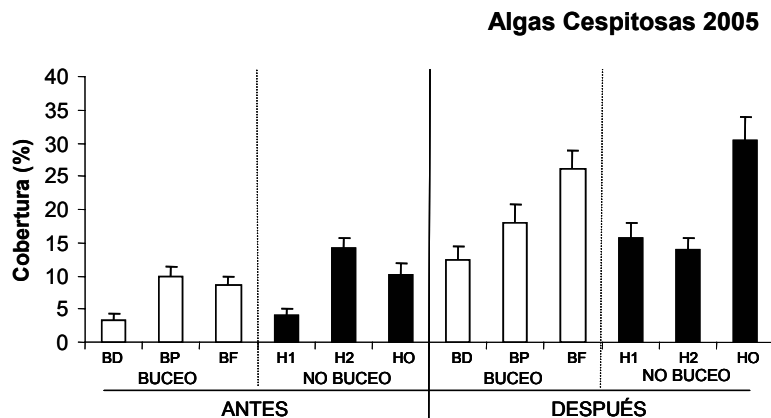


Fig. 3-16 Representación de la variabilidad temporal de algas con morfotipo cespitoso

La cobertura de las algas incrustantes muestra un efecto muy significativo tanto del factor año ($A; P < 0,001$) debido a una disminución del porcentaje en los tres años de seguimiento (Fig. 3-17), como del factor temporalidad, que muestra diferencias marginalmente significativas debido al aumento que se produce tras la temporada estival en este morfotipo algal ($D; P < 0,1$).

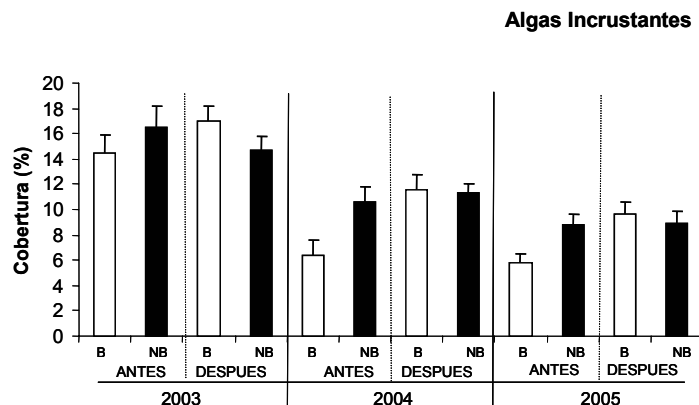


Fig. 3-17 Representación de la variabilidad anual de algas con morfotipo incrustante

Como consecuencia de todo ello, el fondo desnudo ha sufrido un aumento interanual (Fig. 3-18), que viene dado estadísticamente por una interacción significativa entre los factores Año y Temporalidad ($AD; P < 0,05$) (Fig.3-19). Al igual que en los casos anteriores dicha interacción está condicionada por una alta variabilidad espacial (Localidad; $P < 0,001$). La localidad que mayor porcentaje de fondo desnudo ha presentado es el bajo de Piles, con el 15% del fondo desprovisto de vegetación tras la temporada alta de verano.

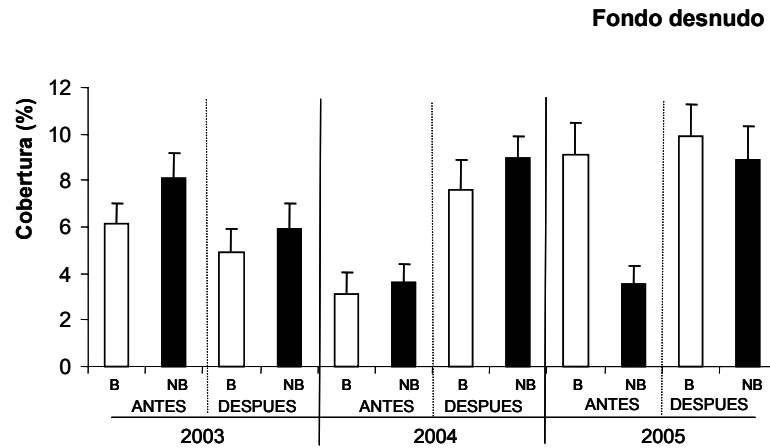


Fig. 3-18 Representación de la variabilidad anual del fondo marino desprovisto de vegetación.

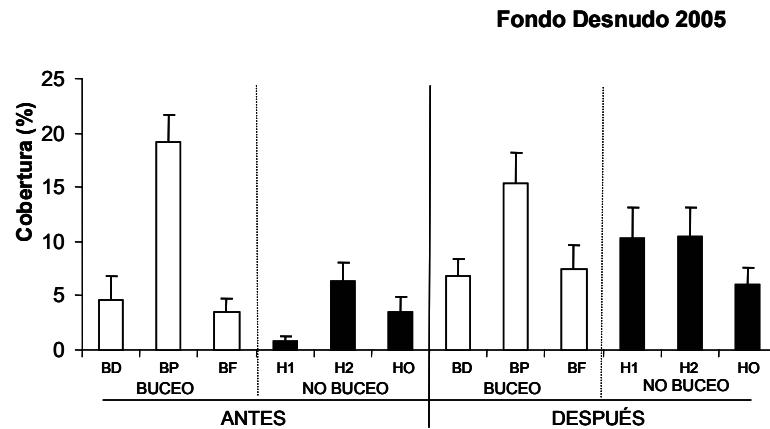


Fig. 3-19 Representación de la variabilidad temporal del fondo desnudo desprovisto de vegetación

En resumen, de forma general se observa, a pequeña escala, la respuesta de ciertas especies a la presión ejercida por los buceadores autónomos, bien por una disminución de la frecuencia de aparición, o bien por la del porcentaje de cobertura ocupada. Así, el briozoo colonial *Myriapora truncata*, de estructura rígida y ramificada, morfología que lo hace más sensible a la acción de los buceadores por contacto, presenta una distribución muy localizada en aquellos puntos de menor frecuentación de buceadores, en la reserva integral y en el bajo de Fuera. Este mismo comportamiento lo encontramos en la esponja *Dysidea fragilis* que durante los tres años de censos únicamente se ha detectado una temporada en el bajo de Fuera, mientras en las localidades de la reserva integral aparece en los censos con mayor frecuencia.

Las coberturas de los diferentes morfotipos de algas presentan patrones de comportamiento variables con la localidad y el tiempo prospectados. A pesar de ello, se observa una tendencia a repetir los patrones tanto entre antes y después de la época estival como en la



replicación interanual, y aunque los porcentajes de cobertura varíen, existe una tendencia general que podrá dar resultados más consistentes y poder utilizar esta información como indicador del estado de salud de las comunidades bentónicas con estudios más a largo plazo.

3.3.1.2. Variación espacio – temporal de las comunidades bentónicas a escala media ($1 \times 1 \text{ m}^2$)

Se han incluido un total de 15 especies en el análisis a media escala (Tabla 3-2), de las cuales cinco han mostrado un efecto significativo de alguno de los factores de estudio a lo largo de los tres años de muestreo. El erizo comestible (*Paracentrotus lividus*) muestra diferencias significativas respecto al factor protección (B; $P < 0,05$) siendo más abundante (análogamente a lo descrito en años anteriores) en las localidades frecuentadas por buceadores (Fig. 3-20); además se detecta un aumento interanual que viene marcado por el efecto marginalmente significativo del factor año (A; $P < 0,1$)

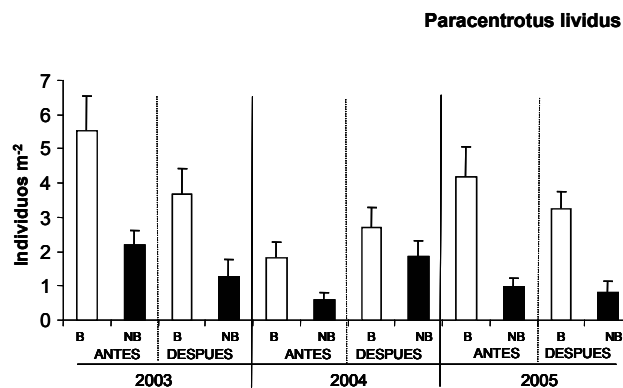


Figura 3-20 Valores medios de densidad de erizos (*Paracentrotus lividus*) en las localidades y tiempos prospectados

El número de individuos censados ha sido mayor que en el año 2004 y se acerca a los valores descritos durante el 2003 (Fig. 3-20 y 3-21); no obstante, el efecto altamente significativo del factor localidad pone de manifiesto, una vez más, una gran heterogeneidad en la distribución espacial del organismo (L(B); $P < 0,001$). El erizo comestible ha respondido en el análisis estadístico de manera significativa al factor protección. A pesar de mostrar una elevada heterogeneidad espacial, ha sido censado en mayor número en la reserva parcial en todas las localidades y tiempos prospectados. Sin embargo, la diferencia de distribución entre las localidades de la reserva parcial de este organismo es patente, siendo más abundante en aquellas localidades más frecuentadas (bajo de Dentro y bajo de

Piles). El presente año ha mostrado un aumento tanto del número de buceadores como del número de inmersiones que se han realizado en el bajo de Piles, de tal manera que ha llegado a superar en los meses estivales (julio, agosto y septiembre) el número de inmersiones frente al bajo de Dentro que en los últimos años ha sido el punto de buceo de la reserva marina más visitado por parte de los buceadores.

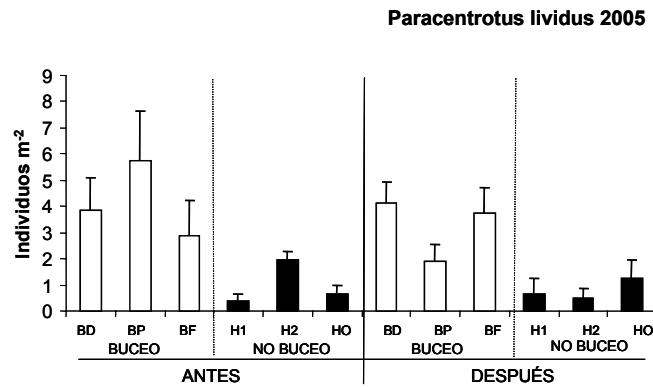


Figura 3-21 Valores medios de densidad de erizos en las localidades y tiempos prospectados en el año 2005

Otro equinodermo que, a pesar de no ser significativa la diferencia, muestra una mayor abundancia en las zonas frecuentadas por buceadores es el erizo negro (*Arbacia lixula*). La distribución en los bajos de la reserva marina es muy heterogénea y depende de la localidad que estemos considerando (Fig. 3-22) (L(B); $P < 0,001$), además el número de ejemplares censados no es muy elevado, llegando incluso a no ser detectado en 2005 en la temporada previa al verano en las zonas frecuentadas por buceadores (Fig. 3-22 y 3-23).

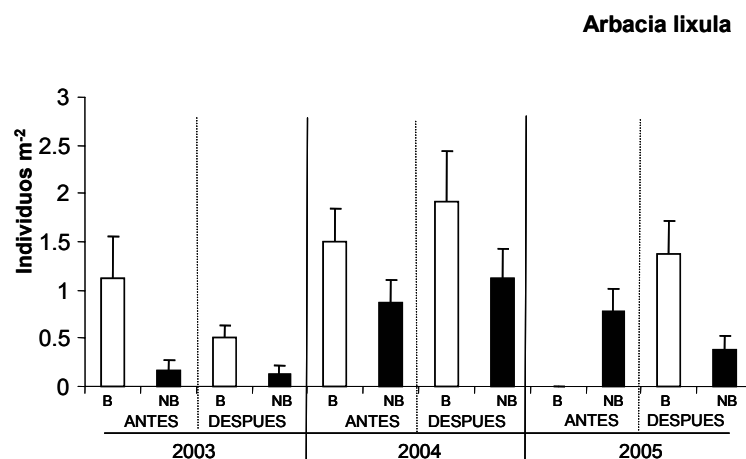


Figura 3-22 Valores medios de densidad de erizos (*Arbacia lixula*) en las localidades y tiempos prospectados

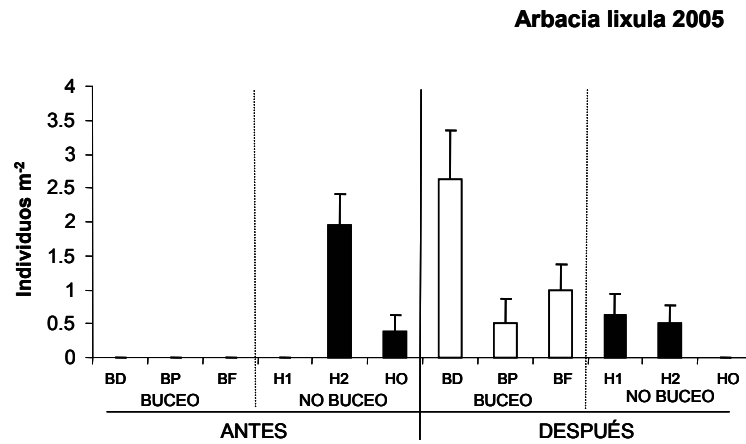


Figura 3-23 Valores medio de densidad de erizos (*Arbacia lixula*) por localidades y tiempos en el año 2005

Las esponjas analizadas a escala media muestran una mayor abundancia en las zonas protegidas frente a las utilizadas para el buceo deportivo. Así, *Ircinia* sp. (Fig. 3-24) muestra un aumento interanual más pronunciado en la reserva integral, que viene expresado en el análisis por un efecto significativo del factor año (A; $P < 0,05$), efecto que una vez más se encuentra enmascarado por una elevada variabilidad espacial (L(B); $P < 0,001$) y dependerá de cuál es la localidad que estemos observando (Fig. 3-25).

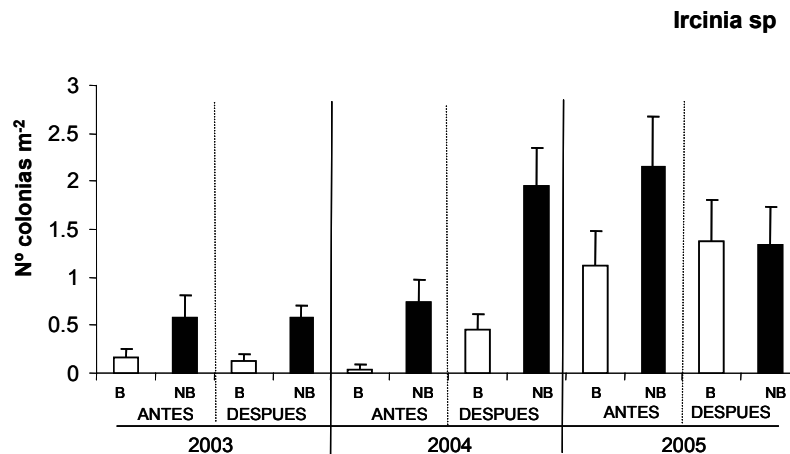


Figura 3-24 Valores medios del número de colonias de *Ircinia* sp. censados en las localidades y tiempos prospectados

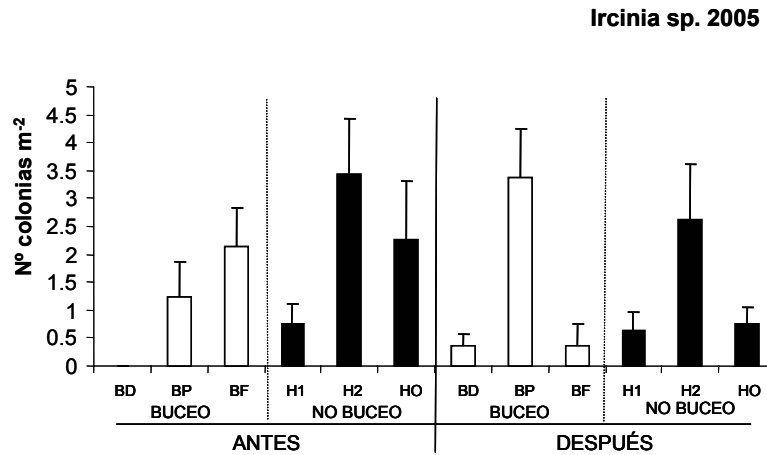


Figura 3-25 Valores medios del número de colonias de *Ircinia* sp. censados en las localidades y tiempos prospectados

Las esponjas *Hymeniacion sanguinea* (esponja roja) y *Dysidea fragilis* (esponja azul) muestran una interacción marginalmente significativa entre los factores año y temporalidad (AD; $P < 0,1$) (Fig. 3-26 y 3-27).

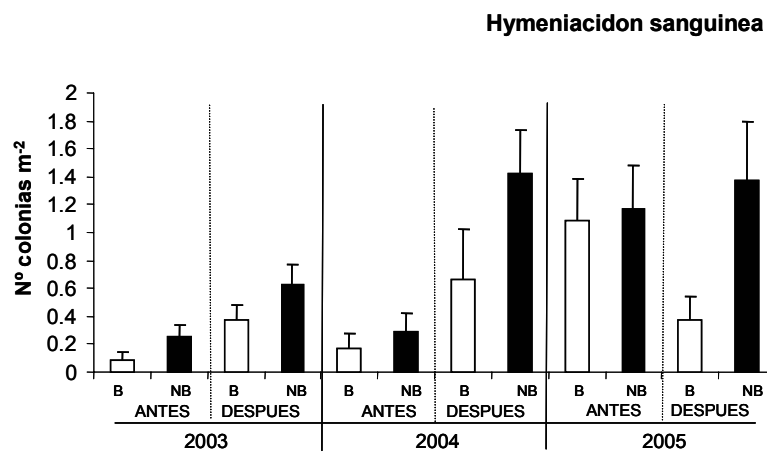


Figura 3-26 Valores medios del número de colonias de *Hymeniacion sanguinea* censados en las localidades y tiempos prospectados

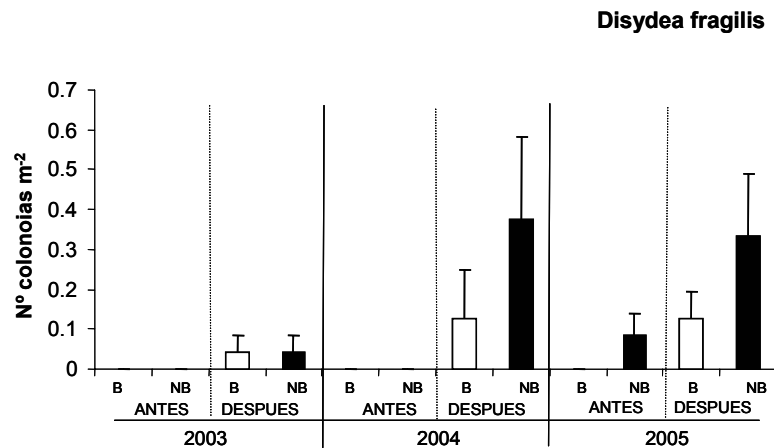


Figura 3-27 Valores medios del número de colonias de *Dysidea fragilis* censados en las localidades y tiempos prospectados

Ambas se encuentran localizadas en mayor número en la reserva integral frente a la reserva parcial, mientras que la esponja azul *Dysidea fragilis* presenta una distribución muy reducida en la zona frecuentada por buceadores (Fig. 3-29), obteniéndose en el análisis estadístico una diferencia temporal significativa entre antes y después (D; $P < 0,05$), ya que prácticamente no ha sido censada esta especie antes de la temporada estival. Por otra parte, la esponja roja *Hymeniacidon sanguinea* es detectada con mayor frecuencia en las localidades de la reserva integral en todos los tiempos prospectados (Fig. 3-26), lo cual es señalado por un nivel de significación de $P < 0,1$ para el factor protección (B). Estas dos especies de esponjas han mostrado un aumento tanto interanual como temporal (tras la temporada de verano) similar en ambas especies, además presentan mayor número de ejemplares censados en las localidades de la reserva integral. Todo ello da lugar a una interacción de los factores año y temporalidad marginalmente significativa (AD; $P < 0,1$). Se observa en las gráficas (Fig. 3-26 y 3-27) que la superficie poblada por ambas especies es mayor en las localidades de la reserva integral, lo cual puede ser interpretado como una colonización continua y de mayor envergadura en aquellas localidades que no sufren la frecuentación de los buceadores.

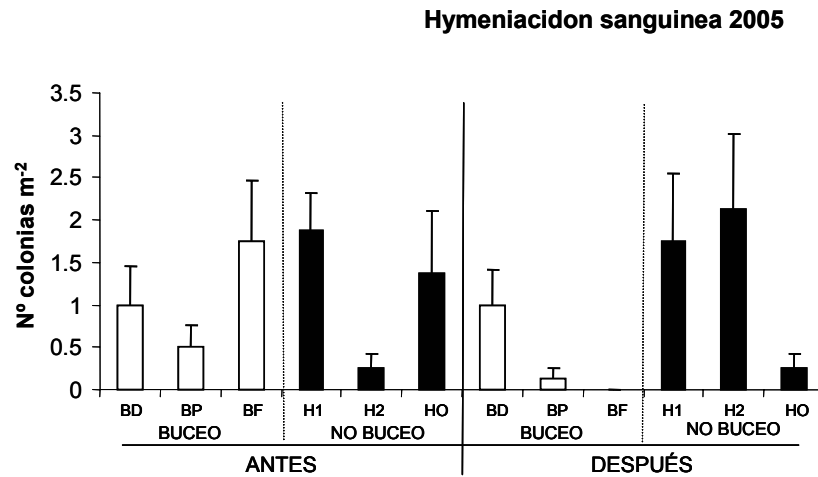


Figura 3-28 Valores medios del número de colonias de *Hymeniacion sanguinea* censados en las localidades y tiempos prospectados

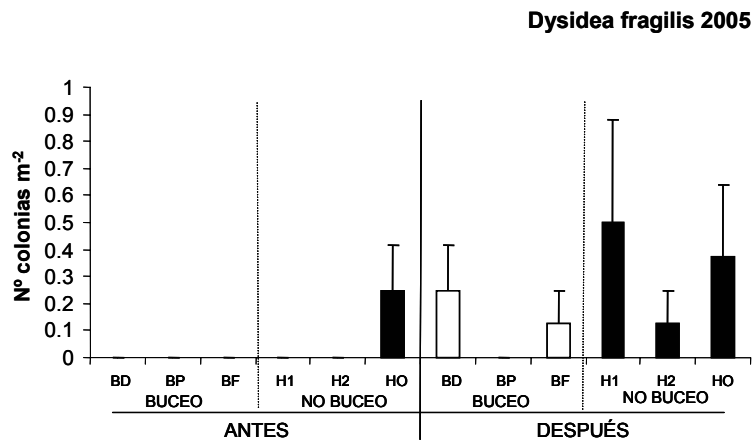


Figura 3-29 Valores medios del número de colonias de *Dysidea fragilis* censados en las localidades y tiempos prospectados

La ascidia *Clavelina dellavallei* ha sido censada a lo largo de los tres años de estudio (Fig. 3-9 y 3-10) a pequeña escala (25x25 cm²), en el presente año se ha realizado la prospección y el análisis de *Clavelina dellavallei* a escala media (1x1 m²), obteniéndose diferencias marginalmente significativas entre antes y después, es decir para el factor temporal (D; $P < 0,1$). A diferencia de los resultados obtenidos a pequeña escala, al llevar a cabo el conteo de individuos a escala media, ha sido mayor el número de individuos censados en la reserva parcial y sufre un aumento en ambos niveles de protección (Fig. 3-30). Este resultado vuelve a estar condicionado



por un alto nivel de significación para el factor espacial (L(B); $P < 0,01$).

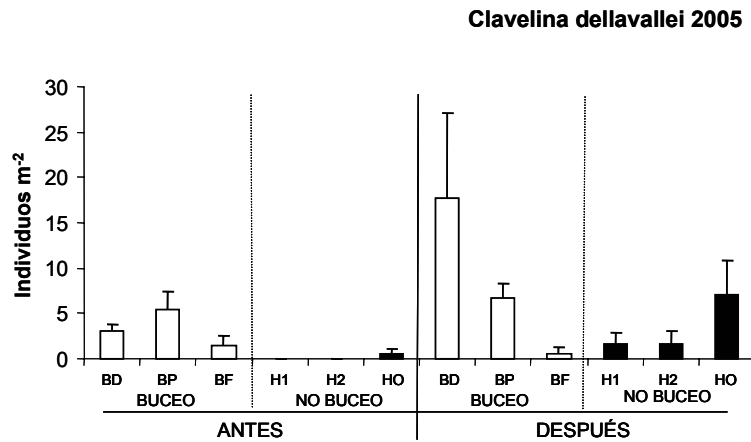


Figura 3-30 Valores medios del número de colonias de *Clavelina dellavallei* censados en las localidades y tiempos prospectados

La interacción significativa de los factores temporalidad y protección para la especie *Pentapora fascialis* (DB; $P < 0,05$) (Tabla 3-2) daría lugar a un claro efecto de impacto debido a la presión por parte de los buceadores, sin embargo el briozoo muestra una distribución muy localizada tanto espacial (por localidades) como en profundidad, siendo más habitual en estratos más profundos, por tanto no podemos interpretar este resultado como un efecto significativo del buceo deportivo.

La ascidia *Pseudodistoma cyrnusense* ha mostrado una distribución muy heterogénea (L(B); $P < 0,01$), a lo largo de los tres años de estudio, las diferencias observadas entre antes y después de la época de estudio y que tienen su reflejo en un nivel de significación bajo ($P < 0,1$) para el factor temporalidad (D), son más bien reflejo de una baja detectabilidad de la especie y una distribución muy heterogénea, sin embargo la distribución de la especie es mayoritaria en los bajos frecuentados por buceadores mostrando un fuerte descenso tras la temporada de verano. Al no ser detectada con la misma frecuencia en la reserva integral no podemos atribuir este efecto a la acción erosiva de los buceadores.



1x1	Pliv	Alix	Sgra	Pent	Pcyn	Pcru	PT	Echi	Irci	Dysi	Pfic	Chon	Hyme	Ocul	Clav
A	(*)	(*)	*			*			*	*	(*)			*	**
D				*	(*)					*		*			
B	*			*									(*)		(*)
AD										(*)			(*)		*
AB															
DB				*											
ADB												*			
L(B)	***	***			**	***	(*)	**	***		**			***	***
AL(B)		***		*		*			**		*	*	*	*	***
DL(B)		*				**			(*)		**		*		
ADL(B)	**	***	*	*		***	*	*	*		**		(*)	**	

Tabla 3-2 Resumen de los resultados obtenidos en los análisis de la varianza aplicados a las variables medidas en los cuadrados (área de estudio 1x1m²). Véase el texto para el significado de las siglas (*** $P < 0,001$; ** $P < 0,01$; * $P < 0,05$; (*) $P < 0,1$; las celdas en blanco indican efectos no significativos de los factores probados estadísticamente). Las variables estudiadas corresponden a las siguientes abreviaturas: Pliv – *Paracentrotus lividus*; Alix – *Arbacia lixula*; Sgra – *Sphaerechinus granularis*; Pent – *Pentapora fascialis*; Pcyr – *Pseudodistoma cyrnusense*; Pcru – *Pseudodistoma crucigaster* (var. negra); PT – *Poliquetos tubícolas*; Echi – *Echinaster sepositus*; Irci – *Ircinia* sp; Dysi – *Dysidea fragilis*; Pfic – *Phorbas fictitus*; Chon – *Chondrosia reniformis*; Hyme – *Hymeniacidon sanguinea*; Ocul – *Oculina patagonica*; Clav – *Clavelina dellavallei*.

3.3.1.3. *Eunicella singularis*

La densidad media de colonias de *Eunicella singularis* en los bajos de la reserva marina oscila alrededor de 10-15 individuos m^{-2} en la cara Norte (DT) del bajo de Dentro, llegando esta cifra hasta los 20-25 individuos m^{-2} en la cara Este (DC) (Fig. 3-31).

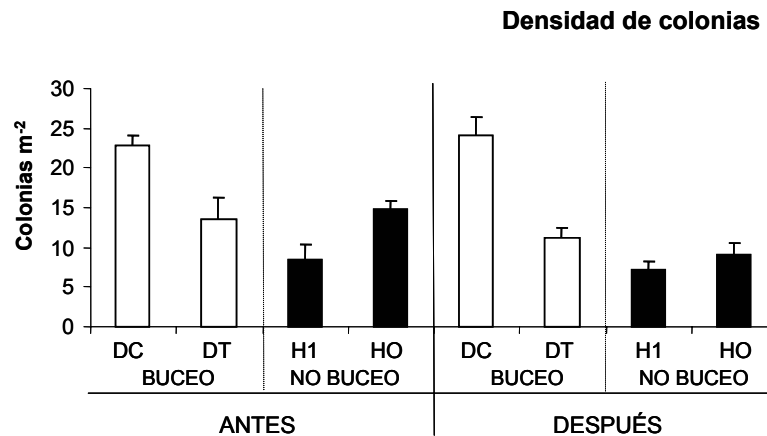


Figura 3-31 Valores medios de densidad de colonias de *Eunicella singularis* en la reserva marina de Cabo de Palos - Islas Hormigas (DC: B. Dentro - Cueva; DT: B. Dentro - transecto; H1: Hormiga; HO: Hormigón)

Al realizar el análisis estadístico de las diferencias en el número de ejemplares tumbados de gorgonia blanca se observa un efecto marginalmente significativo para el factor protección (B; $P < 0,1$), de modo que el número de ejemplares tumbados tras la temporada estival aumentó en las zonas frecuentadas por buceadores (Fig. 3-32).

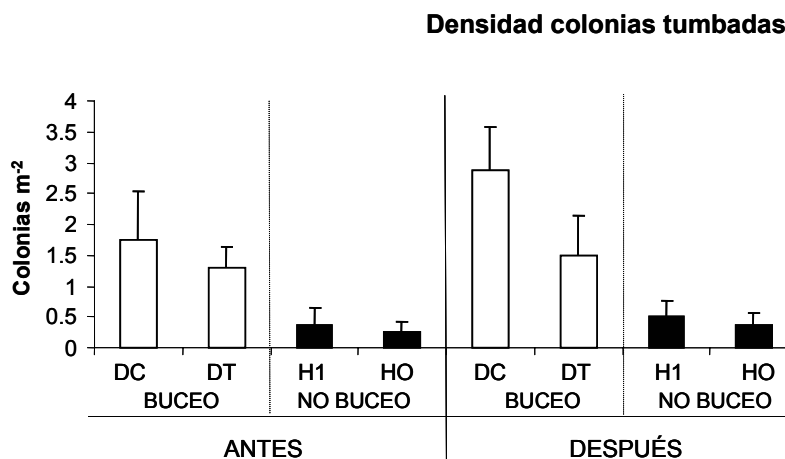


Figura 3-32 Valores medios de densidad de colonias tumbadas de *Eunicella singularis* en la reserva marina de Cabo de Palos - Islas Hormigas (DC: B. Dentro - Cueva; DT: B. Dentro - transecto; H1: Hormiga; HO: Hormigón)



Por otro lado, si el análisis lo realizamos en base a la relación colonias tumbadas respecto al total, el nivel de significación para el factor protección aumenta (B; $P < 0,05$). Dicho incremento se encuentra más pronunciado en la localidad DC (bajo de Dentro – Cueva) (Fig. 3-33), presentando las otras tres localidades valores similares. Este resultado puede deberse a la distribución diferencial respecto a la profundidad entre localidades, ya que las primeras colonias de gorgonia blanca en la localidad DC (bajo de Dentro – Cueva) aparecen en un estrato más somero y por tanto serían más accesibles al buceador autónomo (Fig. 3-34).

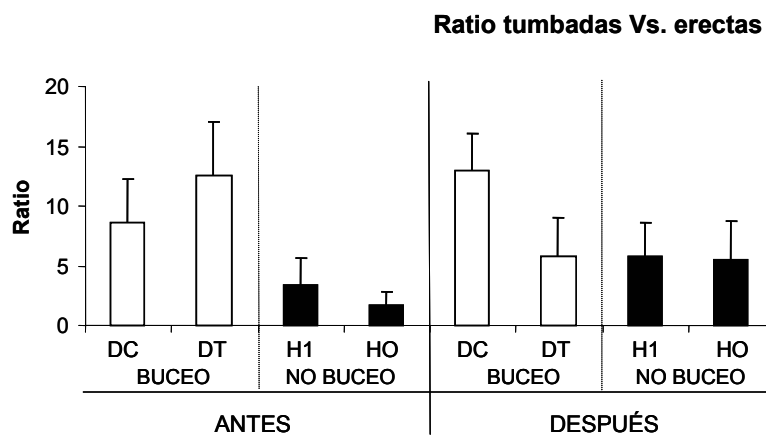


Figura 3-33 Variación espacio-temporal de la relación del número de colonias tumbadas respecto a erectas de *Eunicella singularis* en la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas (DC: B. Dentro – Cueva; DT: B. Dentro – transecto; H1: Hormiga; HO: Hormigón)

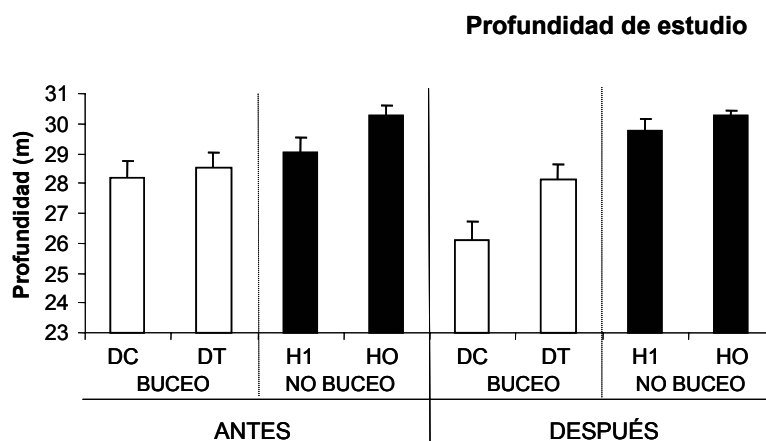


Figura 3-34 Valores medios de la profundidad de estudio en las diferentes localidades prospectadas (DC: B. Dentro – Cueva; DT: B. Dentro – transecto; H1: Hormiga; HO: Hormigón)

Fuente de variación	Densidad	Erectas	Tumbadas	Ratio
D				
B			(*)	*
DB				
L(B)	***	***		
DL(B)				

Tabla 3-3 Resumen de los resultados obtenidos en los análisis de la varianza aplicados a las variables medidas en el estudio de la *Eunicella singularis* (área de estudio 8m²). Véase el texto para el significado de las siglas (***) $P < 0,001$; ** $P < 0,01$; * $P < 0,05$; (*) $P < 0,1$; las celdas en blanco indican efectos no significativos de los factores probados estadísticamente).

Han sido pocas las variables en que se han detectado diferencias significativas en el estudio morfológico del cnidario colonial *Eunicella singularis*: la altura (Fig. 3-35) ha mostrado una gran heterogeneidad espacial marcada por la significación del factor espacialmente anidado 'quadrat' (Q(L(B)); $P < 0,01$), la variación de los datos obtenidos para la altura ha sido grande, tal y como se refleja en el valor máximo y mínimo encontrado para esta variable (46 cm y 5 cm respectivamente). No obstante, la inspección de la figura 3-35 nos muestra que la altura media disminuye ligeramente en la zona de buceo de antes a después de la temporada estival.

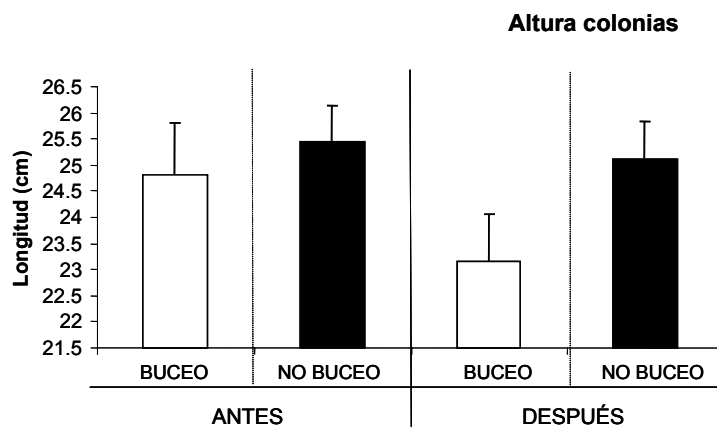


Figura 3-35 Valores medios de la altura de las colonias de *Eunicella singularis* de la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas

Respecto al número de puntas de las colonias, se ha detectado una enorme variabilidad que da lugar a una diferencia marginalmente significativa para el factor localidad (L(B); $P < 0,1$). Se han detectado diferencias que oscilan entre un individuo con únicamente 2 puntas en la localidad de la reserva parcial DC (Bajo de Dentro-Cueva) frente a la colonia detectada en el Hormigón, dentro de la reserva integral, con 115 puntas.

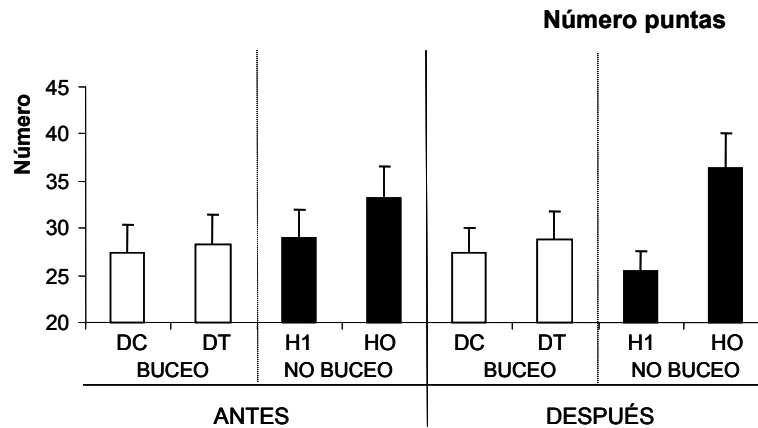


Figura 3-35 Valores medios del número de puntas en las colonias de *Eunicella singularis* de la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas en las localidades y tiempos prospectados

La práctica totalidad de la necrosis descrita en las ramas de las gorgonias estudiadas se ha detectado en las dos localidades frecuentadas por buceadores (Fig. 3-37), lo cual se ve reflejado en el análisis estadístico con un nivel de significación alto ($P < 0,05$) para el factor protección (B), por otro lado encontramos una interacción significativa entre el factor temporalidad y localidad (DL(B); $P < 0,05$) que describe la variabilidad intrínseca de los datos. La localidad DC (bajo de Dentro-Cueva) sufre un aumento de la necrosis tras la temporada alta mientras DT (bajo de Dentro-Transecto) sufre una disminución.

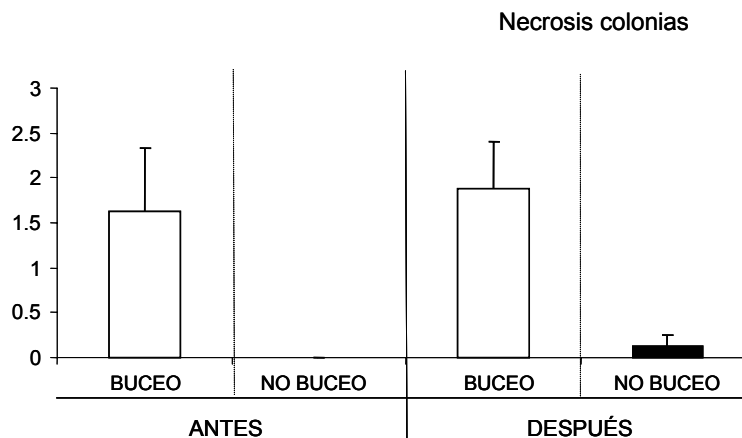


Figura 3-37 Valores medios de la necrosis detecta en las colonias de *Eunicella singularis* de la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas



Otra variable utilizada para caracterizar la población de gorgonia blanca es la anchura de las colonias, presenta una variabilidad espacial y diferencias entre antes y después de la temporada de verano (Tabla 3-4), aunque no muestra diferencias entre ambos niveles de protección (reserva parcial vs. reserva integral).

Colonias	Altura	Anchura	Área	An/Al Ratio	Número puntas	Ar/Nºp ratio	Necrosis
D			*			*	
B							*
DB			(*)				
L(B)		(*)	*		(*)		
DL(B)				(*)			*
Q(L(B))	**	(*)	(*)				
DQL(B)	*	*	**			**	

Tabla 3-4 Resumen de los resultados obtenidos en los análisis de la varianza aplicados a las variables medidas en el estudio de las colonias de *Eunicella singularis*. Véase el texto para el significado de las siglas (***) $P < 0,001$; ** $P < 0,01$; * $P < 0,05$; (*) $P < 0,1$; las celdas en blanco indican efectos no significativos de los factores probados estadísticamente).

En base a los resultados obtenidos durante los tres años de estudio, podemos decir que este organismo es una buena herramienta de gestión como detector del impacto antrópico directo. Las consecuencias de dichos impactos se verán reflejadas en factores, tales como el incremento del número de organismos tumbados, el aumento de las ramas necrotizadas por la acción erosiva de los buceadores (contactos con las aletas, equipo, etc.), y por tanto, definir y utilizar el estado de salud del ecosistema coralígeno para la gestión integral de la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas.

3.3.2. Muestras fotográficas

Los análisis estadísticos de los resultados obtenidos a través de los muestreos fotográficos nos muestran que los patrones de variación espacio – temporal, tanto en los morfotipos algales como en los organismos bentónicos estudiados, muestran una distribución similar a la descrita, según la especie, en el estudio de visu a pequeña o a media escala. Además, una vez más, la variabilidad espacial y temporal que presentan las variables estudiadas, la cual viene indicada por la significación estadística del factor localidad L(B) y la interacción con el factor temporalidad AL(B) (Tabla 3-5), es considerable.

Observamos una disminución del morfotipo arbóreo (Fig. 3-38) tras la temporada de verano, de igual forma que fue descrito en el muestreo de *visu* (Ver Fig. 3-11 y 3-12), siendo dicho descenso más pronunciado en las localidades de la reserva integral (Fig. 3-39), diferencias que dan lugar en el análisis estadístico a la significación de la interacción de los factores temporalidad y protección (AB; $P < 0,05$). La alta variabilidad espacial que presentan las coberturas de los diferentes morfotipos algales (L(B); $P < 0,001$) (Tabla 3-5), no permite obtener conclusiones sólidas respecto a la variabilidad natural y efecto del buceo deportivo sobre estas comunidades.

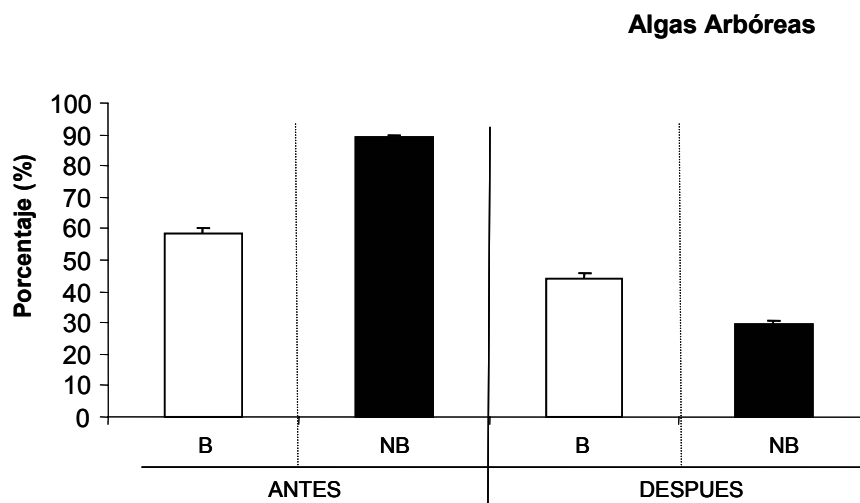


Figura 3-38 Valores medios de cobertura estimada mediante fotografía digital, para las algas de morfotipo arbóreo en las localidades y tiempos prospectados

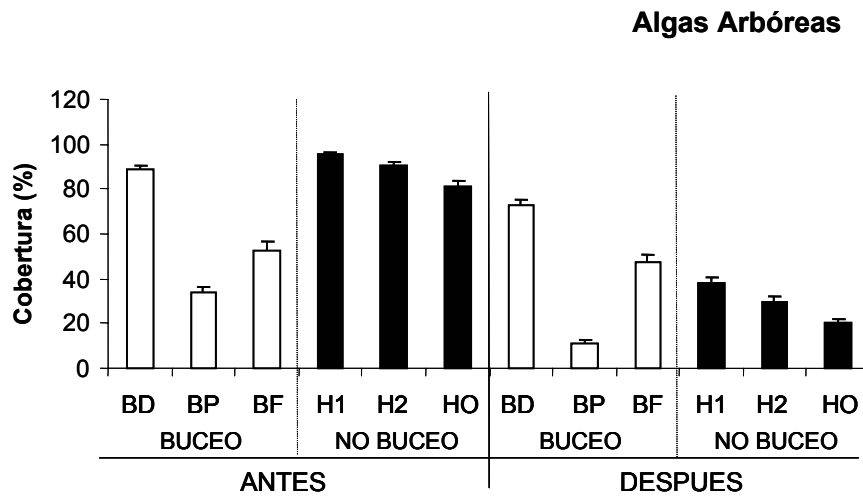


Figura 3-39 Valores medios de cobertura estimada mediante fotografía digital, para las algas de morfotipo arbóreo en las localidades y tiempos prospectados

Igualmente, las algas censadas con morfotipo erecto muestran una interacción significativa para los factores temporalidad y protección (AB; $P < 0,01$), siendo en este caso la tendencia a aumentar en mayor proporción en la reserva integral (Fig. 3-40). Igualmente, el patrón descrito mediante fotografía es similar al muestreo de visu a pequeña escala (Fig. 3-14 y 3-41), corroborando la fiabilidad de los datos a pesar de encontrar una alta significación para el factor espacial (L(B); $P < 0,001$).

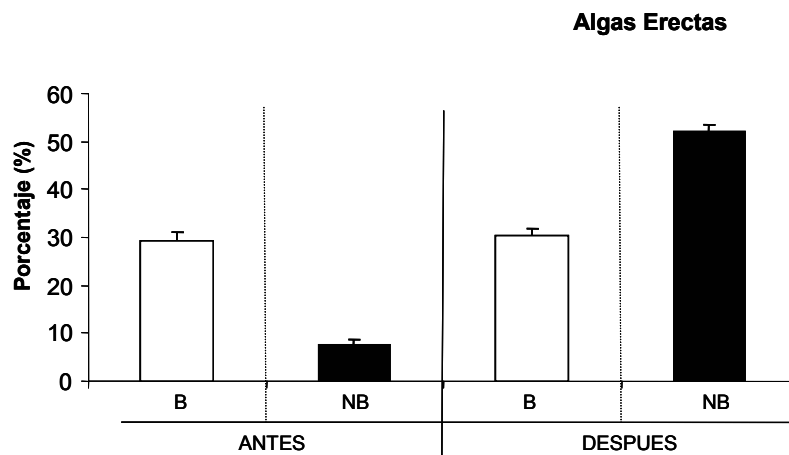


Figura 3-40 Valores medios de cobertura estimada mediante fotografía digital, para las algas de morfotipo erecto en las localidades y tiempos prospectados

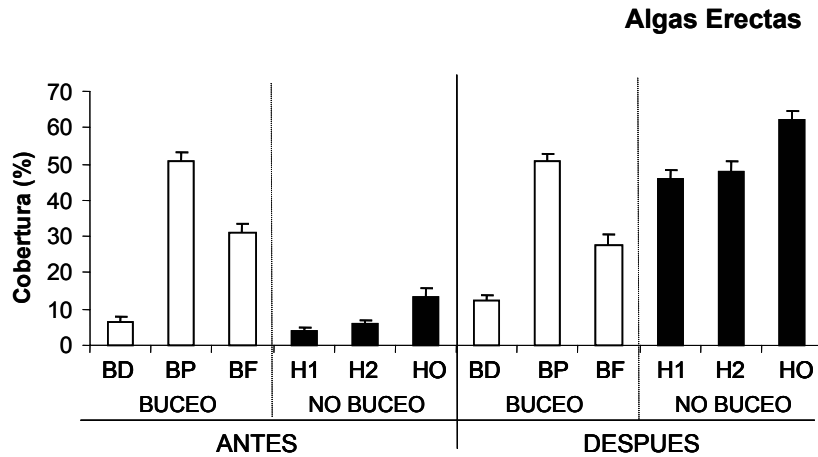


Figura 3-41 Valores medios de cobertura estimada mediante fotografía digital, para las algas de morfotipo erecto en las localidades y tiempos prospectados

La misma situación encontramos para el porcentaje de cobertura ocupado por las algas descritas para el morfotipo cespitosas, sin embargo en esta ocasión la cobertura detectada es menor mediante la técnica de fotografía digital debido a la mayor dificultad de identificar este morfotipo en las imágenes digitales (Fig. 3-16 y 3-42). La significación del factor temporalidad ($A; P < 0,05$) viene dado por un aumento del porcentaje de cobertura por algas cespitosas tanto en la reserva integral como en la parcial.

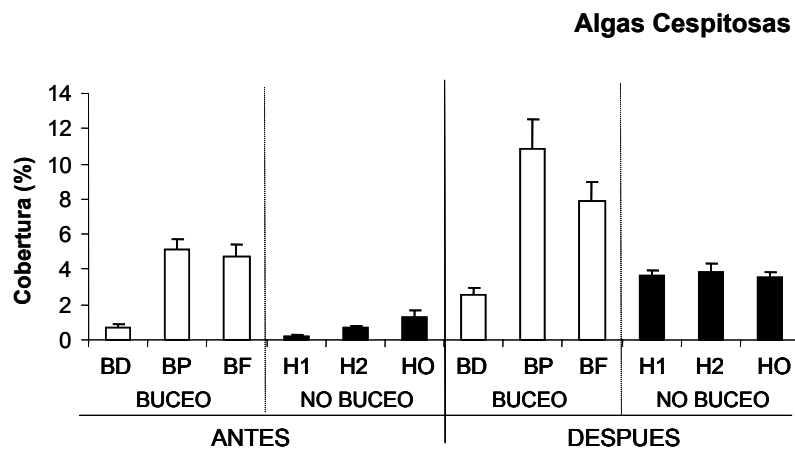


Figura 3-42 Valores medios de cobertura estimada mediante fotografía digital, para las algas de morfotipo cespitoso en las localidades y tiempos prospectados

El fondo desprovisto de vegetación es otra de las variables que presenta resultados similares tanto con la toma de datos de visu como de fotografía, presenta en ambos casos un nivel de significación alto para el factor temporalidad (Tabla 3-1 y 3-5), debido al aumento del porcentaje de fondo desnudo, especialmente en la reserva integral (Fig. 3-18; 3-19 y 3-43).

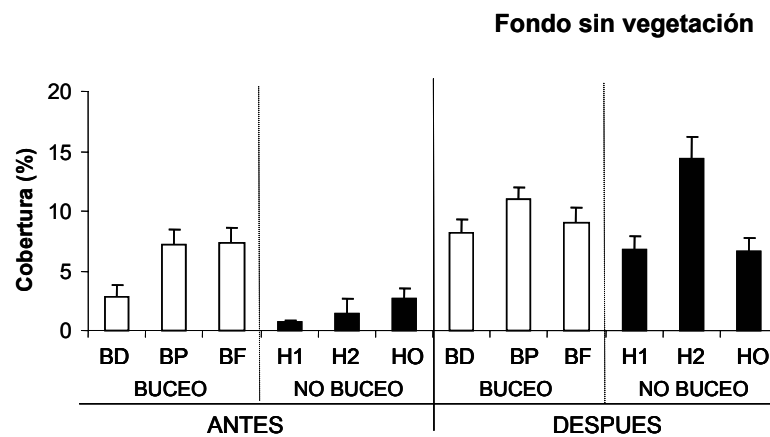


Figura 3-43 Valores medios de cobertura estimada mediante fotografía digital, para el fondo desprovisto de vegetación en las localidades y tiempos prospectados

En lo que respecta a la ocupación de fondo por organismos bentónicos, únicamente dos especies han mostrado diferencias significativas para el factor protección, el equinodermo *Paracentrotus lividus* (erizo comestible) y la ascidia *Pseudodistoma cynusense* (Tabla 3-5). El erizo comestible presenta una distribución similar a la detectada en el muestreo de visu a escala media 1x1m² (Fig. 3-21), así los valores encontrados en la reserva parcial son muy superiores a la reserva integral (Fig. 3-44), efecto que viene dado por un alto nivel de significación para el factor protección (B; $P < 0,01$).

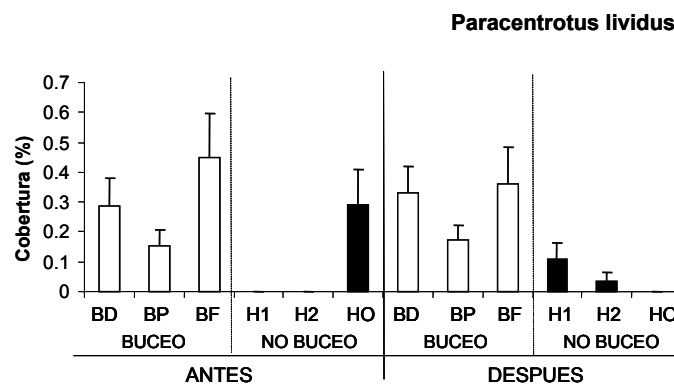


Figura 3-44 Valores medios de cobertura estimada mediante fotografía digital, para la especie de erizo comestible (*Paracentrotus lividus*)

La ascidia *Pseudodistoma cyrnusense* presenta un efecto marginalmente significativo del factor protección (B; $P < 0,1$), efecto sujeto a una alta variabilidad espacial (L(B); $P < 0,001$). Este organismo ha sido detectado únicamente en las localidades sometidas a una elevada presión de buceo (Fig. 3-45), lo cual corrobora también para esta especie los datos obtenidos a lo largo de tres años mediante censos visuales a pequeña y más especialmente a escala media ($1 \times 1 \text{m}^2$).

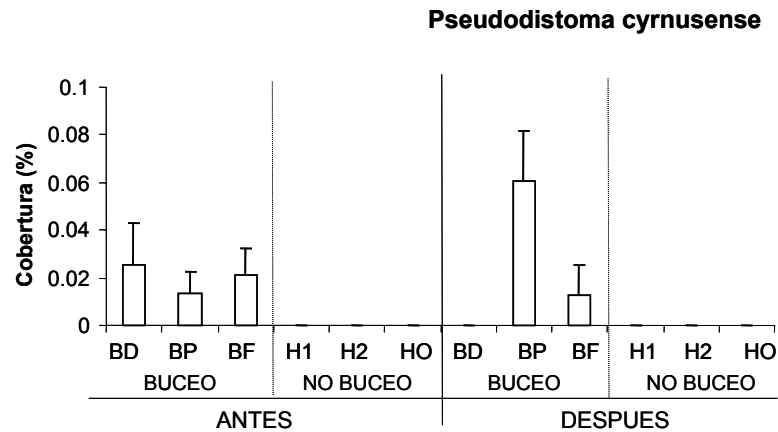


Figura 3-45 Valores medios de cobertura estimada mediante fotografía digital, para la ascidia *Pseudodistoma cyrnusense* en las localidades y tiempos prospectados

Otro equinodermo estudiado, el erizo negro (*Arbacia lixula*) presenta por un aumento del número de individuos censados tras la temporada de verano en la zona frecuentada por buceadores además de una alta variabilidad espacial (L(B); $P < 0,001$), y una diferencia marginalmente significativa para el factor temporalidad (A; $P < 0,1$) dada principalmente por la menor abundancia en las localidades protegidas de la presión del buceo en la temporada 'después' (Fig. 3-46).

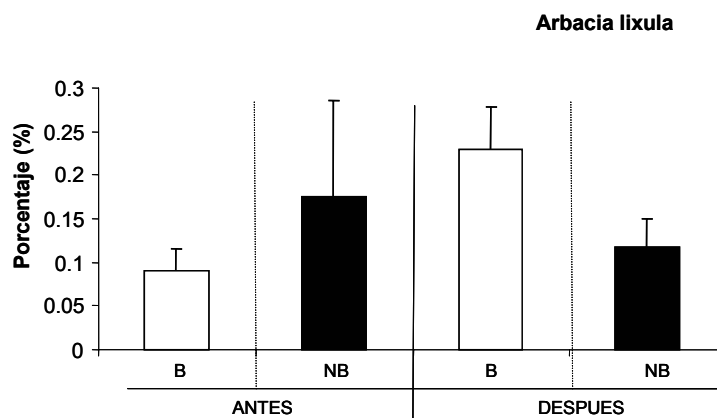


Figura 3-46 Valores medios de cobertura estimada mediante fotografía digital, para el erizo negro (*Arbacia lixula*).

La ascidia *Clavelina dellavallei*, a pesar de no mostrar diferencias significativas para los factores de estudio (salvo para el factor espacial, L(B); $P < 0,001$), muestra un patrón de distribución similar al descrito para las muestras tomadas a pequeña escala (Fig. 3-9 y 3-10), es decir, mayor número de individuos censados en las localidades que sufren una mayor presión de visitantes (Fig. 3-47).

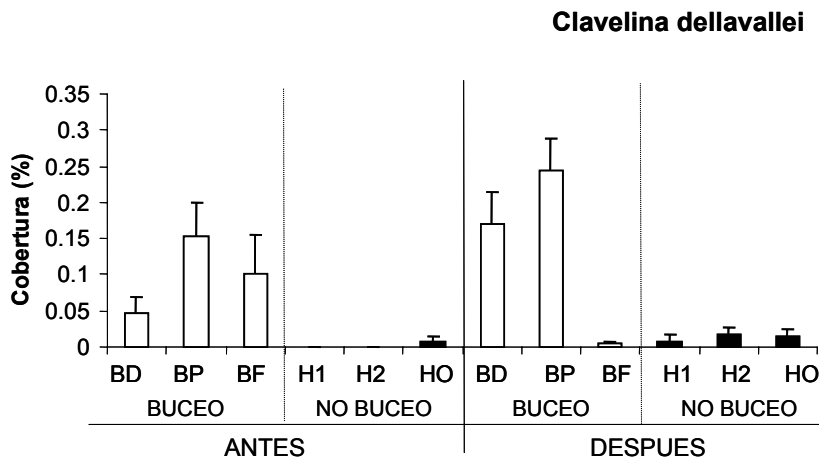


Figura 3-49 Valores medios de cobertura estimada mediante fotografía digital, para la ascidia (*Clavelina dellavallei*).

De forma general, podemos decir que los resultados obtenidos a través de la aplicación de diferentes técnicas de censo y metodologías de campo, han dado lugar a resultados similares, cuya comparación aporta datos acerca de la variabilidad natural y de los posibles efectos que pueda tener el hombre interaccionando con los ecosistemas de los fondos rocosos marinos. A pesar de obtener comportamientos similares para varias especies utilizándose las dos metodologías de muestreo (visu y fotografía digital), los porcentajes obtenidos en la técnica digital son generalmente menores para los organismos bentónicos, e incluso muchas de las especies descritas mediante visu apenas han sido censadas por fotografía digital. Esta diferencia entre técnicas es debida, principalmente a la dificultad de detectar estos organismos, ya que se encuentran cubiertos por los morfotipos algales de mayor porte (arbóreo y erecto) y son más fácilmente observables tras la temporada estival por pérdida en parte de esta cobertura. Por ello, se hace necesaria una identificación *in situ* mediante censo visual para una mejor caracterización de los poblamientos.



Fuente de variación	Arb	Ere	Ces	Inc	Tot	Sinveg	Alix	Pliv	Ocul	Phfic	Irci	P cru	Spir	Ophid	Clav	Pcyr	Hyme	Mtru
A	**	**	*	**	*	**	(*)			(*)								(*)
B								**									(*)	
AB	*	**											*					
L(B)	***	***	***	***	***	***	***		***	***	***	***	*	**	***	***	**	***
AL(B)	***	***	***	***	**	***		*	*	***	**	**		**	***	***	***	**

Tabla 3-5 Resumen de los resultados obtenidos en los análisis de la varianza aplicados a las variables medidas en las fotografías digitales. Véase el texto para el significado de las siglas (*** $P < 0,001$; ** $P < 0,01$; * $P < 0,05$; (*) $P < 0,1$; las celdas en blanco indican efectos no significativos de los factores probados estadísticamente). Las variables estudiadas corresponden a las siguientes abreviaturas: Arb – Algas de morfotipo arbóreo; Ere – Algas de morfotipo erecto; Ces – Algas de morfotipo cespitoso; Inc – Algas de morfotipo incrustante; Tot y Sinveg – porcentajes de cobertura total y desnuda respectivamente; Alix – *Arbacia lixula*; Pliv – *Paracentrotus lividus*; Ocul – *Oculina patagonica*; Phfic – *Phorbas fictitus*; Irci – *Ircinia* sp; P cru – *Pseudodistoma crucigaster* (var. negra); Spir – *Spirastrella cunctatrix*; Ophid – *Ophidiaster ophidianus*; Clav – *Clavelina dellavallei*; Pcyr – *Pseudodistoma cyrnusense*; Hyme – *Hymeniacidon sanguinea*; Mtru – *Myriapora truncata*.

3.3.3. Estudios experimentales

3.3.3.1. Desprendimiento de algas

Al analizar en conjunto (sin diferenciar morfotipos algales) el total de materia vegetal desprendida en cada uno de los tratamientos de intensidad (B) y pendiente (P) se ha obtenido únicamente un efecto significativo del factor "intensidad de buceo", no siendo significativo el factor pendiente para la pérdida de materia vegetal por efecto del paso de los buceadores (Tabla 3-6).

Así, el efecto significativo de la intensidad de buceo en el análisis del peso seco libre de cenizas muestra un aumento del total de materia vegetal desprendida conforme aumenta la presión por contacto de las aletas con el fondo (Fig. 3-50 y 3-51). Dicho aumento no es proporcional al número de pasadas, así las diferencias observadas en el total de materia vegetal recogida son mayores entre los tratamientos de 5 y 10 pasadas que entre los tratamientos de 10 y 25 pasadas.

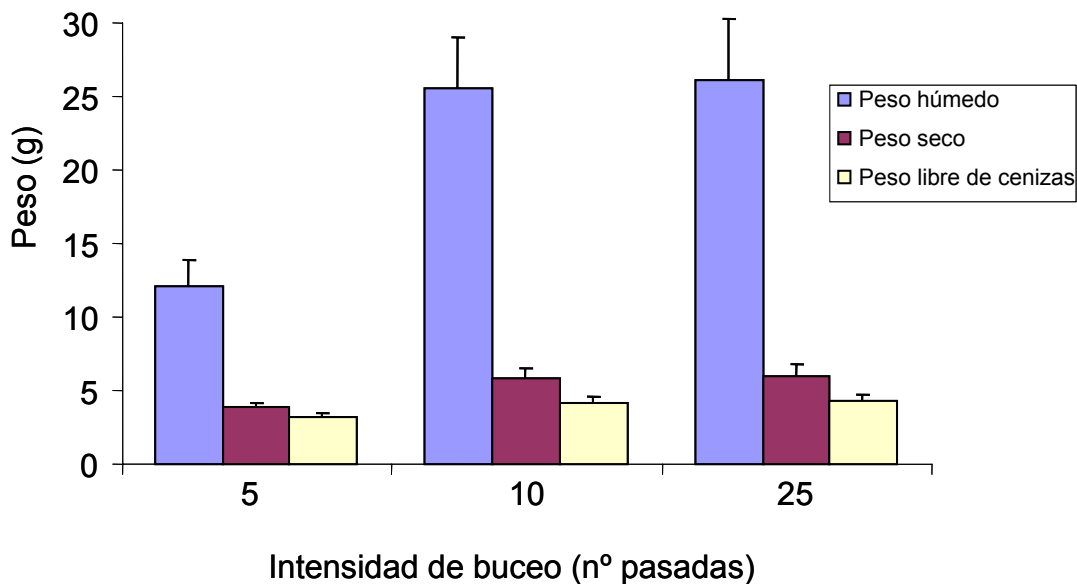


Figura 3-50 Peso medio húmedo, seco y libre de cenizas de las algas desprendidas para cada intensidad de buceo (nº de pasadas sobre los quadrats)

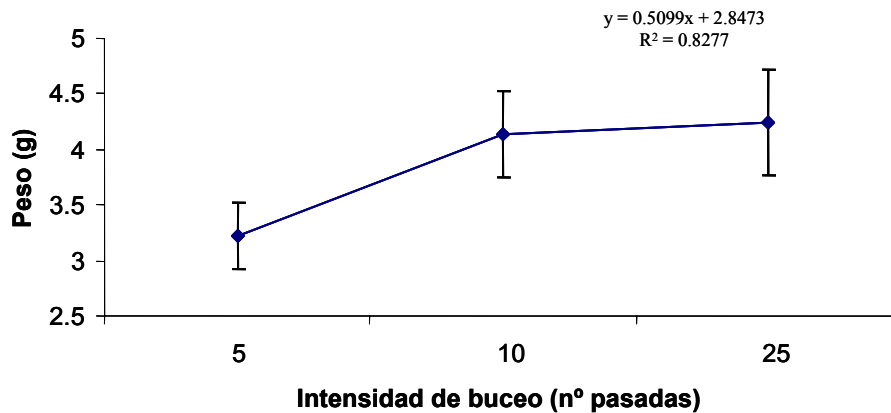


Figura 3-51 Peso medio libre de cenizas de las algas desprendidas para cada intensidad de buceo (nº de pasadas sobre los quadrats)

Fuente de variación	Peso húmedo	Peso seco	Peso libre cenizas
P			
B	*	*	*
PB			(*)
T(PB)	**	(*)	

Tabla 3-6 Resumen de los resultados obtenidos en los análisis de la varianza aplicados a las variables peso húmedo, peso seco y peso libre de cenizas obtenidos del material recogido en el experimento de desprendimiento de algas. Véase el texto para el significado de las siglas (*** $P < 0,001$; ** $P < 0,01$; * $P < 0,05$; (*) $P < 0,1$; las celdas en blanco indican efectos no significativos de los factores probados estadísticamente).

3.3.3.2. Resuspensión de sedimentos

La tasa media de sedimentación ha mostrado una diferencia significativa para el factor "intensidad de buceo", medida como número de pasadas sobre el fondo marino (T; $P < 0,01$) (Tabla 3-7), las diferencias espaciales encontradas entre tratamientos se han obtenido entre *quadrats* (Q(L(T)); $P < 0,001$), mientras que no se han detectado diferencias espaciales entre localidades.

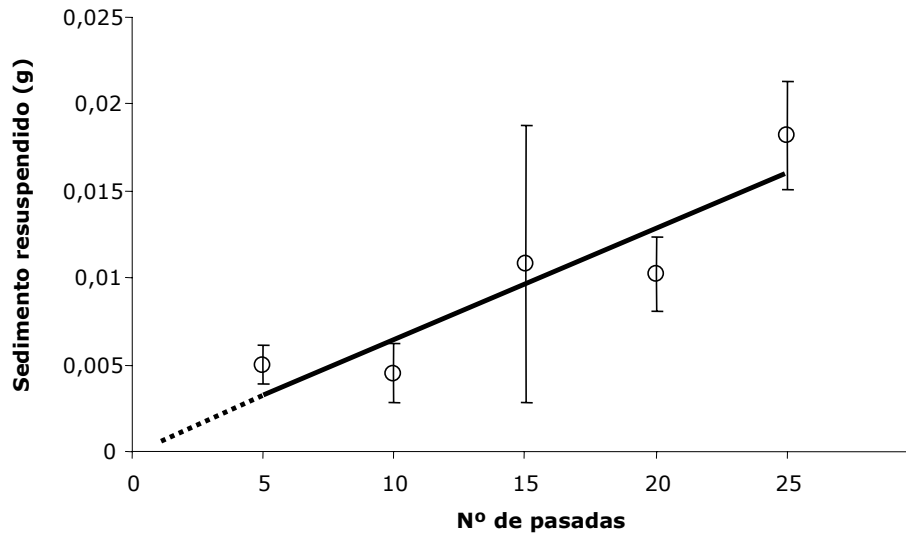


Figura 3-52 Peso medio del sedimento resuspendido (corregido con el control) para cada intensidad de buceo (nº de pasadas sobre los captadores). Se indica la recta de regresión (línea continua) ($R^2=0,84$, $P<0,05$) y su extrapolación para una pasada (línea punteada). Las barras de error indican el error típico de la media.

La tasa de sedimentación natural (medida por el nivel 0 de tratamiento) ha rendido un valor medio de 0,015 g por 22,062 cm² de superficie de recogida en 24 horas. Una vez restado este valor de control a las cantidades recogidas en los captadores, se comprueba un aumento sostenido de la captación de sedimento resuspendido como consecuencia del incremento en la intensidad de paso de buceadores (Fig. 3-51). Asumiendo que el rango de dispersión de un evento ocasional de resuspensión de sedimentos debido al paso de un submarinista afecta a 1 m² de superficie, y extrapolando la recta de regresión a lo que se recogería en la pasada de un único buceador (línea punteada en la Fig. 3-51), podemos estimar en una media de 0,34 g la cantidad de sedimento movilizado por metro cuadrado. Partiendo del dato de que un buceador provoca, por término medio en 10 min de inmersión, 9,2 resuspensiones de sedimento (informe 2003), en 45 min se obtendrán de media 41,4 resuspensiones. Con estos datos se puede realizar una primera estima cuantitativa de la cantidad de sedimento movilizado por el submarinismo en la reserva marina. Así, se estima en 14,1 g la cantidad de sedimento resuspendido, por término medio, por un buceador en una inmersión tipo. Extrapolando al total de 15.000 inmersiones anuales en la reserva marina, obtenemos que el submarinismo moviliza algo más de 211 kg de sedimento.



Sedimento	PESO SEDIMENTOS
T	**
L(T)	
Q(L(T))	***

Tabla 3-7 Resumen de los resultados obtenidos en el análisis de la varianza aplicado a la variable peso de los sedimentos. Véase el texto para el significado de las siglas (** $P < 0,001$; ** $P < 0,01$; * $P < 0,05$; (*) $P < 0,1$; las celdas en blanco indican efectos no significativos de los factores probados estadísticamente).

No obstante, y teniendo en cuenta la variabilidad de los datos obtenidos en el experimento (mediante el cálculo del intervalo de confianza al 95%), el valor "verdadero" de la media se encuentra en algún lugar entre un mínimo de 0 y un máximo de 3.434 kg de sedimento resuspendido.



3.4 Discusión

La valoración del impacto del submarinismo en las áreas de gran afluencia de turistas es una de las preocupaciones crecientes de los gestores de las reservas marinas en los últimos años, de ahí que en la actualidad se continúen buscando técnicas, parámetros y diseños de muestreo que permitan testar las múltiples variables que intervienen en la dinámica de las poblaciones marinas, y así poder realizar una gestión adecuada que permita favorecer tanto el turismo y el crecimiento socio-económico de la zona como la conservación de ecosistemas marinos y la sostenibilidad de los recursos tradicionales, tales como la pesca tradicional.

El diseño de una técnica de monitorización específica (obtención de datos a una escala adecuada) para cada especie resulta esencial para detectar en aquellas especies más sensibles la acción erosiva de los buceadores, un aumento del daño o una posible disminución crítica del organismo. Por otra parte, la alta variabilidad espacial y temporal descrita para los ecosistemas marinos dificulta enormemente éste propósito. Los experimentos de estima de impacto individual proporcionan variables importantes sobre la magnitud de las interacciones buceador - ecosistema, aportando más información al cálculo de la estima de daño real medio debido al buceo autónomo. Una importante restricción para detectar impactos humanos en hábitats marinos es la dificultad de separar efectos antrópicos de la variabilidad espacial y temporal propia de dichos hábitats (Stewart-Oaten *et al.*, 1986; Schmitt y Osenberg, 1996).

En los bajos de la reserva marina de Cabo de Palos - Islas Hormigas se encuentran representadas el total de comunidades infralitorales mediterráneas descritas (Ballesteros, 1991, 1992; Calvín, 1999). La mayoría de hábitats en fondos rocosos de mares templados presentan picos estacionales en el conjunto de las poblaciones de algas, siendo máximo a final de primavera mientras comienza a disminuir durante el verano y es mínimo en invierno (Murray y Litter, 1984; Josselyn y West, 1985; Sala y Boudouresque, 1997). Los cuatro morfotipos algales establecidos (algas arbóreas, erectas, cespitosas e incrustantes) han mostrado diferencias significativas tanto espaciales como temporales entre las localidades y tiempos estudiados, lo cual no permite establecer diferencias claras entre localidades con diferente nivel de uso.

Las algas arbóreas (grupo multiespecífico cuyo principal componente en el área de estudio es el alga parda *Dictyopteris membranacea*) han presentado en todas las prospecciones una situación inicial donde el porcentaje de ocupación en el bajo de Dentro ha sido muy superior al descrito en cualquier otra localidad, la tendencia interanual ha sido aumentar, llegando en el bajo de Dentro



casi al 80% de la cobertura total en 2005. Sin embargo, la tendencia temporal depende de la localidad considerada, y es el bajo de Dentro el que presenta una tendencia más clara a la disminución temporal en los tres años, mientras que en el resto de localidades o bien permanece constante, o se produce una disminución menos acusada, no presentándose en ningún caso un aumento del porcentaje de cobertura por este morfotipo achacable a la actividad (es decir, comparando las situaciones buceo vs. no buceo). Sala y Boudouresque (1997) describieron un cambio similar en el N-O del Mediterráneo (Islas Medas) donde el predominio del alga *Asparagopsis armata* no permitía la proliferación de otras especies algales hasta que la población de ésta disminuía. Las algas pardas constituyen en el Mediterráneo la vegetación principal en los fondos rocosos, los cuales acogen gran número de especies vegetales y animales, ya que pueden formar densos cinturones algales (Calvín, 1999) llegando a cubrir el 100% de la superficie.

La variación de este morfotipo y, en general, del conjunto del poblamiento de algas en el mar Mediterráneo se debe a la interacción de múltiples factores; por una parte, el efecto provocado por los invertebrados herbívoros *Paracentrotus lividus* y *Arbacia lixula*, principales ramoneadores descritos en los sustratos rocosos del Mediterráneo (Ruitton *et al.*, 2000), es el responsable del desarrollo y mantenimiento de las comunidades de algas coralináceas (algas incrustantes) (Sala, 1997). En fondos rocosos someros el sustrato suele estar cubierto por una abundante y diversificada cobertura algal (Ruitton *et al.*, 2000), la cual tiende, según Verlaque (1987), a verse eliminada debido a la presencia de una concentración elevada de erizos (16-20 individuos), la cual acaba con las algas carnosas erectas, siendo reemplazadas por comunidades de rodofíceas calcáreas incrustantes y erizos. En nuestro estudio la magnitud de la población no es tan elevada, ya que los niveles medios durante el estudio han sido 5-8 indiv. m⁻², sin embargo se han detectado picos máximos de población en el bajo de Piles con un total de 21 indiv. m⁻², siendo además esta localidad la que presenta los porcentajes de cobertura por algas arbóreas más bajo de la reserva marina; por el contrario, este bajo presenta elevados porcentajes de ocupación de algas calcáreas articuladas (*Jania* sp., *Corallina* sp.), de menor palatabilidad para los erizos, y causa de una mayor complejidad estructural para refugio de pequeños invertebrados marinos (Pinnegar *et al.* 2000; Badalamenti *et al.* 1999; Chemello *et al.* 1999). En el presente estudio hemos obtenido resultados similares para la composición estructural de algas a través de la fotografía digital.

Los estudios realizados en años anteriores, utilizando una unidad de muestreo de 200 m², mostraron que el cnidario colonial *Eunicella singularis* responde significativamente a la presión ejercida



por los buceadores en la localidad del bajo de Dentro, siendo la variable "relación de colonias tumbadas respecto al número de colonias erectas" la que mostró una interacción significativa de los factores tiempo y protección (DB; $P < 0,01$) (véase el informe correspondiente a 2004). Las gorgonias tienen un papel ecológico importante, aportando complejidad estructural a la epifauna compuesta de pequeñas especies, además de incrementar la diversidad de las comunidades bentónicas (Wendt *et al.*, 1985; Mitchell *et al.*, 1992; Coma *et al.*, 1998). Las gorgonias son organismos modulares coloniales y consecuentemente poseen la capacidad de sobrevivir frente a la degradación de parte de sus tejidos (Jackson, 1985; Sebens, 1987). Nuestros resultados sugieren niveles altos de presión sobre las dos poblaciones estudiadas en el bajo de Dentro. Encontramos que la mayoría de individuos en los cuales se ha observado algún grado de necrosis en las ramas fueron registrados en la localidad situada en la cara Norte del bajo de Dentro, llegando a censarse colonias con el 50% de las ramas neurotizadas. La mejor accesibilidad de esta localidad y la menor profundidad a la que se encuentra la población de gorgonias, permite una gran frecuentación de esta comunidad. Los golpes con las aletas sobre estos organismos son los principales responsables de la necrotización de las ramas. Los brazos de las colonias de gorgonias han sido propuestos por diversos autores como el mejor parámetro biométrico para estudiar la tasa de crecimiento de estos organismos (Skoufas *et al.*, 2000). El crecimiento de organismos modulares como las gorgonias se considera "indeterminado" (Jackson *et al.*, 1995), ya que poseen la capacidad de crecimiento asexual, con la producción de nuevos módulos, además de incrementar la reproducción de manera proporcional a la masa de la colonia (Coma *et al.*, 1998). Una presión elevada sobre estas poblaciones (sobrefrecuentación, toques con aletas o cuerpo, etc) va a repercutir sobre la estructura modular de estos organismos, afectando en última instancia tanto a la capacidad de crecimiento como a la capacidad reproductiva, pudiendo provocar un declive de la población. Estudios morfométricos similares se han llevado a cabo en el Mediterráneo para otras especies, así en el trabajo realizado por Sala *et al.* (1996) en la reserva marina de las Islas Medas se detectó, para el briozo *Pentapora fascialis*, que parámetros como la densidad, diámetro y altura de las colonias fueron significativamente menores en las zonas frecuentadas por buceadores.

Establecer a través de experimentos manipulativos una estima de los efectos de las interacciones buceador – bentos en un rango de intensidad conocido se hace especialmente interesante ya que proporciona información básica para conocer el efecto *in situ* de las perturbaciones antrópicas. Sin embargo la consecuencia de esta presión en el conjunto de organismos bentónicos y de las



comunidades infralitorales de algas es más difícil de detectar y cuantificar en tanto no conozcamos la magnitud de la variabilidad intrínseca de los ecosistemas naturales. La temporalidad del buceo autónomo en el Mediterráneo (Sala *et al.*, 1996; Mundet y Ribera, 2001) implica un pico máximo de turistas durante el verano y principios de otoño, con altos índices de interacción con el medio (ver capítulo sobre comportamiento de buceadores del informe 2003). De los resultados obtenidos en los experimentos manipulativos realizados, se puede concluir que la pérdida de cobertura vegetal aumenta significativamente al inicio de la perturbación, es decir con pequeños aumentos de la intensidad de uso, y rápidamente se estabiliza la biomasa vegetal desprendida. Varios autores en mares tropicales han realizado experimentos manipulativos de pisoteo sobre corales, concluyendo que las perturbaciones debidas a la frecuentación de buceadores ocurren en los primeros niveles de intensidad, es decir, las fases iniciales de las interacciones buzo – bentos son las más dañinas para las comunidades bentónicas, las especies más vulnerables son dañadas rápidamente, mientras efectos de carácter más acumulativo se producen con menor rapidez (Hawkins y Roberts, 1992; Liddle, 1989; Woodland y Hooper, 1977). En mares templados el conjunto de estructuras despegadas del fondo de las algas de mayor porte son consideradas, en aguas someras, importantes formadoras de complejidad estructural de hábitats (Benedetti-Cecchi y Cinelli, 1992; Bulleri *et al.*, 2002). En los resultados de los análisis observamos que se obtiene un efecto significativo del factor intensidad pero no significativo del factor pendiente del arrecife; Hawkins y Roberts (1992) detectaron impactos significativos sobre las comunidades de coral situadas en pendientes de los arrecifes en el mar Rojo; Roupheal y Inglis (1997) no encontraron diferencias entre los impactos realizados por buceadores en arrecifes con diferentes topografías, mientras que el factor más influyente sobre la frecuencia de la perturbación fue la estructura arbórea de la comunidad coralina. En el informe de 2004 se observó que el tipo de algas más afectadas a bajas intensidades fueron las arbóreas, y que conforme aumentaba la presión, el efecto sobre el morfotipo arbóreo se estabilizaba mientras que aumentaba el porcentaje desprendido de los demás morfotipos, de menor porte. Por tanto, el efecto del paso de los buceadores y, en última instancia, la capacidad de resiliencia de las comunidades bentónicas, depende en gran medida de la estructura morfológica de las especies que las componen. Estos resultados son consistentes con los obtenidos por otros autores en diferentes mares y ecosistemas, donde la arquitectura de los organismos es uno de los principales, por no decir el más importante, de entre los factores estudiados, que explican las diferentes respuestas frente a las perturbaciones mecánicas (Tagle,



1990; Davis *et al.*, 1995; Liddle and Kay, 1987; Kay y Liddle, 1989; Hawkins y Roberts, 1993).

Uno de los esquemas más aceptados en los patrones observados dentro de las comunidades infralitorales rocosas es la distribución mayoritaria de algas en la parte superior de la roca y dominancia de invertebrados sésiles en las partes más profundas (Osman 1977). Según Irving y Connell (2002) las diferencias de composición entre las parte superiores e inferiores de los fondos rocosos se correlacionan con múltiples factores que actúan como elementos perturbadores incluyendo luz, sedimentación, ramoneo, depredación y flujos de agua. Estudios recientes han destacado la importancia de factores físicos, en particular de los efectos negativos de la sedimentación sobre las algas (Airoldi y Cinelli, 1997; Irvin y Connell, 2002).

Nuestros resultados sugieren, en base a los datos obtenidos y la bibliografía existente, que la presencia de buceadores autónomos se debe considerar como un factor de magnitud considerable para afectar a la composición y distribución de organismos frágiles (susceptibles a la rotura física). Por tanto, existe una necesidad creciente de llevar a cabo gestiones activas del nivel de uso de la reserva por parte de los gestores y los grupos implicados. Una mejor educación ambiental por parte de los operadores (Medio *et al.*, 1997), así como más y mejores infraestructuras por parte de la administración, pueden mejorar la calidad del turismo marino, a la vez que se conservan y promueven actividades respetuosas con los valores ambientales y usos razonables del medio natural.



4 Estima preliminar de la capacidad de carga de la Reserva Marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas para las actividades subacuáticas

4.1 Introducción

El número de buceadores que han visitado la reserva marina ha sufrido un aumento el presente año respecto años anteriores, registrándose un total de 15.066 inmersiones, de las que prácticamente la mitad (7.425) se realizaron entre julio y septiembre en los dos bajos más frecuentados de la reserva marina (bajo de Piles y bajo de Dentro). La distribución de buceadores ha variado de la tendencia descrita en los últimos años, la cual presentaba mayor uso del bajo de Dentro respecto al resto de localidades, ya que en el año 2005 la localidad más frecuentada ha sido el bajo de Piles, con un número máximo de 1.522 inmersiones en el mes de agosto frente a las 1.364 realizadas en el bajo de Dentro (Fig. 4-1). Si observamos los registros diarios de inmersión observamos que todos los fines de semana comprendidos entre junio y octubre sobrepasan el centenar de personas, a veces de manera notable, en alguno o en los dos bajos nombrados anteriormente. El pico máximo diario de inmersiones se produjo en agosto con un total de 283 inmersiones, repartidas de la siguiente manera: 154 inmersiones en el bajo de Piles y 129 inmersiones en el bajo de Dentro.

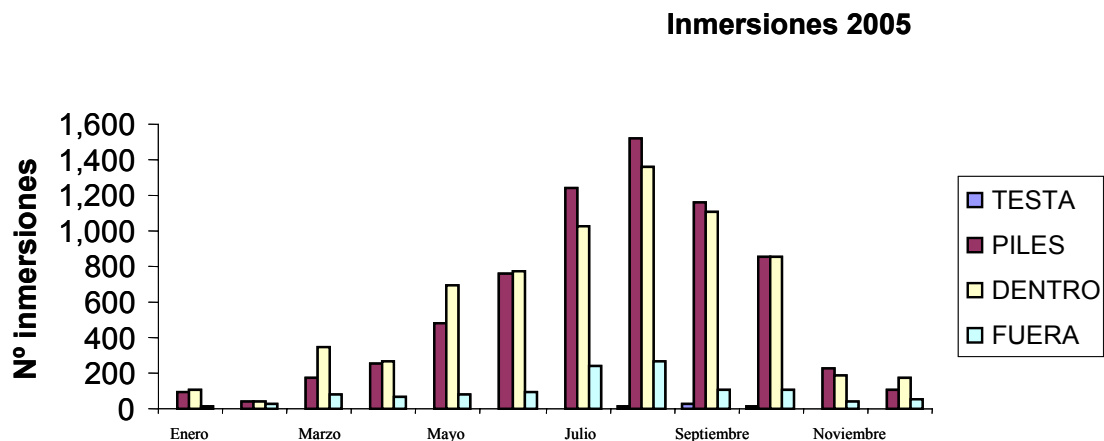


Figura 4-1 Número de inmersiones realizadas en los bajos de la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas, por mes y localidad, durante 2005



En el presente estudio se ofrece una primera aproximación de la *Capacidad de Carga Turística*, un tipo de *Capacidad de Carga Ambiental* (Ceballos-Lascaurin, 1996) aplicando los modelos descritos por Cifuentes (1999). Se trata de un acercamiento al manejo del impacto de visitantes en los Espacios Naturales Protegidos, y representa un número límite de visitantes por encima del cual el ecosistema no puede mantener su productividad, adaptabilidad, y capacidad de regeneración (Borrie *et al.*, 1998).

4.2 Metodología

Hemos utilizado para el cálculo de la capacidad de carga los 5 puntos de buceo (bajos) presentes en la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas. Se ha recopilado información relativa a la intensidad de uso, estado, forma y composición de las coberturas de fondo, y del efecto de los submarinistas deportivos sobre esas localidades. Asimismo, para este cálculo se han valorado de forma somera las infraestructuras, equipos y personal en 5 de los clubes que operan en el entorno de la reserva marina (los que tienen su sede en la propia localidad de Cabo de Palos), a fin de estimar la capacidad operativa y de manejo.

El cálculo de la *Capacidad de Carga Turística* se ha realizado en base a la metodología propuesta por Cifuentes (1999), adaptando los factores de corrección y la capacidad operativa a las condiciones submarinas. El proceso del cálculo de la *Capacidad de Carga Turística* consta de tres niveles:

- Capacidad de Carga Física (CCF)
- Capacidad de Carga Real (CCR)
- Capacidad de Carga Efectiva (CCE)

Entre ellos se puede establecer la siguiente relación:

$$CCF \geq CCR \geq CCE$$

Este método de obtención de la capacidad de carga se basa en unos supuestos iniciales que deben tenerse en cuenta para la gestión y la flexibilidad de acceso a la reserva marina. Las condiciones impuestas para este cálculo son las siguientes:

- El flujo de visitantes: se estima mediante la superficie que abarca cada buceador por inmersión y por localidad



- El espacio que necesita un buceador para moverse libremente es de 30 m² de superficie, considerando una distancia de 2 m en cada dirección alrededor del submarinista, más aproximadamente 1 m de anchura por 2 m de altura del buceador, contando las aletas (lo cual da un rectángulo de 6 m de alto por 5 de ancho).
- El tiempo necesario para realizar una inmersión sin considerar modelos de descompresión son 45 min de inmersión más 45 min de preparación de equipos, viaje, etc.

4.2.1. Capacidad de Carga Física (CCF)

Consiste en una estimación bruta del número máximo de buceadores que físicamente podrían estar a la vez en cada una de las localidades consideradas. Dicho cálculo se realiza por la siguiente fórmula:

$$CCF = \left(\frac{S}{SP} \right) * Nv$$

siendo:

S: Superficie total (m²) potencialmente ocupable por buceadores autónomos en cada localidad

SP: Superficie usada por un buceador, se considerará que cada buceador necesita para moverse libremente 30 m² (5 metros de anchura por 6 metros de longitud)

Nv: Número de veces que se repite la visita al día (en nuestro caso, 3 inmersiones diarias)

La superficie S se ha estimado estimando el número máximo de itinerarios-tipo diferentes que se pueden realizar en cada punto de buceo. Para ello se ha partido de la asunción de que en el bajo más pequeño (bajo de Dentro) únicamente se pueden realizar 2 itinerarios diferentes; para estimar el número de itinerarios posibles en los demás bajos de la reserva se ha puesto en relación la superficie relativa de cada bajo respecto a la del bajo de Dentro, y multiplicando dicha proporción por los dos itinerarios de ese bajo.

La superficie total de los bajos (medida hasta la isobata más profunda de la base de cada bajo), así como la estima de la superficie media recorrida por un buceador durante una visita se ha calculado mediante el uso de SIG (ArcGIS v. 9). La estima de la superficie individual se realiza en base a rutas lineales, teniendo en cuenta que cada buceador utiliza un promedio de 30 m²; la superficie utilizada



por cada buceador se calculará mediante la distancia en metros lineales de la ruta multiplicada por los 5 metros de anchura utilizados por un buceador durante la inmersión.

En todos los casos, se ha considerado una longitud de itinerario-tipo de 400 m (= 2.000 m²).

4.2.2. Capacidad de Carga Real (CCR)

Para estimar la *CCR*, se recurre al cálculo de diferentes factores de corrección aplicados a la *CCF*, los cuales son específicos de las características propias e individuales de las localidades sometidas a estudio. En nuestro caso se han tenido en cuenta los siguientes factores de corrección:

- Factor Social (FCsoc)
- Factor Dificultad (FCdif)
- Factor Fragilidad (FCfra)
- Factor Daño por toques (FCdañ)
- Factor desprendimiento de cobertura algal (FCalg)
- Factor Accesibilidad (FCacc)
- Factor Corrientes (FCcor)

Estos factores de corrección serán calculados en función de la siguiente fórmula:

$$FCx = 1 - \frac{Mlx}{Mtx}$$

donde:

FCx: Factor de corrección para la variable "x"

Mlx: Magnitud limitante de la variable "x"

Mtx: Magnitud total de la variable "x"

4.2.2.1. Factor "Social"

Es uno de los factores más restrictivos para el cálculo de la capacidad de carga. Considera aspectos en torno a la calidad de la inmersión, y plantea la necesidad de controlar las entradas a los puntos de buceo, debido a limitaciones de tamaño, número y distancia entre grupos, la mejora del control, y la supervisión para la seguridad y satisfacción de los usuarios. En el estudio de preferencias de los usuarios de la reserva (véase informe 2003) se concluyó que lo que más valoraban los entrevistados de una inmersión era, con un 20% de preferencia para las tres cualidades, la presencia de un poblamiento diverso de



peces, la riqueza faunística, así como la belleza del paisaje submarino. Estas circunstancias únicamente se encuentran en todo su potencial bajo la condición de que el itinerario realizado no esté ocupado simultáneamente por más de un grupo de submarinistas; de este modo se impide la perturbación debida al paso de un grupo anterior sobre la fauna móvil (peces e invertebrados vágiles), y además se evita la artificialización del paisaje debida a la presencia más o menos cercana, incluida el espacio visual, de otro grupo de buceadores distinto al del propio submarinista. Además, se impone la necesidad de limitar el número máximo de buceadores que puedan formar parte de un mismo grupo, por razones de confort y seguridad, estableciéndose dicho máximo, en esta primera propuesta, en 8 submarinistas.

4.2.2.2. Factor "Dificultad"

Uno de los factores que más afecta a la capacidad de concentración o reacción de un buceador durante la inmersión es la profundidad; ya en el estudio de comportamiento (ver informe 2003) se observó un aumento tanto de las acciones como de los efectos originados por interacciones con el fondo marino a mayores profundidades. Por ello se propone aplicar un factor de dificultad de la inmersión en función de la profundidad. Dicho factor toma diferente valor para cada localidad, ya que, por ejemplo, la profundidad máxima en el bajo de Piles es de 25 m mientras que en el bajo de Fuera se alcanzan los 45 m para observar tanto los pecios presentes en el bajo como especies singulares como *Paramuricea clavata* (gorgonia roja). Se ha aplicado un factor de ponderación de 1,25 para el intervalo de dificultad alta 20-30 m, y un valor 1,5 para profundidades mayores de 30 m. Por tanto, el FCdif quedará para las diferentes localidades de la siguiente manera:

$$FCdif = 1 - \frac{(mpma * 1,5) + (mpa * 1,25)}{mt}$$

siendo:

mpma: metros de itinerario que transcurren por una profundidad mayor de 30 m

mpa: metros de itinerario que transcurren por una profundidad entre 20 y 30 m.

4.2.2.3. Factor "Fragilidad"

Debido a que los itinerarios transcurren en su totalidad por fondos rocosos, se han considerado los posibles tramos por los que discurren



los itinerarios, estableciéndose un rango de vulnerabilidad de las diferentes biocenosis encontradas. El cálculo del Factor de Corrección por fragilidad (FCfrag) se hace a través del cálculo de la porción de itinerario más sensible, así la fórmula es la siguiente:

$$FCfrag = 1 - \frac{mfrag}{mt}$$

donde:

mfrag: metros de itinerario con mayor índice de vulnerabilidad

mt: metros totales de sendero

4.2.2.4. Factor "Daño por toques"

Se basa en la esperanza matemática de daño asociada a la frecuencia con la que ocurren contactos con el fondo y la probabilidad de que estos toques ocasionen daños a los organismos bentónicos. Dicho factor se ha calculado en base a los resultados de los seguimientos del comportamiento de buceadores en la reserva marina.

4.2.2.5. Factor "Accesibilidad por mar"

La localización geográfica del cabo de Palos le confiere a esta zona unas características meteorológicas especiales, dominando dos tipos de viento: los vientos que provienen del primer cuadrante en verano, con dirección NE-E (levantes), mientras que en primavera y otoño dominan los vientos del tercer cuadrante con dirección SE y SO (lebeches) (García Charton & Pérez Ruzafa, 1998). A través de los datos del Instituto Hidrográfico de la Marina se han obtenido los porcentajes medios del estado de la mar.

4.2.2.6. Factor "Accesibilidad por corrientes"

Análogamente al caso del estado de la mar, las fuertes corrientes frecuentes en la zona no permiten un acceso sencillo a los buceadores. Este factor de corrección considera límites temporales de uso por fuertes corrientes.

4.2.3. Capacidad de Carga Efectiva (CCE)

La Capacidad de Carga Efectiva (CCE) relaciona la CCR con la Capacidad de Manejo (CM), definida como el mejor estado que la gestión de la reserva puede alcanzar para desarrollar las actividades y conseguir los objetivos propuestos de manera satisfactoria.



$$CCE = CCR * CM$$

La *CM* se estima de manera porcentual con respecto al óptimo de cada variable considerada y se promedian los datos obtenidos. Se utilizan factores tales como nivel de supervisión, manejo y control de buzos, tanto en el agua como en lo que se refiere a su entrada a la reserva, necesidades de transporte hasta el punto de buceo, y servicios ofrecidos (llenado de tanques, supervisión del material, etc.). Para el modulado de dicho factor pueden considerarse también factores como el comportamiento de guías (realización de *briefing*), actuación del guía bajo el agua como método de corrección de errores, etc.



4.3 Resultados

4.3.1. Capacidad de carga física

El número de itinerarios posibles por bajo, así como su superficie (considerando una anchura de 5 m) se muestra en la Tabla 4-1.

Localidad	Superficie (m ²)	Proporción	Nº máx. de itinerarios	Superficie útil (m ²)
Bajo de Dentro	51.704,25	1,0	2,0	4.000
Bajo de Piles	59.473,92	1,2	2,3	4.601
Bajo de la Testa	61.422,18	1,2	2,4	4.752
Bajo de Fuera	260.710,72	5,0	10,1	20.169

Tabla 4-1 Superficie total útil calculada para cada sitio de buceo, en función de un número máximo de itinerarios posibles, partiendo de que en el bajo más pequeño únicamente se pueden realizar 2 itinerarios, y manteniendo la relación entre superficie del bajo y número de itinerarios de modo proporcional.

La Capacidad de Carga física para las diferentes localidades, teniendo en cuenta que cada submarinista ocupa 30 m², y que se realizan como máximo tres inmersiones al día en cada lugar, se ha estimado en:

$$\text{CCF bajo de Dentro} = (4.000 / 30) * 3 = 400 \text{ visitas/día}$$

$$\text{CCF bajo de Piles} = (4.601 / 30) * 3 = 460,1 \text{ visitas/día}$$

$$\text{CCF bajo de la Testa} = (4.752 / 30) * 3 = 475,2 \text{ visitas/día}$$

$$\text{CCF bajo de Fuera} = (20.169 / 30) * 3 = 2.016,9 \text{ visitas/día}$$

De ello se deduce que la capacidad de carga física de la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas es de 1.223.563 submarinistas anuales.



4.3.2. Capacidad de Carga Real

4.3.2.1. Factor Social

En este factor de corrección se integran aquéllas cualidades de cada inmersión que permitan las mejores condiciones de disfrute, comodidad y seguridad de los submarinistas. Las condiciones impuestas han sido las de establecer límites al número de grupos ocupando cada itinerario simultáneamente (1 grupo), y al número de personas que integran cada grupo (8 personas). Con ello, el número máximo de personas que podrían ocupar cada sitio de buceo en la reserva en cada visita viene dado por el número de itinerarios que caben en cada sitio, multiplicado por el número de personas que integran un grupo:

$$\mathbf{P \text{ bajo de Dentro}} = 2,0 * 8 = 16 \text{ personas}$$

$$\mathbf{P \text{ bajo de Piles}} = 2,3 * 8 = 18,4 \text{ personas}$$

$$\mathbf{P \text{ bajo de la Testa}} = 2,4 * 8 = 19,2 \text{ personas}$$

$$\mathbf{P \text{ bajo de Fuera}} = 10,01 * 8 = 80,08 \text{ personas}$$

La Magnitud Limitante en este caso es aquella porción del sitio de buceo que no puede ser ocupada para mantener los cupos máximos establecidos, y teniendo en cuenta que cada buceador ocupa una superficie de 30 m². Por tanto su cálculo se realiza de la siguiente manera:

$$\mathbf{ml} = mt - (P * 30)$$

siendo mt la superficie total útil disponible, y P el número máximo de personas que caben en cada sitio simultáneamente. De este modo:

$$\mathbf{ml \text{ bajo de Dentro}} = 4.000 - (16 * 30) = 3.520 \text{ m}^2$$

$$\mathbf{ml \text{ bajo de Piles}} = 4.049 \text{ m}^2$$

$$\mathbf{ml \text{ bajo de la Testa}} = 4.224 \text{ m}^2$$

$$\mathbf{ml \text{ bajo de Fuera}} = 17.617,6 \text{ m}^2$$



Ya que el factor social se calcula como $FC_{soc} = 1 - (ml / mt)$, y hay una correspondencia entre superficie útil y número de personas que caben en cada sitio, se comprueba fácilmente que el factor social tiene el mismo valor en todos los casos, siendo este valor igual a 0,12.

4.3.2.2. Factor Dificultad

Se aplicó un factor de dificultad de la inmersión en base a la profundidad máxima alcanzable dentro de cada localidad, ya que esto supone una criba al número de submarinistas cuya titulación y experiencia permiten acceder a dichas profundidades. Así, la profundidad máxima en el bajo de Piles es de 25 m, mientras que en el bajo de Fuera se alcanzan los 45 m para observar tanto los pecios como especies singulares *Paramuricea clavata* (gorgonia roja). Se aplicó un factor de ponderación de 1,25 para el intervalo de dificultad alta 20-30 m, y un valor 1,5 para profundidades mayores de 30 m (Tabla 4-2).

Localidad	Itinerario	0-10	10-20	20-30	>30
B. Dentro	400	100	100	150	50
B. Piles	400	100	150	150	0
B. Testa	400	100	250	50	0
B. Fuera	400	100	100	100	100

Tabla 4-2 Resumen de los parámetros utilizados para el cálculo del factor de corrección de dificultad durante la inmersión, se indica en las celdas el número de metros que recorre un buceador a diferentes profundidades según la localidad de estudio.

Con ello, los factores de corrección calculados en función de la dificultad han sido:

$$FC_{dif} \text{ bajo de Dentro} = 1 - ((150 \cdot 1,25) + (50 \cdot 1,5) / 400) = 0,30625$$

$$FC_{dif} \text{ bajo de Piles} = 0,53125$$

$$FC_{dif} \text{ bajo de la Testa} = 0,84375$$

$$FC_{dif} \text{ bajo de Fuera} = 0,31250$$



4.3.2.3. Factor Fragilidad

El efecto negativo de la práctica del buceo deportivo se ha detallado en este informe (véase la sección 3.3.1.3 *Eunicella singularis*). Para el cálculo de la fragilidad, se han utilizado las diferentes biocenosis y la sensibilidad a perturbaciones antrópicas descrita por Lloret et al. (2005), con el fin de establecer índices de vulnerabilidad de las biocenosis. Se ha considerado que existe un efecto significativo sobre aquellas biocenosis que presentan un valor medio de vulnerabilidad mayor o igual que 2, que son las comunidades en paredes verticales y fondos precoralígenos, así como las comunidades de fondos coralinos con presencia de gorgonias. Las biocenosis coralinas con presencia de gorgonias únicamente aparecen de modo apreciable en los bajos de Dentro y de Fuera, por tanto sólo estas localidades presentarán una corrección. Con ello:

$$\mathbf{FCfrag \text{ bajo de Dentro}} = 1 - (50 / 400) = 0,8750$$

$$\mathbf{FCfrag \text{ bajo de Fuera}} = 1 - (90 / 540) = 0,7500$$

4.3.2.4. Factor Daño por toques

Este promedio de contactos o interacciones ha sido calculado a través de la observación directa de 342 submarinistas durante los años 2002 y 2003, donde se contabilizó el número total de eventos (contactos con el cuerpo, con el equipo, apoyos, aleteos) que interaccionaron con el fondo marino, produciendo la rotura de alguna especie animal sésil (principalmente gorgonia blanca, aunque también otros organismos frágiles como briosos o esponjas), u otro daño físico cuantificable, como el desprendimiento de algas. El factor de corrección por daños (FCdañ) quedaría de la siguiente manera:

$$\mathbf{FCdañ} = 1 - (\text{eventos rotura org's} / \text{total eventos}) = \\ = 1 - (42 / 981) = 0,9572$$

$$\mathbf{FCalg} = 1 - (\text{eventos despr algas} / \text{total eventos}) = \\ = 1 - (1.063 / 8.067) = 0,8682$$

4.3.2.5. Factor Accesibilidad

El estado de la mar va a afectar de manera directa a la capacidad operativa de los clubes. Según datos del Instituto Hidrográfico de la Marina, el estado de la mar en el área de la reserva marina de Cabo



de Palos – Islas Hormigas es el siguiente: 28% de rizadas y calmas, 35% marejadillas y marejadas y un 37% de fuertes marejadas y por encima de dicho nivel de estado de la mar (Calvín, 1999). Por tanto, si consideramos que los clubes no estuvieran operativos durante ese 28% de fuertes marejadas, el factor de corrección de accesibilidad quedaría de la siguiente manera:

$$FC_{acc} = 1 - (\text{días temporal} / 365 \text{ días}) = 1 - (135,05 / 365) = 0,63$$

4.3.2.6. Factor Corrientes

Durante los años 2002 y 2003 se realizó el estudio del comportamiento de buceadores (informe 2003), en el cual, además de los datos de comportamiento durante la inmersión, se anotaba el estado de la mar, la intensidad de la corriente, la ocurrencia de mar de fondo y la visibilidad. Los datos de corriente se han utilizado para aplicar un factor de corrección en base a aquellos días en los que la velocidad de la corriente no permitía llevar a cabo una inmersión normal, o incluso era necesario abortar la salida, respecto al número total de días en los que se realizaron seguimientos. Los datos se tomaban en base a la siguiente clasificación:

CORRIENTE	CÓDIGO
No hay	0
Se nada con facilidad (deriva)	1
Existe, se puede nadar con relativa facilidad	2
Existe, se puede nadar con dificultad	3
No se puede nadar	4

Por tanto, considerando que durante los días con tipo de corriente 3 y 4, no se podrá realizar una inmersión normal, el factor de corrección debido a la corriente se calculará de la siguiente manera:

$$FC_{cor} = 1 - (\text{días de corriente 3 y 4} / n^{\circ} \text{ días censados}) = \\ = 1 - (4 / 77) = 0,9481$$



4.3.3. Capacidad de Manejo

Se ha dado un valor promedio de capacidad de manejo igual para todos los clubes. A pesar de que la capacidad individual de cada operador varía, no deben utilizarse *capacidades de carga diferenciales* para cada operador debido a que:

- Un cupo de visitas por club sería discriminatorio
- Complicaría la función administrativa y de vigilancia
- No sería significativo para reducir las posibles perturbaciones y mejorar la gestión de la reserva marina.

Entre los aspectos que se pueden incluir para el cálculo de la capacidad de manejo de los diferentes clubes podemos encontrar, por ejemplo:

- En infraestructura: la capacidad de llenado de tanques, disponibilidad de duchas, lugares de enjuague, etc.
- En seguridad: personal sanitario capacitado, botiquines en buen estado, dispensador de oxígeno en el barco, etc.
- En servicios: se valoraría la información impartida por los diferentes clubes, disponibilidad de salas y material especializado en la enseñanza de valores naturales, etc. También se ha valorado la salida de barcos con menos personas que la capacidad de la *zodiac*; así, la media de ocupación de los barcos, según los datos obtenidos durante los veranos de 2002 y 2003, es de 8 personas.
- Grado de participación y organización de actividades de concienciación ambiental, voluntariado, formación ambiental, investigación, etc.
- En organización logística de las inmersiones: realización de *briefing* (breve charla introductoria de la inmersión a realizar, junto con recomendaciones de carácter conservacionista sobre el comportamiento más adecuado bajo el agua), presencia de guías con los grupos bajo el agua, etc.

Como ejemplo, se ha estimado de manera genérica la *capacidad media de manejo* de los diferentes clubes a partir de los datos de seguimiento de la actividad de los buceadores durante 2002 y 2003, en cuanto a la proporción buceadores respecto al total



estudiado cuyas inmersiones iban precedidas de *briefing* (113 / 339), así como aquéllas en las que los grupos iban acompañados de un guía-monitor (193 / 339). La media de ambos valores da una capacidad de manejo de 0,45. Se trata de una estima sobre la que habrá que ir trabajando en el futuro, ya que es la clave para definir la diferencia entre la capacidad de carga efectiva, y la real (máxima), de modo que es en la capacidad de manejo donde la Administración puede corresponsabilizar a los centros de buceo a la hora de permitir un aumento de los cupos anuales. En definitiva, es únicamente en este factor de corrección sobre el que se puede ir incidiendo para mejorar la capacidad de carga de la reserva marina.

4.3.4. Capacidad de Carga Efectiva

De los cálculos y estimas anteriores, y siguiendo la metodología propuesta, se obtiene un total de 34 buzos de media por día (Tabla 4-3), lo cual hace un total de 12.410 buzos al año en el interior de la reserva marina. La incidencia en la capacidad de manejo daría, en esta estima preliminar (es decir, sujeta a cálculos más precisos en el futuro) una capacidad máxima de la reserva de más del doble (más de 27.000 submarinistas).



Localidad	CCF	FCsoc	FCfra	FCdañ	FCalg	FCacc	FCcor	FCdif	CCR	CM	CCE	
Bajo de Dentro	400,0	0,1200	0,8750	0,9572	0,8682	0,6300	0,9481	0,3063	7	0,4513	3	
Bajo de Piles	460,1	0,1200		0,9572	0,8682	0,6300	0,9481	0,5313	15	0,4513	7	
Bajo de la Testa	475,2	0,1200		0,9572	0,8682	0,6300	0,9481	0,8438	25	0,4513	11	
Bajo de Fuera	2.016,9	0,1200	0,7500	0,9572	0,8682	0,6300	0,9481	0,3125	28	0,4513	13	
									Nº inmersiones	diarias:	75	34
										anuales:	27.375	12.410

Tabla 4-3 – Resumen de la propuesta preliminar de Capacidad de Carga de Visitantes en las localidades de buceo de la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas, para el significado de los factores de corrección (FC) consultar el texto.



4.3 Discusión

Resulta evidente que un excesivo hacinamiento de submarinistas en los puntos de buceo puede dar lugar a un deterioro de los mismos (Davis & Tisdell, 1995). Por ello aparece la necesidad de búsqueda de un equilibrio entre la industria turística y la sostenibilidad de los recursos naturales, ecológicos y paisajísticos de la zona. Numerosos autores han propuesto la investigación y el desarrollo de un modelo de capacidad de carga como herramienta inicial para una adecuada gestión del uso de las reservas marinas (Salm, 1986; Dixon *et al.*, 1993; Hawkins y Roberts, 1994, 1997; Davis y Tisdell, 1995; Garrabou *et al.*, 1998).

Los valores obtenidos en esta primera aproximación a la capacidad de carga turística de la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas proveen a la administración de una *línea de referencia* para poder evaluar la intensidad de uso y escoger la estrategia de uso más adecuada para cada localidad. Esta aproximación parte de la premisa de un uso ecológico, respetuoso y sostenible en el tiempo.

La estima de la capacidad de carga que aquí se propone no es de aplicación directa, sino más bien es un medio (y no único) para discutir los diferentes factores que hay que considerar con el fin de proteger, fomentar y diversificar los recursos disponibles en el entorno de la reserva marina. Por eso, su utilidad reside más bien en la posibilidad de ser revisado, modificado y ampliado de forma periódica para detectar modificaciones en función de cambios de los requisitos administrativos, factores climáticos, en la capacidad de manejo o en las interacciones submarinistas-bentos, de manera que se minimice la perturbación sobre las comunidades bentónicas.

La preocupación de los gestores de las áreas marinas protegidas en la regulación de esta actividad va en aumento, ya que el número de buzos certificados al año alrededor del mundo crece de manera desmesurada; por ejemplo, Davis y Tisdell (1995) dan cuenta de de 100.000 nuevos certificados de buceo cada año únicamente en Australia. La capacidad de carga obtenida aquí contrasta con las descritas por otros autores, ya que generalmente el número obtenido es mucho más restrictivo. Así, Van't Hof (2001) fijó en 5.000 buzos anuales por sitio el cupo máximo en arrecifes de coral. Por su parte, Gallo y colaboradores, al realizar un estudio de la capacidad de carga en San Andrés Isla (Colombia), establecieron una media anual por localidad de 10.658 inmersiones, justificando este aumento en base a la menor proporción de especies vulnerables en la composición de las coberturas de la zona.

Ciertos autores sugieren que la capacidad de carga debe considerarse como un modelo conceptual de la relación entre el número de buceadores y el umbral de estrés según las características



de la zona. Así, Dixon y colaboradores (1993) plantean la opción de modificar los umbrales, por ejemplo a través de la educación, de una mejor gestión de la reserva marina, etc. proponen una tasa de buceo en el Caribe de 190.000-200.000 buceos por año.

Entre las medidas a adoptar para modificar los umbrales de impacto debidos al uso de la reserva marina para fines turísticos se cuentan: diversificación de actividades (ver anexos informe 2004), reparto más equitativo entre los puntos de fondeo, facilidad (rapidez, flexibilidad) de obtención de permisos. Esta gestión debe estar sustentada tanto por las administraciones responsables, como por los clubes que operan en ella (a través del cumplimiento estricto de las normas específicas del parque). La redistribución de buceadores desde los lugares más visitados hacia otros con menor afluencia de turistas ha sido propuesta por diferentes autores (Hawkins & Roberts, 1995; Zakai et al., 2002) como medida eficaz para disminuir la presión originada por el buceo deportivo.

Según Roupheal & Inglis (2001), los estudios de cálculo de capacidad de carga parten de la similitud entre los individuos que conforman los grupos de buceadores, y por tanto de los efectos que ocasionan. Ya hemos visto, sin embargo, que el problema es mucho más complejo, ya que buceadores individuales pueden variar enormemente su comportamiento. Esta variabilidad en el comportamiento individual de los visitantes de la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas ya fue descrita en el informe del año 2003. Este cálculo, junto a los experimentos de estima de impacto individual, proporcionan una idea de la magnitud del daño, permitiendo establecer una serie de medidas correctoras en la gestión que permita un uso de mayor calidad, seguridad y sostenibilidad de los recursos por parte de los usuarios de la reserva marina. Estas premisas se pueden implantar de forma gradual y haciendo partícipes a todos los sectores implicados en el uso de la reserva marina, un método de actuación instituido con éxito en otras reservas marinas Europeas es la propuesta de *Carta de Asociados de la Reserva Marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas* (ver propuestas informe 2004).





5 Distribución espacial del esfuerzo pesquero alrededor de la Reserva Marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas

5.1 Introducción

El sector pesquero artesanal ocupa el 70 por ciento del volumen total de la flota pesquera en la región de Murcia, con un total de 217 embarcaciones censadas. Este hecho, junto a la sobreexplotación de los caladeros y la consecuente disminución de las capturas, lleva a la necesidad de desarrollar modelos que permitan un desarrollo sostenible para el sector y una explotación racional de los caladeros. En este contexto se creó la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas.

Uno de los efectos esperados de las reservas marinas es la exportación de biomasa explotable, como consecuencia de movimientos aleatorios de los individuos de las distintas especies, de cambios en los requerimientos a lo largo del desarrollo o bien por una respuesta denso-dependiente al aumento de densidad en la zona protegida. La existencia de estos gradientes se está estudiando en un cierto número de casos mediante censos directos. De acuerdo con esto las reservas marinas deberían tender a concentrar el esfuerzo pesquero en las proximidades de sus límites (McClanahan y Kaunda-Arara, 1996; Craik en Rowley, 1994) y los gradientes de distribución de dicho esfuerzo se han considerado un indicador del efecto reserva (ver resultados del proyecto BIOMEX en <http://biomex.univ-perp.fr/>) (Pitcher et al., 2000; Marrs et al., 2001). Sin embargo cuando se buscan estos patrones no siempre se encuentran. Conocer si ello se debe a la ineficiencia de las medidas de protección o a la existencia de otros factores que pueden estar afectando a la distribución del esfuerzo, como el tipo de hábitat, la distribución aleatoria de las capturas, la biología de las especies o el comportamiento condicionado de la flota pesquera es fundamental para gestionar tanto las actividades pesqueras como las políticas de protección.

El presente capítulo responde a los siguientes objetivos:

- Seguimiento, durante un periodo de un año, de la flota pesquera de Cabo de Palos con el fin de crear una base de datos georreferenciada que se pueda utilizar para futuros estudios y el diseño de medidas de gestión.
- Analizar el esfuerzo pesquero y correlacionarlo espacialmente con respecto a la posición geográfica de la reserva marina

Con todo ello se pretende establecer las bases para evaluar el efecto reserva sobre los caladeros de pesca.



5.2 Metodología

5.2.1. Descriptores de parámetros a medir

5.2.1.1. Caracterización de la flota pesquera artesanal

Las embarcaciones incluidas en el estudio son aquellas que faenan en la zona de Cabo de Palos y tienen permiso de la Secretaría General de Pesca Marítima para faenar dentro de la reserva marina. Se ha utilizado el listado de embarcaciones censadas con puerto base en las cofradías de Cartagena y San Pedro.

Las características técnicas de la flota hacen referencia a Tonelaje de Registro Bruto (TRB), Potencia (CV), Capacidad (GT), Eslora total y Nº de tripulantes. Estos datos se han obtenido de la Secretaría General de Pesca Marítima de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia y encuestas a los patrones de las embarcaciones.

La caracterización de artes y aparejos utilizados se ha realizado a partir de entrevistas a los patrones de las embarcaciones y a los pescadores de la zona. Los parámetros determinados para cada tipo de arte son:

- Redes de enmalle y enredo: Longitud de las piezas, longitud útil de las piezas, longitud total del arte, luz de malla, nº de hilo, tiempo de pesca, especies objetivos y estacionalidad.
- Palangres: Tipo, longitud total, nº de palangres, longitud de la madre y de las brazoladas, separación entre ellas, nº de anzuelos, tamaño del anzuelo, cebo y estacionalidad.
- Cadufos o alcatruces: Descripción, nº de cadufos, tiempo de calado, longitud total y estacionalidad.

La variabilidad estacional de los artes se ha determinado a partir de muestreos y entrevistas a los patrones de las embarcaciones.

5.2.1.2. Caracterización de los recursos pesqueros de la zona

Se ha realizado mediante observaciones directas en 21 embarques e indirectas a través de 840 encuestas hasta la fecha (10 de diciembre de 2005), en las que se han determinado los artes empleados, sus características, su posición de calado y las capturas. El estudio comenzó en marzo, y hasta diciembre se han determinado diez



modalidades de pesca. El área cubierta se extiende desde la Isla Grosa hasta la Bahía de Portman, con unas profundidades comprendidas entre los 6 y los 150 m.

Las capturas se han determinado taxonómicamente a nivel de especie en las observaciones directas llevadas a cabo en los embarques y a nivel de género y/o especie a partir de los datos registrados en las encuestas. Se han georreferenciado las zonas de pesca frecuentadas por las embarcaciones artesanales mediante la posición GPS tomada en los embarques, los diarios de abordaje de los pescadores y encuestas donde los patrones indican la posición de las artes caladas en un mapa detallado de la zona.

5.2.1.3. Variables ambientales

- Profundidad: se han descrito las profundidades mínima, máxima y media a las que están caladas los artes mediante observación directa realizada en los embarques, utilizando la sonda de las propias embarcaciones. Las posiciones tomadas de encuestas y diarios de abordaje se procesan en un sistema de información geográfica (SIG) que contiene información batimétrica de la zona.
- Tipo de fondo y biocenosis: las posiciones tomadas en los embarques, diarios de abordaje y encuestas se procesan en un SIG (ArcGIS v.9), además de contar con la información proporcionada por los pescadores.
- Estado de la mar, fuerza y dirección del viento: estas variables han sido registradas con información del Instituto Nacional de Meteorología.

5.2.2. Metodología de muestreo

5.2.2.1. Embarques

El diseño de muestreo consistió en la realización de embarques, elegidos al azar, entre los barcos pesqueros que faenan con base en el puerto de Cabo de Palos. Los embarques se han realizado en 5 barcos, comenzando el mes de junio de 2005, y la única condición para llevarlos a cabo es que utilicen métodos de pesca artesanales dentro del área de estudio. En cada embarque se miden las variables siguientes: descriptoras del arte utilizado, posiciones GPS del arte (tomadas cada 10 minutos mientras se hala el arte), especies capturadas, tallas, abundancia específica, profundidad, estado de la mar, fuerza y dirección del viento.



5.2.2.2. Encuestas

Con el fin de aumentar el volumen de datos disponibles, se han usado encuestas como método de muestreo paralelo y complementario a los embarques. Las encuestas comenzaron el día 14 de marzo de 2005.

Éstas consisten en unos estadillos donde el patrón de la embarcación registra diariamente:

- Las características del arte o aparejo calado.
- Su posición, mediante la señalización en el mapa del estadillo de las boyas iniciales y finales o registrando las coordenadas GPS de las mismas a partir de la información del diario de a bordo.
- Registro de capturas (en kg por especie).

A principios de diciembre de 2005 habían registrados 21 embarques y 840 encuestas en un total de 8 barcos y 10 modalidades de pesca artesanal. También quedan registrados los días en los que no se ha faenado debido a:

- días festivos,
- los barcos se encuentran varados,
- condiciones meteorológicas adversas, o
- que se encuentren faenando fuera de la zona de muestreo

5.2.3. Tratamiento de datos y análisis estadístico

A partir de las encuestas se han obtenido matrices de datos de número de especies, biomasa total y biomasa por especie para cada uno de los artes o aparejos utilizados, así como la variabilidad temporal de los mismos. También se han obtenido las matrices de datos de cada lance registrado para la distancia a la reserva marina y al puerto de Cabo de Palos, el tipo de fondo, la profundidad y su tiempo de calado.

Para analizar los datos de posición se ha utilizado un SIG (ArcGIS v.9) que superpone capas de información georreferenciada, permitiendo visualizar y analizar en un mapa la distribución espacio-temporal del esfuerzo pesquero.



5.3. Resultados

5.3.1. Caracterización de la flota pesquera artesanal

5.3.1.1. Caracterización técnica de la flota

La flota pesquera artesanal que faena en el entorno de la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas está constituida por embarcaciones que tienen su puerto base en Cartagena y San Pedro del Pinatar. Durante el periodo de muestreo se han registrado un total de 8 embarcaciones cuyas esloras totales varían de 6,5 a 10,5 m, con una potencia de 15 a 100 CV, un tonelaje de Registro bruto (TRB) desde 1,3 a 8.7 Tm y una capacidad de 1,45 a 9,70 GT. El número de tripulantes de éstas varía desde una persona en las embarcaciones de menor tamaño hasta tres tripulantes.

El número de artes y/o aparejos que han sido utilizados por cada barco varía de uno a siete durante el periodo muestreado. Al no existir una lonja en Cabo de Palos los pescadores tienen que facturar sus capturas en otras lonjas, generalmente en las de Cartagena y San Pedro. Parte de las capturas también pueden ser vendidas directamente a pescaderías y/o restaurantes de la zona. La mayoría de las tripulaciones de seis de las ocho embarcaciones estudiadas residen en Cabo de Palos y es frecuente la existencia de vínculos familiares entre ellas. Estas embarcaciones faenan próximas a la costa, lo que unido a la escasa potencia de sus motores hace que los costes de mantenimiento, sobre todo de combustible, no supongan un problema tan acusado como en otro tipo de embarcaciones.

5.3.1.2. Caracterización de los artes

A. Redes de enredo o trasmallos:

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

La longitud del arte es la suma de la longitud útil de las piezas, cada pieza mide unos 100 m, pero su longitud útil, una vez armada, puede disminuir hasta la mitad, según el arte. Éstas se unen



longitudinalmente constituyendo *tenas*. En Cabo de Palos se utilizan tres tipos de trasmallos:

A.1. Trasmallo claro: Este arte tiene una luz de malla entre 4 p/p (pases por palmo o pases por 20 cm) y 8 p/p, siendo la más utilizada la de 5 p/p. Está constituida por un hilo del 4000. Los armitones o armilletes tienen una luz de malla de 1 p/p. La altura de la red es de unos 120 cm. Su longitud está comprendida entre 25 y 50 piezas (1 pieza = 100 m, 50 m útiles). Según el tiempo de calado, el fondo y la profundidad, las especies objeto de ser capturadas varían, por lo que podemos hablar de dos artes distintos:

A.1.1. Trasmallo Claro de Roca: Se suele calar en fondos rocosos, cercanos o no a la pradera de *Posidonia*, a una profundidad media de unos 30-35 m. El tiempo medio de calado oscila de 1 noche a un día completo. Las especies objetivo son el mero (*Epinephelus marginatus*) y el denton (*Dentex dentex*) junto a otras, como la gallineta (*Scorpaena scrofa*) y la breca (*Pagellus erythrinus*).

A.1.2. Trasmallo claro de langosta: El tiempo de calado de este arte es de dos noches. Suele emplearse en fondos rocosos a una profundidad media de más de 50 m. La especie objetivo es la langosta (*Palinurus* spp., normalmente *P. elephas*). Los peces embolsados en la red actúan como cebo que atrae a la langosta. Otras especies de interés capturadas son la gallineta (*Scorpaena scrofa*) y el rape (*Lophius piscatorius*).

A.2. Trasmallo fino, espeso o para el salmonete: Arte con una luz de malla de entre 8 p/p y 10 p/p, siendo más común ésta última. Está constituida por un hilo de tres cabos, más fino. Los armitones son de 1,8 p/p y un hilo de 16 cabos, más grueso. Su altura varía entre 100 y 150 cm y su longitud, según la embarcación, entre 25 y 80 piezas unidas (la longitud útil de la pieza oscila entre 50 y 60 m). Se cala de madrugada dos o tres horas antes de que amanezca y se procede a su halado una vez que ha salido el sol (a esta modalidad se la denomina *alba*), también se puede calar por las tardes y halar dos o tres horas después, al anochecer (*prima*), esta última modalidad se practica con muy poca frecuencia en la actualidad. Se suele calar en fondos que se corresponden con ecotonos o límites donde las praderas de *Posidonia oceanica* (*algueles*) se entremezclan con claros de arena y/o rocas a los que denominan *barbás*. La *barbá* se suele corresponder con el límite inferior de la pradera (unos 28-30 m de profundidad) y el inferior (entre 0 y 12 m según la zona, aunque la profundidad mínima de calado ha sido 12 m). La profundidad media de calado en los datos registrados es de 22 m. También se cala en fondos rocosos más profundos (más de 50 m) para capturar



ejemplares de mayor tamaño, sin embargo no es habitual debido a las roturas que ocasionan en la red. Por el espesor de la red su utilización está prohibida dentro de los límites de la reserva marina. La especie objetivo es el salmonete, generalmente el de roca (*Mullus surmulletus*), también se capturan otras especies como escorpénidos (*Scorpaena* spp.) y sargos (*Diplodus* spp.).

B. Redes de enmalle:

B.1. Red alta: Arte fijo constituido por un solo paño de red, de unos 4 m de altura, con una luz de malla de 5 p/p unido en su parte inferior a un trasmallo claro de 2 m de altura, de la misma luz de malla, y con unos armitones de 1 p/p. Suele tener una longitud de 5 a 9 piezas, siendo la longitud útil de cada pieza de unos 60 m. Se cala en un rango de profundidad de 5 - 35 m, de forma paralela u oblicua a la costa, en fondos de *Posidonia oceanica* y/o arena. El tiempo medio de calado es de una noche. Las principales especies capturadas son la lecha (*Seriola dumerili*), el verrugato (*Umbrina cirrosa*) y el denton (*Dentex dentex*).

B.2. Red de nailon o de pelo: Arte fijo constituido por un solo paño de red con una luz de malla de 4 p/p cuyo hilo está fabricado de nailon, de forma que prácticamente no se ve en el agua. Su altura es de unos 5 metros y su longitud oscila entre 18 y 25 piezas. Se suele calar a una profundidad media de 22 metros durante una noche en fondos, generalmente, de *Posidonia oceanica*. Las principales especies capturadas son el denton (*Dentex dentex*), la lecha (*Seriola dumerili*) y el espetón (*Sphyræna* spp.).

B.3. Moruna gruesa: Arte fijo que permanece calado en el agua un cierto tiempo. Su uso está dirigido principalmente a la captura de especies migratorias como la lecha (*Seriola dumerili*), la bacoreta (*Euthynnus alleteratus*) y la palometa (*Trachinotus ovatus*). Se cala en fondos de arena y *Posidonia oceanica* a poca profundidad (entre 5 y 12 mm). El arte, las épocas de pesca y las zonas de calamento, o postas, están regulados en aguas interiores de la Región de Murcia por Decreto Nº 12/1990 de Marzo. El arte está formado por:

- *Travesía o rabera de tierra:* Red que se cala perpendicular a la costa hasta una profundidad adecuada. La longitud máxima autorizada es de unos 500 metros y su luz de malla es de 2 p/p.
- *Caracoles:* Son dos redes que se calan al final de la travesía en semicírculo. Su longitud es de 50 a 150 m y su luz de malla es de 5,5 p/p.
- *Copo:* Red en forma de paralelepípedo situada entre los caracoles donde permanecen vivos los ejemplares que han sido



dirigidos por los caracoles y la travesía. Su luz de malla es de 5,5 p/p.

- **Cobacho:** Redes que se calan de los caracoles hacia fuera para redirigir hacia el copo el pescado.

B.4. Chirretera: Es una moruna para la captura del chirrete (*Atherina* spp.). El arte y la pesquería están regulados en aguas interiores de la Región de Murcia por las órdenes 5603 y 5605 de 12 de mayo de 1992 de la Consejería de Agricultura, Ganadería y Pesca. Consta de:

- **Travesía:** Paños de longitud máxima de 100 m y de luz de malla de 20 p/p, que se calan perpendiculares a la costa a una profundidad adecuada, entre los 3 – 12 m según los muestreos.
- **Caracoles:** Dos redes de luz de malla de 35 p/p y 50 m de longitud que se calan de forma semicircular en el extremo de la travesía.
- **Copo:** Red en forma de paralelepípedo de 35 p/p que se cala entre los caracoles y es donde queda retenida la captura.

Se utiliza generalmente en fondos de arena y *Posidonia oceanica* por toda la costa.

B.5. Bonitolera: Arte fijo formado por un solo paño de red de luz de malla de 4 a 5 p/p y unos 6 m de altura. Se suele calar de forma perpendicular a la costa formando "medios caracoles" (forma de ω) en fondos mayoritariamente de *Posidonia oceanica*, a un rango de profundidad de 9 - 20 m. El tiempo medio de calado es de una noche. Las especies objetivo son especies pelágicas que van paralelas a la costa y quedan enmalladas en el arte, como la lecha (*Seriola dumerili*), el bonito (*Sarda sarda*) y la bacoreta (*Euthynnus alleteratus*).

C. Aparejos:

C.1. Palangre de fondo: Aparejo que consta de un cabo o línea madre de nailon que corre paralelo al fondo, fijado a éste por unos pesos al inicio y al final, cada palangre tiene unos 150 a 200 m de longitud, unidos entre ellos dan una longitud total que en el presente estudio ha oscilado entre 3600 y 9100 m y un total de 400 a 1000 anzuelos, según la embarcación. De la línea madre parten una serie de líneas de nailon más finas denominadas *brazoladas*, separadas regularmente entre ellas a una distancia de 5 a 9 m, según la embarcación, en sus extremos llevan sujetos los anzuelos, que oscilan de tamaño según la especie objetivo. Durante el muestreo el tamaño de los anzuelos era del 5 y del 7. Como cebo se utilizó pulpo



(*Octopus vulgaris*), sardina (*Sardina pilchardus*) y alacha (*Sardinella aurita*).

Las especies objetivo son el denton (*Dentex dentex*), el pargo (*Pagrus pagrus*) y el mero (*Epinephelus* spp.) principalmente. Hay que destacar las elevadas capturas de morenas (*Muraena helena*) y congrios (*Conger conger*). Cuando el palangre está sobre rocas o en sus proximidades pesca gallineta (*Scorpaena scrofa*) y corva (*Sciaena umbra*). Cuando está, total o parcialmente, sobre la pradera de *Posidonia oceanica* se capturan además especies típicas de este tipo de hábitat como sargos (*Diplodus sargus*) y pageles (*Pagellus erythrinus*). Cuando parte del palangre está calado sobre la arena se capturan especies como rayas (*Raja* spp.), chuchos (*Dasyatis pastinaca*) y musolas (*Mustelus mustelus*). Se suele calar en un rango de profundidades de 10 – 150 m, según los muestreos, en todo tipo de fondos, siendo los más frecuentados los rocosos. El tiempo medio de calado es de 3 a 5 h, empezando a calar antes del amanecer y halando después de la salida del sol. Se utiliza tanto dentro como fuera de la reserva, respetando la época de veda existente en la reserva marina, que se extiende desde el 1 de mayo al 30 de septiembre.

C.2. Cadufos o alcatruces: Arte fijo procedente de las provincias de Alicante y Valencia que consta de un cabo o línea madre que corre paralelo al fondo fijado al mismo por unos pesos al principio y al final del cabo. De este cabo parten una serie de cabos de menor grosor que sujetan por la boca a unas vasijas de barro de forma cilíndrica de unos 20 cm de diámetro y 50 cm de altura (*cadufos* o *alcatruces*) que quedan tumbadas en fondos generalmente rocosos y/o arenosos próximos a la *Posidonia oceanica* a una profundidad media de 20 a 35 m. Se dejan calados de forma permanente (todo el año) y se levantan con una frecuencia media de una semana, levantándose un tramo distinto cada semana; generalmente el arte consta de varios tramos unidos entre ellos y señalizados por un corcho o boya. La longitud total del arte oscila entre 3 y 6 km, según la embarcación. La especie objetivo es el pulpo (*Octopus vulgaris*) que se refugia en estas vasijas. Durante el halado y para que salgan los pulpos se vierte agua concentrada con sal en las vasijas. Se utiliza por fuera de la reserva marina, en la zona de la Plana (frente a Calblanque).



5.3.1.3. Variabilidad estacional de los artes

La flota artesanal rota los métodos de pesca en función de las especies objetivo y de la época del año. Esta rotación está determinada por diversos factores como pueden ser su tamaño y abundancia (en función de la biología de las especies), su valor en el mercado y las épocas de veda, entre otros.

Se establecen, en el ámbito de la reserva marina, los siguientes períodos de veda:

- Del 1 de mayo al 30 de septiembre, para la pesca con palangre de fondo gordo.
- Del 1 de noviembre al 31 de marzo, para la pesca con trasmallo.

La flota artesanal de Cabo de Palos está compuesta por 8 embarcaciones en la época estival. En invierno, de diciembre a febrero, este número disminuye a tres o cuatro debido a que varias embarcaciones van a pescar el chanquete (*Aphia minuta*) en la zona de la Isla Grosa y San Pedro del Pinatar. El bajo número de embarcaciones artesanales que faenan en un área tan extensa, como es la que se incluye en el presente estudio, y el hecho de que cada barco use de forma preferente un tipo de arte, hace posible la ausencia de conflictos entre las distintas embarcaciones y artes utilizados. Es habitual que un mismo barco pueda alternar y combinar la utilización de varios artes durante un mismo periodo de tiempo. Esta pequeña diversificación del esfuerzo repercute en unos mayores ingresos para el pescador.

En las siguientes tablas se resumen las rotaciones mensuales de los artes en la totalidad del área de estudio (Tabla 5-2) y dentro de la zona de uso múltiple de la reserva marina (Tabla 5-3).



Tabla 5-1 Rotación temporal de artes y aparejos en la zona incluida a lo largo del periodo de estudio

Arte / aparejo	MAR	ABR	MAY	JUN	JUL	AGO	SEP	OCT	NOV	DIC
TRASMALLO CLARO ROCA										
TRASMALLO FINO										
PALANGRE DE FONDO										
TRASMALLO CLARO LANGOSTA										
RED ALTA										
RED DE NAILON										
MORUNA GRUESA										
BONITOLERA										
CADUFOS										
CHIRRETERA										

Tabla 5-2 Rotación temporal de artes de pesca en el interior de la Reserva Marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas a lo largo del periodo de estudio

Artes	MAR	ABR	MAY	JUN	JUL	AGO	SEP	OCT	NOV	DIC
PALANGRE DE FONDO										
RED DE NAILON										
TRASMALLO CLARO DE ROCA										
TRASMALLO CLARO LANGOSTA										



• **Trasmallo claro de roca:** Este arte se ha utilizado desde que comenzó el muestreo, en marzo, hasta septiembre por una media de tres embarcaciones, con mayor frecuencia en junio y julio (hasta cinco embarcaciones). A mediados de verano, en agosto, debido a su bajo rendimiento se reduce su uso progresivamente para dedicar más esfuerzo al trasmallo fino y/o al palangre, y es a mediados de otoño, coincidiendo con la veda existente dentro de la reserva (del 1 de noviembre al 31 de marzo) cuando se deja de utilizar este arte. Las embarcaciones que trabajan habitualmente con él pasan a utilizar la red alta, la chanquetera o el palangre.

• **Trasmallo fino:** Debido al espesor de la red su uso está prohibido dentro de la reserva marina. En la actualidad es utilizado durante todo el año por una o dos embarcaciones que pueden alternar su uso con otros artes. Es en los meses de julio y agosto cuando un mayor número de embarcaciones pueden estar faenando con este arte (hasta cinco barcos). A final de verano, termina la principal época de pesca del salmonete y la mayoría de las embarcaciones van disminuyendo su uso, alternándolo progresivamente con el palangre, el trasmallo claro de langosta y la chirretera, en noviembre los barcos que aún siguen utilizando esta modalidad rotan a la red alta, la bonitolera y la chanquetera, a principios de diciembre de 2005 no había barcos trabajando con trasmallo fino.

• **Palangre de fondo:** Su uso se extiende prácticamente a lo largo de todo el año. Son cinco las embarcaciones que lo han incorporado durante el periodo estudiado, y el mes en el que más embarcaciones lo han utilizado fue abril, con cuatro. De éstas sólo una lo utiliza habitualmente todos los meses, excepto en junio y julio que se dedica al trasmallo. Generalmente su uso se combina con la utilización de los cadufos durante todo el año, la red alta en primavera, la moruna en mayo o los trasmallos, tanto en primavera como en verano. Esta pesquería da un alto rendimiento. Las máximas capturas se producen en los meses de abril y octubre.

• **Trasmallo claro de langosta:** Durante el periodo muestreado este arte se ha utilizado únicamente de julio a octubre por dos embarcaciones, las cuales no trabajan con el trasmallo fino. Los meses en los que más se ha utilizado fueron agosto y septiembre, y se suelen combinar este arte con los cadufos, el trasmallo claro de roca, la moruna gruesa o la chirretera. En octubre y noviembre estas embarcaciones sustituyen el trasmallo claro de langosta por el palangre, la red alta y/o la bonitolera.



- **Red alta:** son pocos los datos registrados de este arte durante el periodo estudiado; los meses de los que se tiene constancia de su utilización son marzo, abril, mayo, noviembre y diciembre, siendo los dos últimos los que presentan un mayor número de capturas, debido a que son más las embarcaciones que lo incorporan (hasta tres). Su uso comienza al terminar la época de la langosta y del salmonete, y deja de utilizarse cuando comienza la época de los trasmallos, a partir de abril, también suelen alternar su uso con los cadufos, la red de nailon y la bonitolera.

- **Red de nailon:** Se ha utilizado desde que se inició el muestreo, en marzo, hasta agosto, por tres embarcaciones. Su uso suele combinarse con otros artes, y es en julio y agosto cuando estas embarcaciones alternan su uso cada vez con mayor frecuencia, hasta que abandonan este arte para dedicarse al trasmallo claro, tanto de roca como de langosta.

- **Moruna Gruesa:** El arte, las épocas de pesca y las zonas de calamento o postas están regulados en aguas interiores de la Región de Murcia por Decreto Nº 12/1990 de Marzo. La época de calamento es del 10 de abril al 30 de junio, pudiendo concederse una prórroga hasta el 15 de julio. En 2005 el número de postas en el entorno de la reserva marina era de dos, una en Cala Túnez y otra en Cala Reona, cada una concedida a una embarcación. La posta de Cala Reona fue muy poco utilizada debido a una avería en el emisario del aliviadero de la depuradora sur de la Manga del Mar Menor a su paso por dicha cala, el emisario tenía una rotura a diez m de profundidad que vertía gran cantidad de aguas residuales. Este problema se repite con mucha frecuencia todos los años, según los vecinos de Cabo de Palos.

- **Bonitolera:** Modalidad de pesca utilizada de octubre a diciembre por un máximo de dos embarcaciones, ambas caracterizadas por la variedad de artes que utilizan y combinan.

- **Cadufos:** Este arte fijo ha permanecido calado todo el tiempo del estudio, y ha sido utilizado por tres barcos con una mayor frecuencia (semanal) en los meses de junio, julio y agosto. En la primera semana de octubre se deja de utilizar debido al pequeño tamaño de los ejemplares capturados. Las embarcaciones que lo utilizan lo hacen siempre junto a otros artes.

- **Chirretera:** Arte fijo que permanece calado una temporada. El arte y la pesquería están regulados en aguas interiores de la Región de Murcia por las órdenes 5603 y 5605 del 12 de mayo de 1992 de la Consejería de Agricultura, Ganadería y Pesca. La pesquería se puede realizar todo el año salvo el mes de abril. Durante



ese mes permanece vedado para proteger la época de reproducción de la especie objetivo (*Atherina* spp.). Según los muestreos se ha utilizado los meses de junio, julio, septiembre y octubre, siendo julio y septiembre los más frecuentados por un máximo de dos embarcaciones. Las embarcaciones que practican esta pesquería no lo hacen en exclusiva sino que la alternan con otras modalidades.

5.3.2. Caracterización de los recursos pesqueros

La Tabla 5-3 muestra la lista taxonómica, y los nombres vulgares utilizados en la zona, de los recursos pesqueros de interés comercial explotados por la flota artesanal de Cabo de Palos durante el periodo de este estudio.

Tabla 5-3 Relación y taxonomía de las especies encontradas en el presente estudio

Phylum	Clase	Orden	Familia	Especie	Nombre vulgar		
Arthropoda	Malacostraca	Decapoda	Portunidae	<i>Carcinus maenas</i>	Cangrejo		
			Nephropidae	<i>Homarus vulgaris</i>	Bogavante		
				<i>Nephrops norvegicus</i>	Cigala		
			Palinuridae	<i>Palinurus</i> sp	Langosta		
			Scyllaridae	<i>Scyllarides latus</i>	Cigarrón		
Chordata	Chondrychtyes	Carcharhiniformes	Scylliorhinidae	<i>Scylliorhinus canícula</i>	Gato		
		Notidanoidei	Triakidae	<i>Mustelus mustelus</i>	Musola		
		Rajiformes	Dasyatidae	<i>Dasyatis pastinaca</i>	Chucho		
		Torpediniformes	Torpedinidae	<i>Torpedo</i> sp.	Torpedo		
			Rajidae	<i>Raja</i> sp.	Raya		
				Rhinobatidae	<i>Rhinobatos</i> sp	Guitarra	
			Osteichthyes	Anguiliformes	Congridae	<i>Conger conger</i>	Congrio
					Muraenidae	<i>Muraena helena</i>	Morena
	Atheriniformes			Atherinidae	<i>Atherina</i> spp	Chirrete	
		Exocoetidae		<i>Cheilopogon heterurus</i>	Volador		
		Aulopiformes	Synodontidae	<i>Synodus saurus</i>	Pijo, pez lagarto		
	Gadiformes	Gadidae	Gadidae	<i>Gadus pollachius</i>	Bacaladilla		
				Merluccidae	<i>Merluccius merluccius</i>	Pescadilla, merluza	
				Gadidae	<i>Phycis phycis</i>	Brotola	
				Lophiiformes	Lophiidae	<i>Lophius piscatorius</i>	Rape
		Perciformes	Carangidae		<i>Caranx</i> sp?	Jurela	
					<i>Seriola dumerili</i>	Lecha	
					<i>Trachinotus ovatus</i>	Palometa	
				<i>Trachurus trachurus</i>	Jurel		
Centracanthidae					<i>Spicara maena</i>	Gerla	
					<i>Spicara smaris</i>	Chucla, Caramel	
	Coryphaenidae	<i>Coryphaena hippurus</i>	Llampuga				
Labridae		<i>Labrus merula</i>	morrúo				
		<i>Labrus</i> sp	Tordo, bodión, morruo				
		<i>Labrus viridis</i>	Bodión verde, morruó, tordo				
		<i>Symphodus cinereus</i>	Bodión				
		<i>Symphodus mediterraneus</i>	Pichi				



Phylum	Clase	Orden	Familia	Especie	Nombre vulgar
				<i>Symphodus ocellatus</i>	Tordo
				<i>Symphodus sp.</i>	Pichi, Todo, Peto
				<i>Symphodus tinca</i>	Peto, Pichi
				<i>Xyrichthys novacula</i>	Raó
			Mugilidae	<i>Chelon labrosus</i>	Mújol, Lisa
			Mullidae	<i>Mullus barbatus</i>	Salmonete de fango
				<i>Mullus surmuletus</i>	Salmonete de roca
			Polyprionidae	<i>Polyprion americanum</i>	Cherna
			Pomatomidae	<i>Pomatomus saltator</i>	Pasador
			Sciaenidae	<i>Sciaena umbra</i>	Corva
				<i>Umbrina cirrosa</i>	Verrugato
			Scombridae	<i>Euthynnus alleteratus</i>	Bacoreta
				<i>Sarda sarda</i>	Bonito
				<i>Scomber scombrus</i>	Caballa
			Serranidae	<i>Epinephelus marginatus</i>	Mero
				<i>Epinephelus costae</i>	Falso abadejo
				<i>Serranus cabrilla</i>	Serrano
				<i>Serranus scriba</i>	Vaca
			Sparidae	<i>Boops boops</i>	Boga
				<i>Dentex sp.</i>	Sama, denton
				<i>Dentex dentex</i>	Denton
				<i>Diplodus annularis</i>	Raspallón
				<i>Diplodus cervinus</i>	Sargo real
				<i>Diplodus puntazzo</i>	Sargo picudo
				<i>Diplodus sargus</i>	Sargo
				<i>Diplodus vulgaris</i>	Vidriá, mojarra
				<i>Lithognathus mormyrus</i>	Magre, Herrera
				<i>Oblada melanura</i>	Oblada
				<i>Pagellus bogaraveo</i>	Besugo
				<i>Pagellus erythrinus</i>	Breca, Pagel
				<i>Pagrus pagrus</i>	Pargo, Pagel
				<i>Sarpa salpa</i>	Salpa
				<i>Sparus aurata</i>	Dorada
				<i>Spondyliosoma cantharus</i>	Chopa
			Sphyraenidae	<i>Sphyraena sp.</i>	Espetón
			Uranoscopidae	<i>Uranoscopus scaber</i>	Rata, Sapo
			Xiphidae	<i>Xiphias gladius</i>	Pez espada
		Pleuronectiformes	Scophthalmidae	<i>Psetta maxima</i>	Rodaballo
			Soleidae	<i>Solea solea</i>	Lenguado
		Scorpaeniformes	Dactylopteridae	<i>Dactylopterus volitans</i>	Roncador, golondrina
			Scorpaenidae	<i>Scorpaena nonata</i>	Perrillo, rascasa
				<i>Scorpaena porcus</i>	Rascasa
				<i>Scorpaena sp.</i>	Rascasa, gallineta
				<i>Scorpeana scrofa</i>	Gallineta
			Triglidae	<i>Trigla lastoviza</i>	Rubio
				<i>Trigla spp.</i>	Rubio
		Tetraodontiformes	Balistidae	<i>Balistes carolinensis</i>	Escopeta, Ballesta
		Zeiformes	Zeidae	<i>Zeus faber</i>	Gallopedro, Pez de San Pedro
Mollusca	Cephalopoda	Octopoda	Octopodidae	<i>Octopus vulgaris</i>	Pulpo
		Sepioidea	Sepiidae	<i>Sepia officinalis</i>	Jibia, Sepia
		Teuthoidea	Loliginidae	<i>Loligo vulgaris</i>	Calamar



5.3.2.1. Especies objetivo, acompañantes y grupos multiespecíficos

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 objeto de ser capturadas varían, y consecuentemente también los artes y la frecuencia de utilización de los mismos.

Generalmente, según el arte utilizado, junto a las especies objetivo son capturadas otras especies denominadas acompañantes, las cuales, a pesar de no ser muy representativas por su número o biomasa, debido a su alto valor económico se venden aparte.

Junto a las especies objetivo y acompañantes, se pueden capturar otras especies, que según su valor comercial se venden dentro de una categoría de valor comercial inferior, se han descrito 2 grupos dentro de esta categoría:

Morralla: grupo constituido por especies de bajo valor comercial y/o especies de cierto valor comercial pero de talla pequeña o poco abundantes. En cuanto a su composición específica está constituido principalmente por rascasas (*Scorpaena porcus*, *S. notata* y *S. scrofa* de pequeño tamaño), pequeños espáridos como brecas y pageles (*Pagellus erythrinus*, *P. bogaraveo*, *Pagrus pagus*), sargos (*Diplodus vulgaris*, *D. annularis*, *D. sargus*) y serránidos (*Serranus scriba*, *S. cabrilla*) entre otros. Este grupo constituye un porcentaje de capturas importantes dentro de los trasmallos, en especial del trasmallo fino, con casi el 11% del total de las capturas registradas con este arte.

Roqueo: constituido, generalmente, por las mismas especies que componen la morralla, pero la talla de los ejemplares capturados es mayor, por lo que en los datos de capturas no aparece como grupo sino que aparecen las especies que lo componen.

5.3.2.2. Caracterización de las especies objetivo y acompañantes por arte

- **Trasmallo claro de roca:** Las especies objetivo son el denton (*Dentex dentex*) con volúmenes máximos de capturas en abril y mayo, la gallineta (*Scorpaena scrofa*) constituye el 8% de las capturas, y otros escorpénidos ocupan más del 30% del volumen de las capturas, siendo durante los meses de verano cuando más capturas se producen. Otras especies acompañantes de interés son el mero (*Epinephelus* spp.) con máximos en junio y julio, la lecha (*Seriola dumerili*) con máximos en abril y junio, corva (*Sciaena*



umbra), máximos en junio y julio, y el pulpo (*Octopus vulgaris*) con máximos en junio.

• **Trasmallo fino:** La especie objetivo es el salmonete, principalmente el de roca (*Mullus surmuletus*), que constituye más del 40% del volumen total de las capturas. Con este arte las máximas capturas ocurren durante julio y agosto, también existe otro pico menor en el mes de abril. Otras especies de interés por sus elevadas capturas lo componen los escorpénidos y la morralla, compuesto por espáridos (*Diplodus* sp.), pequeños serránidos (*Serranus* sp.) y escorpénidos de pequeño tamaño junto con otras especies ocasionales de bajo valor comercial como la gerla, el caramel (*Spicara maena* y *Spicara smaris*) o la rata (*Uranoscopus scaber*).

• **Palangre de fondo:** Tiende a capturar especies demersales más pegadas al fondo. Las especies objetivo son el denton (*Dentex dentex*), el pargo (*Pagrus pagus*) y el mero (*Epinephelus marginatus*); éste último es el que posee un mayor valor comercial, sin embargo su porcentaje capturado respecto del total no llega al 2%. Destacan las capturas de morenas (*Muraena helena*), con 54% del total capturado, y congrios (*Conger conger*), 15%, especies de escaso valor comercial que constituyen fundamentalmente los descartes de esta modalidad de pesca.

• **Trasmallo claro de langosta:** La especie objetivo principal es la langosta (*Palinurus* sp.), que constituye el 11% del volumen capturado, con un máximo de capturas en agosto, sin embargo la especie más capturada es la gallineta (*Scorpaena scrofa*) con más del 50% de la captura total. Otras especies de interés capturadas son el rape (*Lophius piscatorius*) y la brótola de roca (*Phycis phycis*). Muchas de las especies capturadas se descartan debido al mal estado que presentan, ya que pueden estar retenidas en las redes durante varios días actuando como cebo para las langostas.

• **Red alta:** Las especies objetivo son el denton (*Dentex dentex*), el sargo (*Diplodus sargus*) junto a otras especies importantes como la lecha (*Seriola dumerili*) y la breca (*Pagellus erythrinus*), sin embargo hay que destacar que la mayor parte de las capturas producidas han sido de *Umbrina cirrosa* (verrugato), especie más propia de fondos arenosos profundos, pero extremadamente rara en los fondos rocosos.

• **Red de nailon:** Las especies objetivo son ejemplares grandes de *Dentex dentex* y *Seriola dumerili*, con las mayores capturas en junio y abril respectivamente. Otras especies acompañantes de interés son *Sphyraena* sp., *Scorpaena* sp. y *Sciaena umbra*.



• **Moruna Gruesa:** Su uso está dirigido principalmente a la captura de especies migratorias. Las especies más capturadas han sido la lecha (*Seriola dumerili*) y la bacoreta (*Euthynnus alleteratus*) junto a otras como la palometa (*Trachinotus ovatus*) y el bonito (*Sarda sarda*).

• **Bonitolera:** Las especies objetivo son pelágicas, las únicas capturas han sido de ejemplares de las siguientes especies: *Seriola dumerili* (lecha) y *Euthynnus alleteratus* (bacoreta), produciéndose las máximas capturas en noviembre.

• **Cadufos:** La especie objetivo y única capturada es el pulpo (*Octopus vulgaris*), y los meses con mayores volúmenes de capturas son junio, julio y agosto, presentando un máximo en julio.

• **Chirretera:** Al igual que la anterior esta modalidad de pesca es muy selectiva y la única especie capturada es el chirrete (*Atherina* spp.).

En la Tabla 5-4 se resumen las especies objetivo para cada tipo de arte, la profundidad media, el tipo de fondo, si el arte se ha utilizado dentro o fuera de la reserva marina, el tiempo medio de calado así como los meses de uso preferente.



Tabla 5-4 Especies objetivo y caracterización del uso de cada arte incluido en el presente estudio

Arte	Especies Objetivo	Prof. Media (m)	Tipo de fondo	Dentro Reserva	Fuera Reserva	Tiempo de calado medio	Meses de uso preferente
Bonitolera	<i>Seriola dumerili</i> / <i>Sarda sarda</i>	14	<i>Posidonia</i>		■	1 noche	oct-nov
Cadufu o Alcatruz	<i>Octopus vulgaris</i>	26	Barbá-roca Barba-arena		■	Arte fijo. 1 semana	mar-oct
Chirretera	<i>Atherina spp</i>	6	<i>Posidonia</i> -arena		■	Arte fijo. Diario	jun-jul sep-oct
Moruna gruesa	<i>Seriola dumerili</i> / <i>Sarda sarda</i> / <i>Euthynnus alleteratus</i>	7	<i>Posidonia</i> , arena		■	Arte fijo. Diario	may-jul
Palangre de fondo	<i>Epinephelus marginatus</i> / <i>Dentex dentex</i> / <i>Pagrus pagrus</i>	36	Todos (pref. <i>Posidonia</i>)	■	■	2 - 4 horas	mar-may ago-dic
Red alta	<i>Seriola dumerili</i> / <i>Dentex dentex</i> / <i>Diplodus sargus</i>	16	<i>Posidonia</i> y arena	■	■	1 noche	abr, may, nov
Red de nailon	<i>Dentex dentex</i> / <i>Seriola dumerili</i>	22	Todos (pref. <i>Posidonia</i>)	■	■	1 noche	mar-ago
Trasmallo Claro roca	<i>Epinephelus sp</i> / <i>Dentex dentex</i> / <i>Scorpaena scrofa</i>	32	<i>Posidonia</i> y/o roca	■	■	1 noche - 1 día	mar-sep
Trasmallo claro langosta	<i>Palinurus sp</i> / <i>Scorpaena scrofa</i>	52	Roca	■	■	2 - 3 noches	jul-oct
Trasmallo fino	<i>Mullus sp</i>	22	Barbá-roca Brabá-arena		■	2 - 4 horas	mar-nov



5.3.3. Caracterización de los caladeros

Los caladeros frecuentados por los pescadores se extienden desde la Isla Grosa hasta la bahía de Portman, a unas profundidades comprendidas entre 5 y 150 m dependiendo del arte.

La elección del caladero está íntimamente ligada a las condiciones meteorológicas. Debido a la situación del cabo de Palos respecto a la costa, la zona de estudio y los caladeros, se ven afectados de forma desigual en función de la dirección y la fuerza del viento. Se diferencian dos zonas: la zona de levante comprendida entre la Isla Grosa y el cabo, frente a La Manga, se ve afectada principalmente por los vientos de levante (E), gregal (NE) y jaloque (SE), cuando la fuerza del viento es de 4 en adelante en la escala Beaufort (5,5 – 7,9 m/s) se hace muy difícil la pesca. Sin embargo esta zona queda protegida de los vientos de lebeche (S-SW) y mediodía (S). La zona de poniente comprendida desde el cabo de Palos hacia el Sur está más resguardada de los vientos que vienen del norte y del noreste (tramontana, gregal) y en menor medida del levante, quedando muy expuesta al lebeche (S-SW), además cuando hay marea "fresca" de poniente o levante en esta zona se dificulta mucho la pesca, ya que los artes son arrastrados, pudiendo enredarse con piedras, con la consecuente posibilidad de roturas, y además se ensucian de fango, algas, y en ocasiones "baba" (agregados mucilaginosos), lo que los hace más visibles por los peces, disminuyendo así su capacidad de captura.

Junto a las condiciones meteorológicas, la elección de los caladeros se decide a partir de unos lugares de pesca conocidos para cada arte, cuyo conocimiento se va transmitiendo de generación en generación entre los pescadores, a estos lugares se van sumando unos y desechando otros, en función del arte, la especie objetivo y la época del año.

En la Fig. 5-1 se localizan geográficamente los caladeros incluidos en el presente estudio, los cuales se caracterizan con mayor detalle en la Tabla 5-5.

5.3.4. Capturas totales por arte

Se adjuntan en las tablas siguientes (5-6 a 5-15) las capturas en kilogramos por meses, la suma total y su porcentaje de captura para cada uno de los artes descritos anteriormente desde marzo hasta noviembre. Además, se muestran en las figuras 5-7 a 5-9 la situación geográfica de los puntos medios de las artes caladas para cada tipo de arte.

5.3.5. Capturas específicas por arte

En la tabla siguiente (Tabla 5-16) se detallan las especies que han sido capturadas por cada uno de los artes y/o aparejos durante el periodo de muestreo.

Figura 5-1 Zona de estudio y ubicación de los caladeros

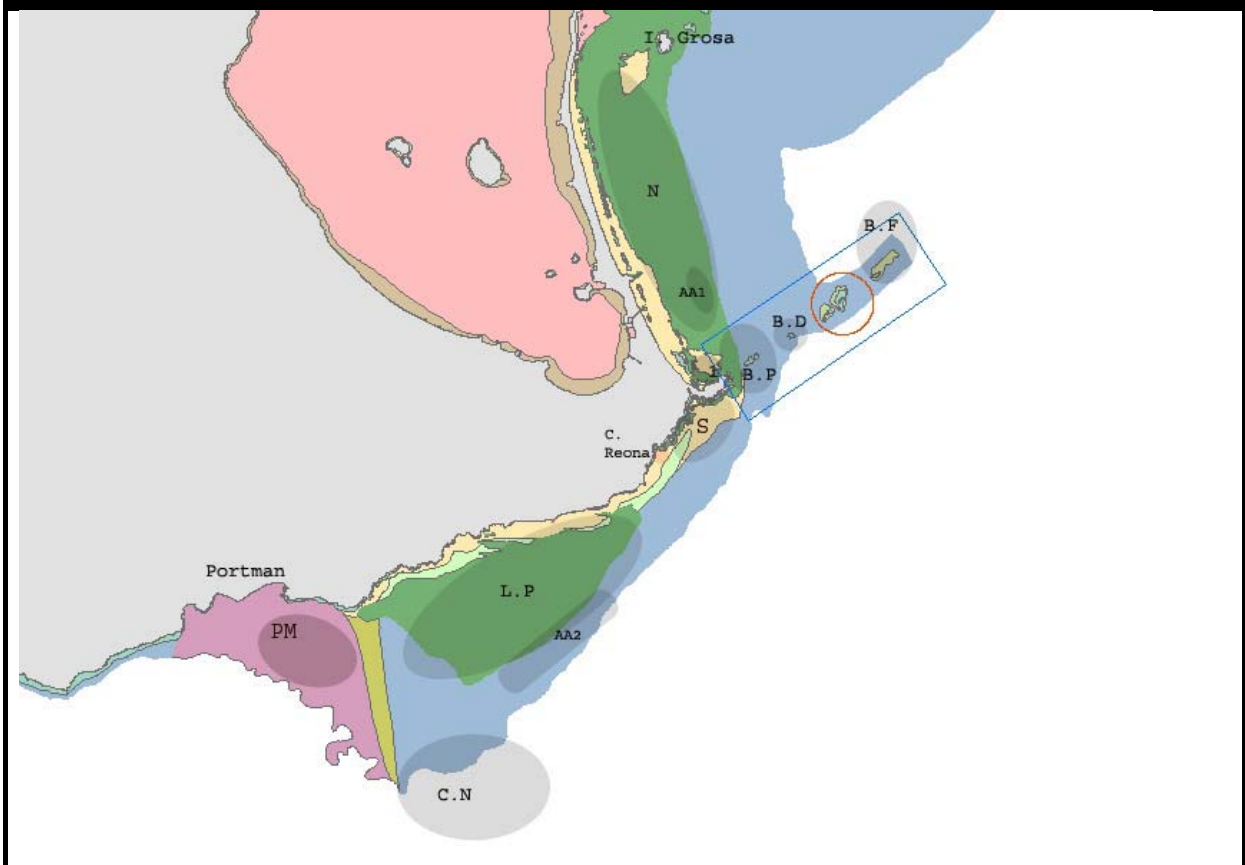




Tabla 5-5 Caracterización de los caladeros para cada arte incluidos en el presente estudio (véase Fig. 5-1 para su localización geográfica).

ARTE	CÓDIGO	CALADERO	RANGO DE PROF. (M)	FRECUENCIA DE USO	TIPO DE FONDO
Trasmallo claro de roca	B.F	Bajo de Fuera	20 - 75	Media	Biocenosis de fondos detríticos costeros. Biocenosis de coralígeno o algas esciófilas circalitorales de modo calmo. Biocenosis de algas fotófilas infralitorales de modo calmo.
	B.D	Bajo de Dentro	20 - 55	Media	Biocenosis de fondos detríticos costeros. Biocenosis de algas fotófilas infralitorales de modo calmo.
	B.P	Bajo de Piles	15 - 50	Alta	Biocenosis de fondos detríticos costeros. Biocenosis de algas fotófilas infralitorales de modo calmo. Biocenosis de pradera de <i>Posidonia oceanica</i> . Biocenosis de arenas finas bien calibradas.
	AA1	Arrecifes artificiales frente Marchamalo	20 - 25	Alta	Biocenosis de pradera de <i>Posidonia oceanica</i>
	N	Zona Norte, frente a la manga.	10 - 30	Media	Barbá somera y profunda. Biocenosis de pradera de <i>Posidonia oceanica</i> . Biocenosis de fondos detríticos costeros. Biocenosis de arenas finas bien calibradas.
	S	Al sur del cabo	15 - 35	Baja	Biocenosis de pradera de <i>Posidonia oceanica</i> . Biocenosis de arenas finas bien calibradas. Biocenosis de fondos detríticos costeros
	L.P	La Plana, desde Calblanque hasta Cabo Negrete	15 - 30	Baja	Barbá. Biocenosis de pradera de <i>Posidonia oceanica</i> .
	AA2	Arrecifes artificiales de la Plana	25 - 35	Media	Barbá. Biocenosis de pradera de <i>Posidonia oceanica</i> . Biocenosis de fondos detríticos costeros
	C.N	Frente Cabo Negrete	45 - 65	Baja	Biocenosis de fondos detríticos costeros



ARTE	CÓDIGO	CALADERO	RANGO DE PROF. (M)	FRECUENCIA DE USO	TIPO DE FONDO
Trasmallo claro de langosta	B.F	Bajo de Fuera	40 - 75	Alta	Biocenosis de fondos detríticos costeros. Biocenosis de coralígeno o algas esciófilas circalitorales de modo calmo. Biocenosis de algas fotófilas infralitorales de modo calmo.
	B.D	Al Sur del Bajo de Dentro	60 - 80	Media	Biocenosis de fondos detríticos costeros. Rocas
	C.N	Frente Cabo Negrete	45 - 100	Alta	Rocas.
Trasmallo fino	N	Zona Norte, frente a la manga	10 - 30	Alta	Barbá de arena y roca. Biocenosis de pradera de <i>Posidonia oceanica</i> .
	AA1	Arrecifes artificiales, frente Marchamalo	20 - 25	Media	Biocenosis de pradera de <i>Posidonia oceanica</i>
	S	Al sur del cabo	15 - 20	Baja	Barbá. Biocenosis de pradera de <i>Posidonia oceanica</i> . Biocenosis de arenas finas bien calibradas.
	L.P	La Plana, desde Calblanque hasta Cabo Negrete	10 - 30	Alta	Barbá de arena y roca. Biocenosis de pradera de <i>Posidonia oceanica</i> . Biocenosis de césped de <i>Cymodocea nodosa</i> . <i>Biocenosis de arenas finas bien calibradas</i> . Biocenosis de fondos detríticos costeros
	AA2	Arrecifes artificiales de la Plana	25 - 35	Media	Barbá de roca. Biocenosis de pradera de <i>Posidonia oceanica</i> . Biocenosis de fondos detríticos costeros
Cadufos	S	Al sur del cabo, frente Cala Reona	25 - 35	Media	Rocas. Biocenosis de fondos detríticos costeros
	AA2	Arrecifes artificiales de la Plana, por fuera	30 - 40	Alta	Rocas. Biocenosis de fondos detríticos costeros
Palangre de fondo	N	Zona Norte, frente a la manga hasta la Isla Grosa	25 - 35	Media	Rocas. Biocenosis de fondos detríticos costeros



ARTE	CÓDIGO	CALADERO	RANGO DE PROF. (M)	FRECUENCIA DE USO	TIPO DE FONDO
	B.P	Bajo de Piles	20 - 45	Media	Biocenosis de fondos detríticos costeros. Biocenosis de algas fotófilas infralitorales de modo calmo. Biocenosis de pradera de <i>Posidonia oceanica</i> . Biocenosis de arenas finas bien calibradas.
	AA2	Arrecifes artificiales de la Plana	20 - 30	Media	Barbá de roca. Biocenosis de pradera de <i>Posidonia oceanica</i> . Biocenosis de fondos detríticos costeros
	L.P	La Plana, zona Sur	20 - 30	Media	Biocenosis de pradera de <i>Posidonia oceanica</i> . Biocenosis de fondos detríticos costeros
Red de nylon	N	Zona Norte, frente a la manga.	15 - 25	Baja	Biocenosis de pradera de <i>Posidonia oceanica</i> . Biocenosis de fondos detríticos costeros. Biocenosis de arenas finas bien calibradas.
	L.P	La Plana, desde Calblanque hasta Cabo Negrete	15 - 30	Baja	Biocenosis de pradera de <i>Posidonia oceanica</i> . Biocenosis de césped de <i>Cymodocea nodosa</i> . Biocenosis de arenas finas bien calibradas.
	PM	de Cabo Negrete a la bahía de Portman	22 - 55	Baja	Biocenosis de fondos blandos muy contaminados
Moruna gruesa	1	Cala Túnez.	5 - 12	Media	Biocenosis de pradera de <i>Posidonia oceanica</i> . Biocenosis de arenas finas bien calibradas. Biocenosis de césped de <i>Cymodocea nodosa</i> .
	C. R	Cala Reona	5 - 13	Baja	Biocenosis de pradera de <i>Posidonia oceanica</i> . Biocenosis de arenas finas bien calibradas. Biocenosis de césped de <i>Cymodocea nodosa</i> .
Red alta	L.P	La Plana, límite inferior de la pradera de <i>Posidonia oceanica</i>	5 - 20	Baja	Biocenosis de pradera de <i>Posidonia oceanica</i> . Biocenosis de arenas finas bien calibradas. Biocenosis de césped de <i>Cymodocea nodosa</i> .
	PM	Al Oeste de Cabo negrete	20 - 35	Baja	Biocenosis de césped de <i>Cymodocea nodosa</i> . Biocenosis de fondos blandos muy contaminados



Tabla 5-6 Peso (en kg) y proporción (en %) de las capturas por especie y mes para el **trasmallo claro de roca** en el presente estudio, ordenadas por importancia de la captura para ese arte

ESPECIES \ MES	MAR	ABR	MAY	JUN	JUL	AGO	SEP	Total kg spp	% de la captura
<i>Scorpaena sp</i>		31,00	62,40	791,33	414,20	139,60	94,00	1532,53	19,54
<i>Scorpeana scrofa</i>	5,00	69,05	27,00	254,30	473,85	156,50	61,60	1047,30	13,36
<i>Dentex dentex</i>	24,60	171,40	122,40	89,35	78,35	66,05	67,80	619,95	7,91
<i>Sciaena umbra</i>		8,00	25,60	229,00	116,50	48,95	11,30	439,35	5,60
<i>Seriola dumerilli</i>	18,60	163,40	82,00	120,40	37,10	3,75		425,25	5,42
Morralla	10,10	78,25	64,40	74,00	63,35	95,35	30,50	415,95	5,30
<i>Octopus vulgaris</i>	17,00	13,90	48,80	119,77	86,30	29,80	1,80	317,37	4,05
<i>Mullus sp.</i>	2,40	4,60	0,40	30,50	102,20	20,00	94,60	254,70	3,25
<i>Raja sp.</i>		41,75	16,00	22,49	33,40	74,90	49,15	237,69	3,03
<i>Sepia officinalis</i>	43,00	58,45	56,20	51,12	11,30	0,60	6,30	226,97	2,89
<i>Pagellus bogaraveo</i>			42,00	21,22	138,00			201,22	2,57
<i>Pagellus erythrinus</i>	8,00	10,30	64,20	13,85	66,00	13,00	23,70	199,05	2,54
<i>Pagrus pagrus</i>	3,00	38,95	26,00	74,30	21,30	31,35	2,40	197,30	2,52
<i>Lophius piscatorius</i>		39,65	5,00	19,33	62,20	30,80	3,00	159,98	2,04
<i>Uranoscopus scaber</i>	37,00	15,40	16,20	3,75	23,55	31,10	12,30	139,30	1,78
<i>Phycis sp.</i>		28,45	38,90	0,60	31,60	6,50	2,00	108,05	1,38
<i>Symphodus ocellatus</i>				39,12	35,00	23,00	8,20	105,32	1,34
<i>Sphyaena sp.</i>	30,00	1,50	62,60			2,00		96,10	1,23
<i>Spondyliosoma cantharus</i>		47,00	17,00	2,00	6,50	13,50	0,60	86,60	1,10
<i>Epinephelus marginatus</i>	2,50	2,10	3,80	17,65	26,65	12,45	16,00	81,15	1,03
<i>Diplodus sp.</i>	7,70	8,30	13,20	2,50	30,00	7,30	11,80	80,80	1,03
<i>Trachinotus ovatus</i>	80,00							80,00	1,02
<i>Trachurus trachurus</i>			10,00	60,00				70,00	0,89
<i>Symphodus tinca</i>					43,00	22,50		65,50	0,84
<i>Conger conger</i>		12,30	2,00	23,05	2,00	19,40		58,75	0,75
<i>Solea solea</i>	22,80	4,50	26,10		2,60	1,30		57,30	0,73



ESPECIES \ MES	MAR	ABR	MAY	JUN	JUL	AGO	SEP	Total kg spp	% de la captura
<i>Scylliorhinus canícula</i>			45,00	2,89		8,00	1,00	56,89	0,73
<i>Scyllarides latus</i>			3,80	0,70	2,30	36,50		43,30	0,55
<i>Sarda sarda</i>	1,90	26,50	14,50					42,90	0,55
<i>Palinurus sp</i>			2,00	4,87	24,60	7,50	2,10	41,07	0,52
<i>Spicara maena</i>					1,00	2,20	33,50	36,70	0,47
<i>Muraena helena</i>		7,00	18,00		3,00	4,50	3,80	36,30	0,46
<i>Mustelus mustelus</i>		14,20	16,00	3,00	2,00			35,20	0,45
<i>Trigla spp</i>			20,50	1,18		0,60	1,70	23,98	0,31
<i>Chelon labrosus</i>	14,00	2,30					6,70	23,00	0,29
<i>Torpedo sp.</i>					22,00			22,00	0,28
<i>Sarpa salpa</i>					3,00	18,10		21,10	0,27
<i>Trachinus draco</i>			0,90			11,30	8,30	20,50	0,26
<i>Serranus sp</i>					5,00	5,00	8,60	18,60	0,24
<i>Gadus pollachius</i>			1,50	3,00	5,50	8,00		18,00	0,23
<i>Zeus faber</i>	1,50	7,00	5,70	0,61	0,50	0,60		15,91	0,20
<i>Labrus viridis</i>					8,00	2,80	4,75	15,55	0,20
<i>Scomber scombrus</i>				12,00				12,00	0,15
<i>Boops boops</i>			10,00	1,25				11,25	0,14
<i>Lithorgnatus mormyrus</i>				11,00				11,00	0,14
<i>Homarus vulgaris</i>		4,50		3,80	1,70			10,00	0,13
<i>Epinephelus costae</i>		3,80				1,60		5,40	0,07
<i>Pomatomus saltator</i>						4,00		4,00	0,05
<i>Sparus aurata</i>					1,50	2,00		3,50	0,04
<i>Labrus merula</i>							3,20	3,20	0,04
<i>Rhinobatos sp</i>						3,00		3,00	0,04
<i>Caranx sp?</i>							2,00	2,00	0,03
<i>Synodus saurus</i>					1,20			1,20	0,02
<i>Oblada melanura</i>						0,35		0,35	0,00

Tabla 5-6 (cont.)



Tabla 5-7 Peso (en kg) y proporción (en %) de las capturas por especie y mes para el **trasmallo fino** en el presente estudio, ordenadas por importancia de la captura para ese arte

ESPECIES \ MES	MAR	ABR	MAY	JUN	JUL	AGO	SEP	OCT	NOV	Total Kg Spp	% de captura
<i>Mullus sp.</i>	20,90	237,60	46,00	354,20	747,75	560,70	61,20	5,10	47,50	2080,95	40,51
<i>Scorpaena sp</i>	3,40	12,40	25,00	97,42	325,55	372,85	75,45		5,40	917,47	17,86
Morralla		139,30	18,00	24,80	120,20	194,25	9,35	11,00	36,00	552,90	10,76
<i>Spicara maena</i>	30,00			6,30	70,00	266,00				372,30	7,25
<i>Scorpeana scrofa</i>	2,40	8,50		15,90	84,45	112,10		1,20		224,55	4,37
<i>Serranus sp</i>	15,30			61,30	97,25	26,80	14,00			214,65	4,18
<i>Diplodus sp.</i>		15,00	22,00	2,32	13,65	20,50	21,40			94,87	1,85
<i>Octopus vulgaris</i>	5,00	23,80	1,50	22,36	23,20	4,30		2,50	1,00	83,66	1,63
<i>Sepia officinalis</i>	2,50	25,10	2,50	10,33	6,50	9,60			12,00	68,53	1,33
<i>Dentex dentex</i>				8,10		55,95		1,00	2,00	67,05	1,31
<i>Scylliorhinus canícula</i>	10,00	35,00				20,50				65,50	1,28
<i>Muraena helena</i>	11,50			2,00	18,00	7,00				38,50	0,75
<i>Xyrichthys novacula</i>					26,00	11,50				37,50	0,73
<i>Mustelus mustelus</i>		1,00			6,00	25,00	3,50			35,50	0,69
<i>Phycis sp.</i>	0,50		1,00	3,67		20,00	8,00			33,17	0,65
<i>Spicara smaris</i>						30,00				30,00	0,58
<i>Sphyraena sp.</i>					5,00	20,80				25,80	0,50
<i>Uranoscopus scaber</i>	1,50	6,10		5,00	7,50	2,30				22,40	0,44
<i>Scyllarides latus</i>						22,00				22,00	0,43
<i>Seriola dumerilli</i>		18,00			4,00					22,00	0,43
<i>Sciaena umbra</i>		1,00		11,10	2,50	5,50				20,10	0,39
<i>Pagrus pagrus</i>				1,34	5,30	13,00				19,64	0,38
<i>Symphodus ocellatus</i>				17,31	1,50	0,80				19,61	0,38
<i>Umbrina cirrosa</i>						3,50			8,00	11,50	0,22
<i>Spondyliosoma cantharus</i>						11,00				11,00	0,21
<i>Pagellus bogaraveo</i>			1,00			8,00				9,00	0,18



ESPECIES \ MES	MAR	ABR	MAY	JUN	JUL	AGO	SEP	OCT	NOV	Total Kg Spp	% de captura
<i>Epinephelus marginatus</i>					5,70					5,70	0,11
<i>Pagellus erythrinus</i>				1,66		1,15			2,00	4,81	0,09
<i>Symphodus cinereus</i>						3,00				3,00	0,06
<i>Xiphias sp</i>						3,00				3,00	0,06
<i>Palinurus sp</i>		1,00		0,70		1,00				2,70	0,05
<i>Oblada melanura</i>						2,65				2,65	0,05
<i>Zeus faber</i>	0,60	2,00								2,60	0,05
<i>Conger conger</i>	2,00									2,00	0,04
<i>Dasyatis pastinaca</i>					1,80					1,80	0,04
<i>Raja sp.</i>		1,00			0,80					1,80	0,04
<i>Symphodus tinca</i>				0,10	1,00		0,50			1,60	0,03
<i>Lithognathus mormyrus</i>					1,50					1,50	0,03
<i>Polyprion americanum</i>				1,00						1,00	0,02
<i>Sarpa salpa</i>						1,00				1,00	0,02
<i>Trachinus draco</i>		0,50								0,50	0,01
<i>Trachurus trachurus</i>					0,50					0,50	0,01
<i>Symphodus mediterraneus</i>				0,16						0,16	0,00
<i>Synodus saurus</i>				0,15						0,15	0,00
<i>Labrus viridis</i>				0,06						0,06	0,00

Tabla 5-7 (cont.)



Tabla 5-8 Peso (en kg) y proporción (en %) de las capturas por especie y mes para el **palangre de fondo** en el presente estudio, ordenadas por importancia de la captura para ese arte

ESPECIES \ MES	MAR	ABR	MAY	AGO	SEP	OCT	NOV	Total Kg Spp	% de la captura
<i>Muraena helena</i>	480,00	1332,50	470,00	30,00	55,00	524,00	253,00	3144,50	54,92
<i>Conger conger</i>	140,00	326,00	126,00	2,00	6,20	273,00	30,00	903,20	15,77
<i>Dentex dentex</i>	81,00	145,60	62,00	20,50	1,50	100,10	99,40	510,10	8,91
<i>Pagrus pagrus</i>	30,00	346,75	39,50	6,70	2,00	5,70	7,10	437,75	7,65
<i>Dasyatis pastinaca</i>		96,00	30,00	15,50			40,00	181,50	3,17
<i>Epinephelus marginatus</i>	17,00	32,00	7,00	8,00		32,70	12,60	109,30	1,91
<i>Octopus vulgaris</i>	18,00	47,00	3,00					68,00	1,19
<i>Scyliorhinus canícula</i>		36,00	10,00					46,00	0,80
<i>Symphodus sp.</i>						2,00	37,00	39,00	0,68
<i>Trachinus draco</i>		35,50						35,50	0,62
<i>Mustelus mustelus</i>		32,00						32,00	0,56
<i>Scorpeana scrofa</i>	6,00	15,00	2,00	2,00			3,50	28,50	0,50
<i>Raja sp.</i>	2,70	16,00	6,00					24,70	0,43
<i>Diplodus sp.</i>	3,40	3,50	9,50		1,50	4,80	1,00	23,70	0,41
<i>Symphodus ocellatus</i>		21,00						21,00	0,37
<i>Pagellus erythrinus</i>		2,50				5,70	10,50	18,70	0,33
<i>Trigla spp</i>			13,00	3,80				16,80	0,29
<i>Morralla</i>				12,40				12,40	0,22
<i>Xiphias sp</i>				11,90				11,90	0,21
<i>Dentex sp</i>		8,00						8,00	0,14
Escualos		8,00						8,00	0,14
<i>Labrus sp</i>			7,00					7,00	0,12
<i>Merluccius merluccius</i>			5,00	1,30				6,30	0,11
<i>Spondyliosoma cantharus</i>	1,50			4,00				5,50	0,10
<i>Euthynnus alleteratus</i>					5,40			5,40	0,09
<i>Pomatomus saltator</i>				5,00				5,00	0,09



ESPECIES \ MES	MAR	ABR	MAY	AGO	SEP	OCT	NOV	Total Kg Spp	% de la captura
<i>Balistes carolinensis</i>				4,50				4,50	0,08
<i>Coryphaena hippurus</i>							3,50	3,50	0,06
<i>Uranoscopus scaber</i>		3,00						3,00	0,05
<i>Seriola dumerilli</i>							2,50	2,50	0,04
<i>Labrus viridis</i>				1,20				1,20	0,02
<i>Sciaena umbra</i>						1,20		1,20	0,02

Tabla 5-8 (cont.)



Tabla 5-9 Peso (en kg) y proporción (en %) de las capturas por especie y mes para el **trasmallo claro de langosta** en el presente estudio, ordenadas por importancia de la captura para ese arte

ESPECIES \ MES	JUL	AGO	SEP	OCT	Total Kg Spp	% de captura
<i>Scorpeana scrofa</i>	52,00	368,80	245,15	66,50	732,45	51,35
<i>Palinurus sp</i>	8,10	80,09	59,40	14,10	161,69	11,34
<i>Lophius piscatorius</i>	19,00	59,25	35,50		113,75	7,97
<i>Phycis sp.</i>		65,50	29,10	7,50	102,10	7,16
<i>Raja sp.</i>		26,40	25,05		51,45	3,61
<i>Scorpaena sp</i>		31,80			31,80	2,23
<i>Trachinus draco</i>		8,00	17,30	1,60	26,90	1,89
<i>Epinephelus marginatus</i>			24,20		24,20	1,70
<i>Mustelus mustelus</i>		23,15			23,15	1,62
<i>Pagellus bogaraveo</i>		10,00	6,50	0,20	16,70	1,17
<i>Pagellus erythrinus</i>		12,90	3,00	0,60	16,50	1,16
<i>Spondylisoma cantharus</i>		11,00	3,00		14,00	0,98
<i>Homarus vulgaris</i>		4,50	9,20		13,70	0,96
<i>Morralla</i>		4,20	8,10		12,30	0,86
<i>Merluccius merluccius</i>		11,20	1,10		12,30	0,86
<i>Diplodus sp.</i>		5,00	0,10	5,00	10,10	0,71
<i>Uranoscopus scaber</i>		4,70	4,00	0,30	9,00	0,63
<i>Pagrus pagrus</i>		4,70	2,90		7,60	0,53
<i>Dentex dentex</i>		1,60	5,80		7,40	0,52
<i>Dasyatis pastinaca</i>			6,00		6,00	0,42
<i>Epinephelus costae</i>			6,00		6,00	0,42
<i>Gadus pollachius</i>			6,00		6,00	0,42
<i>Sarda sarda</i>			5,00		5,00	0,35
<i>Seriola dumerilli</i>			3,70		3,70	0,26
<i>Octopus vulgaris</i>		3,00			3,00	0,21



ESPECIES \ MES	JUL	AGO	SEP	OCT	Total Kg Spp	% de captura
<i>Euthynnus alleteratus</i>			2,00		2,00	0,14
<i>Zeus faber</i>			2,00		2,00	0,14
<i>Sphyraena sp.</i>			1,70		1,70	0,12
<i>Trigla spp</i>		1,50			1,50	0,11
<i>Solea solea</i>		1,20			1,20	0,08
<i>Mullus sp.</i>			0,60		0,60	0,04
<i>Nephrops norvegicus</i>				0,60	0,60	0,04

Tabla 5-9 (cont.)



Tabla 5-10 Peso (en kg) y proporción (en %) de las capturas por especie y mes para la **red alta** en el presente estudio, ordenadas por importancia de la captura para ese arte

ESPECIES \ MES	ABR	MAY	NOV	Total Kg Spp	% de la captura
<i>Umbrina cirrosa</i>			228,45	228,45	55,21
<i>Diplodus sp.</i>	5,00	5,30	54,50	64,80	15,66
<i>Seriola dumerilli</i>		16,00	26,35	42,35	10,23
<i>Sphyraena sp.</i>		2,70	23,00	25,70	6,21
<i>Dentex dentex</i>	18,00		1,75	19,75	4,77
<i>Octopus vulgaris</i>	8,50			8,50	2,05
<i>Sciaena umbra</i>	5,00		2,00	7,00	1,69
<i>Sparus aurata</i>			6,40	6,40	1,55
<i>Pagellus erythrinus</i>			4,75	4,75	1,15
<i>Sarda sarda</i>		2,30		2,30	0,56
<i>Sepia officinalis</i>		1,50	0,80	2,30	0,56
<i>Scorpeana scrofa</i>			0,50	0,50	0,12
<i>Scorpaena sp</i>			0,50	0,50	0,12
<i>Uranoscopus scaber</i>			0,50	0,50	0,12



Tabla 5-11 Peso (en kg) y proporción (en %) de las capturas por especie y mes para la **moruna gruesa** en el presente estudio, ordenadas por importancia de la captura para ese arte

ESPECIES \ MES	MAY	JUN	JUL	OCT	Total Kg Spp	% de la captura
<i>Seriola dumerilli</i>	177,50	188,00	110,00	1855,00	2330,50	89,55
<i>Euthynnus alleteratus</i>	104,50				104,50	4,02
<i>Trachinotus ovatus</i>	46,00	50,00			96,00	3,69
<i>Sarda sarda</i>	27,00				27,00	1,04
<i>Cheilopogon heterurus</i>		20,00			20,00	0,77
<i>Sphyraena sp.</i>	16,00				16,00	0,61
<i>Dentex dentex</i>	7,00				7,00	0,27
<i>Chelon labrosus</i>	1,50				1,50	0,06



Tabla 5-12 Peso (en kg) y proporción (en %) de las capturas por especie y mes para la **red de nailon** en el presente estudio, ordenadas por importancia de la captura para ese arte

ESPECIES \ MES	MAR	ABR	MAY	JUN	JUL	AGO	Total Kg Spp	% de la captura
<i>Dentex dentex</i>	19,00	19,30	1,50	51,30	7,20	43,50	141,80	20,52
<i>Seriola dumerilli</i>	50,00	63,00				2,00	115,00	16,64
<i>Sphyraena sp.</i>	60,00	15,50	0,80	23,80			100,10	14,49
Morralla		24,80		10,60		23,50	58,90	8,52
<i>Scorpaena sp</i>			3,00	40,00	7,50		50,50	7,31
<i>Sciaena umbra</i>		9,00		19,80	14,50		43,30	6,27
<i>Octopus vulgaris</i>		16,00		18,40	3,50		37,90	5,49
<i>Scorpeana scrofa</i>	1,00	3,70		19,55	1,80		26,05	3,77
<i>Sepia officinalis</i>	10,00	15,50					25,50	3,69
<i>Pagellus erythrinus</i>	5,00	2,50	4,00	8,90			20,40	2,95
<i>Uranoscopus scaber</i>		10,00	2,00	2,80		4,00	18,80	2,72
<i>Trachinotus ovatus</i>				10,00			10,00	1,45
<i>Lophius piscatorius</i>			3,50	3,70			7,20	1,04
<i>Diplodus sp.</i>		5,60	0,50				6,10	0,88
<i>Phycis sp.</i>				5,50			5,50	0,80
<i>Pagrus pagrus</i>		3,50					3,50	0,51
<i>Raja sp.</i>						3,50	3,50	0,51
<i>Scyllarides latus</i>				1,00		1,50	2,50	0,36
<i>Zeus faber</i>	1,00	1,10					2,10	0,30
<i>Chelon labrosus</i>		2,00					2,00	0,29
<i>Mustelus mustelus</i>	2,00						2,00	0,29
<i>Psetta maxima</i>				1,90			1,90	0,27
<i>Sparus aurata</i>		1,60					1,60	0,23
<i>Palinurus sp</i>				1,50			1,50	0,22
<i>Epinephelus costae</i>		1,40					1,40	0,20
<i>Umbrina cirrosa</i>		1,00					1,00	0,14
<i>Epinephelus marginatus</i>		0,60					0,60	0,09
<i>Serranus sp</i>			0,30				0,30	0,04



Tabla 5-13 Peso (en kg) y proporción (en %) de las capturas por especie y mes para la **bonitolera** en el presente estudio, ordenadas por importancia de la captura para ese arte

ESPECIES \ MES	OCT	NOV	Total Kg Spp	% de la captura
<i>Seriola dumerilli</i>	7,00	118,00	125,00	92,59
<i>Euthynnus alleteratus</i>		10,00	10,00	7,41

Tabla 5-14 Peso (en kg) y proporción (en %) de las capturas por especie y mes para los **cadufos** en el presente estudio

CADUFOS	MAR	ABR	MAY	JUN	JUL	AGO	SEP	OCT	Total
<i>Octopus vulgaris</i>	130,00	205,00	157,00	768,00	1154,00	615,00	180,00	55,00	3264,00

Tabla 5-15 Peso (en kg) y proporción (en %) de las capturas por especie y mes para la **chirretera** en el presente estudio

CHIRRETERA	JUN	JULI	SEP	OCT	Total Spp
<i>Atherina spp</i>	5,00	39,15	342,00	168,00	554,15



Tabla 5-16 Relación de especies capturadas por los 10 artes estudiados en el presente informe (**1:** Trasmallo claro de roca; **2:** Trasmallo fino; **3:** Palangre de fondo; **4:** Trasmallo claro de langosta; **5:** Red alta; **6:** Red de nailon; **7:** Moruna gruesa; **8:** Bonitolera; **9:** Cadufos; **10:** chirretera).

ESPECIES \ ARTES	1. TCR	2. TF	3. PF	4. TCL	5. RA	6. RN	7. MG	8. BON	9. CA	10. CHI
<i>Atherina spp</i>										X
<i>Balistes carolinensis</i>			X							
<i>Boops boops</i>	X									
<i>Caranx sp?</i>	X									
<i>Chelon labrosus</i>	X					X	X			
<i>Cheilopogon heterurus</i>							X			
<i>Conger conger</i>	X	X	X	X						
<i>Coryphaena hippurus</i>			X	X						
<i>Dasyatis pastinaca</i>		X	X	X						
<i>Dentex dentex</i>	X	X	X	X	X	X	X			
<i>Dentex sp</i>			X							
<i>Diplodus sp.</i>	X	X	X	X	X	X				
<i>Epinephelus costae</i>	X			X		X				
<i>Epinephelus marginatus</i>	X	X	X	X		X				
Escualos			X							
<i>Euthynnus alleteratus</i>			X	X			X	X		
<i>Gadus pollachius</i>	X			X						
<i>Homarus vulgaris</i>	X			X						
<i>Labrus sp</i>			X							
<i>Labrus merula</i>	X									
<i>Labrus viridis</i>	X	X	X							
<i>Lithorgnatus mormyrus</i>	X	X								
<i>Lophius piscatorius</i>	X			X		X				
<i>Merluccius merluccius</i>			X	X						



ESPECIES \ ARTES	1. TCR	2. TF	3. PF	4. TCL	5. RA	6. RN	7. MG	8. BON	9. CA	10. CHI
Morralla	X	X	X	X		X				
<i>Mullus sp.</i>	X	X		X						
<i>Muraena helena</i>	X	X	X							
<i>Mustelus mustelus</i>	X	X	X	X		X				
<i>Nephrops norvegicus</i>				X						
<i>Oblada melanura</i>	X	X								
<i>Octopus vulgaris</i>	X	X	X	X	X	X			X	
<i>Pagellus bogaraveo</i>	X	X		X						
<i>Pagellus erythrinus</i>	X	X	X	X	X	X				
<i>Pagrus pagrus</i>	X	X	X	X		X				
<i>Palinurus sp</i>	X	X		X		X				
<i>Pomatomus saltator</i>	X		X							
<i>Phycis sp.</i>	X	X		X		X				
<i>Polyprion americanum</i>		X								
<i>Psetta maxima</i>						X				
<i>Raja sp.</i>	X	X	X	X		X				
<i>Rhinobatos sp</i>	X									
<i>Sarda sarda</i>	X			X	X		X			
<i>Sarpa salpa</i>	X	X								
<i>Sciaena umbra</i>	X	X	X		X	X				
<i>Scomber scombrus</i>	X									
<i>Scorpaena sp</i>	X	X		X	X	X				
<i>Scorpeana scrofa</i>	X	X	X	X	X	X				
<i>Scylliorhinus canícula</i>	X	X	X							
<i>Scyllarides latus</i>	X	X				X				
<i>Sepia officinalis</i>	X	X			X	X				
<i>Seriola dumerilii</i>	X	X	X	X	X	X	X	X		
<i>Serranus sp</i>	X	X				X				
<i>Solea solea</i>	X			X						
<i>Sparus aurata</i>	X				X	X				
<i>Sphyraena sp.</i>	X	X		X	X	X	X			
<i>Spicara maena</i>	X	X								



ESPECIES \ ARTES	1. TCR	2. TF	3. PF	4. TCL	5. RA	6. RN	7. MG	8. BON	9. CA	10. CHI
<i>Spicara smaris</i>		X								
<i>Spondylisoma cantharus</i>	X	X	X	X						
<i>Symphodus cinereus</i>		X								
<i>Symphodus mediterraneus</i>		X								
<i>Symphodus ocellatus</i>	X	X	X							
<i>Symphodus tinca</i>	X	X								
<i>Symphodus sp.</i>			X							
<i>Synodus saurus</i>	X	X								
<i>Torpedo sp.</i>	X									
<i>Trachinotus ovatus</i>	X					X	X			
<i>Trachinus draco</i>	X	X	X	X						
<i>Trachurus trachurus</i>	X	X								
<i>Trigla spp</i>	X		X	X						
<i>Umbrina cirrosa</i>		X			X	X				
<i>Uranoscopus scaber</i>	X	X	X	X	X	X				
<i>Xiphias sp</i>		X	X							
<i>Xyrichthys novacula</i>		X								
<i>Zeus faber</i>	X	X		X		X				

Tabla 5-16 (cont.)



5.3.6. Distribución del esfuerzo pesquero como indicador del efecto reserva

La hipótesis de trabajo es que el esfuerzo pesquero está más concentrado en las proximidades de los límites de la reserva marina que en zonas más alejadas que tengan las mismas características (hábitat, profundidad,...). Si esto es cierto hay que estudiar si es la reserva marina u otro factor el causante de dicha agregación. Si por el contrario no es cierto habrá que buscar qué factores explican estos patrones.

En las siguientes gráficas (Fig. 5-2, 5-3 y 5-4) se muestran en el eje *y* la frecuencia acumulada del esfuerzo, expresada en metros de red (en porcentaje) y en el *x* la distancia a la isla Hormiga (centro de la reserva marina) en kilómetros. Si la distribución acumulada del esfuerzo pesquero (DAE) fuese aleatoria, los datos darían una resultante con una pendiente igual a 1. Cuando la pendiente de la DAE es mayor que 1 indican que el esfuerzo está concentrado, y si es menor indican que no hay concentración.

Figura 5-2 Distribución de frecuencia acumulada (en %) del esfuerzo pesquero total (medido en logitud total de arte en m) considerando todos los artes estudiados juntos, en toda el área de estudio





Figura 5-3 Distribución de frecuencia acumulada (en %) del esfuerzo pesquero total (medido en logitud total de arte en m) considerando todos los artes estudiados juntos, hacia el norte de la reserva marina

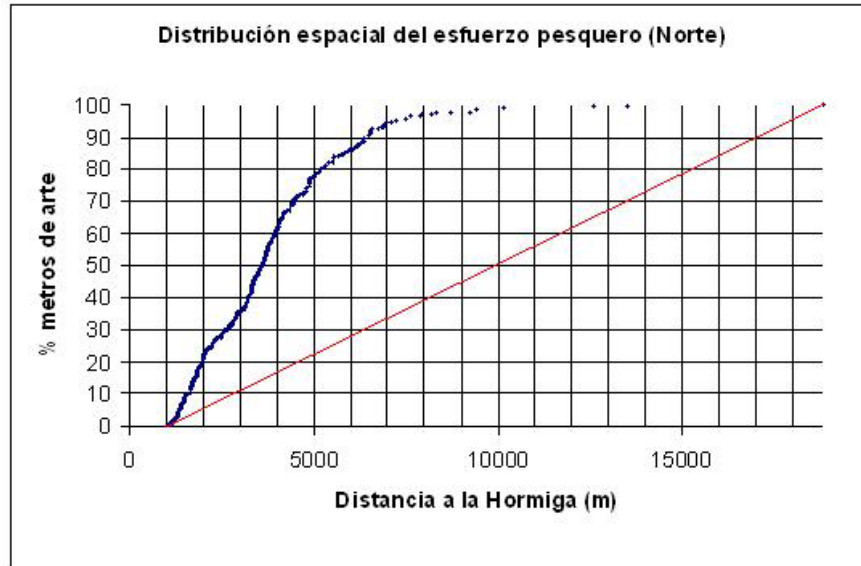
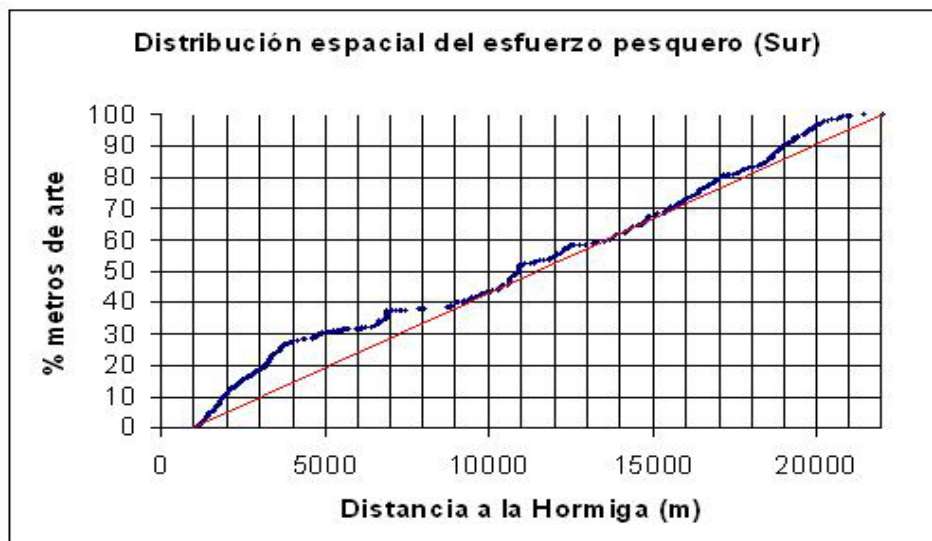


Figura 5-4 Distribución de frecuencia acumulada (en %) del esfuerzo pesquero total (medido en logitud total de arte en m) considerando todos los artes estudiados juntos, hacia el sur de la reserva marina





El primer tramo, de 0 – 1000 m, se corresponde prácticamente con el área de reserva integral (0,5 millas náuticas = 926 m), por lo que no hay datos, ya que está prohibida toda actividad extractiva. En el tramo siguiente, de 1000 – 2000 m se observa un aumento de la pendiente, que se corresponde con un aumento del esfuerzo, sobre todo de trasmallo claro de roca, en los Bajos de Fuera y de Dentro. En el siguiente kilómetro la pendiente disminuye para volver a aumentar de forma más acusada a partir de los 3000 m hasta los 3800 – 4000 m, este tramo se corresponde con la zona del Bajo de Piles y la punta del cabo, extendiéndose sobre todo hacia el norte, siguiendo el límite superior de la pradera de *Posidonia oceanica* que sale de la zona de amortiguación de la reserva marina, por el rango de profundidades de 20 – 30 metros.

A partir de aquí, hacia el norte la pendiente aumenta más suavemente, con un pico entre los 4500 y 4800 m (arrecifes artificiales frente el Marchamalo), para el trasmallo claro de roca este pico es poco significativo.

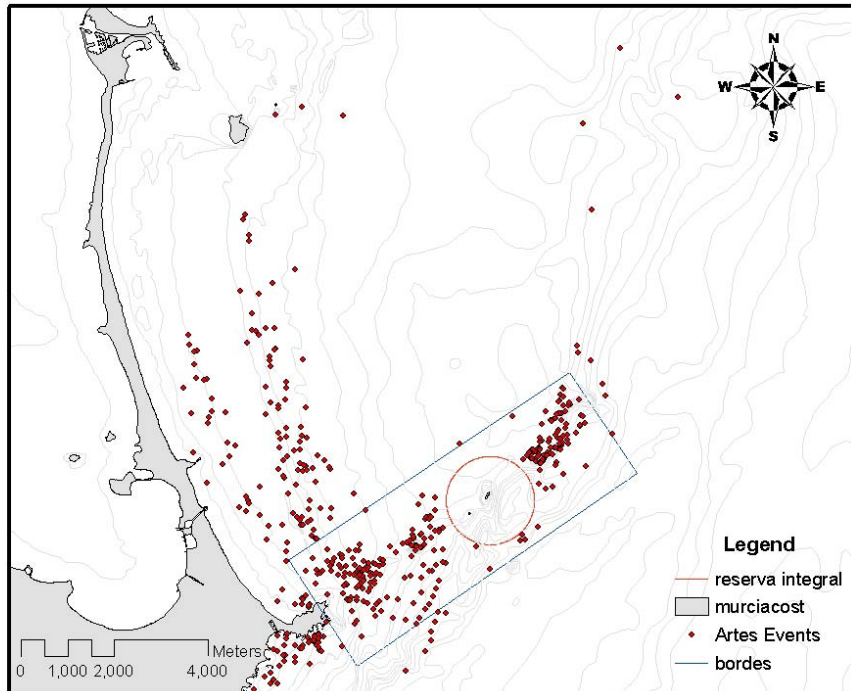


Figura 5-5 Localización geográfica de los puntos medios de los artes registrados a partir de encuestas y embarques durante el periodo de estudio en la zona norte de Cabo de Palos



Sin embargo es más acusado en el trasmallo fino y el palangre de fondo, siguiendo el recorrido hacia el norte la pendiente decae, apreciándose otro pico (concentración del esfuerzo) sólo destacable en el palangre de fondo a unos 6400 m del centro de la reserva, frente al edificio de Las Sirenas en La Manga, en la zona de la *barbá* (Fig. 5-3 y 5-5).

En la zona sur, tras el aumento inicial en los primeros 4 kilómetros (zona de los bajos de Dentro, Piles y punta del cabo) destaca el descenso de la pendiente de la distribución acumulada del esfuerzo, que aumenta muy suavemente hasta llegar a la zona de arrecifes artificiales de La Plana; en este tramo, que va de los 4 a los 11 kilómetros, sólo cabe destacar dos picos en los que la pendiente sugiere una mayor concentración del esfuerzo, el primero es a los 4,8 – 5 kilómetros, en la zona sur del cabo, utilizado sobre todo por el trasmallo fino. Otro es en los 6,3 – 7,2 kilómetros, zona del bajo del Descargador y próxima a Cala Reona. A partir de los 11 kilómetros la pendiente va aumentando progresivamente siguiendo la zona de arrecifes artificiales de la plana (Fig. 5-4 y 5-6).

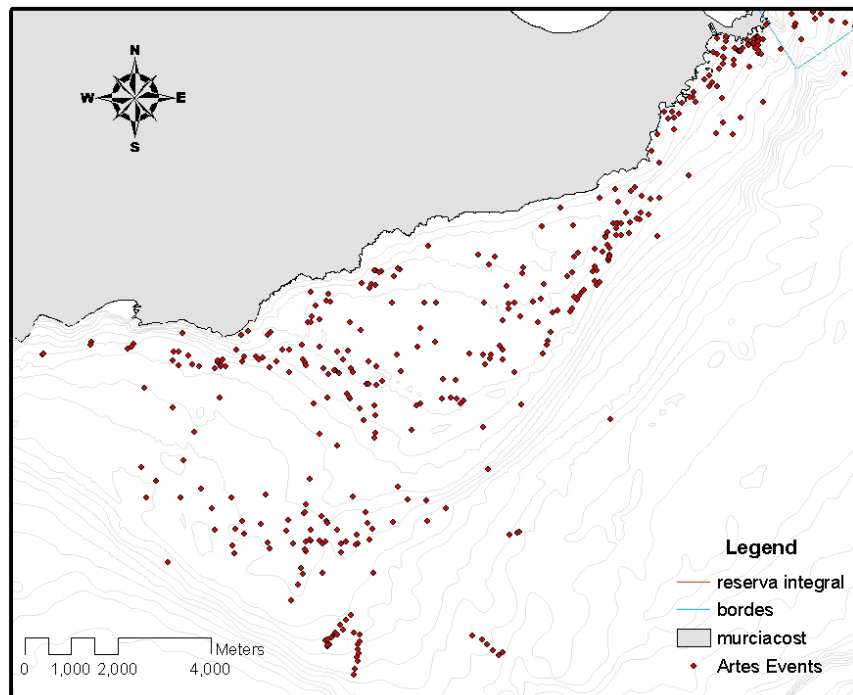


Figura 5-6 Localización geográfica de los puntos medios de los artes registrados a partir de encuestas y embarques durante el periodo de estudio en la zona sur de Cabo de Palos



El claro aumento de la pendiente en las proximidades de los límites de la reserva, fundamentalmente en los 5 primeros kilómetros, indica una posible concentración del esfuerzo; asimismo los gradientes de distribución que se observan se pueden explicar por el efecto debido a la existencia de la reserva marina. Esto se ve de forma más clara en la zona norte, en la que los gradientes son más acusados y las características de hábitat, profundidad y tipo de fondo son similares tanto en los límites de la reserva marina como en zonas más alejadas. Por el contrario, hacia el sur hay una discontinuidad del hábitat que puede explicar la distribución del esfuerzo y la ausencia de gradientes próximos a la reserva marina.

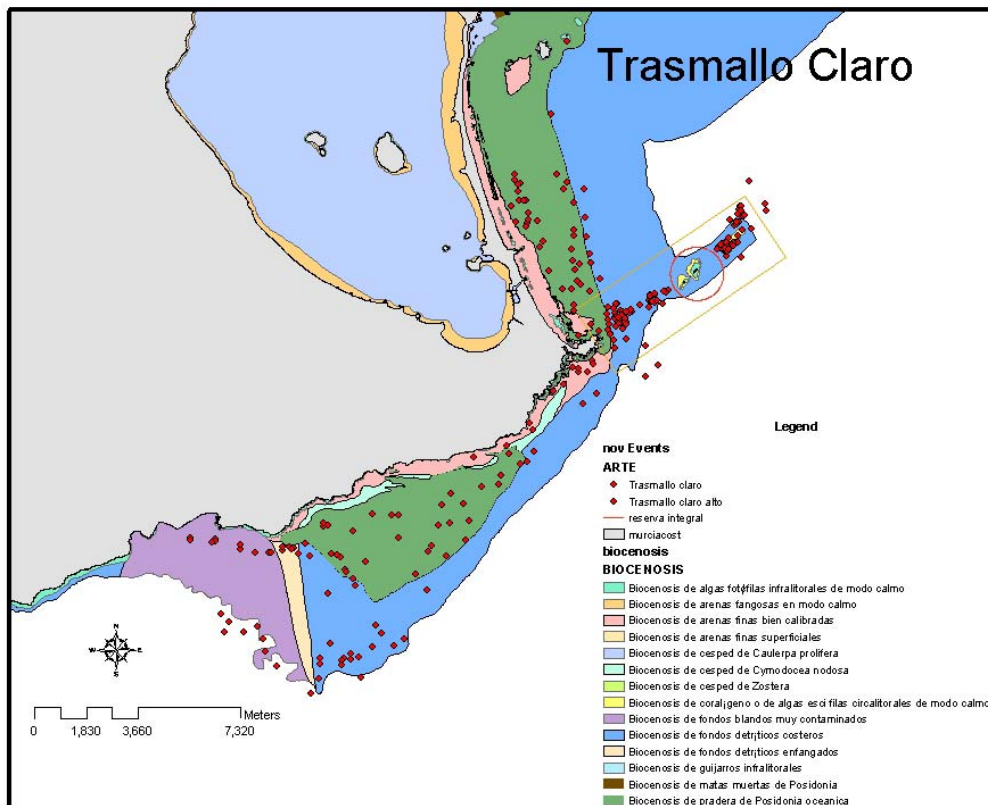


Figura 5-7 Localización geográfica de los puntos medios de los trasmallos claros registrados a partir de encuestas y embarques durante el periodo de estudio

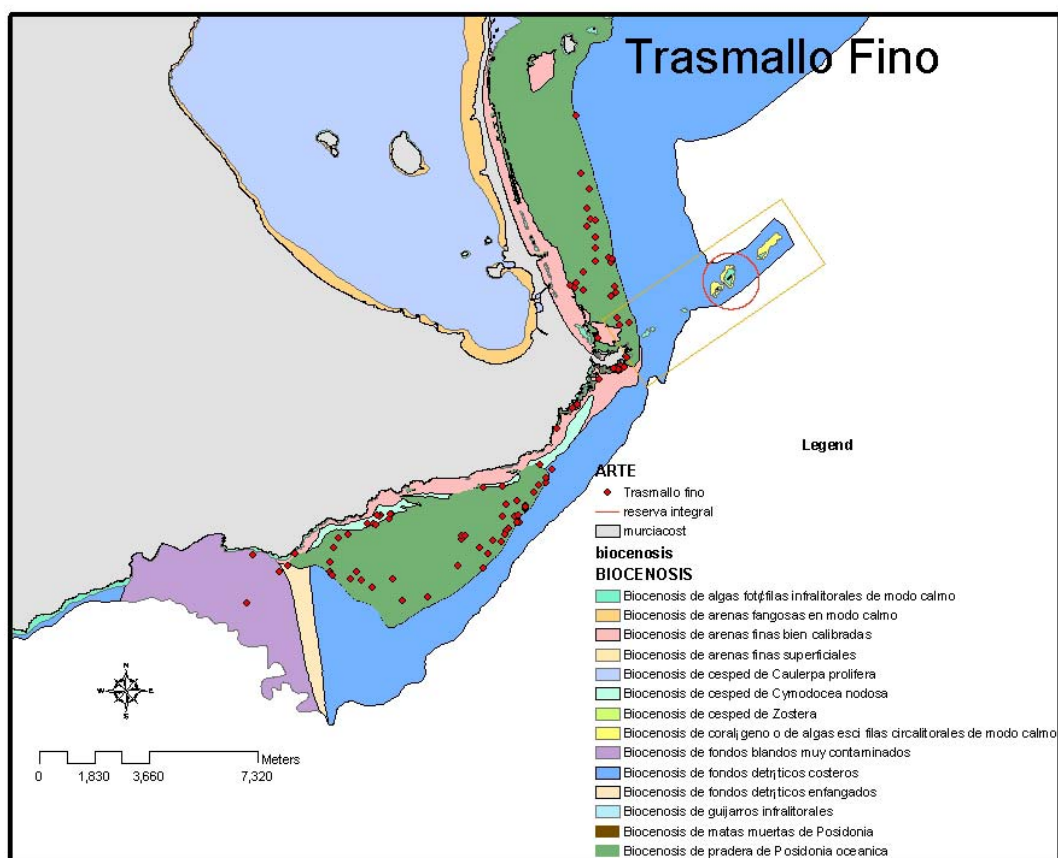


Figura 5-8 Localización geográfica de los puntos medios de los trasmallos finos registrados a partir de encuestas y embarques durante el periodo de estudio

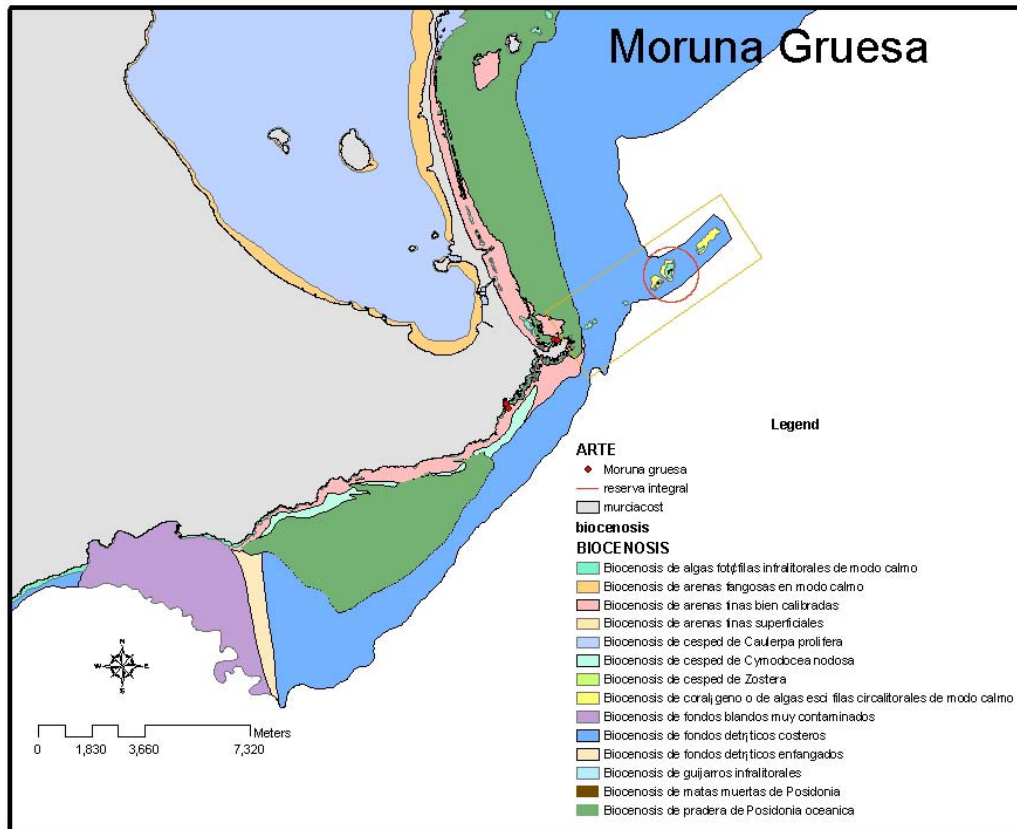


Figura 5-9 Localización geográfica de los puntos medios de las morunas gruesas registradas a partir de encuestas y embarques durante el periodo de estudio



5.4. Discusión

Las embarcaciones que componen la flota artesanal de Cabo de Palos se pueden agrupar en aquéllas que están amarradas la mayor parte del año en el puerto de Cabo de Palos, y aquéllas otras que pasan una temporada en este puerto. De los ocho buques incluidos en el presente estudio, seis pertenecen a esta primera categoría, y los otros dos vienen durante época estival desde San Pedro y Cartagena para faenar en la reserva o en sus proximidades con el palangre de fondo y el trasmallo fino, respectivamente.

La estructura de la flota también se puede ordenar en dos grupos principales, que corresponden uno a barcos pequeños, de menor potencia y capacidad, que faenan todo el año dentro del área de estudio considerada, y el otro a barcos de mayor potencia y capacidad, y que por tanto pueden operar en zonas más alejadas; sin embargo no deben considerarse de forma separada ya que comparten las mismas áreas y recursos (Colloca et al., 2004). El hecho de que, en general, cada embarcación utilice de forma preferente un tipo de arte (que puede alternar y/o rotar con otros) en una zona tan extensa, como es la del estudio, posibilita la ausencia de conflictos entre los pescadores artesanales de la zona por el uso y la explotación de los caladeros y de los artes.

La propiedad de las embarcaciones es normalmente del patrón o de la unidad familiar a la que pertenece. La tripulación está generalmente compuesta de una a tres personas, normalmente vecinas de Cabo de Palos, siendo común la existencia de vínculos familiares entre ellas. La reducida potencia de sus motores y la cercanía de los caladeros a la costa propicia que los costes de mantenimiento no sean muy elevados, lo que hace de estas embarcaciones que sean muy competitivas en relación a otro tipo de buques. La ausencia de una lonja en este puerto ha tenido como consecuencia que durante años se viese favorecida la venta a pescaderías y restaurantes de la zona, actualmente la mayoría de las capturas se venden en lonja, principalmente en la de Cartagena y San Pedro del Pinatar.

Si comparamos el número de embarcaciones actual con el que tenían permiso para faenar en la reserva marina hace unos años (García 1996), se constata que el área de estudio muestra el mismo fenómeno que otras áreas del Mediterráneo (Colloca et al. 2004, Guillou 2002) en las que está ocurriendo una reducción general de la pesca artesanal, debido principalmente al descenso de las capturas y al desarrollo de actividades costeras más lucrativas como el turismo y la acuicultura.

La estrategia desarrollada por la flota artesanal de Cabo de Palos, al igual que otras flotas pesqueras artesanales en el



Mediterráneo (Sobrino et al. 1994, Silva et al. 2001), se caracteriza por ser generalista en cuanto al número y diversidad de artes que emplean, ya sea rotándolos estacionalmente, o bien utilizándolos de forma combinada durante una misma época; pero al mismo tiempo se observa una especialización en la explotación de los recursos, de modo que cada arte es específico para capturar una única especie o un grupo de especies objetivo, para lo cual se utiliza una determinada red o aparejo y un tiempo de calado adecuado, en una zona que ha sido elegida por las características de su fondo, ya que éstas influyen sobre la distribución de las especies.

La elección del arte y del caladero se hace en función de criterios personales de los pescadores, los cuales están condicionados por la naturaleza de los fondos, las condiciones oceanográficas y meteorológicas, las tradiciones pesqueras y los factores socioeconómicos (Salas, 2004). La ausencia de información de los patrones de la distribución espacio-temporal del esfuerzo pesquero en la reserva marina y su entorno, anteriores a la entrada de las medidas de protección, impide su comparación con los patrones actuales observados. Tradicionalmente la zona de la reserva marina y sus caladeros han sido frecuentados por los pescadores desde antes de la creación de la reserva, porque buscan en sus bajos ciertas especies de elevado interés comercial que tienen afinidad por fondos rocosos, verticales y complejos, como el mero (*Epinephelus marginatus*), el denton (*Dentex dentex*) o la corva (*Sciaena umbra*) entre otras que también pueden tener un escaso interés comercial como la morena (*Muraena helena*). Además, otro factor importante para la elección de estos caladeros es su cercanía al puerto, ya que así se reducen gastos de combustible y tiempo, estos factores pueden ofrecer, en parte, una explicación de los patrones de distribución observados en el entorno de la reserva marina (Bensch et al., 2001; Caddy y Carocci, 1999; Baro, 1998, 2000).

Con la implantación de las medidas de protección, la abundancia y/o la biomasa de las especies de interés pesquero que habitan en su interior se espera que se vean afectadas de forma positiva (Bohnsack, 1996; Russ 2002). Esto sugiere que hay más posibilidades de unas mejores capturas en estas zonas protegidas y sus alrededores, lo que presupondría una tendencia por parte de los pescadores a concentrar el esfuerzo tanto en las proximidades de sus límites como dentro de la zona de amortiguación. Estas consideraciones llevan al planteamiento de si son realmente las medidas de protección las causantes de la concentración del esfuerzo pesquero que se observa en los alrededores de la reserva, o bien son otros los factores que pueden estar afectando a la distribución del esfuerzo, tales como la estructura del hábitat, la distribución aleatoria de las capturas, la biología de las especies o un comportamiento condicionado de la flota pesquera. Basándonos en los estudios de la



evolución temporal de los poblamientos de peces en la reserva marina de Cabo de Palos donde parece claro, a tenor de los resultados obtenidos, que los aumentos observados de ciertas especies son el resultado de la protección de los fondos rocosos, determinadas especies podrían difundir desde las zonas protegidas hacia el exterior de la reserva siempre que la naturaleza del fondo ofrezca unas condiciones propicias que puedan ser utilizadas por dichas especies para alimentarse, reproducirse o refugiarse, por lo que parece lógico pensar que la concentración y el gradiente observado de la distribución del esfuerzo en el entorno de la reserva se deban en parte a las medidas de protección (Francour, 1994; Craik en Rowley, 1994; McClanahan y Kaunda-Arara, 1996; Jennings et al., 1996; <http://biomex.univ-perp.fr>). Este gradiente se observa con mayor claridad en el norte de la reserva, y asociado a la 'barbá', o límite profundo de la franja de *Posidonia oceanica*, que en esta zona está intercalada con fondos de roca y/o arena, a una profundidad de 20 – 35 m, este hábitat puede ser el responsable de la distribución de especies de interés comercial que están ligadas a fondos más bien heterogéneos –como es el caso de los salmonetes y algunos espáridos (sargos y mojarras, entre otras especies). En la zona sur de la reserva parece que no existe gradiente de esfuerzo asociado a la reserva marina, lo cual puede estar asociado a la discontinuidad de hábitat, ya que la zona rocosa está muy pegada a la línea de costa, siendo el resto fondos arenosos y detríticos, y no comenzando la pradera de *Posidonia oceanica* bien desarrollada hasta las estribaciones de Calblanque. Esto sugiere que el efecto esperado de las medidas de protección se produce en asociación con las características del fondo y a la afinidad de ciertas especies por la naturaleza del mismo. Esto dificulta la diferenciación estadística entre el efecto de la protección y el efecto del hábitat.

En todo caso, el proceso de toma de decisiones (en cuanto a la elección de los caladeros a corto plazo y a pequeña escala espacial) merece ser estudiado en seguimientos posteriores con mayor profundidad, con el fin de poder mejorar la gestión de las actividades pesqueras dentro y en los alrededores de la Reserva Marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas.





6 Conclusiones

6.1 Seguimiento temporal del poblamiento de peces

- **La reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas alberga un poblamiento íctico rico y diverso**, de modo que las medidas de gestión resultan adecuadas para proteger a una serie de especies de alto valor ecológico y comercial.
- **Una serie de especies responden de modo notable a la protección, ya que su abundancia y talla media son mucho más altas en el interior de la reserva marina**, o bien han mostrado un aumento considerable desde el momento de su instauración: cabrillas (*Serranus cabrilla*), meros (*Epinephelus marginatus*, *E. costae*, *M. rubra*), sargos (*Diplodus cervinus*, *D. puntazzo*), dentones (*Dentex dentex*), doradas (*Sparus aurata*), corvas (*Sciaena umbra*) y espetones (*Sphyraena* sp.¹).
- **Esta respuesta a la protección, y la propia distribución de estas especies, no son homogéneas en el interior de la reserva**, ya que se concentran sobre todo en la reserva integral y en alguno de los bajos separados de la costa (bajos de Piles, Dentro y Fuera), mientras que en la zona más cerca al cabo de Palos aparecen con mayor frecuencia y abundancia especies como serranos (*Serranus scriba*), salmonetes (*Mullus surmuletus*), otros sargos (*Diplodus sargus*, *D. vulgaris*, *D. annularis*), salpas (*Sarpa salpa*), obladas (*Oblada melanura*) y tordos (*Symphodus* spp).
- **Al comparar las ictiofaunas de la reserva con la zona de control** (litoral de Águilas), vemos que las especies anteriormente citadas, más algunas otras –como reyezuelos (*Apogon imberbis*) son más abundantes en la zona no protegida, mientras que las especies citadas más arriba (meros, sargos, dentones, doradas, corvas y espetones) han sido más abundantes en la reserva marina.
- Superpuesto al efecto de la protección frente a la pesca ("efecto reserva"), **resulta detectable un "efecto hábitat"**, ya que las distintas especies de peces tienen requerimientos de hábitats diferentes: mientras que en la reserva integral y bajos de la zona de amortiguación el hábitat es exclusivamente rocoso, y en ellos dominan las paredes verticales, en la parte más pegada al propio

¹ Probablemente *S. viridensis*



cabo, así como en los fondos del litoral aguileño dominan fondos heterogéneos (bloques rocosos mezclados con manchas de *Posidonia oceanica* y arena). Las especies que mejor responden a la protección son, además, propias de fondos exclusivamente rocosos, mientras que las especies con mayor abundancia en la zona más costera del cabo de Palos, y en Águilas (serranos, salmonetes, sargos, salpas, obladas y tordos) son propias de esos fondos más heterogéneos. Por lo tanto, resulta difícil separar ambos efectos.

6.2 Seguimiento del impacto del submarinismo

6.2.1 Estudios mediante seguimiento visual *in situ* con escafandra autónoma

- Los estudios observacionales realizados en los últimos 3 años han consistido en la **comparación** entre **antes** y **después** de la temporada alta de buceo en la reserva (verano), y entre los sitios en los que el submarinismo está **permitido** (bajos de Piles, Dentro y Fuera), y los que esta actividad está **prohibida** (reserva integral). Las técnicas de muestreo desarrolladas han sido:
 - **Seguimiento visual en escafandra autónoma** de una serie de especies potencialmente indicadoras de impacto (algas, esponjas, cnidarios, poliquetos, briosos, equinodermos y ascidias) a dos escalas espaciales ('quadrats' de 1x1 m, y cuadrados de 25x25 cm) en fondos someros (~10 m)
 - **Estudio morfométrico y poblacional de la gorgonia blanca** (*Eunicella singularis*) en fondos profundos (~30 m)
 - Desarrollo de una **técnica de muestreo mediante fotografía digital**, para el estudio fino de los cambios de cobertura de algas y algunas especies de invertebrados.
- **Una serie de especies bentónicas han respondido significativamente** a los efectos del submarinismo; todas tienen en común el ser especies frágiles (es decir, susceptibles de rotura parcial o total); ello las hace constituir **muy buenos indicadores de impacto**:
 - La gorgonia blanca (*Eunicella singularis*) es la que responde de modo más drástico a la presencia de buceadores: en las zonas en las que se permite el submarinismo hay un mayor



número de colonias tumbadas (y una mayor proporción de colonias tumbadas respecto al total), y además la proporción de colonias que presentan algún grado de necrosis es notable (frente a una necrosis prácticamente inexistente en la reserva integral). Sin embargo, no se han detectado diferencias morfométricas (altura, anchura, superficie total, número de puntas, etc.) salvo las observadas a pequeña escala (entre réplicas y/o localidades).

- El briozoo "falso coral" (*Myriapora truncata*), aún no siendo diferente su densidad al ser comparadas las zonas en las que se bucea con aquéllas en las que esta actividad está prohibida, ha visto disminuida su densidad en las zonas de buceo de antes a después de la temporada estival, en 2 de los 3 años estudiados.
 - La esponja azul (*Dysidea fragilis*) ha aparecido casi exclusivamente en la reserva integral, y no en las zonas de buceo. Aunque esto no constituye *per se* una prueba de impacto, permite proponer como hipótesis que esta especie no soporta el paso continuado de buceadores.
 - Las ascidias *Clavelina dellavallei* y *Pseudodistoma cyrnusense* aparecen con mayor densidad en las zonas en las que más se bucea, pero sin embargo sufren un descenso significativo de antes a después de la temporada estival, mientras que su densidad aumenta, o se mantiene estable, en las zonas protegidas.
- **Las algas** (agrupadas en morfotipos algales atendiendo a su porte y complejidad estructural) **no parecen ser buenas indicadoras de impacto del submarinismo**, y ello por varias razones:
- Su dinámica está sujeta sobre todo a fuertes variaciones estacionales, de modo que el estrato "arbóreo" (compuesto en su mayor parte por la feofíceo *Dyctiopteris membranacea*) sufre una drástica disminución de cobertura de antes a después del verano, y, acoplado a esto, variaciones de cobertura de los otros estratos considerados.
 - Son notables asimismo las variaciones interanuales de cobertura, acoplados a una gran heterogeneidad espacial (entre localidades dentro de cada nivel de intensidad de uso por el buceo, e incluso entre cuadrados replicados).



- Por otra parte, el efecto de los submarinistas (desprendiendo algas del fondo a su paso, véase sección siguiente) no parece ser de una magnitud mayor que la variabilidad "natural" (la debida a otros factores no considerados en el diseño de muestreo, tales como efecto del oleaje y las corrientes, ramoneo por herbívoros, abrasión debida a la sedimentación, etc.) lo cual hace casi imposible su detección estadística con los métodos puestos en práctica.
 - Probablemente la capacidad de recuperación (resiliencia) de estas comunidades tan dinámicas es tal que no se ven afectadas por impactos acumulativos de baja intensidad como los causados por el submarinismo.
 - No obstante, tales extremos habrán de ser estudiados de modo más fino en el futuro, mediante los correspondientes trabajos experimentales y seguimientos de la dinámica de determinadas especies clave (formadoras de estructura).
- **Algunas de las especies estudiadas**, como el erizo comestible (*Paracentrotus lividus*), y las ya citadas ascidias *Clavelina delavallei* y *Pseudodistoma cyrnusense*, **muestran mayores densidades en la reserva parcial**, en la que está permitido el buceo:
- El erizo comestible podría estar reflejando una menor presión de depredación por peces, como una manifestación del conocido como "efecto cascada", hipótesis según la cual el descenso en la densidad de peces (potencialmente depredadores de erizos) debido a la pesca podría estar permitiendo la mayor supervivencia de equinodermos, comparada con la que se observaría en zonas totalmente protegidas.
 - No se puede descartar, *a priori*, que la resuspensión de sedimentos causada por el paso continuo de buceadores (véase sección siguiente) pudiera favorecer, por aportarles alimento adicional, el crecimiento y supervivencia de erizos, ya que esta especie es capaz de alimentarse utilizando sus púas como filtros que capturan partículas en suspensión.
 - La resuspensión moderada de sedimentos podría ser también la causa de que determinadas especies filtradoras (tales como ascidias) presenten densidades más grandes en



la reserva parcial. En todo caso, tales hipótesis necesitan de un mayor estudio.

- **Otra serie de especies**, inicialmente seleccionadas para su seguimiento por ser potencialmente útiles como indicadoras del efecto del submarinismo en la reserva marina, **no han mostrado diferencias significativas entre niveles de los diferentes factores estudiados**. Tal es el caso de las esponjas *Hymeniacidon sanguinea* e *Ircinia* sp., otros equinodermos (*Arbacia lixula*, *Echinaster sepositus*, *Ophidiaster ophidianus*, *Sphaerechinus granularis*), el briozoo *Pentapora fascialis*, el octocoralario invasor *Oculina patagonica*, los poliquetos tubícolas (*Spyrographis spallanzanii*, *Sabella* spp., *Protula* sp., etc.) o la ascidia *Pseudodistoma crucigaster* (en sus diferentes variantes negra y naranja).
 - En la mayor parte de los casos, su muy baja densidad en el área de estudio respecto al muestreo diseñado no ha permitido encontrar variaciones achacables al buceo, más allá de una gran variabilidad espacial a todas las escalas, a pesar de que algunas de ellas sean muy frágiles y susceptibles de sufrir roturas (*H. sanguinea*, *P. fascialis*, poliquetos tubícolas).
 - Otras veces, su estructura dura y resistente (caso de la oculina o de *P. crucigaster*) las hace poco proclives a sufrir daños por el paso de los buceadores.

6.2.2 Estudios experimentales

- Se han realizado dos trabajos experimentales encaminados a cuantificar, de un modo más preciso, cuál es el impacto individual de un submarinista sobre el fondo, y el grado de acumulación de dicho impacto como consecuencia del paso sucesivo de buceadores sobre un mismo punto. Dichos trabajos se han centrado en dos tipos de efecto: **desprendimiento de algas y resuspensión de sedimentos**.
- La cantidad de materia vegetal desprendida del fondo por el paso de buceadores se ha incrementado hasta estabilizarse al cabo de 10 pasadas sobre el fondo; pasos sucesivos a partir de esta intensidad no provocan pérdidas adicionales de algas desprendidas. Además, las algas desprendidas pertenecen en su mayor parte a las categorías de morfotipo "arbóreo" y "erecto" (es decir, a los portes más grandes), mientras que las algas



"cespitosas" e "incrustantes" apenas se despegan del fondo. Además, las comparaciones de cobertura algal de antes a después del paso de los buceadores sobre las parcelas experimentales apenas si dan diferencias, y éstas no son significativas. Podría deducirse de este resultado que el paso de los buceadores sobre las algas se reduce a despegar aquéllas que están más débilmente sujetas, mientras que la mayoría de ellas se mantienen adheridas al fondo.

- La cantidad de sedimento resuspendido por el paso de buceadores es directamente proporcional a la intensidad de pasos, sin que parezca existir un límite máximo, por lo que, a mayor número de buceadores, más sedimento resuspendido. No obstante, los valores obtenidos a partir de nuestros cálculos indican que, en una inmersión un buceador resuspende, por término medio, del orden de 14 g de sedimento; extrapolando al total anual de inmersiones en la reserva marina (15.000, aproximadamente), podríamos estimar en algo más de 211 kg la cantidad de sedimento resuspendido anualmente, por término medio en las zonas rocosas de la reserva marina como consecuencia del submarinismo. De acercarse al valor medio estimado, se deduciría que esta actividad no parece tener un efecto demasiado significativo en términos globales (si se compara, por ejemplo, con el efecto de resuspensión debido a los temporales), aunque bien pudiera tener un efecto localmente importante en determinados ambientes (p. ej. dentro de cuevas). No obstante, en base a nuestros datos (considerando el intervalo de confianza al 95%) el verdadero valor de sedimento resuspendido está en algún lugar entre 0 y 3.434 kg anuales. Esto hace que tengamos que afinar en esta estima, pues la verdadera significación del impacto debido al submarinismo será muy diferente en función de a qué valor se acerca más.

6.3 Cálculo de la capacidad de carga de la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas para la actividad subacuática recreativa

- Se ha realizado una primera estima de la capacidad de carga de la reserva marina para el submarinismo deportivo, adaptándose para ello la metodología denominada *Capacidad de Carga Turística* de Cifuentes (1999). Dicho cálculo está basado en la aplicación de distintos factores de corrección (social, de dificultad, por daños, de accesibilidad, por corrientes) a la *Capacidad de Carga Física (CCF)*, para dar la *Capacidad de Carga Real (CCR)*. A su vez, la *CCR* se ve afectada por una *Capacidad de Manejo (CM)*, de modo que al final del proceso se obtiene una *Capacidad de Carga Efectiva (CCE)*.



Resulta fácil deducir que entre las distintas estimas de capacidad de carga se da la relación siguiente:

$$CCF \geq CCR \geq CCE$$

- La *CCF* se ha calculado en función del establecimiento de un número máximo de itinerarios de buceo posibles en cada uno de los 4 puntos existentes en la reserva marina, de la superficie usada individualmente por cada buceador (30 m²), y de un número máximo diario de 3 visitas a cada sitio.
- El cálculo de los *Factores de Corrección (FC)* se ha basado en la estima de una magnitud limitante (*MI*) respecto a una magnitud total (*Mt*), y viene dado, para una variable *x*, por la expresión:

$$FC_x = 1 - \frac{MIx}{Mt}$$

Esta expresión representa la probabilidad de que no se dé el evento limitante del submarinismo en cada sitio.

- El *Factor "Social"* introduce cuestiones de confort, seguridad y disfrute de las inmersiones, y se ha calculado en base al establecimiento de un límite al número de personas que pueden integrar un grupo de submarinistas (8), y al número de grupos que pueden ocupar simultáneamente cada itinerario (1).
- El *Factor "Dificultad"* se basa en la profundidad máxima alcanzable en cada sitio de buceo, y en la observación, realizada en nuestros estudios anteriores de comportamiento individual de los submarinistas, de que el grado de daño a los fondos marinos debido al buceo es proporcional a dicho parámetro.
- El *Factor "Fragilidad"* se ha aplicado específicamente a aquéllos tramos de los itinerarios que pasan por zonas ocupadas por gorgonias blancas, por ser éstas los organismos bentónicos que más daño reciben como consecuencia del paso de los buceadores.
- El *Factor "Daño"* se ha calculado en base a las observaciones del comportamiento individual de los buceadores realizadas en 2002 y 2003, distinguiéndose entre los eventos que producen rotura de organismos, y los que provocan desprendimiento algal.



- El Factor "Accesibilidad" depende de la frecuencia de estados de fuerte marejada y más en la zona, extraída de los datos del Instituto Hidrográfico de la Marina, y que se han considerado incompatibles con la práctica del submarinismo (37% de los días).
- El Factor "Corrientes" se ha calculado en base a los datos de campo obtenidos durante los seguimientos de 2002 y 2003, de modo que aquéllos días con corriente fuerte y muy fuerte son incompatibles con la práctica del submarinismo (5% de los días).
- La Capacidad de Manejo (aplicada a todos los clubes por igual) se calcula en base a las características de gestión de los clubes, y que persigan comportamientos y actitudes de conservación de los fondos y mejora de las condiciones de confort y seguridad de los submarinistas. Se trata del factor sobre el que más capacidad de control tendrían los centros de buceo. Como primera estima, nos hemos basado en los datos de proporción de inmersiones que, durante 2002 y 2003, se realizaron precedidas de *briefing* y acompañadas de un guía-monitor (45% del total).
- Con todo ello, esta primera estima de la capacidad de carga de la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas establece en algo más de 12.400 el límite máximo anual de inmersiones compatibles con la conservación de sus recursos turísticos (34 inmersiones diarias). No obstante, un manejo adecuado por parte de los centros de buceo permitiría más que duplicar esta cifra, llevándola a casi 27.400 inmersiones anuales (75 diarias).
- Refinamientos posteriores de este modelo de cálculo de la capacidad de carga habrán de incidir en la mejora de las estimas de las distintas capacidades y factores de corrección, en función tanto de estimaciones más realistas de algunos de ellos, como de la posibilidad de incidir de manera activa sobre sus valores; en este sentido, consideramos que el presente modelo constituye una excelente herramienta de gestión adaptativa y flexible, basada en presupuestos de corresponsabilidad y cogestión de la protección de los recursos naturales y la conservación de la biodiversidad. Las mejoras pueden realizarse mediante:
 - Refinamiento del número y características (rango de profundidades, densidad de organismos frágiles por tramo, etc.) de los posibles itinerarios, a través de reuniones con



los centros de buceo), para ajustar la Capacidad de Carga Física.

- Cálculo más preciso del Factor de Corrección Social, en base a encuestas específicas con los visitantes.
- Integrar un mayor número de factores en la Capacidad de Manejo (grado de participación en actividades, cuestiones de seguridad y servicios, etc.)
- Valoración de escenarios de gestión, comparando distintas opciones (distintos itinerarios, número de personas por grupo, actividades alternativas, etc.).

6.4 Caracterización y distribución espacial del esfuerzo pesquero artesanal

- En el presente estudio se ha realizado una **caracterización de la flota artesanal** que faena habitualmente en y alrededor de la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas. Tal caracterización ha consistido en:
 - Caracterización técnica de la flota: esloras, potencia de motores, tonelaje, número de tripulantes, número de artes y/o aparejos utilizados, etc.
 - Caracterización de los artes empleados: redes de enredo (trasmallo claro, trasmallo fino); redes de enmalle (red alta, red de nailon, moruna gruesa, chirretera, bonitolera); aparejos (palangre de fondo, cadufos).
 - Variabilidad estacional de los artes
- Por otra parte, se ha hecho una **caracterización de los recursos pesqueros**, en función de las especies capturadas durante el estudio realizado en 2005. Tal caracterización se ha centrado en:
 - Listar el total de especies capturadas.
 - Categorizar a estas especies, distinguiendo entre grupos de especies objetivo (en función del arte), especies acompañantes y grupos multiespecíficos (morralla y roqueo)
- Se ha realizado asimismo una **caracterización de los caladeros** utilizados por los pescadores en 2005. Tal caracterización se ha



centrado en su localización cartográfica, y la recopilación de sus características físicas (rango de profundidades, tipo de fondo), biológicas (biocenosis bentónicas presentes) y de uso (frecuencia de utilización por las unidades pesqueras estudiadas).

- Por otra parte, se han caracterizado cuantitativamente las capturas realizadas por cada arte durante el periodo de estudio (para cada mes), como base para seguimientos posteriores.
- Por último, se ha estudiado la **distribución espacial del esfuerzo pesquero**, mediante el cálculo de las distribuciones acumuladas en función de la distancia a la reserva marina, además de su representación cartográfica mediante SIG. Se ha podido observar:
 - Una acumulación del esfuerzo alrededor de la reserva integral.
 - Una tendencia hacia el norte de acumulación cerca de los límites externos de la reserva, con un pico secundario de agregación sobre la zona de arrecifes artificiales frente a la gola de Marchamalo.
 - Una tendencia menos acusada de agregación del esfuerzo hacia el sur, con picos marcados sobre los arrecifes anti-arrastre
 - La distribución espacial del esfuerzo varía ligeramente entre artes, con los trasmallos claros y palangres asociados más bien a las singularidades de hábitat rocoso (bajos y arrecifes artificiales) formando hábitats discontinuos, mientras que el trasmallo fino se asocia más a la "barbá", o límite inferior de la pradera de *Posidonia oceanica*, que es un hábitat más continuo.
- Las observaciones anteriores nos indicarían cierta tendencia del esfuerzo a concentrarse alrededor de la reserva marina, combinada con la influencia de la distribución espacial de los hábitats. Esta tendencia de los patrones a calar más bien cerca de la reserva podría tener tres causas no excluyentes:
 - Una respuesta a la observación empírica de que se pesca más cerca de la reserva marina que lejos de ella (y, por lo tanto, a la existencia de exportación de biomasa).



- Una respuesta psicológica a la esperanza de que se pesque más cerca de la reserva (pero no forzosamente apoyada en realidades empíricas).
 - La aplicación de comportamientos tradicionales de calado de artes, sin relación directa con la presencia o no de la reserva marina.
- Estudios posteriores (combinados con encuestas) deberán zanjar entre estas posibles causas.





7 Bibliografía

- Anuchiracheeva S, Demaine G, Shivakoti P, Ruddle K (2003) Systematizing local knowledge using GIS: fisheries management in Bang Bay Thailand. *Ocean & Coastal Management* 46: 1049-1068
- Badalamenti F, Ramos AA, Voultsiadou E, Sanchez-Lizaso JL, D'Anna G, Pipitone C, Mas J, Ruiz Fernandez JA, Whitmarsh D, Riggio S (2000) Cultural and socio-economic impacts of Mediterranean protected areas. *Environmental Conservation* 27: 110-125
- Ballesteros E (1991) Structure and dynamics of North-Western Mediterranean phytobenthic communities: a conceptual model. *Oecol. Aquat.* 10:223-242
- Ballesteros E (1992) Els vegetals i la zonació litoral: espècies, comunitats i factors que influeixen en la seva distribució. Arxius de la Secció de Ciències, Institut d'Estudis Catalans, Barcelona, Spain
- Barcala E, Guillén JE, Martínez M, Mas J (1998) *Asistencia técnica para la realización de un estudio sobre la sostenibilidad de las pesquerías de Cabo de Palos y Calblanque*. Institut d'ecologia Litoral. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Dirección general de recursos pesqueros. Subdirección General del Caladero Nacional, Acuicultura y Recursos Litorales
- Barker NHL, Roberts CM (2004) Scuba diver behaviour and the management of diving impacts on coral reefs. *Biological Conservation* 120: 481-489
- Baro J, Serna-Quintero JM, Abad E, Camiñas JA (2000) Spatial distribution and identification of artisanal fishing areas in Alborán Sea
<http://www.faocopemed.org/>
- Baro J, Serna-Quintero JM, Abad E, Díaz del Río V (1999) Actividad pesquera en la zona de reserva de pesca de la isla de Alborán.
- Bell JD (1983) Effects of depth and marine reserve fishing restrictions on the structure of a rocky reef fish assemblage in the north-western Mediterranean Sea. *J Appl Ecol* 20:357-369
- Benedetti-Cecchi L, Cinelli F (1992) Canopy removal experiments in *Cystoseira* dominated rockpools from the western coast of the Mediterranean (Ligurian Sea). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 155:69-83
- Benedetti-Cecchi L, Cinelli F (1992) Effects of canopy cover herbivores and substratum type on patterns of *Cystoseira* spp. settlement and recruitment in littoral rockpools. *Marine Ecology Progress Series* 90:183-191
- Bensch A, Carocci F, Corsi F (2000) The use of GIS to analyse the spatial distribution of fishing effort in coastal fishery. <http://www.faocopemed.org/>
- Bensch A, Carocci F, Corsi F, Drapeau G, Le Corre J, Morales J (2000) Spatial fishing effort modelling network. *Conceptual and Methodological Document - Workshop I*. <http://www.faocopemed.org/>
- Bohnsack JA (1996) Management strategies to conserve marine biodiversity
Oceanograph 9: 73-82
- Bohnsack JA (1996) Marine reserves, zoning, and the future of fishery management
Fisheries 21:4-17



- Bonaca MO, Lipej L (2005) Factors affecting habitat occupancy of fish assemblage in the Gulf of Trieste (Northern Adriatic Sea). *PSZNI: Mar Ecol* 26: 42-53
- Borrie TW, McCool SF, Stankey GH (1998) Protected Area Planning, Principles and Strategies. In: Lindberg K, Wood ME, Endeldrum D (eds.) *Ecotourism, a guide for Planners and Managers 2*: 133-151
- Bulleri F, Benedetti-Cecchi LB, Acunto S, Cinelli F, Hawkins SJ (2002) The influence of canopy algae on vertical patterns of distribution of low-shore assemblages on rocky coasts in the northwest Mediterranean. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 267:89-106
- Caddy JF (2000) Spatial modelling in GIS fisheries applications.
<http://www.faocopemed.org/>
- Caddy JF, Carocci F (1999) The spatial allocation of fishing intensity in port-based inshore fleets: a GIS application. *Journal of Marine Science* 56: 388-403
- Calvín JC (Ed.) (1999) *El litoral sumergido de la Región de Murcia. Cartografía bionómica y valores ambientales*. Dirección General del Medio Natural, 127 pp.
- Ceballos-Lascurain H (1996) Tourism, Ecotourism and Protected Areas: the state of nature-based tourism around the world and guidelines for its development
- Cifuentes AM (1999) Capacidad de Carga Turística de las Áreas de Uso Público de Monumento Nacional el Guayabo, Costa Rica. WWF Centroamérica, Turrialba, Costa Rica.
- Colloca F, Crespi V, Cerasi S, Coppola SR (2004) Structure and evolution of the artisanal fishery in a southern Italian coastal area. *Fisheries Research* 69: 359-369
- Coma R, Ribes M, Zabala M, Gili JM (1995) Reproduction and cycle of gonadal development in the Mediterranean gorgonian *Paramuricea clavata*. *Marine Ecology Progress Series* 117:173-183
- Cooke SJ, Cowx IG (2005) Contrasting recreational and commercial fishing: Searching for common issues to promote unified conservation of fisheries resources and aquatic environments. *Biological conservation* 128: 93-108
- Corsi F (2000) Spatial distribution of fishing effort: modelisation through deductive methodology. <http://www.faocopemed.org/>
- Davis D, Harriot V, MacNamara C, Roberts L, Austin S (1995) Conflicts in a marine protected area: SCUBA divers, economics, ecology and management in Julian Rocks Aquatic Reserve. *Australian Parks and Recreation* Autumn:29-35
- Davis D, Tisdell C (1995) Recreational scuba-diving and carrying capacity in marine protected areas. *Ocean & Coastal Management* 26:19-40
- Davis D, Tisdell C (1996) Economic management of recreational scuba diving and the environment. *Journal of environmental management* 48:229-248
- Dixon JA (1993) Economic benefits of marine protected areas. *Oceanus* 35-40
- Dixon JA, Scura LF, Van't Hof T (1993) Meeting ecological and economic goals: marine parks in the Caribbean. *Ambio* 22:117-125
- Dixon JA, Sherman PB (1990) Economics of Protected Areas: A New Look at Benefits and Costs. London. *Earthscan Publications*



- Duarte CM (2000) Marine biodiversity and ecosystem services: an elusive link. *Journal Experimental Marine Biology Ecology* 250: 117-131
- Francour P, Harmelin JG, Pollard D, Sartoretto S (2001) A review of marine protected areas in the northwestern Mediterranean region: siting, usage, zonation and management. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 11:155-188
- Francour P (1994) Pluriannual analysis of the reserve effect on ichthyofauna in the Scandola natural reserve (Corsica, North-western Mediterranean). *Oceanol Acta* 17: 309-317
- García Charton JA, Pérez Ruzafa A (1998) Correlation between habitat structure and a rocky reef fish assemblage in SW Mediterranean. *PZNI I: Marine Ecology* 19 (2): 111-128
- García Charton JA, Pérez Ruzafa A (1999) Ecological heterogeneity and the evaluation of the effects of marine reserves. *Fisheries Research* 42: 1-20
- García Charton JA, Pérez Ruzafa A (2001) Spatial pattern and the habitat of a SW Mediterranean reef fish assemblage. *Marine Biology* 138: 917-934
- García Charton JA, Pérez-Ruzafa A, Sánchez-Jerez P, Bayle-Sempere JT, Reñones O, Moreno-Lampreave D (2004) Multi-scale spatial heterogeneity, habitat structure, and the effect of marine reserves on Western Mediterranean rocky reef fish assemblages. *Marine Biology* 144: 161-182
- García García B (1996). Las pesquerías artesanales en los alrededores de la reserva marina de Cabo de Palos-Islas Hormigas (Murcia). En: *Congreso Biología Pesquera* (1995-1996). Consejería de Medio Ambiente, Agricultura y agua
- García Rubies A, Zabala M (1990) Effects of total fishing prohibition on the rocky fish assemblages of Medes Islands marine reserve (NW Mediterranean). *Sci Mar* 54: 317-328
- Garrabou J, Sala E, Arcas A, Zabala M (1998) The impact of Diving on Rocky Sublittoral Communities: A case study of Bryozoan population. *Conservation Biology* 12:302-312
- Guidetti P (2000) Differences among fish assemblages associated with nearshore *Posidonia oceanica* seagrass beds, rocky-algal reefs and unvegetated sand habitats in the Adriatic Sea. *Est Coast Shelf Sci* 50: 515-529
- Guidetti P, Bianchi CN, La Mesa G, Modena M, Morri C, Sará G, Vacchi M (2002) Abundance and size structure of *Thalassoma pavo* (Pisces: Labridae) in the western Mediterranean Sea: variability at different spatial scales. *J Mar Biol Assoc UK* 82: 495-500
- Guidetti P, Terlizzi A, Fraschetti S, Boero F (2003) Changes in Mediterranean rocky-reef fish assemblages exposed to sewage pollution. *Mar Ecol Prog Ser* 253:269-278
- Harmelin JG, Bachet F, Garcia F (1995) Mediterranean marine reserves: fish indices as tests of protection efficiency. *PSZNI: Marine Ecology*, 16: 233-250
- Hawkins DE (1998) The relationship of tourism-related revenue generation to coral reef conservation. In: Hatzioios ME, Hooten AJ, Fodor M (eds) *Coral reefs, challenges and opportunities for sustainable management*. The World Bank, Washington DC, p 93-95
- Hawkins JP, Roberts CM (1992) Effects of recreational SCUBA diving on fore - reef slope communities of coral reefs. *Biological Conservation* 62:171-178



- Hawkins JP, Roberts CM (1993) Effects of recreational diving on coral reefs, trampling of reef flat communities. *Journal of Applied Ecology* 30:25-39
- Hawkins JP, Roberts CM (1994) The growth of coastal tourism in the Red Sea: present and future effects on coral reefs. *Ambio* 23:503-508
- Hawkins JP, Roberts CM (2002) Estimating the carrying capacity of coral reefs for scuba diving. Proceedings of the Eighth International Coral Reef Symposium. 2, 1923-1926 (1997). Smithsonian Tropical Research Institute, Balboa, Panama.
- Irving AD, Connell SD (2002) Interactive effects of sedimentation and microtopography on the abundance of subtidal turf-forming algae. *Phycologia* 41:517-522
- Jackson JB (1985) Distribution and ecology of clonal and aclonal benthic invertebrates. In: Jackson JB, Buss LW, Cook RE (eds) *Population Biology and Evolution of Clonal Organisms*. New Haven, USA, p 297-355
- Jameson SC, Ammar MSA, Saadalla E, Mostafa HM, Riegl B (1999) A coral damage index and its application to diving sites in the Egyptian Red Sea. *Coral Reefs* 18:333-339
- Jennings S, Polunin NVC (1996) Effects of fishing effort and catch rate upon the structure and biomass of Fijian reef fish communities. *Journal of Applied Ecology* 33:400-412
- Josselyn MN, West JA (1985) The distribution and temporal dynamics of the estuarine macroalgal community of San Francisco Bay. *Hydrobiologia* 129:139-152
- Kay AM, Liddle MJ (1989) Impact of human trampling in different zones of a coral reef-flat. *Environmental Management* 13:509-520
- La Mesa G, Vacchi M (1999) An analysis of the coastal fish assemblage of the Ustica Island Marine Reserve (Mediterranean Sea). *PSZN I: Mar Ecol* 20:147-165
- Letourneur Y, Ruitton S, Sartoretto S (2003) Environmental and benthic habitat factors structuring the spatial distribution of a summer infralittoral fish assemblage in the north-western Mediterranean Sea. *J Mar. Biol. Ass. U.K.* 83:193-204
- Liddle MJ (1991) Recreation ecology: effects of trampling on plants and corals. *Trends in Ecology and Evolution* 6:3-17
- Liddle MJ, Kay AM (1987) Resistance, survival and recovery of trampled corals on the Great Barrier Reef. *Biological Conservation* 42:1-18
- Littler MM, Littler DS (1984) Relationship between macroalgal functional form groups and substrata stability in a subtropical rocky-intertidal system. *Journal Of Experimental Marine Biology and Ecology* 74:13-34
- Lloret J, Marín A, Marín-Guirao L, Carreño F (2005) An alternative approach for managing scuba diving in small marine protected areas. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* (in press)
- Lynch T, Wilkinson E, Melling L, Hamilton R, Macready A, Feary S (2004) Conflict and impacts of divers and anglers in a Marine Park. *Environmental Management* 33:196-211
- Macpherson E, Gordo A, Garcia-Rubies A, (2002) Biomass size spectra in littoral fishes in protected and unprotected areas in the NW Mediterranean. *Estuar Coast Shelf Sci* 55:777-788



- Marrs SJ, Tuck ID, Atkinson RJA, Stevenson TDI, Hall C (2002) Positopn data loggers and logbooks as tools in fisheries research: results of a pilot study and some recomendatons. *Fisheries research* 58: 109-117
- Martín-Sosa P, Brito A, Lozano IJ, Sancho A (2001) Establecimiento de un sistema de recogida de datos pesqueros para el análisis del efecto reserva en las poblaciones de interés pesquero en la reserva marina de la Graciosa (norte de Lanzarote, Islas Canarias). Primeros resultados. *Actas de las primeras jornadas internacionales sobre reservas marinas* (Murcia, marzo 1999). 89-105
- McCann KS (2000) The diversity-stability debate. *Nature* 405: 228-233.
- McClanahan TR, Kaunda-Arara B (1996) Fishery recovery in a coral-reef marine park and its effect on the adjacent fishery. *Conservation Biology* 10:1-14
- Medio D, Ormond RFG, Pearson M (1997) Effects of briefings on rates of damage to corals by scuba divers. *Biological Conservation* 1:91-95
- Milazzo M, Ramos-Espla A (2000) Methods to study impacts of trampling on rocky shallow areas. In: Goñi R, Harmelin-Vivien ML, Badalamenti F, Le Diréach L, Bernard G (eds) *Guide to methods for assessing impacts of human activities in MPAs*. GIS Posidonie poblication, Marseille, p 63-68
- Mitchell ND, Dardeau MR, Schroeder WW, Benke AC (1992) Secondary production of gorgonian corals in the northern Gulf of Mexico. *Marine Ecology Progress Series* 87:275-281
- Murawski SA, Wigley SE, Fogarty MJ, Rago PJ, Mountain DG (2005) Effort distribution and match patterns adjacent to temperate MPAs. *ICES Journal of Marine Science* 62:1150-1167
- Murray SN, Littler MM (1984) Analysis of seaweed communities in a disturbed rocky intertidal environment near Whites Point. Los Angeles, California, USA. *Hydrobiologia* 116-117:374-382
- Naeem, S., Chapin III, F.S., Costanza, R., Ehrlich, P.R., Golley, F.B., Hooper, D.U., Lawton, J.H., O'Neill, R.V., Money, H.A., Sala, O.E., Symstad, A.J., Tilman, D. (1999) *Biodiversity and ecosystem functioning: maintaining natural life support processes*. ESA Issues in Ecology 4.
- Osman RW (1977) The establishment and development of a marine epifaunal community. *Ecol. Monogr.* 47:37-63
- 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. *Aquatic Living Resources* 18:15-33.
- Pinnegar JK, Polunin NVC, Francour P, Badalamenti F, Chemello R, Harmelin-Vivien ML, Hereu B, Milazzo M, Zabala M, D'Anna G, Pipitone C (2000) Trophic cascades in benthic marine ecosystems: lessons for fisheries and protected-area management. *Environmental Conservation* 27:179-200
- Pitcher, C.R.; Poiner, I.R.; Hill, B.J.; Burridge, C.Y. (2000). Implications on the effects on trawling on sesile megazoo-benthos on a tropical shelf in north-eastern Australia. *ICES J. Mar. Sci.* 57, 1359-1368.
- Riegl B, Riegl A (1996) Studies on coral community structure and damage as a basis for zoning marine reserves. *Biological Conservation* 77:269-277
- Rouphael AB, Inglis GJ (1997) Impacts of recreational scuba diving at sites with different reef topographies. *Biological Conservation* 82:329-336
-



- Rouphael AB, Inglis GJ (2001) "Take only photographs and leave only footprints"? An experimental study of the impacts of underwater photographers on coral reef dive sites. *Biological Conservation* 100:281-287
- Rowley RJ (1994). Marine reserves in fisheries management. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 4: 233-254.
- Ruitton S, Francour P., Boudouresque C.F. (2000) Relationships between Algae, Benthic Herbivorous Invertebrates and Fishes in Rocky Sublittoral Communities of a Temperate Sea (Mediterranean). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 50: 217-230
- Russ GR (2002). Yet another review of marine reserves as reef fishery management tools, 421-443. En Sale PF (Ed.) *Coral reef fishes: Dynamics and diversity in a complex ecosystem*.
- Sala E (1997) Fish predators and scavengers of the sea urchin *Paracentrotus lividus* in protected areas of the north-west Mediterranean sea. *Marine Biology* 129:531-539
- Sala E, Boudouresque CF (1997) The role of fishes in the organization of a Mediterranean sublittoral community. I: Algal communities. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 212:25-44
- Sala E, Zabala M. (1996) Fish predation and the structure of the sea urchin *Paracentrotus lividus* populations in NW Mediterranean. *Marine Ecology Progress Series* 140:71-81
- Salas S, Gaertner D (2004) The behavioural of fishers: management implication. *Fish and Fisheries* 5: 153-167.
- Salas S, Sumalia RU, Pitcher T (2004) Short-term decisions of small-scale fishers selecting alternative target species: a choice model. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 61: 374-383.
- Salm RV (1984) Ecological boundaries for coral-reef reserves: principles and guidelines. *Environmental Conservation* 11:209-215
- Salm RV, Clark JR, Siirila E (2000) *Marine and coastal protected areas: a guide for planners and managers*. IUCN. Washington DC
- Schmitt RJ, Osenberg CW (1996) *Detecting ecological impacts: Concepts and applications in coastal habitats*. Academic Press, San Diego
- Scura LF, Van't Hof T (1993) *The ecology and economics of Bonaire Marine Park*, Divisional Paper Number 1993-94. Washington, D.C., USA. The World Bank Environment Department, Land, Water and Natural Habitats Division.
- Sebens KP (1987) The ecology of indeterminate growth in animals. *Annual Review of Ecology and Systematics* 18:371-407
- Silva L, Gil J, Sobrino I (2002) Definition of fleet components in the Spanish artisanal fishery of the Gulf of Cádiz (SW Spain ICES division IXa). *Fisheries Research* 59: 117-128.
- Skoufias G, Poulicek M, Chintiroglou ChCh (2000) Growth variation of *Eunicella singularis* (Esper, 1794) (Gorgonacea, anthozoa). *Belgian Journal Zoology* 130:121-124
- Stewart-Oaten A, Murdoch WW, Parker KR (1986) Environmental impact assessment: "pseudoreplication" in time? *Ecology* 67:929-940



- Taconet M, Bensch A (2000) *Towards the use of geographic information systems as a decision support tool for the management of Mediterranean fisheries*. FAO COPEMED Project GCP/REM/057/SPA. 278 pp.
- Tagle H (1990) Impact of recreational divers on coral reefs in the Florida Keys. Diving for science. *Proc. Amer. Acad. Underwater*, Costa Mesa, California, USA: 365-372
- Tratalos JA, Austin TJ (2001) Impacts of recreational SCUBA diving on coral communities of the Caribbean island of Grand Cayman. *Biological Conservation* 102:67-75
- van't Hof T (2001) *Tourism impacts on Coral Reefs: Increasing awareness in the tourism sector*.
- Verlaque M (1987) *Contribution à l'étude du phytobenthos d'un écosystème photophile thermophile marin en Méditerranée occidentale. Etude structurale et dynamique du phytobenthos et analyse des relations faune-flore*. Tesis doctoral, Universidad de Aix Marseille II, Francia.
- Walters R, Samways M (2001) Sustainable dive ecotourism on a South African coral reef. *Biodiversity and Conservation* 10:2167-2179
- Wendt PH, van Dolah RF, O'Rourke CB (1985) A comparative study of the invertebrate macrofauna associated with seven sponge and coral species collected from the South Atlantic Bight. *Journal of the Elisha Mitchell Science Society* 101:187-203
- Wielgus J, Chadwick-Furman NE, Dubinsky.Z. (2004) Coral cover and partial mortality on anthropogenically impacted coral reefs at Eilat, northern Red Sea. *Marine Pollution Bulletin* 48:248-253
- Woodland DJ, Hooper NA (1977) The effects of human trampling on coral reefs. *Biological Conservation* 11:1-4
- Zakai D, Chadwick-Furman NE (2002) Impacts of intensive recreational diving on reef corals at Eilat, northern Red Sea. *Biological Conservation* 105: 179-187.





8 Propuesta para 2006

1 Seguimiento espacio-temporal del poblamiento de peces de fondos rocosos

Como en años anteriores, se propone la realización de un seguimiento del poblamiento de peces con escafandra autónoma en la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas, el cual constituye la más larga y robusta base de datos de cuantas existen en la actualidad en el Mediterráneo:

- 1.1** Seguimiento temporal a largo plazo y pequeña escala espacial
- 1.2** Seguimiento plurianual a varias escalas espaciales
- 1.3** Comparación con una localidad de control (litoral de Aguilas)

2 Estudios específicos para cuantificar, estimar, y realizar un seguimiento del impacto global del submarinismo en la Reserva marina

- 2.1** Estimación del impacto de buceadores mediante censos visuales

Se propone para el año 2006 la continuación del seguimiento a largo plazo de las variaciones en los poblamientos de las comunidades infralitorales mediterráneas. Las cuatro clases de morfotipos algales establecidas para detectar posibles perturbaciones originadas por la interacción buzo-bentos no han mostrado diferencias significativas claras achacables a la presión de buceo, encontrando sin embargo diferencias espaciales significativas entre las localidades de estudio. Además, las variaciones en los porcentajes de cobertura algal no responden a un patrón claro y establecido, esta falta de predicción puede tener su origen en factores no contemplados en el diseño de muestreo como la competencia entre algas, la relación con invertebrados bentónicos herbívoros, y los poblamientos de peces.

Se propone realizar mediante censos visuales un estudio comparativo entre las localidades de la reserva marina con el fin de caracterizar a nivel individual (principales especies) y a nivel de morfotipo (arbóreas, erectas, cespitosas e incrustantes) los poblamientos algales y establecer, en caso de encontrarlas, diferencias de composición entre ellos. Por otro lado, se llevará a cabo un estudio para detectar y cuantificar las relaciones entre las



comunidades algales, las poblaciones de erizos, el conjunto de peces y la presencia del hombre.

2.2 Estudio mediante fotografía digital de las variaciones de cobertura vegetal

La continuación de esta técnica estandarizable va a permitir tanto complementar los datos obtenidos a través de los censos visuales como una identificación a grano grueso de las especies de algas. La identificación (a nivel de género) de las especies algales a través de técnicas de fotografía digital va a permitir el estudio de una posible diferencia en la composición de algas entre localidades, y la propuesta de un catálogo de hipótesis mecanísticas que expliquen las diferencias encontradas. Se propone la continuación del seguimiento de la dinámica de las comunidades bentónicas en los bajos de la reserva siguiendo el mismo diseño de muestreo que el pasado año a través de la fotografía digital. Por lo tanto, se prospectará a dos profundidades (10 y 30 m) en las seis localidades ya establecidas en los estudios anteriores, tanto antes como después de la temporada de buceo. Las especies a estudiar son tanto aquellas en las que se ha detectado una disminución temporal del porcentaje de cobertura o el número de pies o colonias (*H. sanguinea*, *D. fragilis*, *M. truncata*) como aquellas en las que se ha observado una mayor distribución en las zonas frecuentadas por buceadores (*P. lividus*, *A. lixula*, *C. dellavallei*) y probar si dicha distribución es debida a la presencia continuada del hombre en dichos hábitats.

2.3 Cuantificación del impacto producido sobre especies singulares de la Reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas: la gorgonia blanca (*Eunicella singularis*)

Se propone la continuación del seguimiento de esta especie, la cual constituye una buena herramienta de gestión como detector del impacto antrópico directo. Las consecuencias de dichos impactos se verán reflejadas en variables tales como el incremento del número de organismos tumbados, el aumento de las ramas necrotizadas por la acción erosiva de los buceadores (contactos con las aletas, equipo, etc.), y otra serie de variables.

2.4 Aplicación de los esquemas de estima de la capacidad de carga de la Reserva marina y su seguimiento temporal para el submarinismo y otras actividades turístico-recreativas en el medio marino

En el informe de 2005 se propuso una primera aproximación al cálculo de la capacidad de carga de los bajos de la reserva marina de



Cabo de Palos – Islas Hormigas. El método propuesto busca establecer el número máximo de visitas que puede recibir un área protegida con base en las condiciones físicas, biológicas y de manejo que se presentan en el área en el momento de estudio. Los factores de corrección utilizados para nuestra capacidad de carga responden a las limitaciones naturales más habituales con que se encuentran los clubes que operan en la zona (viento, corrientes, accesibilidad, dificultad), limitaciones sociales o de calidad del servicio, y limitaciones por comportamiento del buceador o por fragilidad del ecosistema visitado. No obstante, estos factores de corrección deben ser revisados y mejorados a fin de establecer, de manera más precisa, una capacidad de carga acorde con las infraestructuras, medios, límites ecológicos sostenibles a través de un seguimiento activo y una gestión adecuada. Uno de los puntos clave en la aproximación a la capacidad de carga del sistema es el cálculo de la "capacidad de manejo", definida como el mejor estado que la administración y los clubes deportivos deben disponer para desarrollar las actividades y alcanzar los objetivos de gestión (conservación de recursos y protección de la biodiversidad).

3 Estudio de la distribución espacio-temporal del esfuerzo pesquero en y alrededor de la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas

3.1 Seguimiento espacio-temporal de la actividad pesquera en Cabo de Palos

El diseño de muestreo consistirá en la realización de embarques elegidos al azar, entre las embarcaciones de Cabo de Palos, con la única condición de que para llevarlo a cabo utilicen métodos de pesca artesanales dentro del área de estudio. En cada embarque se medirán las variables siguientes:

- Descriptores del arte utilizado.
- Posición GPS del arte utilizado.
- Determinación de las especies capturadas, tallas, abundancia específica de las mismas.
- Variables ambientales: profundidad, tipo de fondo, estado de la mar, fuerza y dirección del viento.

Se usarán encuestas como método paralelo y complementario a los embarques. Estas encuestas consistirán en unos estadillos donde el patrón de la embarcación registra diariamente:

- Las características del arte o aparejo calado



- Su posición: mediante la señalización en el mapa del estadijo de las boyas iniciales y finales o registrando las coordenadas GPS de las mismas a partir de la información del diario de abordó
- Registro de capturas: en kilos por especie

Quedarán registrados los días en los que no se faena y las causas, tales como días festivos, días en los cuales los barcos están varados, condiciones meteorológicas adversas o que la embarcación se encuentre faenando fuera de la zona de estudio. También se preguntará al patrón qué criterios o condicionantes determinan la elección del arte y del caladero empleado.

3.2 Descripción y análisis espacio-temporal de los patrones de distribución del esfuerzo pesquero de la flota artesanal

A partir del análisis de los datos de capturas, posición y esfuerzo obtenidos de los embarques y de las encuestas, tanto de 2005 como de 2006, podremos:

- Describir los modelos de distribución del esfuerzo de la flota y su variación espacio-temporal
- Estudiar la existencia de un gradiente en la distribución del esfuerzo pesquero y su relación con distintas variables que puedan explicar los patrones observados
- Estudiar de forma indirecta si las reservas marinas producen algún efecto sobre las actividades pesqueras

Este estudio se realizará a partir de las matrices de datos de cada lance registrado y su distancia a la reserva marina y al puerto de Cabo de Palos, el tipo de fondo, la profundidad, el tiempo de calado y el esfuerzo. Los datos de posición se analizarán con un Sistema de Información Geográfica (ArcGIS v.9).

3.3 Estudio biológico de varias especies de interés comercial en las que se ha observado una mejor respuesta a las medidas de protección

Las especies estudiadas podrán estar asociadas tanto a fondos rocosos, como el mero (*Epinephelus marginatus*), o asociadas a fondos más heterogéneos como el salmonete (*Mullus surmuletus*) o el sargo (*Diplodus sargus*). Además, se podrá hacer el seguimiento de algunas especies ícticas de afinidad termófila capturadas, lo que puede servir de complemento al seguimiento del poblamiento de peces en la reserva marina, ya que los censos no se realizan a más de 20 m de profundidad.



Los parámetros biológicos estudiados serán:

- Distribución de las frecuencias de clases de tallas
- Relación talla- peso
- Posición GPS de la captura, profundidad y tipo de fondo