



**DEPARTAMENTO DE ECOLOGIA E HIDROLOGIA
UNIVERSIDAD DE MURCIA**

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

Diciembre de 2004





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

Diciembre de 2004

Equipo redactor:

Ángel PÉREZ RUZAFÁ (Coordinador)
José Antonio GARCÍA CHARTON
Aarón HERRERO PÉREZ
Carolina ESPEJO CAYUELA
Mercedes GONZÁLEZ WANGÜEMERT
Concepción MARCOS DIEGO



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

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

Universidad de Murcia

I.F.O.P.





1.	INTRODUCCIÓN GENERAL	1
1.1	Antecedentes	2
1.2	Objetivos	5
2	. SEGUIMIENTO TEMPORAL DEL POBLAMIENTO DE PECES COMO INDICADORES DEL EFECTO RESERVA	6
2.1	Introducción	6
2.2	Metodología	7
2.2.1	<i>Estudio plurianual a pequeña escala espacial</i>	7
2.2.2	<i>Estudio plurianual a varias escalas espaciales</i>	7
2.2.3	<i>Estudio espacio-temporal a varias escalas espaciales</i>	8
2.2.4	<i>Seguimiento de la colonización de especies termófilas de afinidad tropical en el litoral murciano.</i>	9
2.3	Resultados	10
2.3.1	<i>Estudio plurianual a pequeña escala espacial</i>	10
a.	<i>Poblamiento de peces</i>	10
b.	<i>Dinámica temporal</i>	10
c.	<i>Influencia de la estructura del hábitat sobre el poblamiento de peces</i>	20
2.3.2	<i>Estudio plurianual a varias escalas espaciales</i>	23
a.	<i>Poblamiento de peces</i>	23
b.	<i>Diferencias espaciales a lo largo del tiempo</i>	23
c.	<i>Influencia de la estructura del hábitat sobre el poblamiento de peces</i>	35
2.3.3	<i>Estudio espacio-temporal a varias escalas espaciales</i>	38
a.	<i>Poblamiento de peces</i>	38
b.	<i>Diferencias espaciales a lo largo del tiempo</i>	38
c.	<i>Influencia de la estructura del hábitat sobre el poblamiento de peces</i>	47
2.3.4	<i>Seguimiento de la colonización de especies termófilas de afinidad tropical en el litoral murciano.</i>	50
a.	<i>Especies termófilas observadas en el litoral murciano</i>	51
b.	<i>Gradientes de abundancia de especies "meridionales"</i>	55
2.4	Discusión	57
3	. SEGUIMIENTO DEL IMPACTO DE LOS BUCEADORES EN LA RESERVA MARINA DE CABO DE PALOS: ESTIMA PRELIMINAR DE LA CAPACIDAD DE CARGA PARA EL SUBMARINISMO DEPORTIVO	60
3.1	Introducción	60
3.2	Material y métodos	60
3.2.1	<i>Muestreos de visu: Valoración de la escala más adecuada para el seguimiento del impacto producido por el buceo.</i>	60
3.2.2	<i>Desarrollo de una técnica fotográfica de seguimiento de los impactos del buceo sobre el bentos</i>	63
3.2.3	<i>Estudio experimental de estima del impacto individual de los buceadores</i>	65
3.3	Resultados	66
3.3.1	<i>Muestreos de visu in situ</i>	67



a.	<i>Variación espacio – temporal de las comunidades bentónicas a pequeña escala (25 × 25 cm²)</i>	67
b.	<i>Variación espacio – temporal de las comunidades bentónicas a escala media (1 × 1 m²)</i>	74
c.	<i>Variación espacio – temporal de la comunidad de Eunicella sp. a gran escala</i>	76
3.3.2	<i>Muestras fotográficos</i>	78
3.3.3	<i>Estudio experimental</i>	81
3.4	Discusión	85
3.4.1	<i>Valoración del impacto del submarinismo en la reserva marina</i>	85
3.4.2	<i>Estima de la capacidad de carga de la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas</i>	89
4	DISCUSIÓN GENERAL Y CONCLUSIONES	91
4.1	El “efecto reserva” sobre los peces litorales en la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas	91
4.1.1	<i>Conclusión general</i>	91
4.1.2	<i>Otros proyectos de investigación del mismo grupo, con incidencia sobre la problemática abordada en el presente informe</i>	93
a.	<i>Genética de poblaciones de sargo (Diplodus sargus) en el litoral mediterráneo: el problema de la conectividad</i>	93
b.	<i>El erizo comestible en la reserva marina</i>	95
c.	<i>El proyecto europeo BIOMEX: ¿hay exportación de biomasa de peces hacia las áreas adyacentes no protegidas?</i>	96
d.	<i>El futuro: proyecto europeo EMPAFISH, o la experiencia europea en la gestión de áreas marinas protegidas</i>	101
4.2	El impacto de los buceadores	104
4.2.1	<i>Otras medidas a considerar (ver anexos)</i>	104
a.	<i>Diseño de un itinerario submarino</i>	104
b.	<i>Producción de un manual de buenas prácticas del submarinismo recreativo</i>	104
c.	<i>Producción de material divulgativo acerca de los atractivos y puntos de interés para el submarinismo tanto dentro de la reserva como en áreas cercanas no protegidas</i>	105
d.	<i>Organización, mediante la movilización de voluntariado ambiental, de censos visuales de peces e invertebrados pertenecientes a especies emblemáticas, singulares y/o vulnerables del litoral murciano</i>	105
e.	<i>Organización de una campaña internacional de censo exhaustivo de meros y otras especies emblemáticas</i>	108
5	PROPUESTA DE INVESTIGACIÓN PARA 2005	110
5.1	Seguimiento a largo plazo del poblamiento de peces en la reserva marina	110
5.1.1	Censos en inmersión con escafandra autónoma	110
a.	<i>Seguimiento plurianual a pequeña escala espacial</i>	110
b.	<i>Seguimiento plurianual a varias escalas espaciales</i>	110
c.	<i>Estudio espacio – temporal a varias escalas espaciales</i>	110
d.	<i>Seguimiento de la aparición de especies termófilas</i>	111
5.2	Estudios específicos para cuantificar y estimar el impacto global del submarinismo en la reserva marina	111
a.	<i>Estimación del impacto de buceadores mediante censos visuales. Valoración del efecto acumulativo sobre especies bentónicas</i>	111
b.	<i>Estudio mediante fotografía digital de las variaciones de cobertura vegetal, búsqueda de la escala idónea.</i>	112



c.	Cuantificación del impacto producido sobre especies singulares de la reserva marina Cabo de Palos – Islas Hormigas, la gorgonia blanca (<i>Eunicella singularis</i>).-----	112
d.	Cálculo de la resuspensión de sedimentos por buceadores deportivos.-----	113
5.3	Aplicación de los esquemas de estima de la capacidad de carga de la reserva y su seguimiento temporal para el submarinismo y otras actividades turístico-recreativas en el medio marino-----	113
5.4	Estudio de la distribución espacial del esfuerzo pesquero en y alrededor de la reserva marina (complemento a BIOMEX)-----	113
5.4.1	Material y métodos-----	114
6	BIBLIOGRAFÍA-----	116
7	ANEXOS-----	121
7.1	Itinerarios Submarinos-----	121
7.1.1	Diseño de un itinerario submarino-----	121
7.1.2	Objetivos de un itinerario submarino-----	122
7.1.3	Colocación de un itinerario submarino-----	123
7.1.4	Diferentes diseños de un itinerario submarino-----	124
7.1.5	Material y recursos educativos-----	128
7.2	Ejemplos de itinerarios establecidos en otras reservas marinas-----	129
7.2.1	Itinerario submarino de Port-Cros-----	129
7.2.2	Itinerario submarino de la Reserva Natural Marina de Cerbère-Banyuls 130	
7.3	Producción de un manual de buenas prácticas del submarinismo recreativo 131	
7.3.1	¿Es el buceo una actividad respetuosa con el medio marino?-----	131
7.3.2	Formas en las que un submarinista puede proteger el medio ambiente subacuático-----	132
7.3.3	Principales impactos ambientales sobre el fondo marino-----	137
7.4	Producción de material divulgativo-----	139
7.5	Lista de especies más comunes capturadas en el litoral murciano-----	149





Estudios de seguimiento de la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas 2004

1. Introducción general

Tras ser declarada en 1993 área de alta sensibilidad ecológica por la Consejería de Política Territorial, Obras Públicas y Medio Ambiente (*Decreto 7/1993, de 23 de marzo, sobre medidas para la protección de ecosistemas de aguas interiores*), la zona comprendida entre el cabo de Palos y las islas Hormigas fue declarada reserva marina de interés pesquero por la Consejería de Agricultura, Ganadería y Pesca (*Decreto 15/1995, de 31 de marzo; Orden de 22 de junio de 1995; modificación posterior: Orden de 29 de abril de 1999 por la que se modifica la Orden de 22 de junio de 1995*), 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 (RMCPH) (Fig. 1-1 y 1-2) consta de una zona de *Reserva Integral*, alrededor del archipiélago de las Hormigas, 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). Este área es fundamentalmente rocosa, aunque también aparece un cinturón de *Posidonia oceanica* y fondos detríticos costeros, además de 12 pecios dispersos por todo el área.

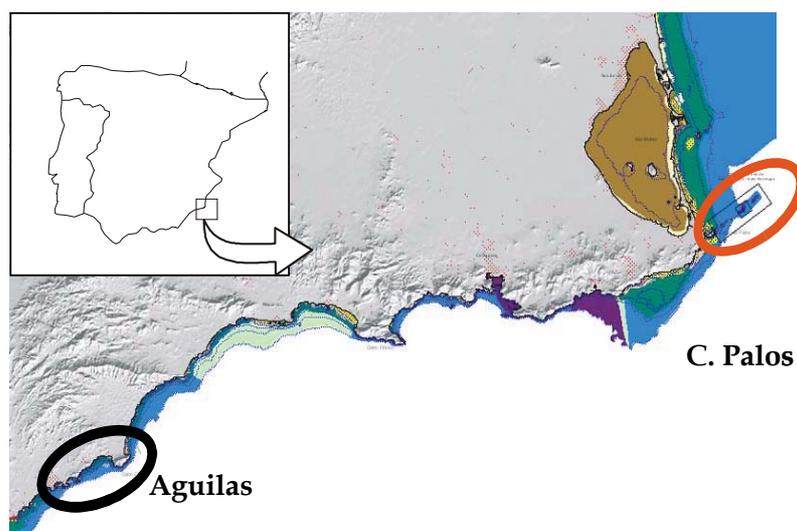


Figura 1-1 Situación de la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas, y de Águilas (utilizado como control para el estudio de peces) en el litoral murciano.



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. Hoy día, 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. No obstante, 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.

1.1 Antecedentes

Las áreas marinas protegidas (AMPs) han sido propuestas en todo el mundo como un modo óptimo de proteger ecosistemas marinos y las pesquerías asociadas (Lubchenco *et al.*, 2003). Se han reconocido dos perspectivas principales a la hora de establecer las motivaciones de las AMPs: asegurar la sostenibilidad de los recursos económicos ("conservación") y preservar la biodiversidad –especies, hábitats y paisajes valiosos ("protección") (Salm *et al.*, 2000). Desde un punto de vista estrictamente pesquero, las AMPs se han considerado como un seguro frente a las incertidumbres planteadas por las medidas tradicionales de gestión pesquera, las cuales han estado implicadas en el colapso de varias pesquerías (Pauly *et al.*, 2002).

A pesar de la popularidad de las AMPs, hasta el momento se puede destacar poca evidencia empírica en cuanto a su efectividad (García-Charton y Pérez Ruzafa, 1999; García-Charton *et al.*, 2000; Russ, 2002; Halpern, 2003). Para ilustrar esta idea, hemos efectuado una revisión basada en 94 estudios empíricos referidos a los efectos de AMPs, a partir de una lista de 22 efectos ecológicos/pesquero esperados construidos a partir de una serie de artículos de revisión (Pelletier *et al.*, en prensa). De este análisis se desprende claramente que pocas generalizaciones son posibles más allá de la observación de que la abundancia, biomasa y talla media de las poblaciones explotadas de peces son generalmente mayores en el interior de las áreas protegidas que en áreas adyacentes carentes de protección. Incluso, para estos efectos bien conocidos los efectos esperados no son siempre evidentes (García-Charton *et al.*, 2004). El caso de efecto del "desbordamiento" es controvertido, por cuanto los resultados de los distintos estudios son de naturaleza diversa. De este análisis se puede concluir asimismo que la mayoría de los efectos hipotéticos han recibido poca (o ninguna) atención por parte de los investigadores. Entre esos efectos se pueden encontrar algunos potencialmente importantes para las pesquerías, tales como el incremento del potencial reproductivo de especies-objetivo (p.ej. Goñi *et al.*, 2003), o la protección de la diversidad



genética (González-Wangüemert *et al.*, 2004). Más allá de la escasez de estudios empíricos, otras causas de esta falta de evidencias robustas podrían ser el aislamiento de los estudios realizados hasta la fecha (Halpern, 2003) y, en algunos casos, la inadecuación de los diseños de muestreo puestos en práctica (García-Chariton y Pérez-Ruzafa, 1999). En última instancia, resulta difícil establecer un vínculo entre las cuestiones de gestión y los resultados observados de la protección.

Por otro lado, el establecimiento de reservas marinas, da lugar a un incremento del desarrollo turístico y a la implantación de infraestructuras, tales como, resorts, puertos, clubes de buceo, cruceros etc., para satisfacer las demandas turísticas. Incluyendo, dentro de dichas demandas, un mayor uso por parte del "turista marino" tanto del entorno como de la propia reserva marina: pesca deportiva, buceo autónomo, buceo en apnea. Todo ello, causa un impacto directo sobre los ecosistemas naturales: rotura de organismos frágiles, anclaje de embarcaciones, incremento de la sedimentación, basura sólida, etc. (Tilmant, 1987; Van't Hof, 2001), que sin las medidas de gestión adecuadas puede dar lugar al colapso de los recursos naturales (Van't Hof, 2001).

Es inevitable, que el desarrollo turístico induzca cambios de diferente índole (carácter social, económico, medioambiental), tanto en la reserva marina como en su entorno. Sin embargo, la dirección (positiva o negativa) y la magnitud de esos cambios dependerán de la capacidad de carga del sistema en relación con el volumen de la actividad turística (Saveriades, 2000).

No obstante, a pesar de que tradicionalmente las herramientas de gestión han sido enfocadas hacia la "Capacidad de Carga", muchos autores piensan que una adecuada gestión para evitar los impactos ambientales provocados por buceadores y turistas marinos pasa por una adecuada educación ambiental (Zakai *et al.* 2002) y herramientas como un adecuado entrenamiento y realización de *briefing* antes de bucear (Medio *et al.* 1997).

En este contexto, el estatus actual del conocimiento sobre AMPs nos lleva a las siguientes lagunas y necesidades de investigación:

- Falta de base científica para la selección (localización, hábitats incluidos, rango de profundidad, etc.) y el diseño (tamaño, forma, número, proporción de superficie total protegida, etc.) de AMPs.
- Necesidad de un seguimiento apropiado y de la evaluación de la efectividad de AMPs, basados en diseños robustos de muestreo.
- Ausencia de evidencia empírica para efectos complejos de AMPs, como por ejemplo desbordamiento (exportación de biomasa), efectos indirectos en los ecosistemas ("efectos en cascada"), efectos sobre la recuperación larvaria de especies comercialmente y/o ecológicamente importantes, efectos genéticos, resultados socio-económicos, etc.



- Necesidad de establecer la relación entre AMPs y otras herramientas de gestión de los recursos marinos.

De todo lo anterior se deduce que es necesario profundizar en las tareas de investigación para elucidar la efectividad real de esta herramienta de gestión. Las comunidades bentónicas e ícticas del área de Cabo de Palos, así como los efectos directos e indirectos de la protección pesquera, han sido estudiadas desde 1989 por investigadores de la Universidad de Murcia (Pérez Ruzafa, 1995, 1996; Pérez Ruzafa *et al.*, 1991, 2000; García Charton, 1999; García Charton y Pérez Ruzafa, 1998, 1999, 2001, en prep.; García Charton *et al.*, 2000a, 2000b, 2004; González Wangüemert *et al.*, 2004; Entrambasaguas *et al.*, en prep.). Dichos trabajos se han centrado principalmente en:

(1) La valoración del efecto reserva y sus parámetros indicadores (abundancia de individuos, cambios en la biomasa, riqueza específica, estructura del poblamiento, etc.) en base a la comparación espacial del poblamiento de peces adultos de la RMCPIH con los de zonas adyacentes no protegidas, mediante censos visuales, a varias escalas espaciales; y el análisis de la dinámica temporal del proceso;

(2) la detección de un posible gradiente de biomasa y/o abundancia de especies de peces de interés comercial, de dentro a fuera de la reserva, como un indicio indirecto de la ocurrencia de un fenómeno de exportación de individuos;

(3) el estudio de posibles efectos indirectos de la protección pesquera sobre el ecosistema litoral (efecto cascada);

(4) el estudio de la amplitud de la dispersión de propágulos y adultos de peces desde la RMCPIH mediante técnicas genéticas;

(5) el estudio del efecto reserva en la estructura genética de las poblaciones de peces y la conservación de la biodiversidad génica.

1.2 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) Desarrollo y aplicación de técnicas de cálculo de la capacidad de carga (en función del impacto) de la Reserva Marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas para el turismo subacuático.
- (4) Desarrollo de alguno de los puntos sugeridos en el apartado de propuestas de alternativas al submarinismo (ver apartado 6.2.2 del informe 2003 de seguimiento de la reserva), y asesorar al Servicio de Pesca y Acuicultura en la implementación, negociación y puesta en práctica de las actividades implicadas.



Figura 1-2 Reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas: el rectángulo verde delimita la zona de uso restringido, la reserva integral está limitada por la circunferencia roja.



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

2.1 Introducción

La variabilidad espacial y temporal observada de la abundancia de peces litorales de fondos rocosos ha sido achacada a diferentes factores biológicos y/o físicos (Jones, 1991), incluyendo las variaciones de profundidad (Bell, 1983; Harmelin, 1990; McGehee, 1994; García Charton y Pérez Ruzafa, 1998), estructura del hábitat –resultando en diferencias en la disponibilidad de recursos tales como alimento o refugio (García Charton *et al.*, 2000), diferencias climáticas (Holbrook *et al.*, 1997), depredación (Hixon, 1991), competencia (Sale, 1978; Gladfelter *et al.*, 1980), perturbaciones episódicas (Walsh, 1983; Chabanet *et al.*, 1995), dinámica larvaria (Leis y McCormick, 2002), y variabilidad del reclutamiento (Booth y Brosnan, 1995). Cada factor actuaría preferentemente a determinadas escalas espaciales (Sale, 1998).

Por su parte, numerosos estudios han explorado los efectos del cese de la actividad pesquera en las reservas marinas como un factor antrópico capaz de influir en gran medida en los poblamientos de peces. Estos estudios encuentran que, en general, las biomásas y las tallas medias de las especies explotadas son mayores en las áreas protegidas que en zonas vecinas no protegidas, tanto en el Mediterráneo (Bell, 1983; García-Rubies y Zabala, 1990; Francour, 1994; Harmelin *et al.*, 1995; García Charton *et al.*, 2004) como en otros mares (Russ, 2002; Halpern, 2003; Pelletier *et al.*, 2005). Sin embargo, algunos estudios no han sido capaces de encontrar diferencias entre áreas protegidas y zonas en las que se desarrolla la actividad pesquera (p. ej. Samoilys, 1988; Roberts y Polunin, 1992, Dufour *et al.*, 1995; véase asimismo García Charton *et al.*, 2004). Estos resultados más ambiguos son probablemente el resultado de problemas metodológicos ligados a la necesidad de distinguir la variabilidad natural (espacial y temporal) de los efectos de las medidas de gestión pesquera (García Charton y Pérez Ruzafa, 1999; García Charton *et al.*, 2000).

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 consistió en la realización de 9 censos visuales en sendos transectos de $50 \times 5 \text{ m}^2$, 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 $\sim 10 \text{ m}$, y separados entre sí un mínimo de 50 m . En cada transecto se realizan censos visuales en inmersión con escafandra autónoma, y se miden una serie de variables descriptoras de la estructura del hábitat rocoso.

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: el sector 1 está integrado por los fondos de las calas que rodean la punta del cabo de Palos; 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 (Fig. 2-1). 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) ($a = 5$), 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:

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

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 $T_{n(z(as))}$ es el término de error aleatorio debido a la variabilidad entre transectos n .

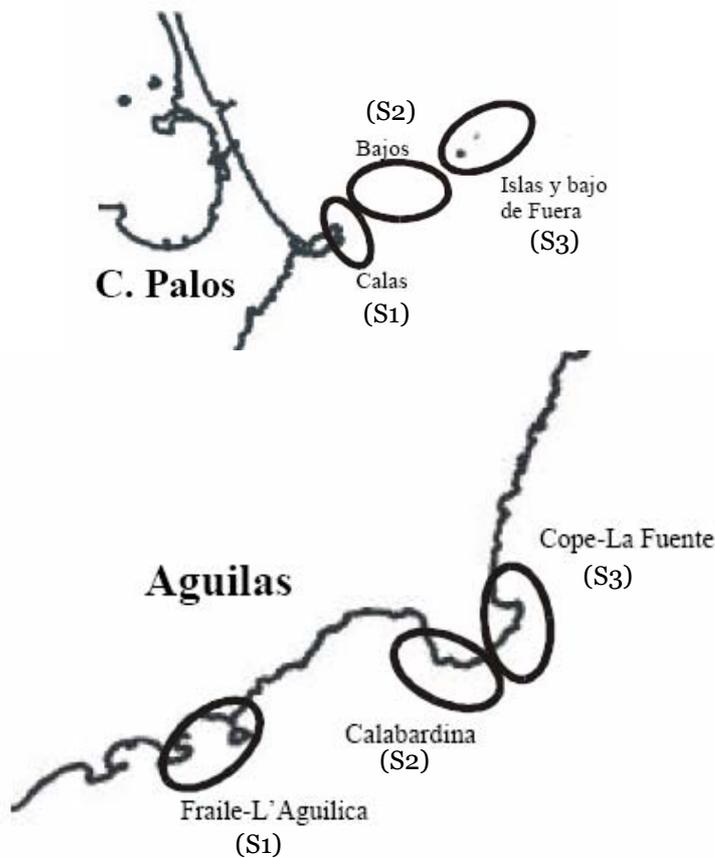


Figura 2-1 Situación de los tres sectores establecidos en la Reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas y en el litoral aguileño para el estudio plurianual del poblamiento de peces a varias escalas espaciales.

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 y 2003, 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 aquellas 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:

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

donde X_{lszn} 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 $T_{n(z(s(al)))}$ 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.

2.2.4 Seguimiento de la colonización de especies termófilas de afinidad tropical en el litoral murciano.

Se ha lanzado recientemente (Francour et al. 1994) la hipótesis de que el calentamiento global pudiera estar provocando a nivel planetario una "subida" hacia latitudes templadas de especies termófilas sub-tropicales y tropicales. El ritmo y magnitud de este fenómeno serán más fáciles de estimar en zonas como la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas, y en general en el litoral murciano, ya que éste se encuentra situado en un enclave biogeográfico de gran interés, al tratarse del límite de distribución geográfica a lo largo de la costa peninsular ibérica de un número importante de especies ícticas de afinidad termófila (Tabla 2-11). Además, algunas especies (tales como *fredis* – *Thalassoma pavo*, y falso abadejo – *Epinephelus costae*), aunque presentes en todo el Mediterráneo occidental, son más abundantes en las costas meridionales (García Charton et al. 2004).

Por ello, se prestará especial atención a estas especies, así como a otras que pudieran ir apareciendo en el futuro, describiéndose su dinámica temporal y distribución espacial.



2.3 Resultados

2.3.1 Estudio plurianual a pequeña escala espacial

a. Poblamiento de peces

Durante las 12 ocasiones prospectadas a lo largo de los 15 años de estudio en las inmediaciones del propio cabo de Palos, se ha observado un total de 53 especies de peces, pertenecientes a 20 familias (Tabla 2-2), siendo los serránidos, espáridos y lábridos los que reúnen un mayor número de especies. De ellas, 12 especies han resultado muy frecuentes (por presentar una frecuencia de aparición mayor del 70% de los censos), por orden de frecuencia: *Diplodus vulgaris*, *Coris julis*, *Thalassoma pavo*, *Chromis chromis*, *Symphodus tinca*, *Serranus scriba*, *Diplodus sargus*, *Sarpa salpa*, *Apogon imberbis*, *Symphodus ocellatus*, *Mullus surmuletus* y *Symphodus roissali* (Tabla 2-2). El número mínimo de especies observadas ha sido de 24 (en 2004), frente a un máximo de 31 especies el primer año (1990) (Tabla 2-3).

Del total de especies censadas, únicamente 15 (un serránido, un apogónido, un pomacéntrido, seis espáridos y seis lábridos) han aparecido en todos los años prospectados, mientras que otras 5 especies han sido observadas en 9-11 años (Tabla 2-2). Por otra parte, un total de 11 especies han sido vistas únicamente en uno de los 11 años prospectados: águilas (*Myliobatis aquila*), chernas de ley (*Epinephelus aeneus*), burros listados (*Parapristipoma octolineatum*) y cabrachos (*Scorpaena scrofa*) en 1990, carameles (*Spicara smaris*) en 1992, palometas (*Trachinotus ovatus*) en 1993, doradas (*Sparus aurata*) y podas (*Bothus podas*) en 1994, llampugas (*Coryphaena hippurus*) y roncadors (*Pomadasys incisus*) en 1996, ctenolabros (*Ctenolabrus rupestris*) y rascasas (*Scorpaena notata*) en 1998, y chernas (*Mycteroperca rubra*) en 2003. El resto de las especies han aparecido en 2-8 de los años estudiados.

b. Dinámica temporal

Una gran parte de las variables analizadas comparando únicamente variaciones interanuales (es decir, sin tener en cuenta los periodos antes/después de la protección) han mostrado una más o menos marcada variabilidad interanual (Tabla 2-4). Sin embargo, la distinción entre los periodos anterior y posterior a la protección (iniciada en 1995) en el análisis de la varianza permite matizar esta heterogeneidad temporal, de modo que en algún caso es posible diferenciar el efecto probable de la protección frente a variaciones interanuales sujetas a otros factores.

Las variables descriptoras del poblamiento de peces (Tabla 2-3) han experimentado relativamente pocos cambios a lo largo del tiempo. En el caso de la abundancia total media, ha variado entre los 165,8 individuos*250 m⁻² observados en 2003 y los 699,9 individuos*250 m⁻² de



1998 (ambas ocasiones después de la instauración de la reserva marina); hay que tener en cuenta que tales diferencias son debidas a la observación puntual de especies pelágicas formadoras de grandes bancos. Para esta variable han resultado ser más importantes las variaciones interanuales que las observadas entre antes y después de la puesta en funcionamiento de las medidas de protección (Tabla 2-3). La abundancia reducida (es decir, tras eliminar del cómputo total las especies pelágicas, y también las castañuelas, cuyas grandes abundancias distorsionan el análisis global de abundancia) ha experimentado asimismo una variación interanual que ha oscilado entre los 80,9 indiv*250 m⁻² de 1994 y los 150,3 indiv*250 m⁻² de 2001 (Fig. 2-3). Igualmente, en este caso las variaciones interanuales han sido las únicas detectadas por el análisis de la varianza, no habiendo tenido efecto significativo el factor temporal ligado al momento de la protección. Lo mismo ocurre en el caso de la riqueza específica media por transecto, con variaciones de entre 13,2 (1995) y 17,3 (2000) especies por transecto, aunque en este caso, incluso las diferencias interanuales no son significativas (Fig. 2-2, Tabla 2-4).

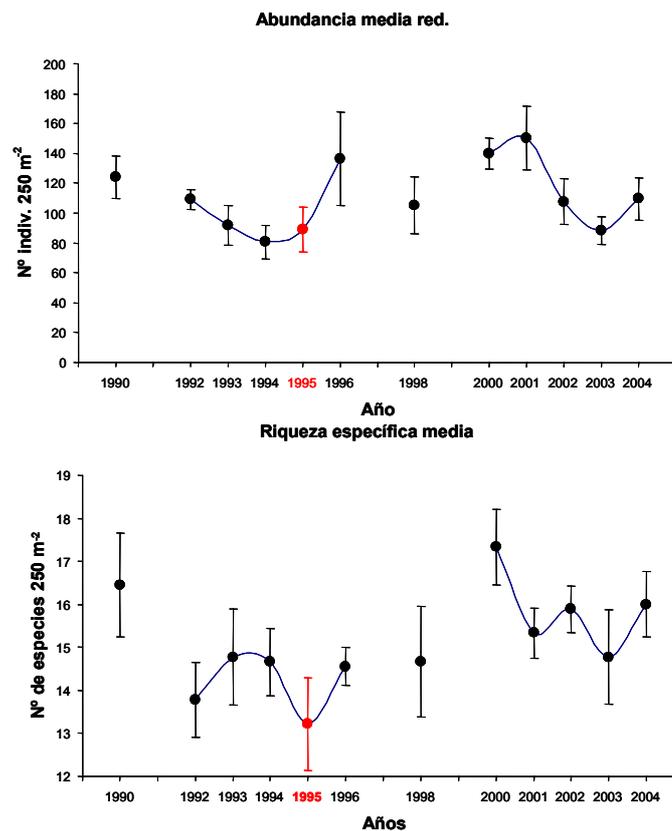


Figura 2-2 Trayectoria temporal de los valores medios (y su error típico) de las variables descriptoras del poblamiento de peces a lo largo del periodo de estudio a pequeña escala espacial (en rojo se indica el año de instauración de la reserva marina)



En lo que respecta a las especies analizadas (las 22 más frecuentes del total de 53 observadas a lo largo del periodo de estudio), 8 de ellas no han mostrado variaciones interanuales significativas de sus abundancias. Sin embargo, cuatro de estas especies (raspallones –*Diplodus annularis*–, sargos picudos –*D. puntazzo*–, salpas –*Sarpa salpa*– y tordos de Doderlein –*Symphodus doderleini*–), a pesar de ello, sí que evidencian una diferencia más global entre el antes y el después de la protección, de modo que todas aumentan sus abundancias excepto la última especie de las citadas, que las ha visto disminuir (Fig. 2-3). Llama asimismo la atención el hecho de que especies emblemáticas en las reservas marinas (concretamente meros, corvas y mojarras) no muestren ninguna respuesta significativa a la protección a esta escala espacial, aunque la tendencia para las tres es a aumentar su abundancia tras la protección (Fig. 2-4). Para el resto de las especies, las variaciones interanuales han sido significativas (Tabla 2-4). De éstas, únicamente para tres (cabrillas –*Serranus cabrilla*–, tordos ocelados –*Symphodus ocellatus*– y tordos o petos –*S. tinca*–) las variaciones antes/después absorben toda esta variación, de modo que las dos últimas han aumentado sus abundancias, pero en cambio el serránido ha visto disminuir notablemente su abundancia de antes a después de la puesta en protección (Fig. 2-5). Por último, el resto de las especies muestran variabilidad interanual sin por ello dar signos de respuesta (ni positiva ni negativa) al hecho de la protección.

De las 6 categorías espaciales analizadas (Tabla 2-1), únicamente la categoría 3 (la cual incluye a todos los espáridos, de interés comercial y por tanto sujetos a respuesta a las medidas pesqueras) ha mostrado diferencias entre periodos, con una tendencia al aumento tras 9 años de protección (Tabla 2-4). En cambio, todas las categorías han mostrado una variabilidad interanual significativa.

Categoría espacial	Definición
1	Especies muy móviles, erráticas, generalmente diurnas y formando bancos (incluye especies planctonófagas, omnívoras y carnívoras) (p.ej. bogas, chirretes, lechas...)
2	Especies sedentarias que forman bancos y ocupan la columna de agua (generalmente planctonófagas) (p.ej. castañuelas, trescolas...)
3	Especies necto-bentónicas y mesófagas con importantes desplazamientos horizontales y movimientos moderados en el eje vertical (espáridos y otras familias)
4	Especies necto-bentónicas que viven cerca del fondo y realizan desplazamientos horizontales muy amplios (p.ej. salmonetes)
5	Especies necto-bentónicas mesófagas relativamente sedentarias (serránidos, lábridos, etc.)
6	Especies necto-bentónicas muy sedentarias (incluye especies tanto diurnas como nocturnas) (p.ej. góbidos, blénidos, escorpénidos...)

Tabla 2-1 Definición de las categorías de ocupación del espacio consideradas en el presente estudio (siguiendo a Harmelin 1987)

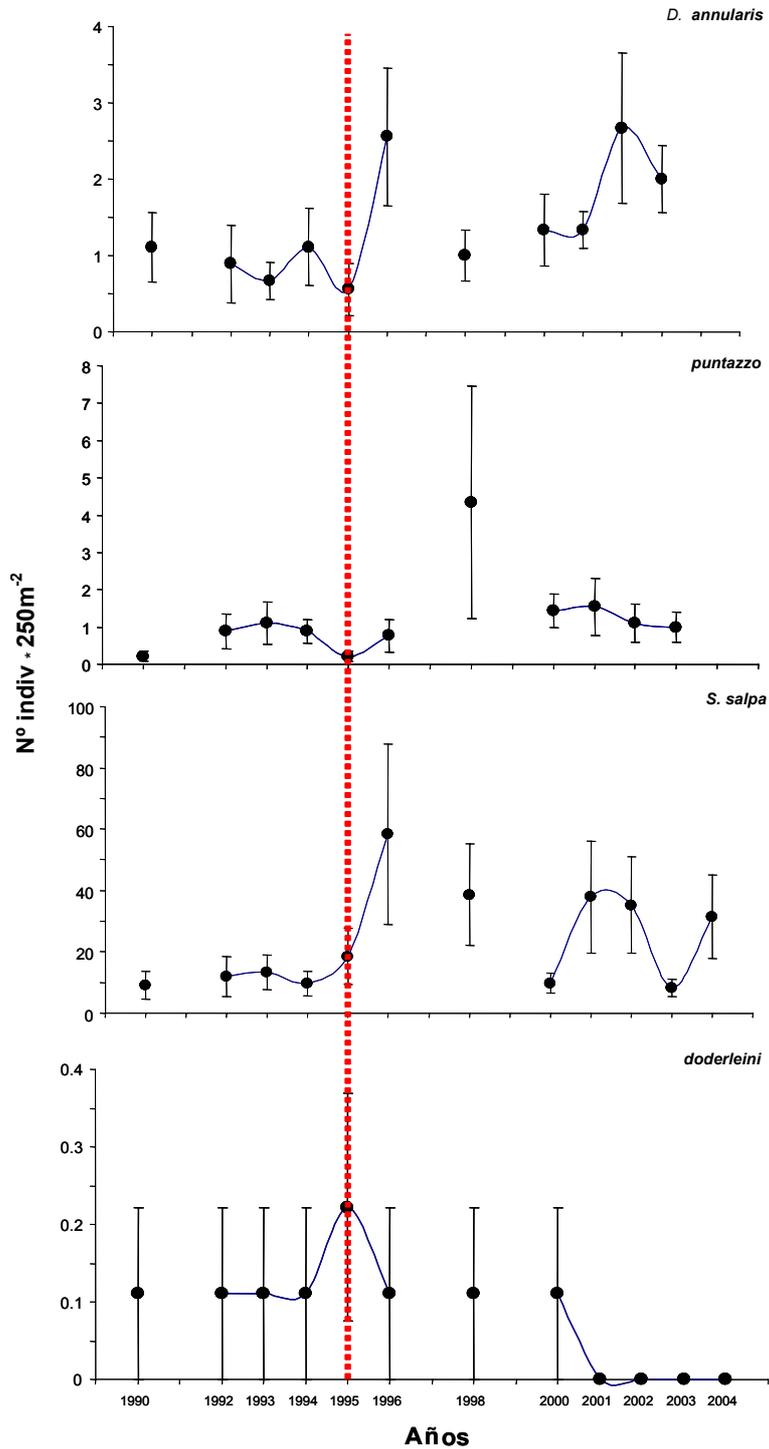


Figura 2-3 Trayectoria temporal de los valores medios (y su error típico) de las abundancias de varias especies de peces a lo largo del periodo de estudio a pequeña escala espacial (la línea punteada roja indica el año de instauración de la reserva marina)

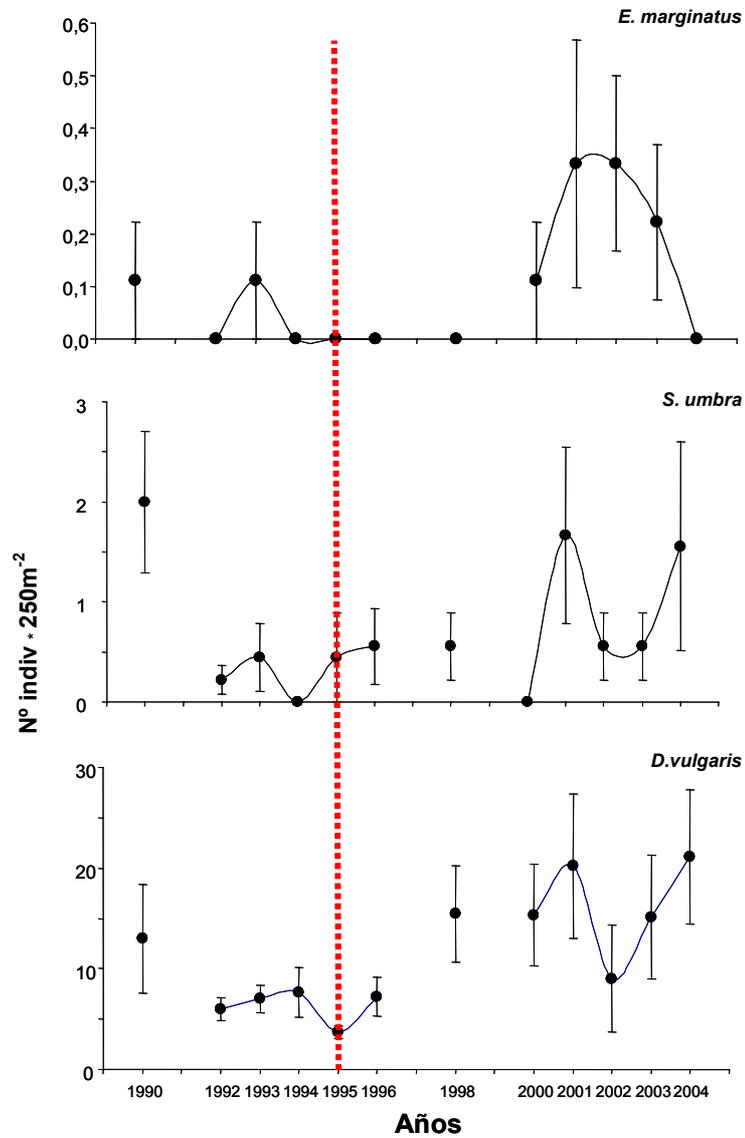


Figura 2-4 Trayectoria temporal de los valores medios (y su error típico) de las abundancias de varias especies de peces a lo largo del periodo de estudio a pequeña escala espacial (la línea punteada roja indica el año de instauración de la reserva marina)

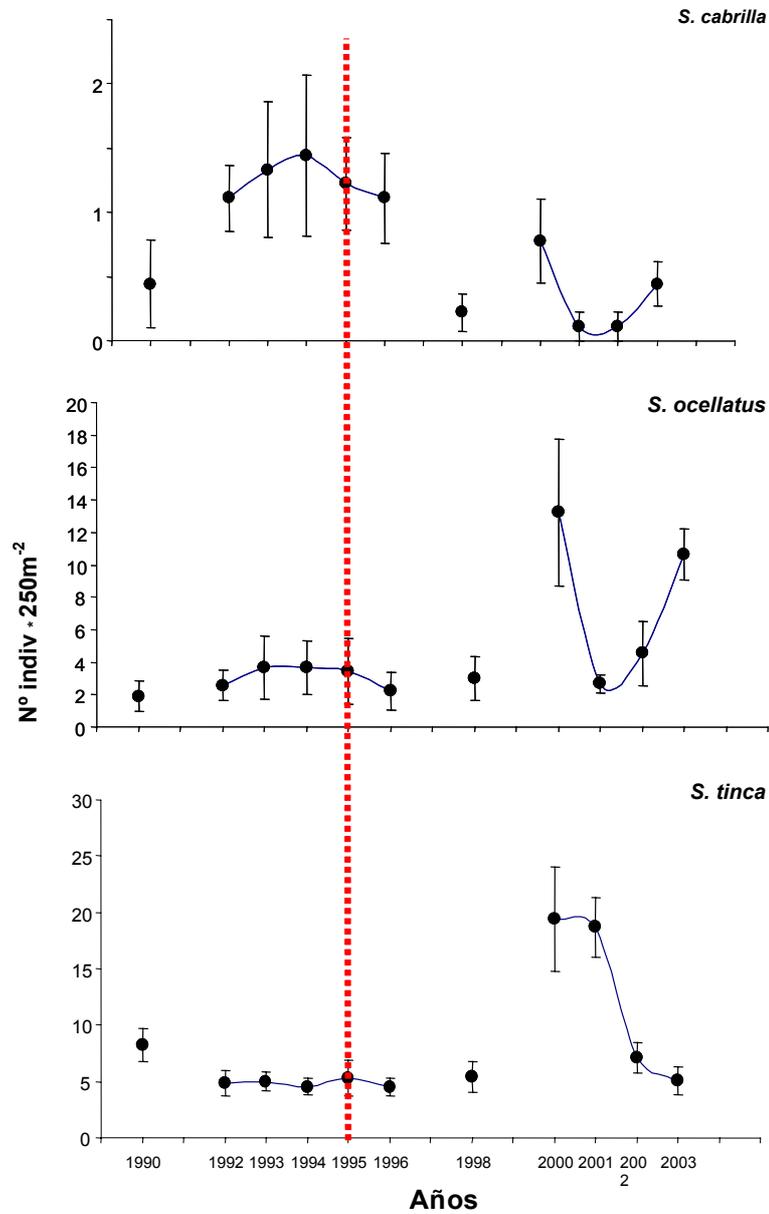


Figura 2-5 Trayectoria temporal de los valores medios (y su error típico) de las abundancias de varias especies de peces a lo largo del periodo de estudio a pequeña escala espacial (la línea punteada roja indica el año de instauración de la reserva marina)



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



	1990	1992	1993	1994	1995	1996	1998	2000	2001	2002	2003	2004
<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
<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
<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
<i>Labrus viridis</i>	0,2±0,1			0,1±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				
<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
<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
<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
<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
<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
<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
<i>Sphyræna sphyræna</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 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						

Tabla 2-2 Abundancia media (± error típico) de las especies observadas a lo largo de las 12 ocasiones del seguimiento del poblamiento de peces en el cabo de Palos a pequeña escala espacial



	1990	1992	1993	1994	1995	1996
Abundancia	591,9 ± 116,2	342,6 ± 94,6	409,1 ± 76,6	245,2 ± 49,4	325,3 ± 93,1	484,7 ± 69,8
Abundancia red.	124,0 ± 14,2	109,2 ± 6,7	92,0 ± 13,1	80,9 ± 11,3	89,1 ± 14,9	136,6 ± 31,3
Riqueza media	16,4 ± 1,2	13,8 ± 0,9	14,8 ± 1,1	14,7 ± 0,8	13,2 ± 1,1	14,6 ± 0,4
Riqueza total	31	28	30	30	29	29

	1998	2000	2001	2002	2003	2004
Abundancia	699,9 ± 165,0	277,0 ± 74,0	468,8 ± 112,1	590,0 ± 121,9	165,8 ± 22,6	314,3 ± 79,9
Abundancia red.	105,2 ± 18,9	139,9 ± 10,2	150,3 ± 21,2	107,6 ± 15,3	88,2 ± 9,2	109,7 ± 14,1
Riqueza media	14,7 ± 1,3	17,3 ± 0,9	15,3 ± 0,6	15,9 ± 0,6	14,8 ± 1,1	16,0 ± 0,8
Riqueza total	31	31	26	26	29	24

Tabla 2-3 Valores medios (\pm error típico) de las variables descriptoras del poblamiento de peces a lo largo de las 12 ocasiones de muestreo en el seguimiento temporal en cabo de Palos a pequeña escala espacial



Factores / Variables dependientes	Año	AD	Año (AD)	Efecto
Abundancia total	***	ns	**	
Abundancia red.	*	ns	**	
Riqueza específica	ns	ns	ns	
<i>Epinephelus marginatus</i>	ns	ns	ns	
<i>Serranus cabrilla</i>	***	*	ns	↓
<i>Serranus scriba</i>	*	ns	*	
<i>Apogon imberbis</i>	**	ns	**	
<i>Sciaena umbra</i>	ns	ns	ns	
<i>Mullus surmuletus</i> (Cat. 4)	***	ns	***	
<i>Diplodus annularis</i>	ns	**	ns	↑
<i>Diplodus puntazzo</i>	ns	*	ns	↑
<i>Diplodus sargus</i>	***	***	*	↑
<i>Diplodus vulgaris</i>	ns	ns	ns	
<i>Oblada melanura</i>	*	ns	ns	
<i>Sarpa salpa</i>	ns	*	ns	↑
<i>Chromis chromis</i> (Cat. 2)	***	ns	***	
<i>Coris julis</i>	***	ns	***	
<i>Symphodus doderleini</i>	ns	**	ns	↓
<i>Symphodus mediterraneus</i>	***	ns	**	
<i>Symphodus melanocercus</i>	ns	ns	ns	
<i>Symphodus ocellatus</i>	**	*	ns	↑
<i>Symphodus roissali</i>	**	ns	*	
<i>Symphodus rostratus</i>	*	ns	*	
<i>Symphodus tinca</i>	***	*	**	↑
<i>Thalassoma pavo</i>	**	ns	ns	
Categoría 1	*	ns	ns	
Categoría 3	**	***	ns	↑
Categoría 5	***	ns	***	
Categoría 6	***	ns	**	

Tabla 2-4 Resumen de los resultados de los análisis de la varianza aplicados a las variaciones temporales de las variables consideradas entre años, y también teniendo en cuenta el factor Antes/Después de la protección (AD) y años anidados en cada periodo (*** $P < 0,001$; ** $P < 0,01$; * $P < 0,05$; (*) $P < 0,01$; ns no significativo). Se indica asimismo si la variación observada ha sido al aumento (↑) o la disminución (↓) a lo largo del tiempo.



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

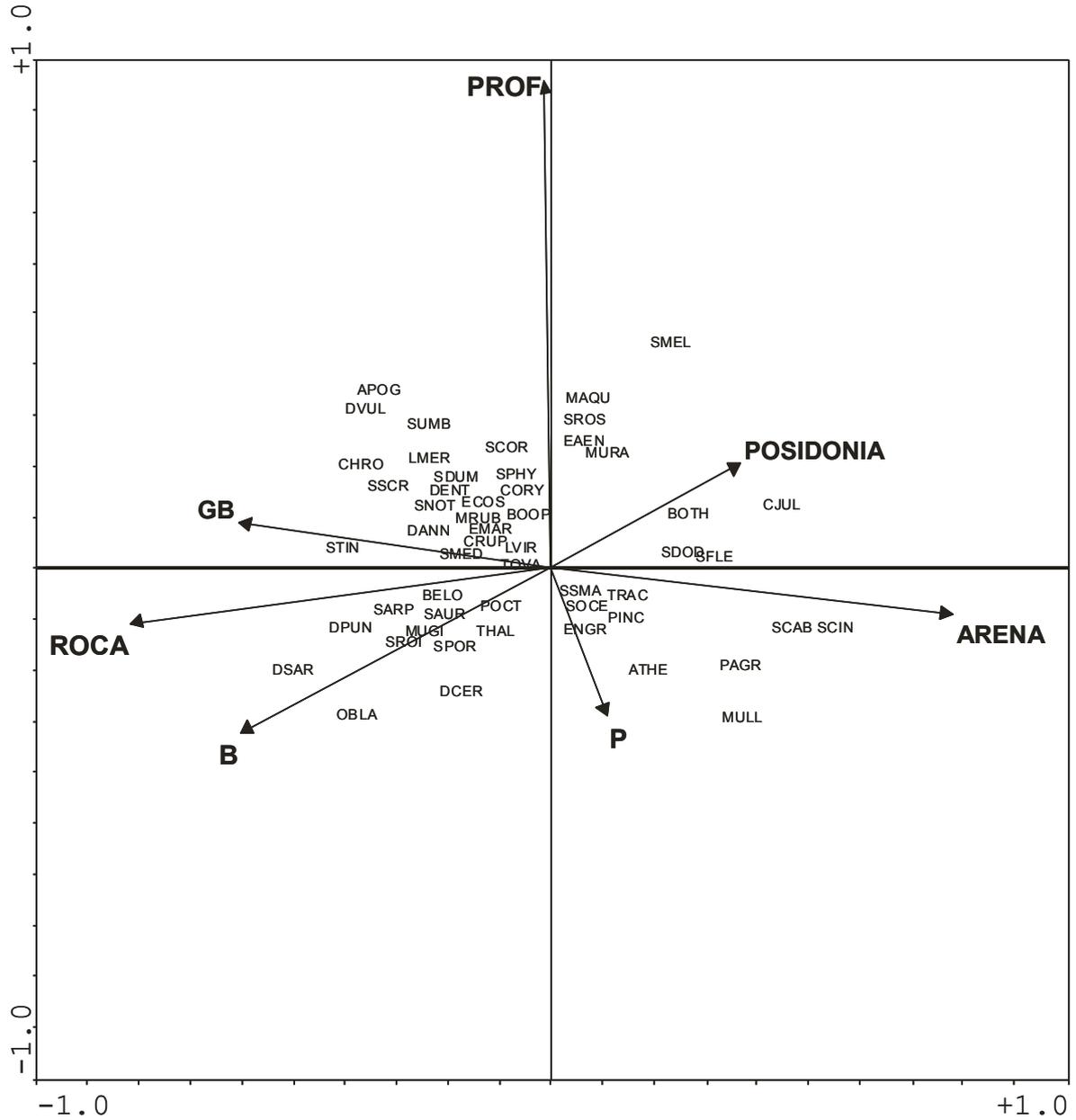
Los dos primeros ejes del análisis de redundancia (RDA) aplicado a los datos de abundancia (transformados logarítmicamente), tras hacer pasivas las especies pelágicas y castañuelas para evitar su excesivo peso en la ordenación, explican un 11,1% de la inercia total, mientras que los 4 primeros ejes explican un 15% de dicha variabilidad.

Básicamente, lo que nos dice este análisis es que sobre la composición específica y las abundancias relativas de las especies observadas pesan más las variaciones espaciales que los cambios temporales. Además, una parte sustancial de dicha variabilidad (15%) está determinada por las variaciones en la estructura del hábitat a pequeña escala espacial (dentro y entre transectos). El eje I del RDA (7,7% de varianza explicada) es un gradiente de heterogeneidad del hábitat, pues en su parte negativa se colocan las unidades muestrales en las que predomina el fondo rocoso y complejo (con más bloques y grandes bloques) (con independencia del año) (Fig. 2-6 y 2-7). Las especies asociadas a esta parte del eje serían, por lo tanto, aquéllas con una mayor afinidad por los fondos rocosos, siendo los sargos (*Diplodus sargus*, *D. puntazzo*, *D. vulgaris*), tordos (*Symphodus tinca*, *S. roissali*), reyezuelos (*Apogon imberbis*), serranos (*Serranus scriba*), salpas (*Sarpa salpa*) y corvas (*Sciaena umbra*) las especies que se asocian con mayor intensidad a esta parte del primer eje. En cambio, la parte positiva del eje I lo ocupan las unidades ambientales más heterogéneas, es decir, con una mayor proporción de posidonia y/o arena en los transectos, con especies como tordos cenizos (*Symphodus cinereus*), cabrillas (*S. cabrilla*), doncellas (*C. julis*), pargos (*P. pagrus*), salmonetes (*M. surmuletus*), podas (*B. podas*), tordos de Doderlein (*S. doderleini*), tordos ocelados (*S. ocellatus*), tordos picudos (*S. rostratus*) o roncadors (*P. incisus*).

Por su parte, el eje II (el cual explica el 3,4% de varianza residual) parece ser un gradiente de profundidad, factor complejo que integra variaciones graduales de luz, presión, temperatura y otros factores físico-químicos y biológicos. La importancia de este factor es patente si recordamos que el rango batimétrico cubierto es muy pequeño (6-15 m). Las especies asociadas a los transectos más profundos han sido tordos de cola negra (o limpiadores) (*Symphodus melanocercus*), reyezuelos (*A. imberbis*), águilas (*Myliobatis aquila*), mojarras (*D. vulgaris*), tordos picudos, corvas (*S. umbra*), los raros meros blancos (o chernas de ley) (*Epinephelus aeneus*), y las morenas (*M. helenae*), mientras que en las zonas más someras era más frecuente observar a obladas (*O. melanura*), salmonetes (*Mullus surmuletus*), sargos reales (*D. cervinus*), sargos (*D. sargus*) y pargos (*Pagrus pagrus*).



Figura 2-6 Diagrama de ordenación de especies y variables ambientales en el plano formado por los dos primeros ejes del análisis de redundancia aplicado a los datos de abundancia de peces el estudio temporal a pequeña escala espacial en Cabo de Palos





2.3.2 Estudio plurianual a varias escalas espaciales

a. Poblamiento de peces

Durante los 6 años prospectados entre 1996 (es decir, a partir del primer año tras la declaración de la reserva) y 2004 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 53 especies de peces, pertenecientes a 20 familias (Tabla 2-5). De nuevo, las familias con un mayor número de especies han sido espáridos (12 spp.), lábridos (11 spp.) y serránidos (8 spp.). Las especies más frecuentes han sido *Chromis chromis*, *Diplodus vulgaris*, *Thalassoma pavo*, *Coris julis*, *D. sargus*, *Sarpa salpa*, *Symphodus tinca*, *Apogon imberbis*, *D. puntazzo* y *Serranus scriba* (Tabla 2-5). Otras 5 especies fueron frecuentes, mientras que 11 especies han resultado comunes. La riqueza específica total ha variado entre años (35-40 especies) y entre sectores (Tabla 2-6). Quince especies han sido observadas en todos los años y en todos los sectores de la reserva marina (las diez especies muy frecuentes citadas anteriormente, más *Serranus cabrilla*, *Sciaena umbra*, *Symphodus mediterraneus*, *S. ocellatus* y *S. rostratus*), mientras que otras 13 especies (*Muraena helena*, *Anthias anthias*, *Ephinephelus costae*, *E. marginatus*, *Mullus surmuletus*, *Dentex dentex*, *Diplodus annularis*, *D. cervinus*, *Oblada melanura*, *Sparus aurata*, *Symphodus doderleini*, *S. rostratus* y *Sphyraena* sp.) han sido censadas todos los años, pero no en todos los sectores. Merece destacarse la observación de nuevas especies de afinidad atlántica cálida (*Pseudocaranx dentex* y *Pagrus auriga*), que hay que sumar a la presencia anterior del serrano imperial (*Serranus atricauda*).

b. 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 (Tabla 2-7). En el caso de la abundancia total (contando todas las especies observadas), los valores medios observados son similares entre el sector 3 y el 2 (bajos de La Testa, Piles y Dentro), siendo en cambio mayores a lo observado en el sector 1 (alrededores de la punta del cabo de Palos). La abundancia total sin contar a las especies pelágicas presenta un gradiente claro, de modo que la secuencia para esta variable es $S_3 > S_2 > S_1$ (Tabla 2-7, Fig. 2-8). En cuanto a la riqueza en especies, no hay diferencias significativas entre los sectores 1 y 2 (Fig. 2-8). Además de estas pautas espaciales, es patente una variación interanual para las dos últimas variables, aunque en ningún caso se observa una tendencia clara al aumento con el tiempo. Por último, todas las variables descriptoras del poblamiento de peces han mostrado una gran heterogeneidad a pequeña escala espacial (entre zonas dentro de cada sector, equivalente a islas y/o bajos en la reserva integral, la reserva parcial y la punta del cabo de Palos).



Tabla 2-5 Abundancia media (\pm error típico) de las especies observadas a lo largo de los 6 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 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
<i>D. puntazzo</i>	0,8 \pm 0,4	4,4 \pm 1,6	5,2 \pm 1,6	4,3 \pm 3,1	4,1 \pm 1,8	4,6 \pm 1,9	1,6 \pm 0,8	3,2 \pm 1,4	11,4 \pm 5,0



	1996			1998			2001		
	S1	S2	S3	S1	S2	S3	S1	S2	S3
<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
Mugilidae	0,7± 0,4		2,0± 2,0	1,4± 0,9			1,2± 1,2		
<i>S. scrofa</i>									
<i>S. porcus</i>			2,2± 2,2						
<i>S. notata</i>				0,1± 0,1					
<i>Atherina sp</i>	111,1± 73,5								



	2002			2003			2004		
	S1	S2	S3	S1	S2	S3	S1	S2	S3
<i>M. aquila</i>						0,1 ± 0,1		0,3 ± 0,2	0,9 ± 0,4
<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		0,7± 0,3	0,9± 0,3
<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		21,2± 18,3	39,4± 13,3
<i>E. costae</i>		2,9± 1,6	0,1± 0,1		2,3± 0,5	0,2± 0,1	0,3± 0,2	1,3± 0,5	0,3± 0,2
<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		3,2± 0,9	4,6± 2,0
<i>E. caninus</i>			0,4± 0,2						
<i>M. rubra</i>				0,1± 0,1	0,2± 0,1	0,4± 0,2		0,7± 0,7	1,0± 0,6
<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		0,1± 0,1	0,6± 0,4
<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	2,4± 0,6	1,3± 0,4	0,3± 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	3,7± 1,9	3,2± 1,9	1,8± 0,9
<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	1,6± 1,0	4,0± 1,9	19,6± 8,7
<i>M. surmuletus</i>	1,6± 0,4	0,1± 0,1		0,7± 0,3			0,7± 0,2		
<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	0,2± 0,2	7,2± 6,4	8,6± 4,7
<i>D. annularis</i>	2,7± 1,0	0,6± 0,4		2,0± 0,4			1,6± 0,6		
<i>D. cervinus</i>		0,6± 0,3	0,9± 0,5		2,3± 0,7	3,6± 1,3	0,1± 0,1	0,9± 0,4	1,4± 0,4
<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	1,6± 0,8	5,0± 1,7	1,3± 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	8,0± 2,1	11,6± 4,1	3,3± 2,1



	2002			2003			2004		
	S1	S2	S3	S1	S2	S3	S1	S2	S3
<i>D. vulgaris</i>	9,0± 5,3	9,8± 5,1	26,6± 5,3	15,1± 6,2		21,4± 4,4	21,1± 6,7	10,6± 6,5	23,6± 10,4
<i>O. melanura</i>	11,6± 5,4		2,6± 1,4	2,4± 2,3		0,2± 0,2	1,8± 0,9		32,3± 21,4
<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	31,4± 13,7	4,0± 3,0	9,2± 6,3
<i>S. aurata</i>	0,1± 0,1		0,3± 0,2		0,4± 0,2	0,3± 0,2	0,1± 0,1	0,4± 0,2	0,6± 0,3
<i>S. cantharus</i>								7,9± 7,9	45,9± 19,3
<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	202,9± 78,0	576,9± 105,7	551,3± 97,6
<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	7,9± 1,7	125,6± 43,1	323,9± 107,2
<i>L. merula</i>	0,2± 0,1	0,1± 0,1		0,1± 0,1	0,1± 0,1		0,2± 0,1	0,1± 0,1	
<i>L. viridis</i>									0,1± 0,1
<i>S. doderleini</i>			0,4± 0,3			0,4± 0,3			0,1± 0,1
<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	1,1± 0,4	1,0± 0,2	0,6± 0,2
<i>S. melanocercus</i>				0,1± 0,1		0,1± 0,1	0,3± 0,3	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	5,2± 2,3	9,8± 6,7	2,9± 1,5
<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	1,6± 0,4		0,1± 0,1
<i>S. rostratus</i>	0,4± 0,2	0,6± 0,2		0,3± 0,2			0,4± 0,2	0,1± 0,1	
<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	9,4± 1,1	2,8± 0,8	1,0± 0,4
<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	10,7± 2,9	21,6± 12,6	65,1± 20,3
<i>S. sphyraena</i>			47,8± 23,1		46,7± 16,4	16,2± 4,5		25,9± 15,4	18,4± 15,6
Mugilidae				0,3± 0,3					
<i>S. scrofa</i>				0,2± 0,1		0,7± 0,3			0,3± 0,2
<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>									



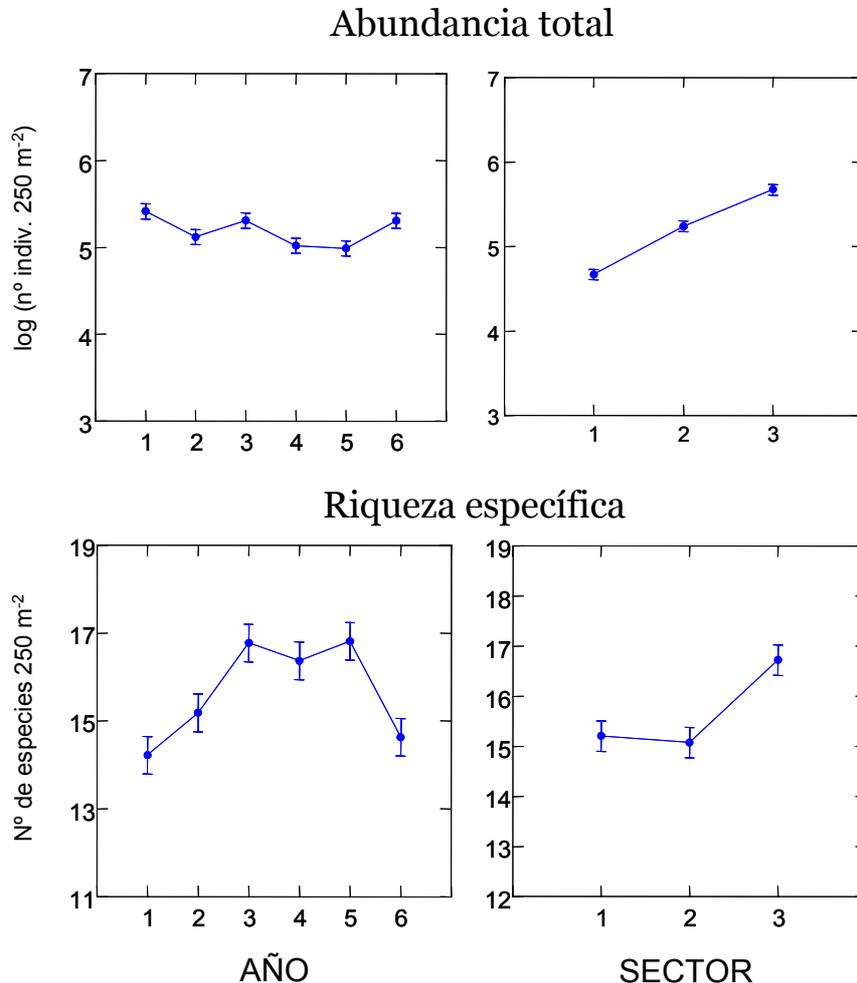
Tabla 2-6 Valores medios (\pm error típico) de las variables descriptoras del poblamiento de peces a lo largo de los 6 años del seguimiento en la reserva marina de Cabo de Palos a varias escalas espaciales

	1996			1998		
	S1	S2	S3	S1	S2	S3
Abundancia	484,7 \pm 69,8	961,8 \pm 182,5	1407,7 \pm 158,0	699,9 \pm 165,0	1138,6 \pm 375,3	1044,3 \pm 90,1
Abundancia red.	137,2 \pm 31,3	251,7 \pm 55,4	509,8 \pm 73,6	106,7 \pm 18,8	215,8 \pm 40,4	274,7 \pm 40,4
Riqueza media	14,6 \pm 0,4	12,8 \pm 0,5	15,3 \pm 0,8	14,7 \pm 1,3	15,0 \pm 0,9	15,9 \pm 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 \pm 112,1	1194,8 \pm 193,6	1345,2 \pm 187,9	590,0 \pm 121,9	1435,2 \pm 317,5	1078,1 \pm 138,6
Abundancia red.	150,3 \pm 21,2	264,0 \pm 39,9	264,8 \pm 32,6	107,6 \pm 15,3	147,4 \pm 15,5	277,3 \pm 44,3
Riqueza media	15,3 \pm 0,6	16,0 \pm 0,9	19,0 \pm 0,6	15,9 \pm 0,5	15,3 \pm 0,8	17,9 \pm 0,9
Riqueza total / sector	26	30	31	26	29	30
Riqueza total / año	35			36		

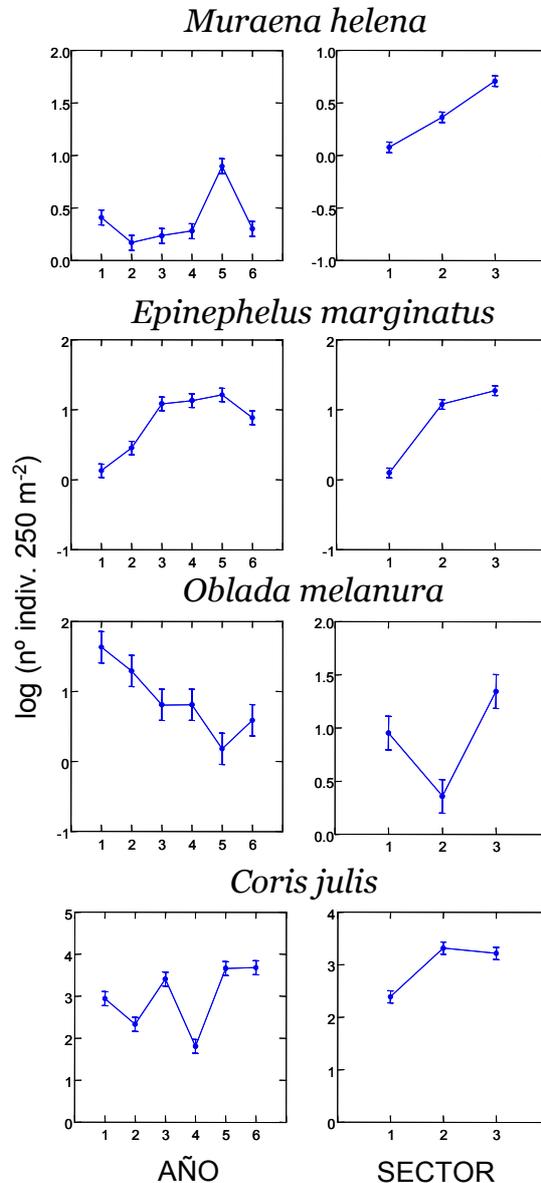
	2003			2004		
	S1	S2	S3	S1	S2	S3
Abundancia	165,8 \pm 22,6	1028,6 \pm 207,3	945,0 \pm 253,3	314,3 \pm 79,9	847,4 \pm 107,2	1159,4 \pm 198,2
Abundancia red.	88,2 \pm 9,2	214,8 \pm 38,1	202,2 \pm 24,0	109,7 \pm 14,1	244,7 \pm 59,6	557,3 \pm 118,5
Riqueza media	14,8 \pm 1,1	17,2 \pm 0,7	18,4 \pm 1,0	16,0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

Figura 2-8 Variación por sectores y años de los valores medios de las variables descriptoras del poblamiento de peces.



La práctica totalidad de las especies analizadas (las 26 más frecuentes) muestran una variabilidad espacial significativa a pequeña escala espacial (entre zonas dentro de cada sector) (Tabla 2-7). Además, para 4 de estas especies (*Muraena helena*, *Epinephelus marginatus*, *Oblada melanura* y *Coris julis*) 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. En el caso de tres de las especies, la pauta temporal mostrada (de aumento y posterior estabilización en el caso del mero, y más irregular en el de la morena y la doncella) es debida a lo observado en los sectores 2 y 3 (bajos e islas), y no tanto en lo que ocurre en el sector 1 (punta del cabo de Palos). Por el contrario, en el caso de la oblada, que ve disminuir sus efectivos globales, el comportamiento por sectores es bastante más heterogéneo entre los tres sectores considerados (Fig. 2-9).

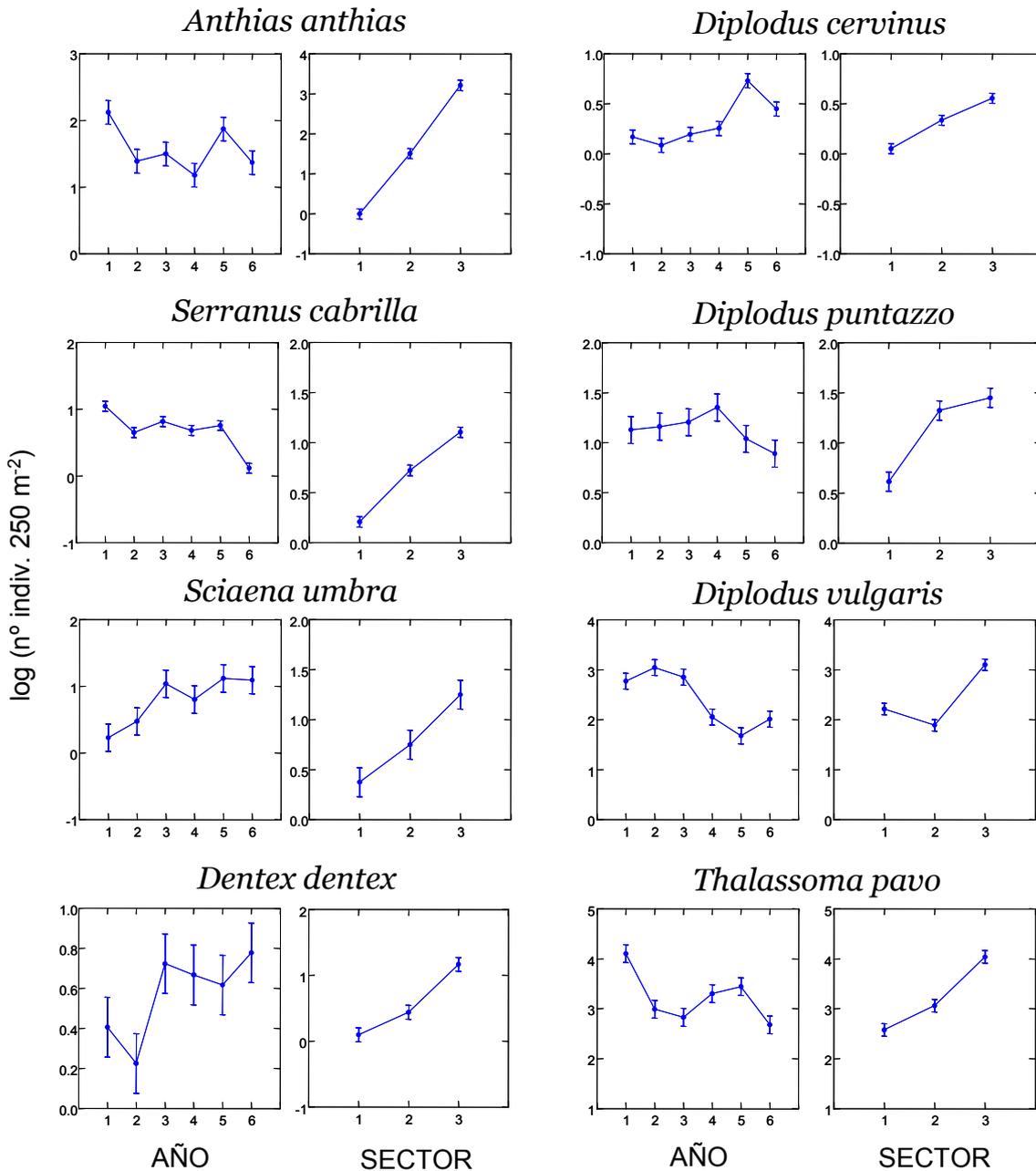
Figura 2-9 Variación por sectores y años de la abundancia media de algunas especies de peces observadas en el presente estudio en la reserva marina de Cabo de Palos.



De las demás especies analizadas, todas excepto tres (*Apogon imberbis*, *Diplodus sargas* y *Symphodus ocellatus*) han presentado diferencias significativas entre sectores y que se han mostrado consistentes entre años (Tabla 2-7). La gran mayoría de ellas (además de las cuatro especies citadas en primer lugar) han presentado mayores abundancias en los sectores 2 y 3 frente al sector 1, y para 8 de ellas (*Anthias anthias*, *Serranus cabrilla*, *Sciaena umbra*, *Dentex dentex*, *Diplodus cervinus*, *D. puntazzo*, *D. vulgaris* y *Thalassoma pavo*) su abundancia ha sido siempre mayor en el sector 3 (reserva integral y bajo de Fuera) frente al 2 (otros bajos en la reserva parcial) (Fig. 2-10).



Figura 2-10 Variación por sectores y años de la abundancia media de algunas especies de peces observadas en el presente estudio en la reserva marina de Cabo de Palos.



De entre estas especies, dos han aumentado significativamente sus abundancias en la reserva (corvas y sargos reales), mientras que los dentones han evidenciado también un aumento de abundancia, aunque en este caso no ha sido significativo (Tabla 2-7). Otras dos especies (cabrillas y mojarras), en cambio, han visto disminuir significativamente sus efectivos. Las variaciones temporales de las otras tres especies no han mostrado tendencia positiva o negativa alguna (Tabla 2-7, Fig. 2-10).



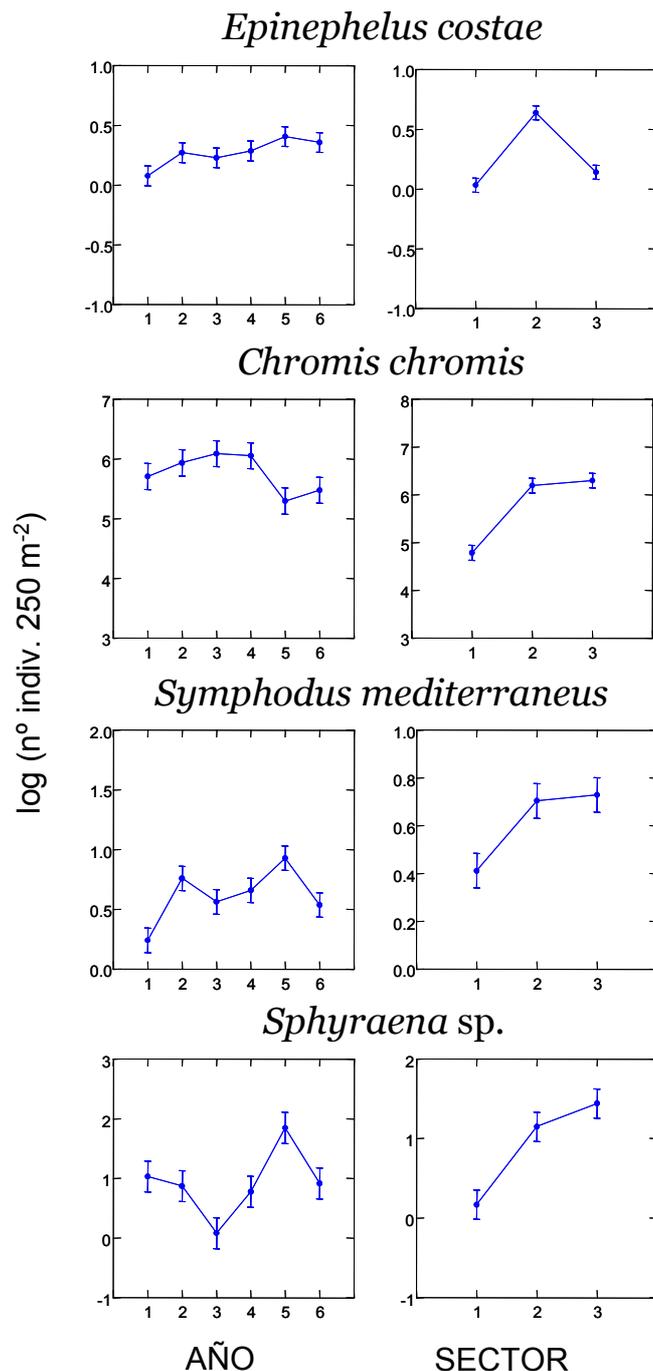
Tabla 2-7 Resumen de los resultados del análisis de la varianza aplicado a las variables del poblamiento, especies y categorías de ocupación del espacio. Se presentan asimismo las tendencias interanuales detectadas (Tend.: ↑: aumento; ↓: disminución; sin tendencia clara) (** $P < 0,001$; * $P < 0,01$; * $P < 0,05$; (*) $P < 0,01$; ns no significativo).

Var. indep.	AÑO	Tend.	SECTOR	SNK	AÑO * SECTOR	ZONA (AÑO * SECTOR)
Abundancia	ns	↔	***	1<2=3	ns	**
Abundancia red.	*	↔	***	1<2<3	ns	***
Riqueza	*	↔	*	1=2<3	ns	**
<i>M. helena</i>	***	↔	***	1<2<3	*	**
<i>A. anthias</i>	ns	↔	***	1<2<3	ns	***
<i>E. costae</i>	ns	↑	***	1=3<2	ns	**
<i>E. marginatus</i>	***	↑	***	1<2=3	**	*
<i>S. cabrilla</i>	***	↓	***	1<2<3	ns	***
<i>S. scriba</i>	*	↔	***	1=2>3	ns	**
<i>A. imberbis</i>	*	↔	ns	-	ns	*
<i>S. umbra</i>	*	↑	**	1<2<3	ns	ns
<i>M. surmuletus</i>	ns	↔	***	1>2>3	ns	*
<i>D. dentex</i>	ns	↑	***	1<2<3	ns	ns
<i>D. annularis</i>	ns	↔	***	1>2>3	ns	***
<i>D. cervinus</i>	**	↑	**	1<2<3	ns	***
<i>D. puntazzo</i>	ns	↔	***	1<2<3	ns	**
<i>D. sargus</i>	ns	↔	ns	-	ns	***
<i>D. vulgaris</i>	*	↓	**	1=2<3	ns	***
<i>O. melanura</i>	**	↓	**	1=3>2	***	ns
<i>S. salpa</i>	***	↔	*	1=3>2	ns	ns
<i>C. chromis</i>	ns	↔	***	1<2=3	ns	**
<i>C. julis</i>	***	↔	**	1<2=3	*	***
<i>S. mediterraneus</i>	**	↔	*	1<2=3	ns	ns
<i>S. ocellatus</i>	ns	↔	ns	-	ns	*
<i>S. roissali</i>	ns	↔	***	1>3>2	ns	*
<i>S. rostratus</i>	*	↔	***	1=2>3	ns	ns
<i>S. tinca</i>	***	↔	***	1>2>3	ns	*
<i>T. pavo</i>	**	↔	***	1<2<3	ns	**
<i>Sphyræna sp.</i>	*	↔	**	1<2=3	ns	*
Cat. 1	**	↔	ns	-	*	**
Cat. 2	ns	↔	***	1<2=3	ns	**
Cat. 3	**	↔	***	1=2<3	ns	ns
Cat. 4	ns	↔	**	1>2>3	ns	*
Cat. 5	*	↔	***	1<2<3	ns	***
Cat. 6	ns	↔	*	1=2<3	ns	**



En el caso de falsos abadejos (*Epinephelus costae*), castañuelas (*Chromis chromis*), tordos mediterráneos (*Symphodus mediterraneus*) y espetones (*Sphyaena* sp.) (al igual que ocurría con meros y doncellas), no ha habido diferencias significativas entre los sectores 2 y 3, aunque sí mostraban mayores abundancias en esos dos sectores respecto al sector 1, más próximo a las áreas no protegidas (Tabla 2-7, Fig. 2-11).

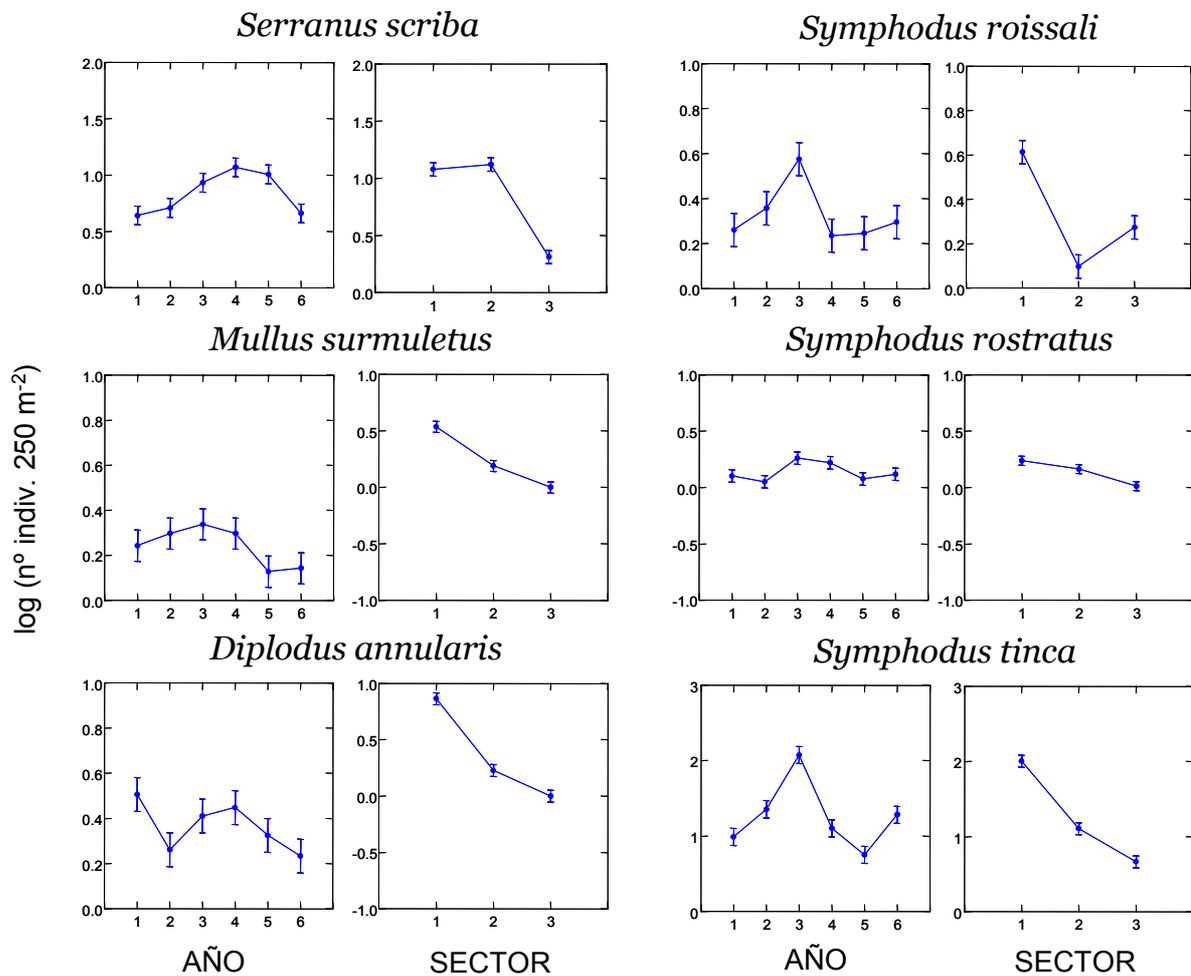
Figura 2-11 Variación por sectores y años de la abundancia media de algunas especies de peces observadas en el presente estudio en la reserva marina de Cabo de Palos.





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*), salpas (*Sarpa salpa*), tordos de cinco manchas (*Symphodus roissali*), tordos picudos (*S. rostratus*) y petos (*S. tinca*) (Fig. 2-12, Tabla 2-7). 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.

Figura 2-12 Variación por sectores y años de la abundancia media de algunas especies de peces observadas en el presente estudio en la reserva marina de Cabo de Palos.





c. Influencia de la estructura del hábitat sobre el poblamiento de peces

El plano formado por los dos primeros ejes del RDA aplicado a los datos de abundancia (transformada) de las especies de peces observados (tras hacer pasivas las especies pelágicas y castañuelas) da cuenta del 17,1% de la inercia contenida en dichos datos. En esencia, este análisis nos dice que la estructura del poblamiento observado de peces está más en relación con las variaciones espaciales (entre sectores) que temporales (entre años).

El eje I del RDA explica un 14,4% de la inercia contenida en los datos, y está relacionado con un gradiente de profundidad y heterogeneidad del hábitat (Fig. 2-13 y 2-14): en su parte negativa se disponen las unidades muestrales realizadas en fondos más rocosos y profundos (sectores 2 y 3), mientras que en su parte positiva están colocadas las unidades muestrales más heterogéneas (con mayor proporción de arena y/o *Posidonia*). A esta última parte del eje I se han asociado los 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, todas ellas propias de fondos heterogéneos. En el otro extremo del eje se disponen especies como 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.), doradas (*Sparus aurata*) y sargos (*D. sargus*), mucho más abundantes y frecuentes en los bajos y en la reserva integral, la cual a su vez es más rocosa.

El segundo eje explica una proporción mucho menor de la varianza total (2,7%), y parece ser un gradiente de grano de complejidad: en su parte positiva se disponen las unidades muestrales con un mayor número de piedras de pequeño tamaño, mientras que en la parte negativa están los transectos con más bloques de gran tamaño (es decir, favorecedores de fondos con una importante componente vertical).



Figura 2-13 Diagrama de ordenación de especies y variables ambientales en el plano formado por los dos primeros ejes del análisis de redundancia aplicado a los datos de abundancia de peces el estudio temporal a varias escalas espaciales en la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas.

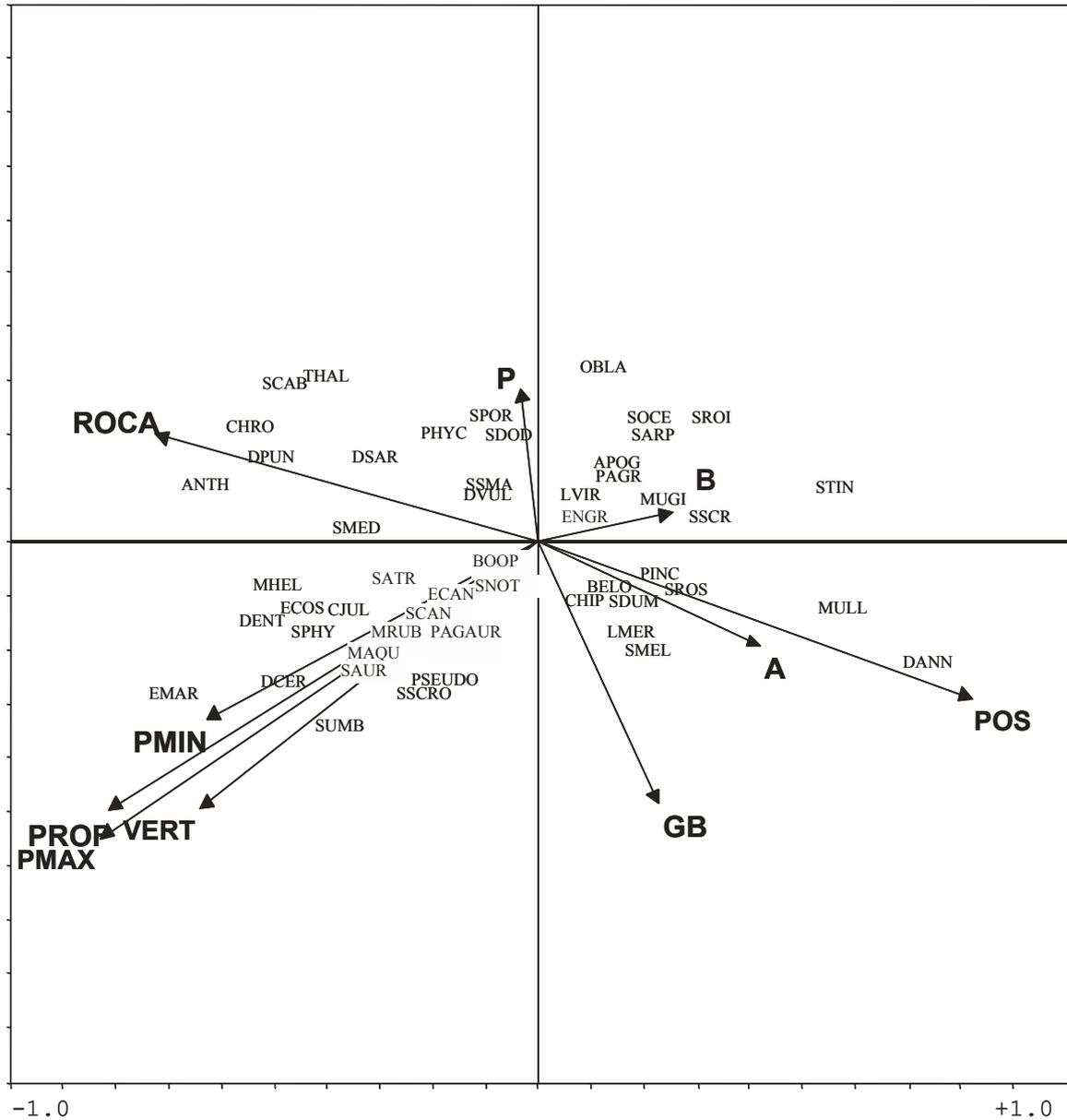
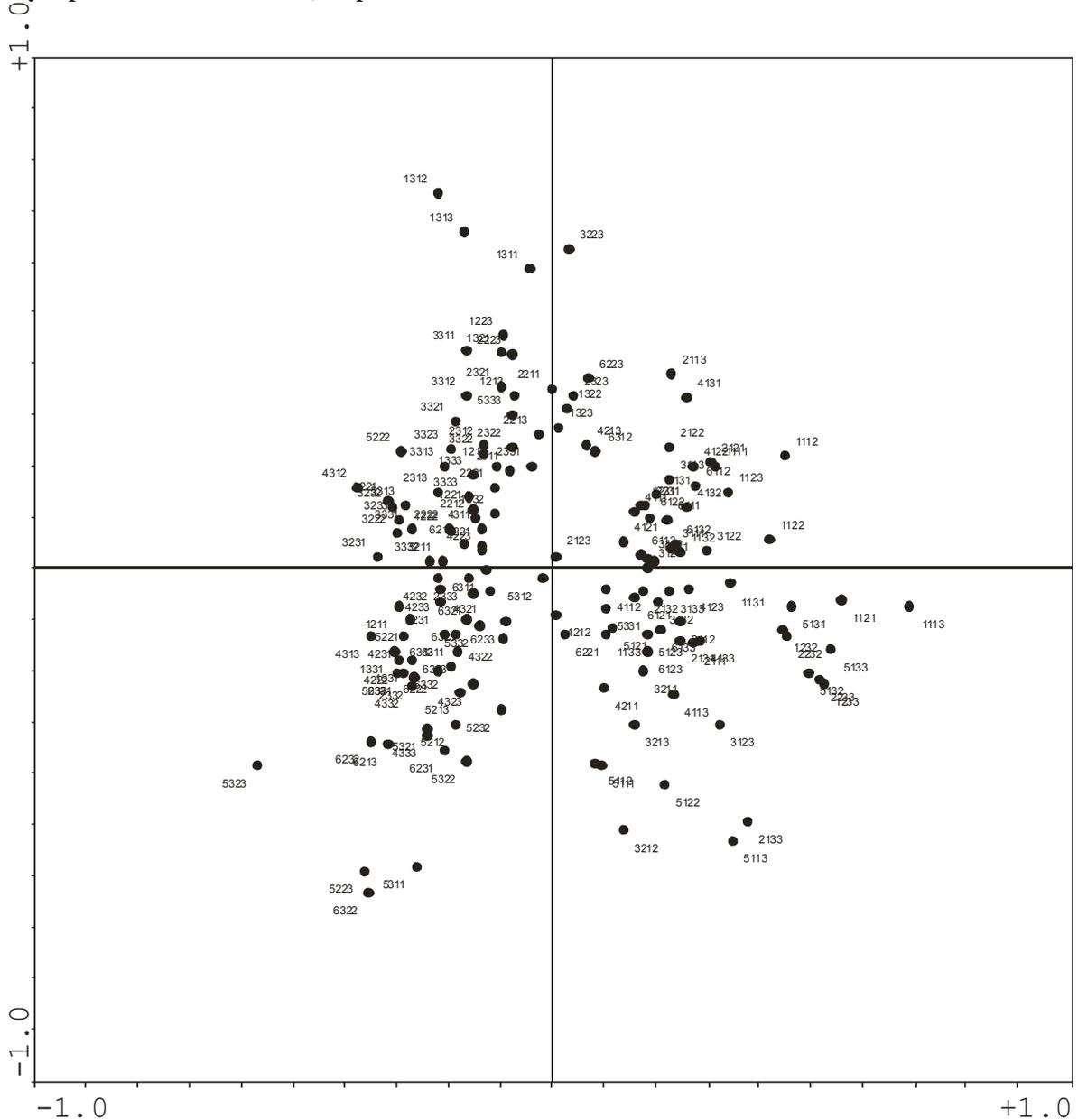




Figura 2-14 Diagrama de ordenación de unidades muestrales en el plano formado por los dos primeros ejes del análisis de redundancia aplicado a los datos de abundancia de peces el estudio temporal a varias escalas espaciales en la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas. Las cuatro cifras de cada punto corresponden a los números de año, sector, zona y réplica de cada transecto, respectivamente.





2.3.3 Estudio espacio-temporal a varias escalas espaciales

a. Poblamiento de peces

Considerando los cinco años prospectados en las dos localidades, hemos observado un total de 61 especies (24 familias) de peces. Nueve de estas especies han resultado muy frecuentes (con una frecuencia de aparición $f \geq 70\%$: *Chromis chromis*, *Coris julis*, *Thalassoma pavo*, *Diplodus vulgaris*, *D. sargus*, *Symphodus tinca*, *Serranus scriba*, *Apogon imberbis* y *Sarpa salpa*), mientras que otras 7 especies han sido frecuentes ($70\% > f \geq 40\%$), y 11 especies han sido comunes ($40\% > f \geq 15\%$) (Tabla 2-9). El resto (34 especies) han sido raras, por aparecer en menos de 40 de los 270 transectos realizados. Un total de 22 especies de las 27 más frecuentes, es decir, excepto las raras y 5 especies comunes (*Epinephelus marginatus*, *Anthias anthias*, *Dentex dentex*, *Boops boops* y *Symphodus doderleini*) han aparecido en las dos localidades y en los 5 años prospectados. Asimismo, puede destacarse a una serie de especies por haber aparecido en una sola localidad: águilas (*Myliobatis aquila*), serranos imperiales (*Serranus atricauda*), jureles (*Trachurus* sp), llampugas (*Coryphaena hippurus*), jurel-dentón (*Pseudocaranx dentex*) y chirretes (*Atherina* sp) en Cabo de Palos, o bien aligotes (*Pagellus acarne*), verrugatos (*Umbrina cirrosa*), carameles (*Spicara flexuosa*), viejas (*Sparisoma cretense*) y ballestas (*Balistes carolinensis*) en Águilas.

Tomadas año a año, las campañas de muestreo han rendido riquezas totales de 50, 44, 43, 47 y 43 especies (considerando juntas las dos localidades). La riqueza total por localidad y año ha oscilado entre las 35 especies en ambas localidades en 2001 y Cabo de Palos en 2004, y las 41 especies de Águilas en 1996 (Tabla 2-10).

b. Diferencias espaciales a lo largo del tiempo

Los valores de abundancia media total han oscilado entre los 558 individuos*250 m⁻² de Águilas en 2004, a los 1034 individuos*250 m⁻² de Cabo de Palos en 2002. Al extraer del cómputo de abundancia media a las especies pelágicas, el rango ha sido de 167-285 individuos*250 m⁻² (en ambos casos en Águilas, en 2003 y 2001, respectivamente) (Tabla 2-10, Fig. 2-15). El análisis de la varianza aplicado a los datos de abundancia nos indica que las diferencias entre valores medios tanto de abundancia total por localidades (895 individuos*250 m⁻² en Cabo de Palos frente a 732 individuos*250 m⁻² en Águilas) como de abundancia reducida (222 frente a 225 individuos*250 m⁻², respectivamente) no son estadísticamente significativas (Tabla 2-8). Asimismo, no han resultado significativas las diferencias entre años (con un rango de variación de 653 – 955 individuos*250 m⁻² de abundancia total, y 168-256 individuos*250 m⁻² de abundancia reducida). La significación estadística de la interacción localidad × año ($P < 0,05$) para la riqueza específica indica que las diferencias interanuales en el número medio de especies observadas por



censo no han sido del mismo signo de una localidad a otra, de modo que en 1996 y 2004 la riqueza media ha sido mayor en Águilas, mientras que en los demás años la riqueza media ha sido sensiblemente similar en ambas localidades (Fig. 2-15).

	LOC	AÑO	LOC * AÑO	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>B. boops</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>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>				*	***
Categoría 1		*		*	*
Categoría 2				***	
Categoría 3	*			**	**
Categoría 4				**	***
Categoría 5	*			**	***
Categoría 6	*				***

Tabla 2-8 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 (*** $P < 0,001$; ** $P < 0,01$; * $P < 0,05$; (*) $P < 0,1$). Las celdas vacías indican factores no significativos en la variación observada

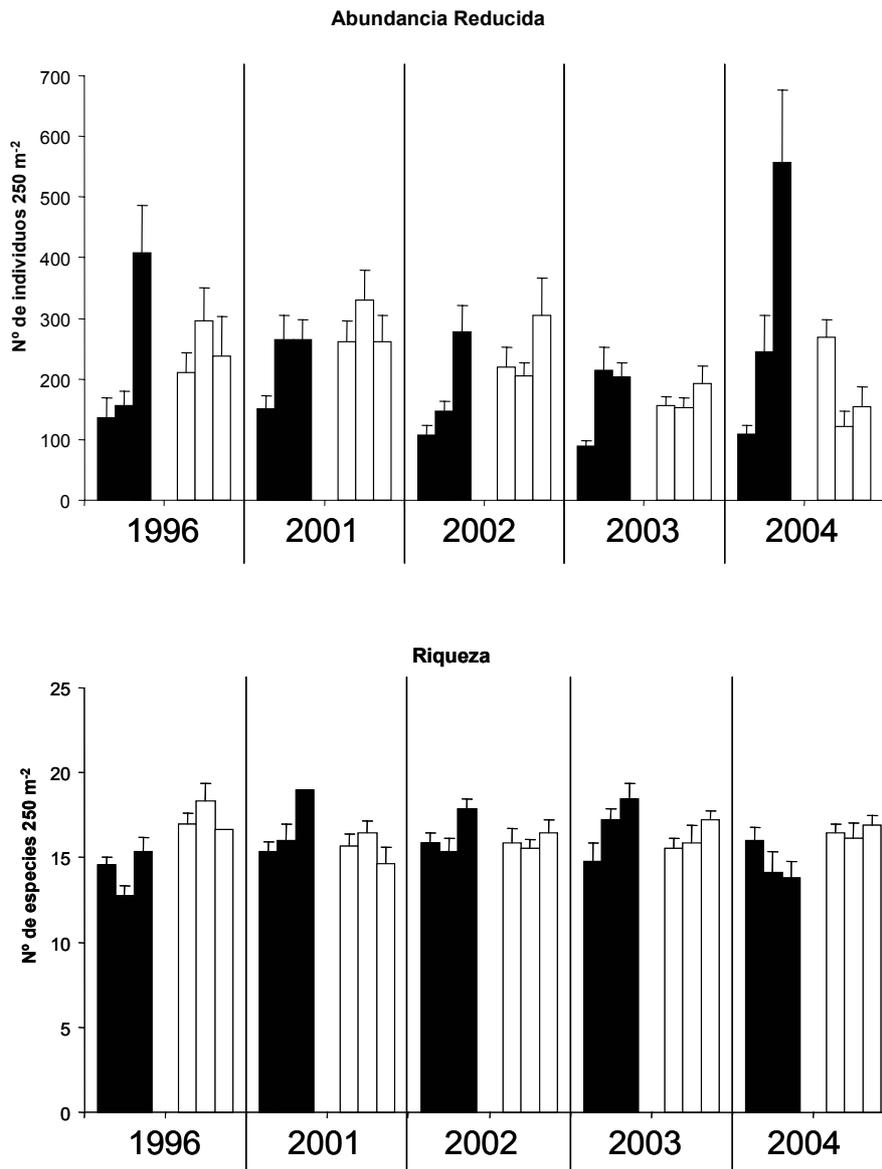


Figura 2-15 Variación espacial y temporal de los valores medios de abundancia reducida (sin especies pelágicas y castañuelas) y riqueza específica en el presente estudio. Cada barra indica el valor observado en cada uno de los tres sectores estudiados (barras negras: Reserva Marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas; barras blancas: litoral de Águilas)

El análisis de las variaciones espacio-temporales de abundancia de las 27 especies más frecuentes rinde resultados desiguales (Tabla 2-8). 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 13 de las especies censadas se detectan diferencias significativas entre localidades. De ellas, 5 especies (*Anthias anthias*, *Epinephelus costae*, *E. marginatus*, *Dentex dentex* y *Diplodus puntazzo*) presentan siempre mayores abundancias en la reserva marina de Cabo de Palos (Fig. 2-16), mientras que las demás (*Serranus scriba*,



Apogon imberbis, *Mullus surmuletus*, *Diplodus annularis*, *D. sargus*, *Oblada melanura* y *Symphodus tinca*) tienden a ser más abundantes en el litoral aguleño (Fig. 2-17).

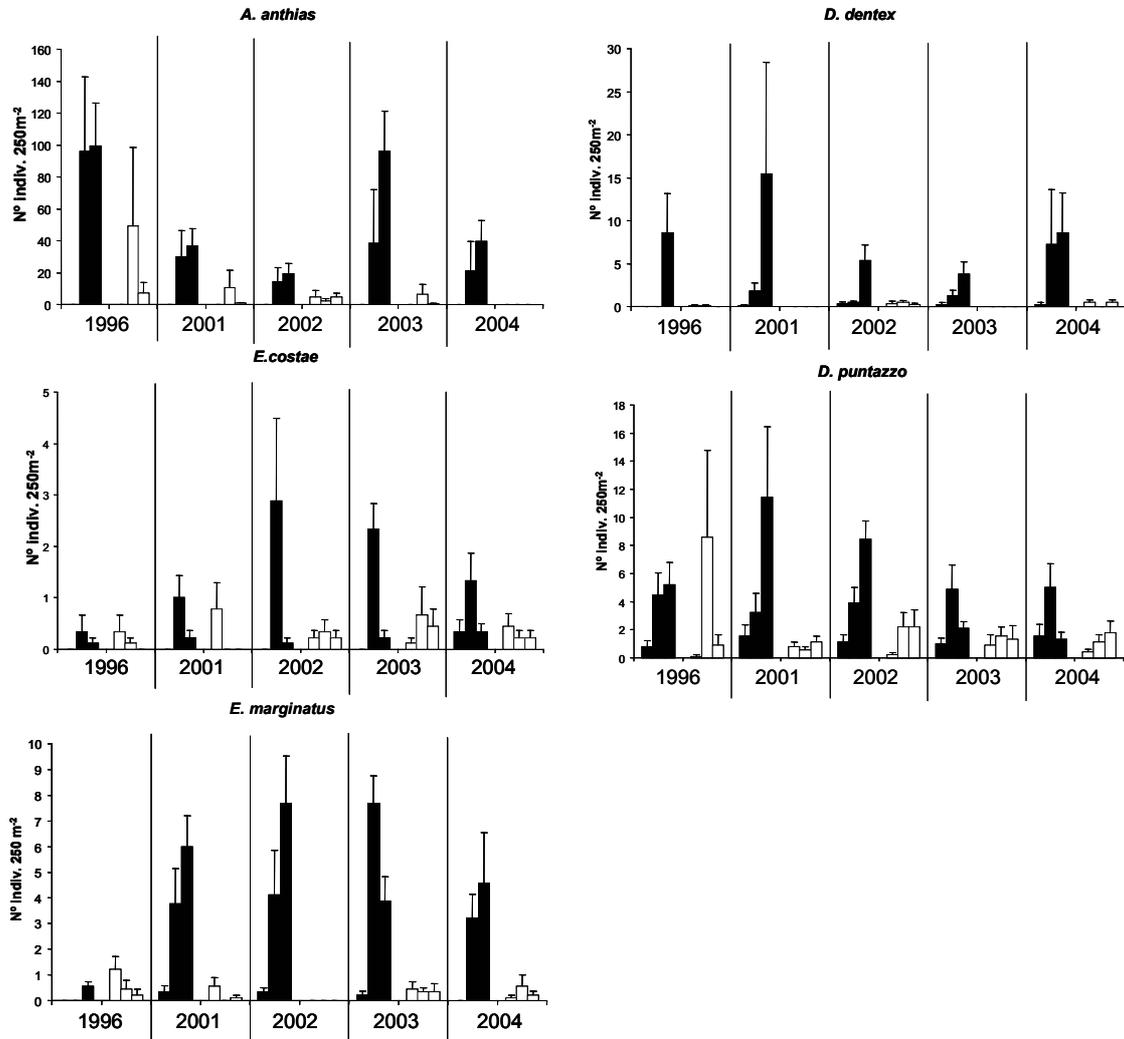


Figura 2-16 Variación espacial y temporal de los valores medios de abundancia de algunas especies en el presente estudio. Cada barra indica el valor observado en cada uno de los tres sectores estudiados (barras negras: Reserva Marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas; barras blancas: litoral de Águilas)

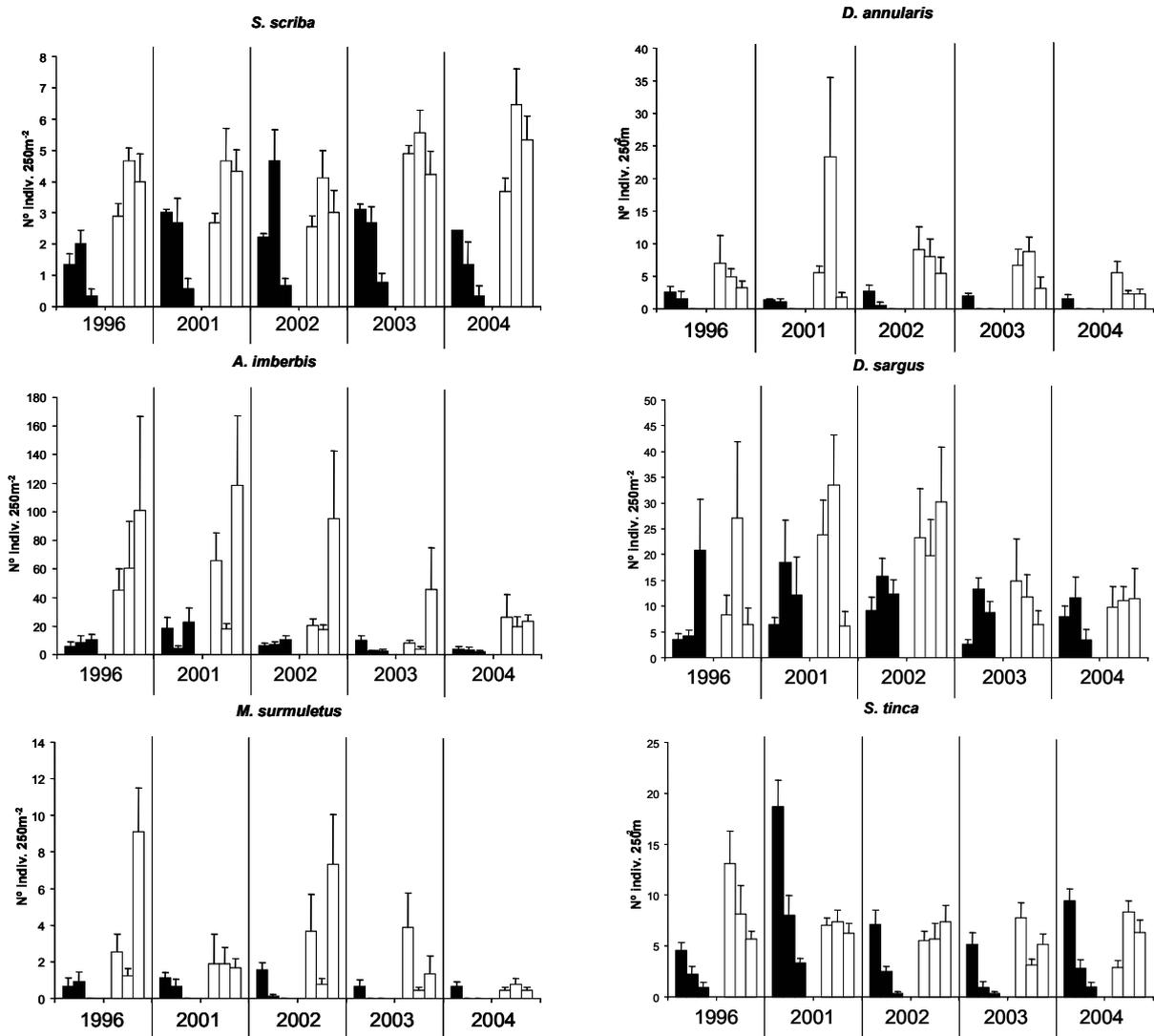


Figura 2-17 Variación espacial y temporal de los valores medios de abundancia de algunas especies en el presente estudio. Cada barra indica el valor observado en cada uno de los tres sectores estudiados (barras negras: Reserva Marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas; barras blancas: litoral de Águilas)

Además, las corvas (*Sciaena umbra*) muestran una tendencia marginalmente significativa ($P < 0,1$) a ser más abundantes en Cabo de Palos. Por otro lado, los reyezuelos (*A. imberbis*) y los sargos (*D. sargus*), a la vez que diferencias entre localidades, han mostrado diferencias interanuales significativas (Tabla 2-8), en ambos casos con una tendencia a la disminución con el tiempo (Fig. 2-17). Por último, 4 especies (*Boops boops*, y los lábridos *Symphodus mediterraneus*, *S. ocellatus* y *S. rostratus*) han mostrado una interacción significativa localidad \times año (Tabla 2-8), lo cual indica que unos años eran más abundantes en una localidad, mientras que en otros lo eran en la otra.

En lo que se refiere a las categorías de ocupación espacial, al igual que ocurría en el caso de las especies, todas ellas han presentado una gran heterogeneidad espacial a pequeña y/o mediana escala (entre zonas dentro de cada sector, y entre sectores dentro de cada localidad) (Tabla 2-8). Además, para las categorías 3, 5 y 6 se han detectado diferencias significativas entre localidades, de modo que la categoría 5 (lábridos, serránidos y otras familias, ver Tabla 2-1) ha sido más abundante en la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas, mientras que las categorías 5 (que incluye principalmente a espáridos) y 6 (especies crípticas y/o muy sedentarias) han presentado mayores abundancias en el litoral de Águilas (Fig. 2-18).

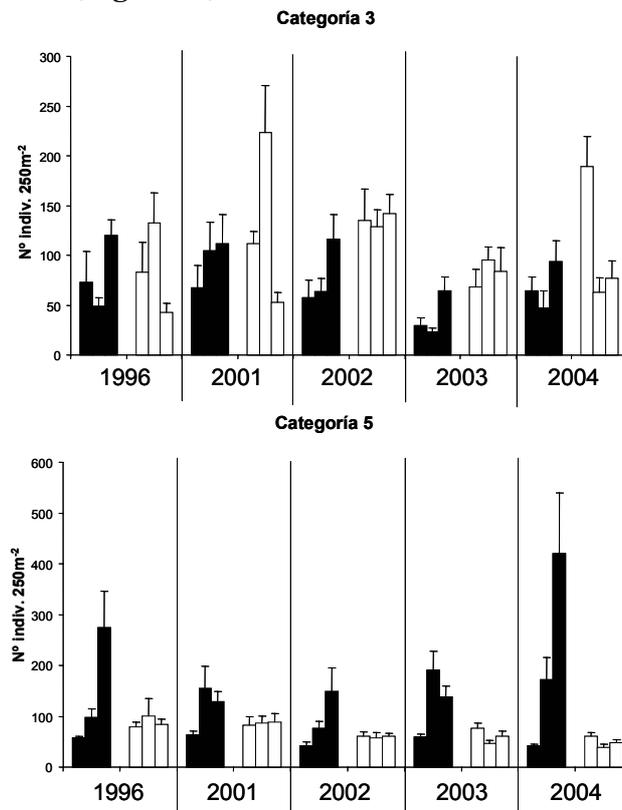


Figura 2-18 Variación espacial y temporal de los valores medios de abundancia de algunas categorías de ocupación del espacio en el presente estudio. Cada barra indica el valor observado en cada uno de los tres sectores estudiados (barras negras: Reserva Marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas; barras blancas: litoral de Águilas)



Tabla 2-9 Abundancia media (\pm error típico) de las especies observadas a lo largo de las 5 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		2003		2004	
	C. PALOS	AGUILAS	C. PALOS	AGUILAS	C. PALOS	AGUILAS	C. PALOS	AGUILAS	C. PALOS	AGUILAS
<i>T. torpedo</i>						0,04 \pm 40,0				
<i>M. aquila</i>			0,2 \pm 2,0				0,04 \pm 40,0		0,4 \pm 2,0	
<i>E. encrasicolus</i>		23,8 \pm 8,32		61,6 \pm 4,53	37 \pm 7,52	11,7 \pm 7,11		42,3 \pm 6,92		28,7 \pm 8,61
<i>M. helena</i>	0,8 \pm 3,0	0,2 \pm 1,0	0,4 \pm 1,0	0,2 \pm 1,0	0,5 \pm 2,0	0,1 \pm 1,0	2,1 \pm 5,0	0,2 \pm 1,0	0,5 \pm 2,0	0,1 \pm 1,0
<i>C. conger</i>						0,04 \pm 40,0				
<i>P. phycis</i>	0,04 \pm 40,0	0,04 \pm 40,0	0,1 \pm 1,0							
<i>A. anthias</i>	65,1 \pm 5,91	18,7 \pm 5,61	22,1 \pm 0,7	3,8 \pm 6,3	11,3 \pm 8,3	3,7 \pm 7,1	44,7 \pm 6,51	2,2 \pm 1,2	20,2 \pm 9,7	
<i>E. costae</i>	0,1 \pm 1,0	0,1 \pm 1,0	0,4 \pm 2,0	0,3 \pm 2,0	1 \pm 6,0	0,3 \pm 1,0	0,9 \pm 3,0	0,4 \pm 2,0	0,7 \pm 2,0	0,3 \pm 1,0
<i>E. marginatus</i>	0,2 \pm 1,0	0,6 \pm 2,0	3,4 \pm 7,0	0,2 \pm 1,0	4 \pm 0,1		3,9 \pm 8,0	0,4 \pm 2,0	2,6 \pm 0,8	0,3 \pm 2,0
<i>E. caninus</i>		0,1 \pm 1,0			0,1 \pm 1,0	0,04 \pm 40,0				
<i>M. rubra</i>		0,04 \pm 40,0	0,1 \pm 1,0				0,3 \pm 1,0	0,1 \pm 1,0	0,6 \pm 3,0	0,3 \pm 1,0
<i>S. atricauda</i>			0,04 \pm 40,0				0 \pm 0,0			
<i>S. cabrilla</i>	2,3 \pm 3,0	1,3 \pm 3,0	1,9 \pm 4,0	0,5 \pm 1,0	1,4 \pm 3,0	0,7 \pm 2,0	1,6 \pm 4,0	0,5 \pm 1,0	0,2 \pm 1,0	0,7 \pm 2,0
<i>S. scriba</i>	1,2 \pm 2,0	3,9 \pm 4,0	2,1 \pm 4,0	3,9 \pm 5,0	2,5 \pm 5,0	3,2 \pm 4,0	2,2 \pm 3,0	4,9 \pm 5,0	1,4 \pm 3,0	5,1 \pm 5,0
<i>D. labrax</i>						0,1 \pm 1,0				0,04 \pm 40,0
<i>A. imberbis</i>	8,2 \pm 3,2	68,7 \pm 5,42	15,1 \pm 3,4	67,5 \pm 7,81	7,9 \pm 4,1	44,3 \pm 9,61	4,9 \pm 3,1	19,1 \pm 1,01	2,9 \pm 9,0	22,9 \pm 9,5
<i>S. dumerilii</i>		2,9 \pm 3,1		0,3 \pm 3,0	7,1 \pm 4,5	9,4 \pm 6,4		8,6 \pm 1,4		6,4 \pm 7,3
<i>T. mediterraneus</i>	0,3 \pm 3,0									
<i>P. dentex</i>							0,2 \pm 1,0			
<i>C. hippurus</i>	0,04 \pm 40,0									
<i>P. octolineatum</i>		0,3 \pm 2,0		1,4 \pm 4,1		0,7 \pm 7,0				0,2 \pm 2,0
<i>P. incisus</i>	0,04 \pm 40,0					0,4 \pm 3,0		0,1 \pm 1,0		0,2 \pm 2,0
<i>S. umbra</i>	0,9 \pm 7,0	0,9 \pm 5,0	5,2 \pm 7,1	1,3 \pm 6,0	4,2 \pm 7,1	1,8 \pm 0,1	5,5 \pm 7,1	1,3 \pm 6,0	8,4 \pm 3,3	2,8 \pm 7,0
<i>U. cirrosa</i>								0,04 \pm 40,0		
<i>M. surmuletus</i>	0,5 \pm 2,0	4,3 \pm 1,1	0,6 \pm 2,0	1,8 \pm 6,0	0,6 \pm 2,0	3,9 \pm 2,1	0,2 \pm 1,0	1,9 \pm 7,0	0,2 \pm 1,0	0,6 \pm 1,0
<i>B. boops</i>	13,1 \pm 1,31	86,4 \pm 4,23		44,9 \pm 4,02	190,6 \pm 4,28	26,3 \pm 5,11		24,2 \pm 8,9		1,4 \pm 4,1
<i>D. dentex</i>	2,9 \pm 7,1	0,1 \pm 1,0	5,8 \pm 4,4		2 \pm 7,0	0,3 \pm 1,0	1,7 \pm 6,0		5,3 \pm 6,2	0,3 \pm 2,0
<i>D. annularis</i>	1,4 \pm 5,0	5 \pm 5,1	0,8 \pm 2,0	10,2 \pm 3,4	1,1 \pm 4,0	7,5 \pm 6,1	0,7 \pm 2,0	6,2 \pm 3,1	0,5 \pm 2,0	3,4 \pm 7,0



<i>D. cervinus</i>	0,3 ± 1,0	0,1 ± 1,0	0,3 ± 1,0	0,2 ± 1,0	0,5 ± 2,0	0,2 ± 1,0	2 ± 5,0	0,3 ± 2,0	0,8 ± 2,0	0,2 ± 1,0
<i>D. puntazzo</i>	3,5 ± 8,0	3,2 ± 1,2	5,4 ± 9,1	0,8 ± 2,0	4,5 ± 8,0	1,6 ± 5,0	2,7 ± 7,0	1,3 ± 4,0	2,6 ± 7,0	1,1 ± 3,0
<i>D. sargus</i>	9,5 ± 6,3	14 ± 3,5	12,3 ± 7,3	21,1 ± 5,4	12,4 ± 7,1	24,4 ± 2,5	8,2 ± 3,1	11 ± 2,3	7,6 ± 7,1	10,8 ± 4,2
<i>D. vulgaris</i>	25 ± 7,4	25,4 ± 5,6	32 ± 5,9	49,7 ± 0,8	15,1 ± 3,3	38,3 ± 7,6	12,2 ± 0,3	27,6 ± 5,5	18,4 ± 6,4	38,6 ± 0,9
<i>O. melanura</i>	33,3 ± 5,31	75,8 ± 2,62	5,7 ± 7,2	9,8 ± 6,2	4,7 ± 0,2	10,3 ± 2,4	0,9 ± 8,0	13,3 ± 5,4	11,4 ± 5,7	13,9 ± 3,6
<i>P. acarne</i>		1,7 ± 7,1								
<i>P. pagrus</i>	0,04 ± 40,0	1 ± 7,0		0,04 ± 40,0			0,04 ± 40,0			
<i>P. auriga</i>							0,1 ± 1,0			
<i>S. salpa</i>	37,7 ± 1,11	35,5 ± 5,9	37,6 ± 8,7	47 ± 6,01	43,4 ± 5,01	61 ± 9,8	11,3 ± 8,3	33,2 ± 1,7	14,9 ± 5,5	53,8 ± 3,21
<i>S. aurata</i>	0,04 ± 40,0		0,3 ± 2,0		0,1 ± 1,0	1,4 ± 1,4	0,3 ± 1,0		0,4 ± 1,0	
<i>S. cantharus</i>	0,1 ± 1,0								17,9 ± 7,7	0,04 ± 40,0
<i>S. flexuosa</i>		53 ± 8,33						2,9 ± 9,2		
<i>S. smaris</i>		1,5 ± 4,1			18,4 ± 0,71					0,7 ± 7,0
<i>C. chromis</i>	527,7 ± 2,98	411,1 ± 3,16	748 ± 6,801	306,9 ± 9,75	571,8 ± 4,37	569,9 ± 0,98	470,4 ± 2,501	338,1 ± 0,16	443,7 ± 2,26	290,5 ± 2,45
<i>C. julis</i>	32,7 ± 7,7	39,2 ± 3,21	46,1 ± 3,01	16,6 ± 8,2	9,9 ± 2,2	18,6 ± 2,2	57 ± 3,31	22,1 ± 6,3	152,4 ± 0,54	14,6 ± 9,1
<i>L. merula</i>	0,04 ± 40,0		0,1 ± 1,0	0,2 ± 1,0	0,1 ± 1,0	0,04 ± 40,0	0,1 ± 1,0	0,2 ± 1,0	0,1 ± 1,0	0,1 ± 1,0
<i>L. viridis</i>						0,1 ± 1,0		0,1 ± 1,0	0,04 ± 40,0	
<i>S. doderleini</i>		0,5 ± 2,0	0,2 ± 1,0	0,2 ± 1,0	0,1 ± 1,0	0,1 ± 1,0	0,1 ± 1,0	0,3 ± 1,0	0,04 ± 40,0	0,3 ± 1,0
<i>S. mediterraneus</i>	0,5 ± 2,0	1,1 ± 3,0	1,2 ± 3,0	0,8 ± 2,0	1,2 ± 2,0	1 ± 2,0	2 ± 4,0	1 ± 3,0	0,9 ± 2,0	1,9 ± 3,0
<i>S. melanorcercus</i>		0,4 ± 1,0	0,7 ± 3,0				0,1 ± 1,0	0,1 ± 1,0	0,1 ± 1,0	0,04 ± 40,0
<i>S. ocellatus</i>	2,6 ± 9,0	7 ± 3,2	13,7 ± 5,7	0,6 ± 2,0	2,4 ± 7,0	5,2 ± 3,3	4,8 ± 1,1	3,6 ± 7,0	6 ± 4,2	1,8 ± 6,0
<i>S. roissali</i>	0,4 ± 1,0	0,6 ± 2,0	1,1 ± 3,0	0,4 ± 1,0	0,4 ± 1,0	0,7 ± 2,0	0,5 ± 2,0	0,7 ± 2,0	0,6 ± 2,0	0,1 ± 1,0
<i>S. rostratus</i>	0,1 ± 1,0	1,1 ± 2,0	0,4 ± 1,0	0,7 ± 2,0	0,3 ± 1,0	0,2 ± 1,0	0,1 ± 1,0	0,4 ± 1,0	0,2 ± 1,0	0,5 ± 1,0
<i>S. tinca</i>	2,6 ± 5,0	9 ± 5,1	10 ± 6,1	6,9 ± 6,0	3,3 ± 7,0	6,2 ± 8,0	2,1 ± 6,0	5,3 ± 7,0	4,4 ± 9,0	5,9 ± 7,0
<i>T. pavo</i>	99,1 ± 9,52	22 ± 4,3	28,9 ± 9,5	51,3 ± 8,7	58,2 ± 2,71	20,7 ± 3,3	47,9 ± 8,9	19,1 ± 7,3	32,4 ± 0,9	13,8 ± 6,3
<i>S. cretense</i>				0,4 ± 2,0						
<i>S. sphyraena</i>	40,3 ± 8,12		0,3 ± 3,0		15,9 ± 6,8		21 ± 6,6	0,04 ± 40,0	14,8 ± 3,7	0,3 ± 3,0
Mugilidae	0,9 ± 7,0	0,7 ± 7,0	0,4 ± 4,0	0,7 ± 7,0		0,2 ± 1,0	0,1 ± 1,0	0,2 ± 1,0		0,1 ± 1,0
<i>S. porcus</i>	0,7 ± 7,0			0,1 ± 1,0	0,04 ± 40,0	0,1 ± 1,0		0,1 ± 1,0	0,1 ± 1,0	0,04 ± 40,0
<i>S. scrofa</i>		0,04 ± 40,0		0,1 ± 1,0	0,1 ± 1,0		0,3 ± 1,0	0,04 ± 40,0		
<i>S. notata</i>							0,1 ± 1,0			
<i>B. carolinensis</i>		0,1 ± 1,0								
<i>Atherina sp.</i>	37 ± 7,52									



Tabla 2-10 Valores medios (\pm error típico) de las variables descriptoras del poblamiento observado de peces a lo largo de las 5 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
Abundancia	951,4 \pm 109,3	921,3 \pm 113,8	1002,9 \pm 119,9	712,5 \pm 85,4	1034,4 \pm 135,8	875,1 \pm 83,0
Abundancia reducida	233,6 \pm 36,8	247,4 \pm 30,3	226,4 \pm 20,7	284,6 \pm 24,5	177,4 \pm 21,3	243,3 \pm 25,0
Riqueza específica media	14,2 \pm 0,4	17,3 \pm 0,5	16,8 \pm 0,5	15,6 \pm 0,4	16,4 \pm 0,5	16,0 \pm 0,4
Riqueza total	38	41	35	35	36	39

	2003		2004	
	C. PALOS	AGUILAS	C. PALOS	AGUILAS
Abundancia	713,1 \pm 129,8	593,6 \pm 75,6	773,7 \pm 102,7	558,4 \pm 63,2
Abundancia reducida	168,4 \pm 18,5	166,9 \pm 12,1	303,9 \pm 56,4	181,3 \pm 20,5
Riqueza específica media	16,8 \pm 0,6	16,2 \pm 0,4	14,6 \pm 0,5	16,5 \pm 0,4
Riqueza total	39	39	35	39



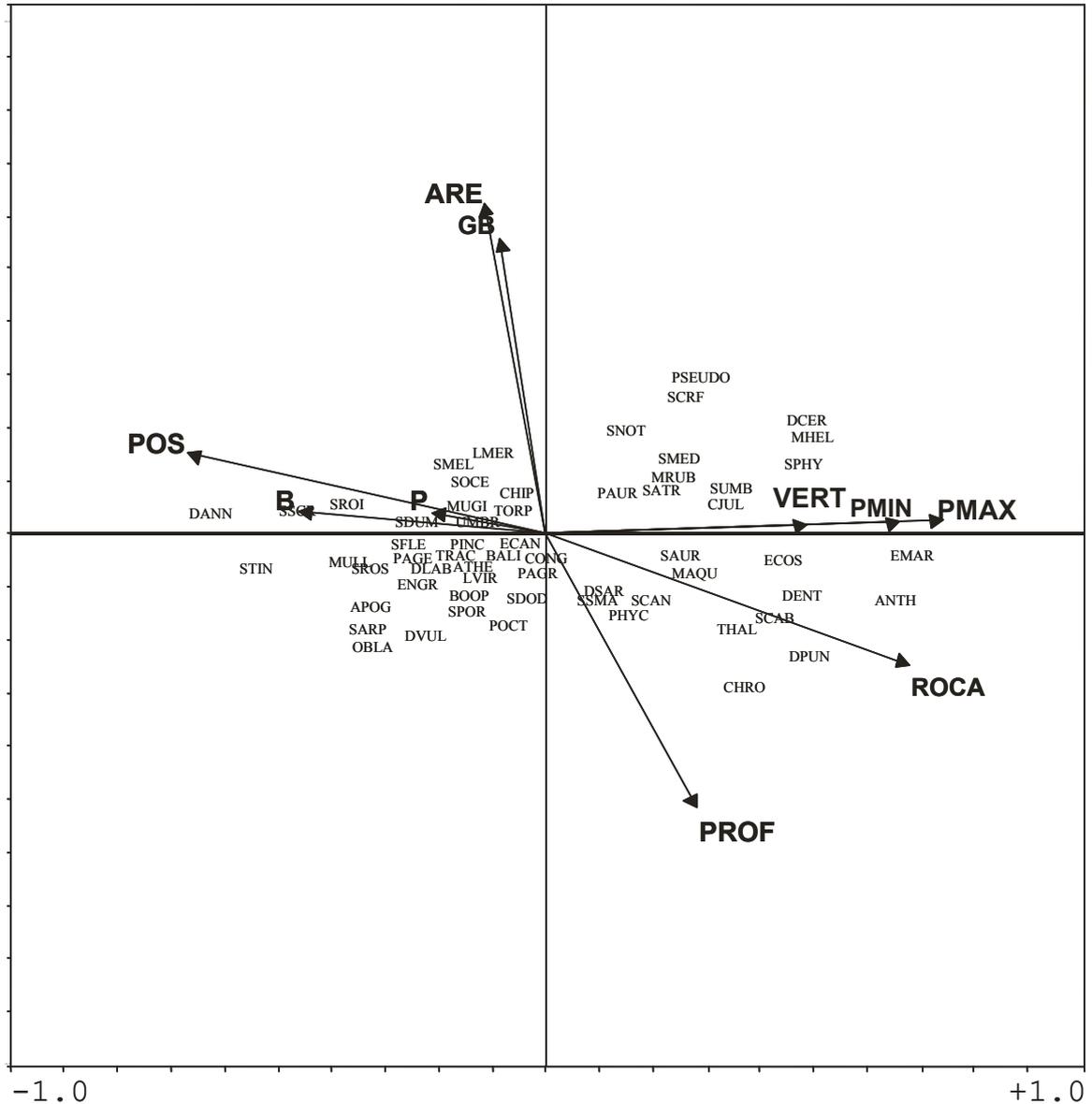
c. Influencia de la estructura del hábitat sobre el poblamiento de peces

El plano formado por los dos primeros ejes del RDA explica un 12,2% de la inercia contenida en los datos. En este caso, y también al igual que los análisis realizados en conjuntos anteriores de datos, el eje I parece ser un gradiente de heterogeneidad del hábitat (Fig. 2-19 y 2-20), con los transectos realizados en los fondos más rocosos, profundos y verticales en su parte positiva, y aquéllos hechos sobre fondos más heterogéneos (con una mayor proporción de arena y/o *Posidonia*) en la parte negativa. Los primeros están ligados a los transectos realizados en la reserva marina de Cabo de Palos, con independencia del año, mientras que los fondos más heterogéneos son los encontrados en Aguilas, pero también al sector 1 de Cabo de Palos, es decir la parte más pegada al propio cabo, con una mayor proporción de posidonia y arenas. Especies afines a fondos rocosos han resultado ser *E. marginatus*, *A. anthias*, *M. helena*, *D. cervinus*, *D. dentex*, *Sphyraena* sp., *E. costae*, *S. cabrilla*, *S. umbra*, *S. aurata* o *M. rubra*. Las especies más propias de fondos heterogéneos son *D. annularis*, *S. tinca*, *S. roissali*, *S. scriba*, *M. surmuletus*, *S. rostratus*, *S. sarpa*, y otras.

Por su parte, el eje II refleja un gradiente de profundidad y de complejidad del hábitat, aunque la varianza explicada por este eje no deja de ser marginal (1,5%).



Figura 2-19 Diagrama de ordenación de especies y variables ambientales en el plano formado por los dos primeros ejes del análisis de redundancia aplicado a los datos de abundancia de peces el estudio temporal a varias escalas espaciales en la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas y en litoral de Águilas (zona control)



2.3.4 Seguimiento de la colonización de especies termófilas de afinidad tropical en el litoral murciano.

En la Tabla 2-11 se listan las 39 especies ícticas de afinidad atlántica que han sido observadas en el litoral murciano, o bien son susceptibles de haberlo sido o de ser avistadas en un futuro más o menos próximo, de confirmarse el fenómeno de calentamiento global y consiguiente respuesta de las especies marinas. Algunas de ellas (indicadas con la referencia 1 en la citada tabla) se han incluido debido a que Whitehead et al. (1986) sitúan en las costas murcianas, alicantinas o andaluzas su límite de distribución geográfica hacia el norte a lo largo de las costas peninsulares. Otras están incluidas en la lista de especies exóticas de la CIESM (Comisión Internacional para la Exploración Científica del mar Mediterráneo, www.ciesm.org) (indicadas con la referencia 2), y por último, otras provienen de observaciones o comunicaciones personales, o bien de otras fuentes bibliográficas, además de lo recogido en el catálogo mundial online FishBase (www.fishbase.org) (referencia 3). En lo que se refiere al Atlas de Especies Exóticas de la CIESM, éste recoge las 90 especies (pertenecientes a 56 familias) que, de un total de cerca de 650 que han sido citadas en el Mediterráneo, son colonizadores recientes del poblamiento íctico mediterráneo (Fig. 2-21). De ellas, cerca de la mitad son de origen atlántico de regiones no contiguas al Mediterráneo (de regiones tanto sub-tropicales como boreales), habiendo utilizado el estrecho de Gibraltar como vía de entrada.

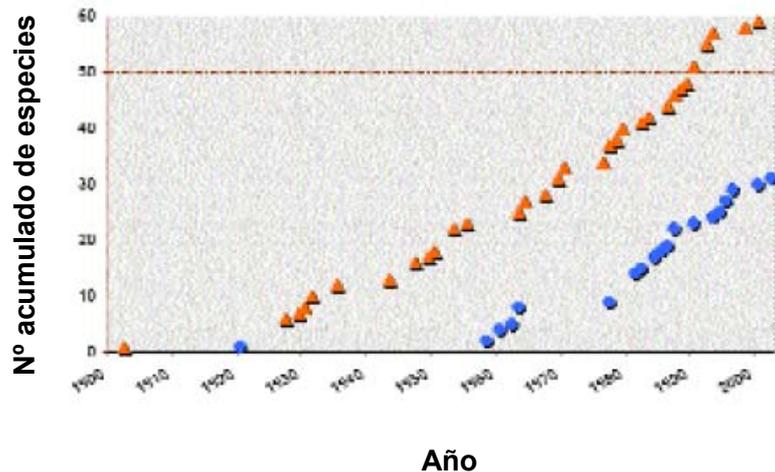


Fig. 2-21 Llegada de especies exóticas de peces al mar Mediterráneo durante el siglo XX, calculada a partir de los primeros registros publicados (el año de registro no coincide necesariamente con el año del descubrimiento de la especie). Triángulos rojos: especies de origen indo-pacífico; círculos azules: especies de origen atlántico [Tomado de Golani et al. (2002), Ver <http://www.ciesm.org/publications/fish.html>].



a. *Especies termófilas observadas en el litoral murciano*

De este listado de 39 especies, tenemos conocimiento de la observación de al menos 9 especies en el litoral murciano o zonas cercanas, mientras que una más (el saltón) es dudosa, aunque fácilmente confundible con otra especie del mismo género. A continuación se comentan aspectos particulares de cada una de estas especies.

Gymnammodytes semisquamatus (Jourdain 1879)

Registrada por Sabatés et al. (1990) en el NE peninsular, se especula con que el saltón sea más frecuente de lo que se cree por la facilidad con que se puede confundir con *G. cicereus* (lanzón), propia del Mediterráneo. Es con este último nombre con el que hemos identificado, en un estudio anterior (García Charton y Pérez Ruzafa 2001), a ammodítidos en las inmediaciones del cabo de Palos formando un gran banco sobre fondo arenoso cercano a las rocas, a 8 m de profundidad, pero al no haber podido capturar a ningún ejemplar, la identificación permanece dudosa.

Serranus atricauda Günther 1874

El serrano imperial ha presentado densidades de 0,7 individuos*250 m⁻² en las islas Canarias (Falcón et al. 1996), e incluso mayores en las Salvajes, Madeira y Azores (Falcón y García Charton, inédito). Francour et al. (1994) y Harmelin (1999) mencionan la observación ocasional de esta especie en el litoral mediterráneo francés, constituyendo para ellos una de las pruebas más claras del avance de especies termófilas hacia el norte como consecuencia del calentamiento global. En Cabo de Gata hemos registrado densidades de 0,3 individuos*250 m⁻² (García Charton et al. 2004). En nuestro estudio se ha observado en Cabo de Palos individuos aislados de esta especie en varias ocasiones (1996, 1998, 2001 y 2003), dando densidades de 0,1 a 0,2 individuos*250 m⁻² en el bajo de Fuera (0,04 individuos*250 m⁻² en el conjunto de los transectos realizados en la reserva marina).

Epinephelus aeneus (Geoffroy St. Hilaire 1817)

Tortonese (1986) menciona al mero blanco (o cherne de ley) como propia del Mediterráneo meridional, aunque su verdadera importancia económica la tiene en las costas africanas. Nosotros hemos observado un individuo juvenil en las rocas que rodean el cabo de Palos en 1990.

Pseudocaranx dentex (Bloch & Schneider 1801)

El jurel dentón es considerado una especie propia del Mediterráneo, aunque rara, por Smith-Vaniz (1986). Esta especie es más abundante en las costas orientales de África, Canarias, Cabo Verde, Ascensión y Santa Elena, hasta Madeira y Azores (Smith-Vaniz 1986). Fernández y Bañón (1997)



dan cuenta de la captura de un ejemplar en las costas gallegas, indicando que pudiera ser un indicio del calentamiento global, entre otras posibles causas. Asimismo, Dulcic et al. (2003) realizan nuevas citas de esta especie para el Adriático oriental. En nuestros censos han aparecido individuos de gran tamaño (aislados o en grupo) en los bajos de la reserva de Cabo de Palos – islas Hormigas en 2003, aunque ya habían sido observados el año anterior (J. C. Calvín, comunicación personal).

Parapristipoma octolineatum (Valenciennes 1833)

El burro listado es común en el archipiélago de Cabo Verde (Brito et al. 1999, Falcón y García Charton, inédito), y está presente en Canarias (Falcón et al. 1996), costa africana, Madeira y Portugal (Ben-Tuvia y McKay 1986). La hemos observado formando bancos de decenas de individuos ($3,5 \text{ individuos} \cdot 250 \text{ m}^{-2}$) en Cabo de Gata (García Charton et al. 2004). En el presente estudio se han observado individuos aislados en el propio cabo de Palos (en 1990), pero es más frecuente observar bancos de burros listados en la costa de Águilas, sobre todo en la isla del Fraile, rindiendo en todo el litoral aguileño densidades que van de 0,2 a 1,4 $\text{individuos} \cdot 250 \text{ m}^{-2}$ según el año (Tabla 2-11). Tras la observación de individuos aislados de burro listado en Tabarca (Bayle 1999) y Santa Pola (García Charton, observación personal), más recientemente (2003 y 2004) hemos observado grandes bancos de individuos de gran tamaño en una zona rocosa situada en el extremo oriental de la reserva marina de Tabarca, a 26 m de profundidad (García Charton, observación personal).

Pomadasys incisus (Bowdich 1825)

Ben-Tuvia y McKay (1986) indican que el roncador es propio de las costas orientales del océano Atlántico desde Madeira a Marruecos y en las costas meridionales y orientales del Mediterráneo, y mencionan una cita en Sète (Francia) (Hureau 1991). También ocurre entre Cabo Blanco, Canarias y Angola. Bombace (2001) da cuenta del progresivo aumento de abundancia de esta especie en el Golfo de León y Córcega, aunque no cita referencias o datos que lo corroboren. En nuestro caso, hemos observado roncadores en el estudio temporal a pequeña escala espacial en 1996 ($0,1 \text{ individuos} \cdot 250 \text{ m}^{-2}$, siendo esta densidad de $0,04 \text{ individuos} \cdot 250 \text{ m}^{-2}$ si consideramos todos los transectos realizados en la reserva marina). Asimismo, hemos observado esta especie en mayor abundancia y frecuencia en Águilas en 2002, 2003 y 2004, con densidades (considerando todo el litoral aguileño) que han variado entre 0,1 y $0,4 \text{ individuos} \cdot 250 \text{ m}^{-2}$.

Spicara melanurus (Valenciennes 1830)

Tortonese (1986) recoge esta especie con el sinónimo no válido *Pterosmaris melanurus* (Valenciennes, 1830). La chucla atlántica es propia del Atlántico oriental (Madeira, Cabo Verde y costas de Senegal). FishBase indica que probablemente ocurra también en las costas de Angola, aunque los registros realizados más al sur de Senegal necesitan ser



verificados. La cita comunicada por D. Javier Murcia, según la cual un individuo de esta especie fue observada en aguas de La Azohía, ha sido confirmada por cuanto las fotografías que proporcionó y que él realizó *in situ* han permitido la confirmación taxonómica por parte del especialista Dr. Alberto Brito (Catedrático de Biología Animal de la Universidad de La Laguna).

Pagrus auriga (Valenciennes 1843)

Bauchot y Hureau (1986) indican que el pargo real (también llamado pargo sémola o hurta) tiene su límite de distribución geográfica a lo largo de la costa peninsular en el litoral murciano. En 2003 censamos algún ejemplar en los bajos de la reserva marina (alcanzando en ese sector una abundancia media de 0,2 individuos*250 m⁻²).

Sparisoma cretense (Linnaeus 1758)

Quignard y Pras (1986) destacan que la vieja (o pez loro) se distribuye hasta las costas catalanas, habiendo igualmente alguna cita en el sur de Francia. En todo caso, esta especie es rara en el Mediterráneo, aunque es más abundante en la parte más meridional y oriental (a partir de Sicilia). Por el contrario, esta especie es muy abundante en el Atlántico oriental, distribuyéndose desde Senegal a las costas portuguesas, y en Canarias, Madeira y Azores. En nuestro caso, hemos censado viejas únicamente en una ocasión en el litoral aguileño, en 2001 (con una abundancia media de 0,4 individuos*250 m⁻²), aunque hemos observado en otras ocasiones en inmersiones puntuales.

Scorpaena maderensis Valenciennes 1833

El poyo o rascacio de Madeira se distribuye, según Hureau y Litvinenko (1986), en los archipiélagos macaronésicos (de Cabo Verde a Azores), siendo considerado raro por estos autores en las costas de Marruecos, Mauritania y Senegal. En el Mediterráneo, se consideraba raro en el SE peninsular, estrecho de Messina y Siracusa (en Sicilia), y costa de Líbano. Sin embargo, esta especie parece estar experimentando en los últimos tiempos una importante expansión en el Mediterráneo occidental. Por ejemplo, La Mesa et al. (2004) encuentran que *S. maderensis* es la especie dominante en el poblamiento criptobentónico de las islas Ciclopes (situadas al oeste de Sicilia), con abundancias que presentaron un rango de 75-170 individuos*250 m⁻², y atribuyen su éxito a una superioridad competitiva respecto a otras especies relacionadas, como *S. porcus*. Aunque en nuestros estudios no hemos observado esta especie, sí ha aparecido en otro de nuestros trabajos con abundancias notables en 2004 en el parque nacional de Cabrera y en la reserva marina de Cerbère-Banyuls (SE de Francia). Cabe pues esperar que esta especie aparezca pronto en Cabo de Palos.



Familia	Especie	Nombre vulgar	Ref.
Ophichthidae	<i>Pisodonophis semicinctus</i>	Culebra	2
Syngnathidae	<i>Syngnathus rostellatus</i>	Palito	2
Mullidae	<i>Pseudupeneus prayensis</i>	Salmonete barbudo	2
Fistularidae	<i>Fistularia petimba</i>	Corneta colorada	2
Ammodytidae	<i>Gymnammodytes semisquamatus</i> (?)	Saltón	2
Acanthuridae	<i>Acanthurus monroviae</i>	Cirujano, Navajón canivete	2
Serranidae	<i>Serranus atricauda</i>	Serrano imperial	1
	<i>Epinephelus aeneus</i>	Mero blanco, Cherna de ley	1
Moronidae	<i>Dicentrarchus punctatus</i>	Baila	1
Carangidae	<i>Caranx rhonchus</i>	Jurel real	1
	<i>Pseudocaranx dentex</i>	Jurel dentón	3
	<i>Seriola fasciata</i>	Loquillo, Blanquilla, Sinobiel	2
	<i>Seriola carpenteri</i>	Medregal	2
Haemulidae	<i>Parapristipoma octolineatum</i>	Burro listado	1
	<i>Parapristipoma humile</i> (?)	Burro boca de oro	1
	<i>Plectorhinchus mediterraneus</i>	Burro chiclero	1
	<i>Pomadasys incisus</i>	Roncador	1
Centracanthidae	<i>Spicara melanurus</i>	Sucla	3
Sparidae	<i>Dentex gibbosus</i>	Sama de pluma	1
	<i>Dentex macrophthalmus</i>	Cachucho	1
	<i>Dentex maroccanus</i>	Sama marroquí	1
	<i>Dentex canariensis</i>	Characona	3
	<i>Pagrus auriga</i>	Hurta, Pargo real, Sama roquera	1
	<i>Pagellus bellottii</i>	Garapello, Breca colorada	2
	<i>Diplodus bellottii</i>	Raspallón senegalés	2
	<i>Diplodus sargus cadenati</i>	Sargo atlántico, Sargo blanco	3
Scaridae	<i>Sparisoma cretense</i>	Vieja, Pez loro	1
Labridae	<i>Symphodus bailloni</i>	Porredano	1
	<i>Labrus bergylta</i>	Maragota	1
Scorpaenidae	<i>Scorpaena maderensis</i>	Poyo	1
	<i>Scorpaena stephanica</i>	Escórpora africana	2
	<i>Trachyscorpia cristulata</i>	Rascacio espinoso	2
Tetraodontidae	<i>Ephippion guttiferum</i>	Tamboril de tierra	1
	<i>Sphoeroides cutaneus</i>	Tamboril de fuera, Ñato	1
	<i>Sphoeroides pachygaster</i>	Tamboril de hondura	2
Diodontidae	<i>Diodon histrix</i>	Pejerizo común	2
Soleidae	<i>Solea senegalensis</i>	Lenguado senegalés	2
	<i>Dicologlossa hexophthalma</i>	Acedía ocelada	2
	<i>Synaptura lusitanica</i>	Lenguado portugués	2

Tabla 2-11 Listado de especies de peces litorales de afinidad atlántica y/o exóticas cuyo límite de distribución geográfica está en o cerca de las costas de Murcia. Se indican en negrita las especies citadas en el presente estudio o en otros de los mismos autores, y con (?) si la presencia de la especie es dudosa [Clave de las referencias (Ref.): 1.- Whitehead et al. (1986); 2.- Atlas de especies exóticas del Mediterráneo de la CIESM (<http://www.ciesm.org/atlas/appendix1.html>); 3.- Otras].

b. Gradientes de abundancia de especies "meridionales"

Una serie de especies son más o menos ubicuas en el Mediterráneo occidental, pero presentan una afinidad termófila tal que las hace mostrar un claro gradiente de abundancia de sur a norte. Entre estas especies, destacan el pez verde o frede (*Thalassoma pavo*), el falso abadejo (*Epinephelus costae*) y la cherna (*Mycteroperca rubra*). Nuestros propios datos, obtenidos en distintas reservas marinas mediterráneas en varios proyectos de investigación (véase § 4.1.4) corroboran dicho gradiente, tal y como se desarrolla a continuación.

Thalassoma pavo (Linnaeus, 1758)

Quignard y Pras (1986) (véase también el catálogo FishBase, www.fishbase.org) citan a esta especie en el Atlántico oriental entre Portugal y el sur de cabo López, Gabón y los archipiélagos de Azores, Madeira, Canarias, São Tomé y Annobon. En el Mediterráneo, García Charton et al. (2004) encuentran un gradiente latitudinal a lo largo de la costa peninsular (Fig. 2-22), análogamente a lo observado por Guidetti et al. (2002). Tal y como afirma Laubier (2003), la aparición cada vez más frecuente de esta especie en el Mediterráneo noroccidental puede utilizarse de indicador de la eventual "tropicalización" de nuestro mar. En la reserva marina de Cabo de Palos, esta especie muestra una abundancia media de 21 individuos*250 m⁻² (rango 11 – 38 individuos*250 m⁻²) a pequeña escala espacial, y 53 individuos*250 m⁻² (rango 29-99) considerando toda la reserva. En comparación, en Aguilas se han observado 25 individuos*250 m⁻² por término medio.

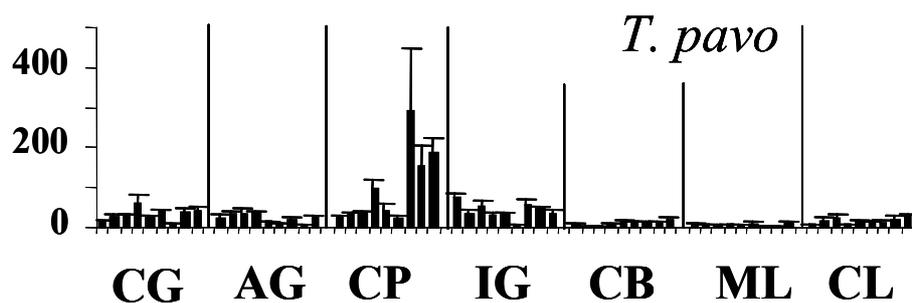


Fig. 2-22 Abundancia media (\pm error típico) (nº de individuos*250 m⁻²) de fredis en varias localidades del Mediterráneo occidental en el verano de 1996, ordenadas de sur a norte (CG = Cabo de Gata; AG = Aguilas; CP = Cabo de Palos; IG = Isla Grosa; CB = Cabrera; ML = Mallorca; CL = Columbretes) [Tomado de García Charton et al. 2004]

Epinephelus costae (Steindachner 1878)

El falso abadejo está también citado en todo el Atlántico oriental y Mediterráneo, aunque, como en el caso anterior, parece ser más abundante en la parte meridional del *Mare Nostrum* (Tortonese 1986). En nuestros datos (García Charton et al. 2004), esta especie muestra un claro gradiente sur-norte (Fig. 2-23). Han aparecido, por término medio, 0,6 individuos*250 m⁻² en la reserva marina (frente a 0,28 individuos*250 m⁻² en Águilas).

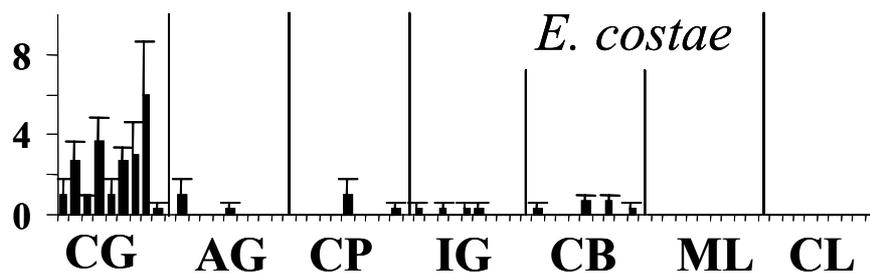


Fig. 2-23 Abundancia media (± error típico) (nº de individuos*250 m⁻²) de falsos abadejos en varias localidades del Mediterráneo occidental el verano de 1996, ordenadas de sur a norte (CG = Cabo de Gata; AG = Aguilas; CP = Cabo de Palos; IG = Isla Grosa; CB = Cabrera; ML = Mallorca; CL = Columbretes) [Tomado de García Charton et al. 2004]

Mycteroperca rubra (Bloch 1793)

Tortonese (1986) menciona que la cherna (o gitano) es propia del Atlántico oriental (Marruecos, Madeira, hasta el golfo de Vizcaya por el norte, y hasta Angola por el sur) y del sur del Mediterráneo, aunque los ejemplares de las islas macaronésicas precisan confirmación taxonómica, ya que Heemstra (1991) examinó especímenes provenientes de Madeira, Azores, Canarias y Cabo Verde, identificándolos como *Mycteroperca fusca*. En el Atlántico oriental (Caribe y costas brasileñas) esta especie se ha reemplazado por *Mycteroperca acutirostris*. Glamuzina et al. (2002) mencionan la captura de un ejemplar de esta especie en el Adriático en septiembre de 2001, poniendo tal observación como prueba del calentamiento global. La IUCN considera a esta especie como DD (deficiente en datos), por lo que insta a la comunidad científica a aportar datos que pudieran establecer el estatus de conservación de la cherna a nivel mundial (ver <http://www.redlist.org/> para más detalles).

En la reserva marina se ha observado en todos los sectores, aunque sobre todo en el sector 3 (reserva integral y bajo de Fuera), con abundancias medias de 0,1 – 1 individuos*250 m⁻² en ese sector (media de 0,33 individuos*250 m⁻² en el conjunto de la reserva en todos los años prospectados). En Águilas se ha observado esta especie con abundancia media de 0,15 individuos*250 m⁻².



2.4 Discusión

En general, la primera observación es que son principalmente serránidos (meros y serranos) y espáridos (sargos y mojarras), familias compuestas por especies de interés comercial, y, en menor medida, grandes lábridos, los que mejor responden a las medidas de limitación pesquera. Excepciones a esta generalidad son:

- La disminución de cabrillas (*Serranus cabrilla*) a pequeña escala espacial (en la punta del cabo de Palos, reserva parcial) durante los 14 años prospectados, de antes a después de la puesta en protección.
- La disminución de mojarras (*Diplodus vulgaris*) en la reserva marina a partir de la instauración de las medidas de protección en los tres sectores prospectados.
- La mayor abundancia de sargos (*Diplodus sargus*) y serranos (*Serranus scriba*) en Águilas, un área no protegida, en comparación con lo censado en la reserva marina.
- Los raspallones (*Diplodus annularis*), específicamente ligados a praderas de *Posidonia oceanica*, parecen responder más a la presencia y densidad de esta planta que a las medidas de protección, a pesar de tener un interés comercial.

Esta misma influencia de la estructura del hábitat puede ser la responsable de la distribución y abundancia de otras especies ligadas a fondos más bien heterogéneos (es decir, con una cobertura suficiente de arena y/o roca inmersa en la matriz rocosa; tal es el caso, además del de los raspallones, de los salmonetes (*Mullus surmuletus*), además de una serie de especies, algunas de ellas carentes de interés comercial, tales como pargos (*Pagrus pagrus*), tordos ocelados (*Symphodus ocellatus*), tordos picudos (*S. rostratus*), merlos (*Labrus merula*), mújoles (Mugilidae spp.) y podas (*Bothus podas*). Por el contrario, la fuerte afinidad de ciertas especies por fondos exclusivamente rocosos, verticales y complejos (tales como morenas, dentones, meros y corvas) puede introducir un elemento de confusión, al dificultar la diferenciación estadística del efecto de ambos factores, al menos en comparaciones espaciales (protección *vs.* hábitat). A pesar de ello parece claro, a tenor sobre todo de los datos de evolución temporal, que los aumentos observados de estas especies es resultado de la protección de los fondos rocosos de la Reserva Marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas.

En cambio, tanto la abundancia total como la riqueza específica no parecen responder de modo claro a la protección, en base a comparaciones espaciales. El seguimiento temporal, en cambio, sí que muestra un aumento de abundancia y riqueza en Cabo de Palos.



Con la creación de una reserva marina se espera un incremento de la abundancia y/o la biomasa de especies objetivo, a la vez que también se espera un aumento de la riqueza específica (Bohnsack 1996, Russ 2002). En nuestros estudios, la abundancia de una serie de especies (principalmente espáridos y serránidos) fueron consistentemente más altos en la zona protegida en comparación con la zona control (Águilas), o bien mostraron un aumento significativo con el tiempo una vez en marcha las medidas de protección. Además, una serie de especies de interés comercial únicamente fueron observadas en la reserva marina. Estas observaciones refuerzan las realizadas por nosotros en otras reservas marinas mediterráneas (García Charton et al. 2004), en consonancia con estudios efectuados por otros autores (p. ej. Bell 1983, García Rubies y Zabala 1990, Francour 1994, Harmelin et al. 1995, Macpherson et al. 2002). Análogamente, esta respuesta de las reservas marinas han sido reiteradamente observada en áreas marinas protegidas de otros mares del mundo (Russ 2002, Halpern 2003). No obstante, otra serie de nuestras observaciones caminan en un sentido contrario a lo esperado, al igual que otros estudios (p. ej. Dufour et al. 1995, Roberts y Polunin 1992, Valles et al. 2001).

El efecto sobre la riqueza es menos claro en nuestro caso, y se manifiesta sobre todo al comparar la reserva integral con los demás sectores prospectados en Cabo de Palos (punta del cabo y bajos). La evidencia en este sentido es también variada, con resultados tanto a favor (p. ej. Francour 1994, McClanahan y Kaunda-Arara 1995, Jennings et al. 1996, Wantiez et al. 1997, Russ y Alcalá 1998, Chiappone et al. 2000) como en contra (p. ej. Roberts 1995, Watson et al. 1996, Jennings y Polunin 1997, Rogers y Beets 2001) de favorecer a este efecto como un resultado esperable de la protección.

En lo que se refiere a la observación de especies de peces de afinidad tropical, en el presente estudio se lista un total de 39 especies que son susceptibles de ser observadas actualmente o en un futuro cercano, en este último caso si se confirma el fenómeno de calentamiento global (Francour 1994, Quero et al. 1998, Laubier 2003). En efecto, varias son las posibles causas de las observaciones recientes de especies termófilas:

- **Mayor temperatura del agua en el Mediterráneo sur-occidental en comparación con áreas más septentrionales** (Tziperman y Malanotte-Rizzoli 1991, Crise et al. 1999), en relación con tolerancias termales diferenciadas entre especies e incluso individuos (Moyle y Cech 2000). La temperatura del agua puede afectar a la función y metabolismo celulares de los peces (Love 1974, Goldspink 1995, Shulman y Love 1999), así como a la mortalidad y tasa reproductiva de los distintos individuos (Houde 1989, Planes et al. 1999, Pörtner et al. 2001).



- **Aumento de la temperatura media de las aguas mediterráneas como consecuencia del calentamiento global.** En general se acepta que tal es el caso en el Mediterráneo (Medias France 2001), al igual que en otros mares del mundo. Por ejemplo, Vargas Yáñez et al. (2002) dan cuenta de un aumento anual significativo de la temperatura del agua a 200 m de profundidad de $0,02^{\circ}\text{C}$ en aguas del litoral mediterráneo español desde 1992 (Fig. 2-24), o, lo que es lo mismo, de $0,2^{\circ}\text{C}$ en los últimos 10 años. Esto está dando lugar a la "subida" de especies de afinidad termófila desde latitudes más meridionales hacia la ribera norte del Mediterráneo (Francour et al. 1994, Astraldi et al. 1995, Bianchi y Morri 2000). Por ejemplo, *Epinephelus coioides* (Parenti y Bressi 2001), *E. aeneus* (Glamuzina et al. 2000) y *Mycteroperca rubra* (Glamuzina et al. 2002) han sido recientemente observados por vez primera en aguas del Adriático. Subidas similares de especies meridionales han sido observadas en otros mares, tales como a lo largo de las costas africanas hasta el sur de la Península (Otero et al. 1998), entre archipiélagos macaronésicos (A. Brito, com. pers.), en el Atlántico norte (Quéro et al. 1998) o en la costa pacífica de los Estados Unidos de América (Holbrook et al. 1997).

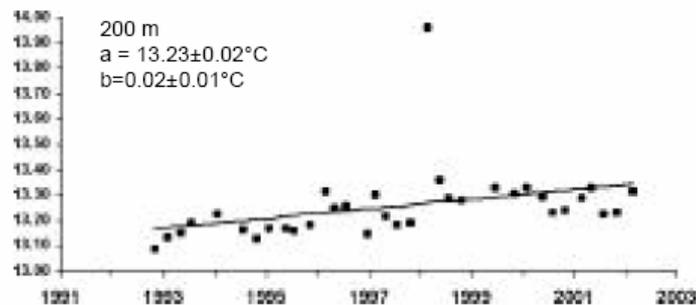


Fig. 2-24 Variación de temperatura a 200 m de profundidad entre 1993 y 2003 frente a las costas de Málaga.



3 . Seguimiento del impacto de los buceadores en la reserva marina de Cabo de Palos: estima preliminar de la capacidad de carga para el submarinismo deportivo

3.1 Introducción

De los estudios de seguimiento del impacto del submarinismo en la reserva realizados hasta la fecha se deducen las siguientes conclusiones generales:

- a) el buceo genera un impacto sobre el fondo, notable en el caso de algunas especies utilizables como indicadoras, el cual determina la necesidad de limitar la utilización de la reserva como recurso turístico con el fin de lograr su aprovechamiento sustentable;
- b) dicho impacto viene generado por una serie de comportamientos individuales que tienen como consecuencia la erosión del fondo; este efecto erosivo, hasta cierto punto, puede ser reducido mediante la adopción de medidas correctoras;
- c) son posibles otras medidas de gestión de la actividad subacuática, medidas de carácter económico, pero también basadas en el principio de co-gestión adaptativa.

Un primer paso para la consecución de dicha gestión flexible y adaptativa es el cálculo objetivo de la capacidad de carga de la reserva. En el presente proyecto se analizan tres aproximaciones metodológicas complementarias: muestreos de *visu*, muestreos con fotografía digital y estudio experimental, encaminadas a realizar dicho cálculo

3.2 Material y métodos

3.2.1 Muestreos de visu: Valoración de la escala más adecuada para el seguimiento del impacto producido por el buceo.

El diseño de muestreo trata de detectar los cambios ocurridos en la comunidad bentónica a 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 de la reserva marina fue llevado a cabo durante la temporada de verano de 2004 entre junio y noviembre, y es continuación (replicación interanual) de lo realizado en los años anteriores. 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 Homiga, 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 (en octubre-noviembre). 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 actividades humanas.

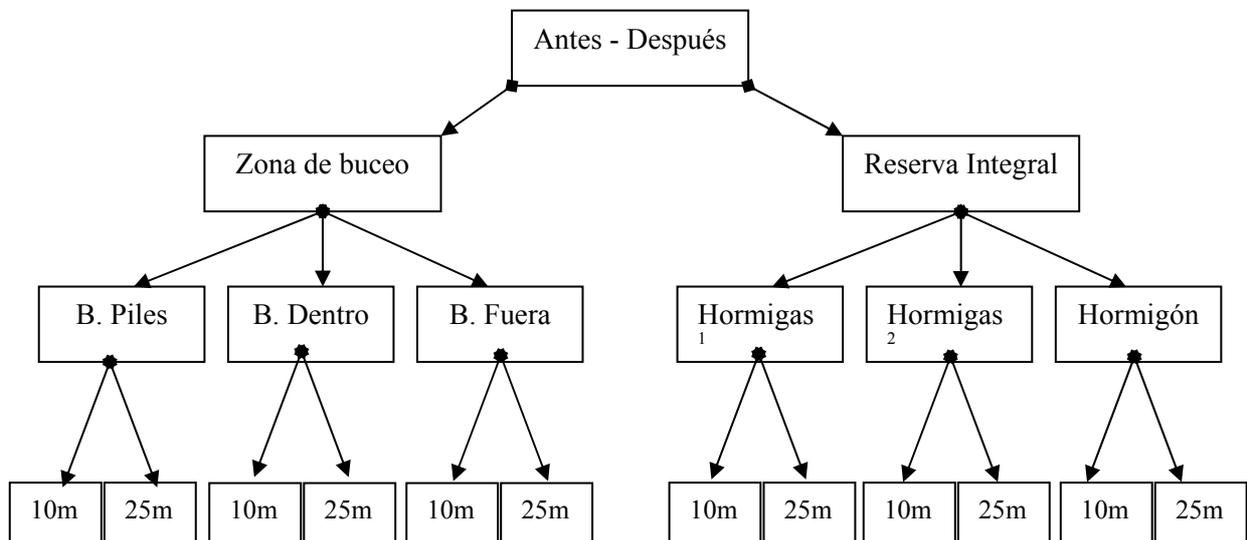


Figura 3-1 Esquema del diseño de muestreo puesto en práctica en el presente estudio para la detección de impactos ambientales sobre el bentos debido a la acción de los buceadores deportivos en la Reserva Marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas

El muestreo ha consistido en la realización de 12 transectos permanentes de 50 m de longitud, tanto antes como después de la temporada alta de verano. Se marcó el punto de inicio, la orientación del transecto y la profundidad con el fin de poder repetir los muestreos en los mismos puntos. Se utilizó una cinta métrica comercial para marcar el transecto sobre la que se situaron 8 cuadrados de 1m² de superficie (*quadrats*). Dentro de cada localidad se establecieron dos rangos batimétricos, a 10 y 25 metros de profundidad (Fig. 3-1), con el fin de incluir el factor profundidad.

En cada transecto se situaron ocho 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 (dos esponjas, cinco equinodermos, dos briozoos, dos cnidarios, dos moluscos, dos ascidias y un anélido) (Tabla 3-1) y diferentes escalas espaciales a pequeña escala (25×25 cm²) y a escala media (1×1 m²), para realizar el seguimiento de las comunidades bentónicas:

- 25×25 cm² – Se utilizaron cuadrados de 25×25 cm² de PVC con un enrejado de cabos formando una cuadrícula 25 celdas de 5×5 cm² (Fig. 3-2) para obtener la cobertura algal de cuatro morfotipos: arbóreas, erectas, cespitosas, e incrustantes, 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*. La obtención de datos se realizó lanzando aleatoriamente la cuadrícula cuatro veces dentro de cada *quadrat*, anotando el nº de celdas de 25 cm² ocupados por los diferentes tipos de organismos.

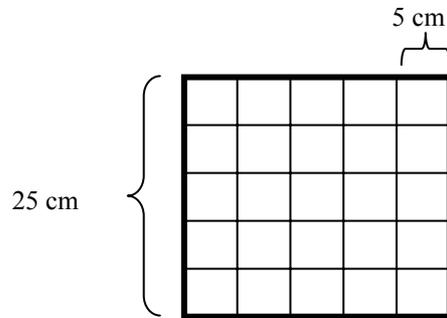


Fig. 3-2 Estructura de PVC con enrejado de cordinos utilizado para la obtención de la cobertura en los fondos de la reserva marina.

- 1×1 m² – 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* y de poliquetos tubícolas como *Sabella* sp. y *Spirographis spallanzani*, así, como otras especies que, aun no estando predeterminadas, pudieran ser de interés para el estudio por su abundancia o vulnerabilidad.

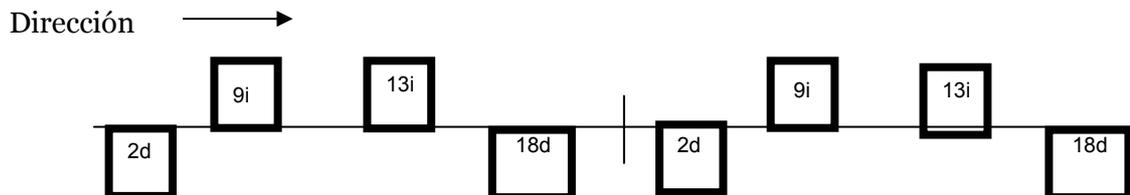


Figura 3-3 Diseño de la disposición de los *quadrats* en los transectos de 50 m de longitud. El número en el interior marca el "metro" inicial para formar el *quadrat* y la letra el lugar en que se sitúa respecto a la cinta métrica (izquierda y derecha)



Especies	Phyllum	Nombre común
<i>Hymeniacion 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	Gorgona
<i>Cladocora caespitosa</i>	Cnidaria	Madrepora mediterránea
<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.

3.2.2 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, la 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 2004 se ha desarrollado y aplicado de 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 marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas.



Fotografía 1 – Ejemplo de Imagen utilizada para el estudio del recubrimiento algal

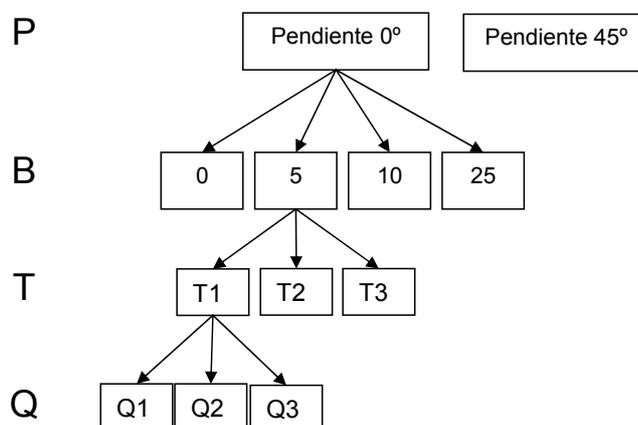
El estudio fotográfico del recubrimiento algal se ha realizado siguiendo el mismo diseño de muestreo utilizado para la obtención de los datos de *visu* (Fig. 3-1 y 3-3), de manera que para cada uno de los 8 cuadrados de 1 m² de superficie (quadrats) colocados en cada uno de los transectos se realizó una fotografía digital. Para el análisis fotográfico de las imágenes se diseñó una cuadrícula de 400 cuadrados de 25 cm² cada uno, que una vez superpuesta sobre cada una de las 192 fotografías obtenidas sirvió para anotar el número de cuadrículas totales ocupadas por los distintos morfotipos algales, y con ello calcular el % de cobertura por cada morfotipo.

3.2.3 Estudio experimental de estima del impacto individual de los buceadores

Los datos obtenidos durante el seguimiento individual a 342 submarinistas durante el 2002 y 2003 muestran como la mayoría de impactos sobre el fondo son realizados a través del aleteo y de contactos con el equipo (mayoritariamente a través de las aletas).

Para poder 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 m^2 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 ($25 \times 25 \text{ cm}^2$) y a escala media ($1 \times 1 \text{ m}^2$). 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 con agua de mar, tiza y formol al 40%. 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.

3.3 Resultados

Los resultados obtenidos en el presente año, y su análisis en conjunto con los obtenidos en años anteriores, corroboran la alta 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. A esto se une el hecho de que la propia actividad de buceo ha mostrado un descenso importante en 2004, introduciendo variabilidad también en los efectos de la actividad. 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 leve efecto acumulado interanual.



3.3.1 Muestras de visu in situ

a. Variación espacio – temporal de las comunidades bentónicas a pequeña escala ($25 \times 25 \text{ cm}^2$)

Se han considerado en el estudio a pequeña escala nueve especies, en base a los resultados obtenidos en años anteriores. Las especies *Clavelina dellavallei* y *Dysidea fragilis* muestran, en ambos casos, una tendencia interanual al aumento, así como la disminución de sus efectivos tras la temporada de buceo estival.

La esponja *Dysidea fragilis* presenta una interacción significativa entre los factores temporalidad (es decir, Antes vs. Después), grado de protección (Buceo vs. no buceo) y Profundidad (10 m vs. 25 m) (es decir, D×B×P) ($P < 0,05$), debida, principalmente, a su mayor presencia en aquellas zonas vetadas a los submarinistas (factor B; $P < 0,1$) y en el estrato profundo (factor P; $P < 0,1$) (Tabla 3-2).

La ascidia *Clavelina dellavallei* presenta una interacción significativa ($P < 0,01$) entre los factores Año (2003 vs. 2004), temporalidad y protección frente al buceo (A×D×B). La interacción entre dichos factores sería claramente indicativa de un impacto debido a la acción erosiva de los buceadores, a pesar de que dicha interacción queda enmascarada por una diferencia significativa entre localidades (L(B); $P < 0,001$), resultado de la elevada heterogeneidad espacial. La abundancia observada en el inicio del estudio para el año 2004 es mayor que en 2003, y se presenta principalmente en las zonas frecuentadas por buceadores. Sin embargo, la tendencia a disminuir tras la temporada de verano es mucho mayor en las zonas frecuentadas por buceadores que en la reserva integral, repitiéndose las pautas observadas en el año anterior (Tabla 3-2; Fig. 3-5).

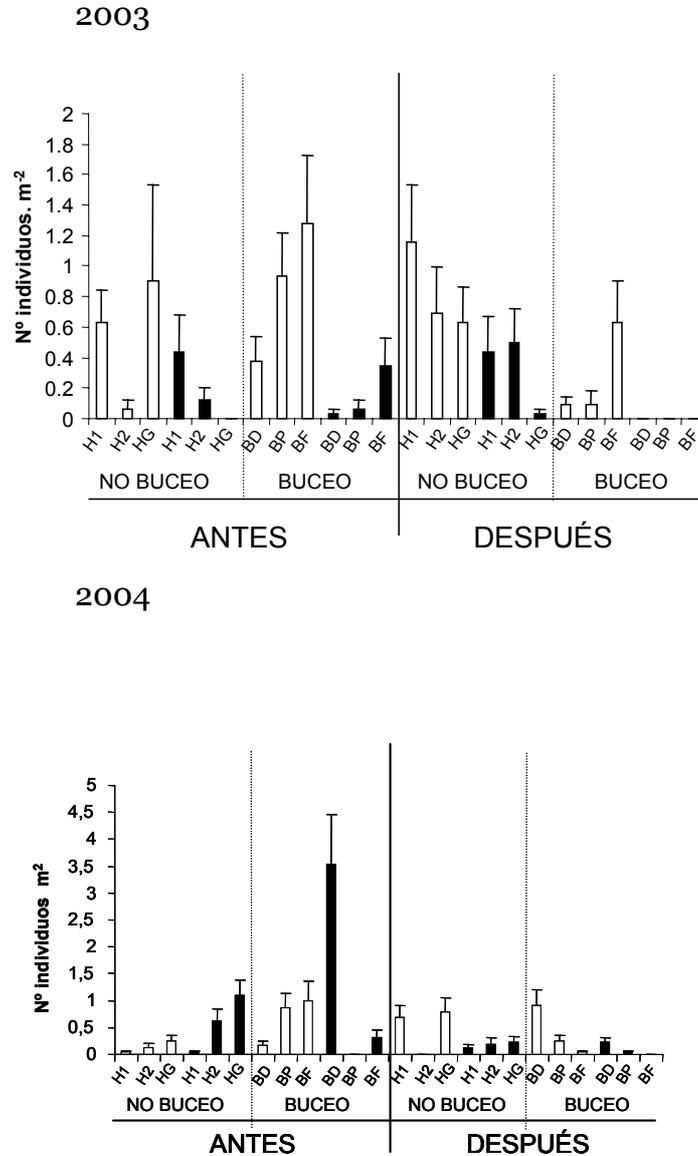


Tabla 3-2 Resumen de los resultados obtenidos en los análisis de la varianza aplicados a las variables medidas en los cuadrados (pequeña escala, 25 × 25 cm²). Véase el texto para el significado de las siglas (*** $P < 0,001$; ** $P < 0,01$; * $P < 0,05$; (*) $P < 0,1$; las celdas en blanco indican efectos no significativos de los factores probados estadísticamente). Las variables estudiadas corresponden a las siguientes abreviaturas: Arb – Algas arbustivas; Erec – Algas erectas; Cesp – Algas cespitosas; Incr – Algas incrustantes; Total y Desnu – porcentajes de cobertura total y desnuda respectivamente; Hyme – *Hymeniacidon sanguinea*; Pneg – *Pseudodistoma crucigaster* (negra); Dys – *Dysideafragilis*; Irci – *Ircinia* sp; Ocu – *Oculina patagonica*; Clav – *Clavelina dellavallei*; Cyr – *Pseudodistoma cyrnusense*; Mt – *Myriapora truncata*.

25x25	Arbór	Erec	Cesp	Incr	Total	Desnu	Hyme	Pneg	Dys	Irci	Spir	Ocu	Clav	Cyr	Mt
A	***	*	**	*	**	**									
D	*			*							(*)		*		
B									(*)						
P		**	(*)	**	**	*			(*)	*		*	(*)		(*)
AD		*		(*)	(*)	*		*					*		**
AB					*		*								
AP					*	(*)				(*)		(*)			
DB				*											
DP															
BP						(*)									
ADB	(*)		*										**		**
ABP															
DBP	*								*						
ADBP															
L(B)	***	***	***	***		(*)	***	***		**		***	***	***	***
A L(B)	**	**	**	***				***	**	***		*		**	
D L(B)	**	***	**	*	(*)	**	*	***				*			
P L(B)	**	**		***			(*)	***	(*)	**		***	**	***	***
AD L(B)	**				**	**	(*)			*				***	
AP L(B)	*	**	(*)	**			*	***	(*)	**		*	*	*	(*)
DP L(B)		(*)		*			*	***				*	**		*
ADP L(B)										*					



Figura 3-5 Variación espacio-temporal del número de colonias de la *ascidia Clavelina delavallei* de antes a después de la temporada de buceo en la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas en los dos años prospectados



En el caso de la esponja roja (*Hymeniacidon sanguinea*) se da una interacción significativa entre factores año y protección (A×B) ($P < 0,05$), con una tendencia interanual de descenso en la reserva parcial mientras que en la reserva integral ocurre lo contrario, es decir, se produce un aumento interanual en zonas vetadas a submarinistas, al igual que en *C. dellavallei*, dicha interacción se produce a pesar de la alta variabilidad espacial, marcada por una interacción significativa con el factor localidad L(B) ($P < 0,001$).

Para la variable fondo desnudo cabe resaltar una interacción significativa entre años y temporalidad ($A \times D$; $P < 0,05$) (Tabla 3-2), obteniéndose un mayor porcentaje de superficie de fondo desnudo en las zonas más profundas en el presente año. Así, en 2004, se produce un incremento muy marcado entre antes y después del fondo desnudo en el estrato profundo tras la temporada de buceo (Fig. 3-6).

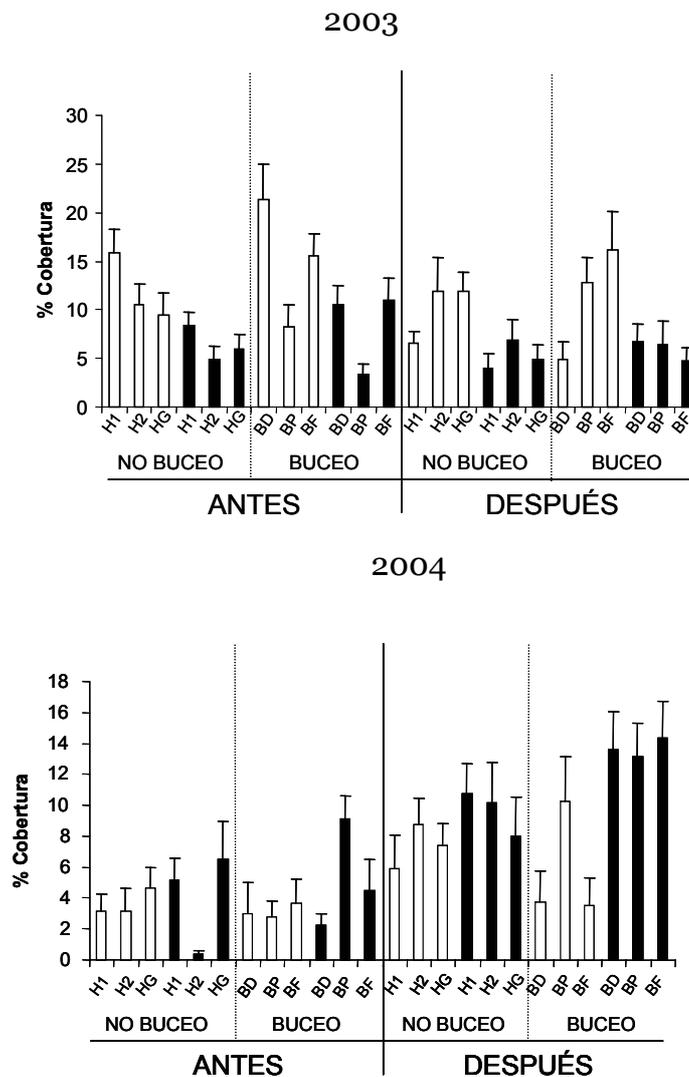


Figura 3-6 Variación espacio-temporal de la cobertura de **fondo sin vegetación** de antes a después de la temporada de buceo en la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas en los dos años prospectados

Los cuatro morfotipos estudiados (arbóreas, erectas, cespitosas e incrustantes) han mostrado diferentes patrones de comportamiento. La cobertura de las algas incrustantes es algo menor en 2004 que en 2003 y muestran un nivel de significación $P < 0,05$ para la interacción entre los factores temporalidad y protección ($D \times B$), con una tendencia al aumento de este morfotipo de alga tras la temporada de verano en la reserva

integral, mientras que en la reserva parcial este porcentaje permanece constante. También se observa una distribución según la profundidad, siendo más abundantes en el estrato profundo.

Por su parte, las algas arbóreas muestran un fuerte aumento interanual pero repiten el patrón obtenido el año anterior, es decir, una disminución tras la temporada de verano, tanto en reserva integral como en la reserva parcial. La interacción entre los factores temporalidad, protección y profundidad ($D \times B \times P$) ha resultado significativa con un nivel $P < 0,05$, debido principalmente, a la mayor abundancia de este morfotipo en el estrato profundo de la reserva integral, y la mayor disminución en las zonas frecuentadas por buceadores tras la temporada de verano, siendo la interacción $A \times D \times B$ marginalmente significativa ($P < 0,1$). Ello, a pesar de que este efecto vuelve a estar condicionado por una alta variabilidad espacial ($L(B)$; $P < 0.001$) (Tabla 3-2; Fig. 3-7).

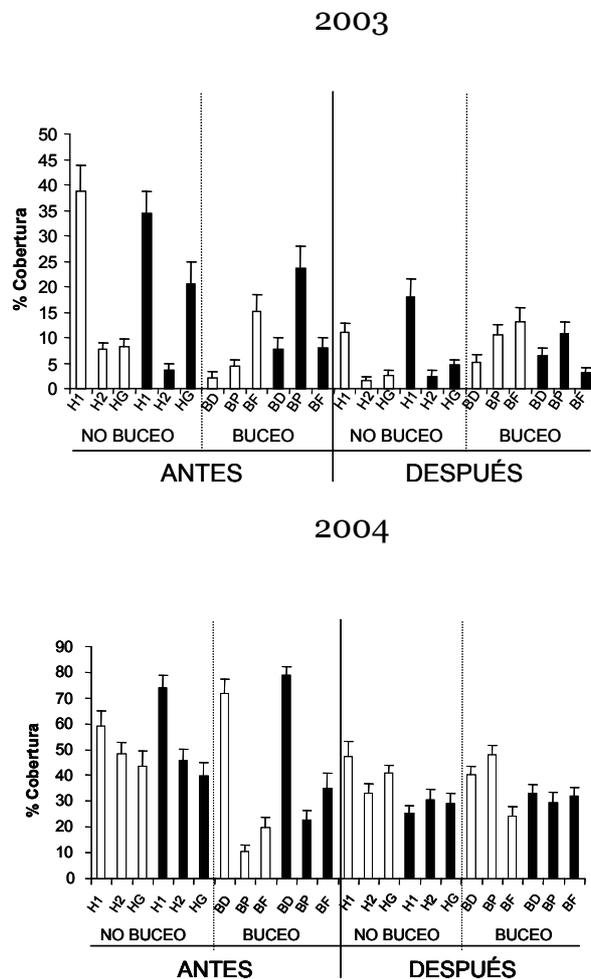


Figura 3-7 Variación espacio-temporal de la cobertura de **algas arbóreas** de antes a después de la temporada de buceo en la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas en los dos años prospectados



El morfotipo correspondiente a las algas erectas, en contraste con el morfotipo arbóreo, muestra una disminución interanual, especialmente en los muestreos realizados antes de la temporada de verano, de tal manera, que la interacción $A \times D$ ha sido significativa con un nivel $P < 0,05$. También se observa un mayor porcentaje de cobertura en el estrato somero, tanto en zonas de buceo como en la reserva integral.

Por último la cobertura de las algas cespitosas muestra una interacción significativa ($P < 0,05$) entre los factores año, temporalidad y protección ($A \times D \times B$), que viene dada por una disminución en 2004 con respecto a 2003, siendo menor el porcentaje en el estrato profundo de la reserva integral, y con una tendencia a aumentar tanto en la reserva parcial como en la reserva integral entre antes y después de la temporada estival, aunque ese aumento está más marcado en la zona protegida del buceo.

Como consecuencia de todo ello, la cobertura vegetal total muestra un aumento interanual, principalmente en el estrato profundo, que viene dado por la interacción entre los factores año y profundidad ($A \times P$) con un nivel de significación $P < 0,05$, efecto enmascarado por la alta variabilidad espacio – temporal que viene dada por una interacción entre los factores $A \times D \times L(B)$, con un nivel de significación $P < 0,01$.



Tabla 3-3 Resumen de los resultados obtenidos en los análisis de la varianza aplicados a las variables medidas en los *quadrats* (escala media, 1 × 1 m²). 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)

	A	D	B	P	AD	AB	AP	DB	DP	BP	ADB	ABP	DBP	ADBP	L(B)	A L(B)	D L(B)	P L(B)	AD L(B)	AP L(B)	DP L(B)	ADP L(B)	
<i>P.lividus</i>	(*)			**											***	**		(*)				*	
<i>A.lixula</i>	(*)			*											***		**	*	**	***		*	
<i>S.granularis</i>	(*)			(*)			*										*		*				
<i>Pentapora</i>		(*)												(*)	***		*	***			*		
<i>P.cyrnusense</i>									(*)						***	***	***	***	**	*	*	*	(*)
<i>P.crucigaster (negra)</i>	(*)														***		***	***	***	*	*	***	*
<i>Poliquetos tubícolas</i>																(*)		(*)	***		*		
<i>Echinaster sp.</i>					(*)					(*)					**								**
<i>H. papillosa</i>				(*)			(*)																
<i>D.fragilis</i>	(*)		*	**	**					*	**			(*)	(*)								
<i>Ircinia sp.</i>	**	(*)		(*)	*	*	**					*			***		*	***				(*)	
<i>P.fictitus</i>				(*)			*			(*)													
<i>C. reniformis</i>				(*)											*	*							
<i>H.sanguinea</i>		**						*				*			***	***		*	*				



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

De las 14 especies censadas en el presente estudio, siete muestran interacciones significativas entre los factores de estudio (Tabla 3-3). Así, el erizo comestible (*P. lividus*), el cual muestra (análogamente al año anterior) diferencias significativas entre los dos rangos de profundidad estudiados (P ; $P < 0,01$), siendo más abundante en las zonas someras de los bajos frecuentados por buceadores que en las de la reserva integral. No obstante, la interacción altamente significativa para el factor localidad (L(B); $P < 0.001$) pone de manifiesto una gran heterogeneidad en la distribución espacial del organismo. El número de ejemplares censados para esta especie ha sido menor que en el año 2003 (Fig. 3-8), lo que sería coherente con el incremento algal total y de arbóreas observado. El otro equinodermo que muestra interacciones significativas entre los factores de estudiados es el erizo negro (*A. lixula*), que a diferencia de *P. lividus* muestra una mayor densidad de individuos en el año 2004, sin embargo, la distribución que presenta en los bajos de la reserva marina es similar a *P. lividus*. Estos resultados están sujetos a una alta heterogeneidad espacial (L(B); $P < 0.001$) y dependen de qué localidad estemos considerando.

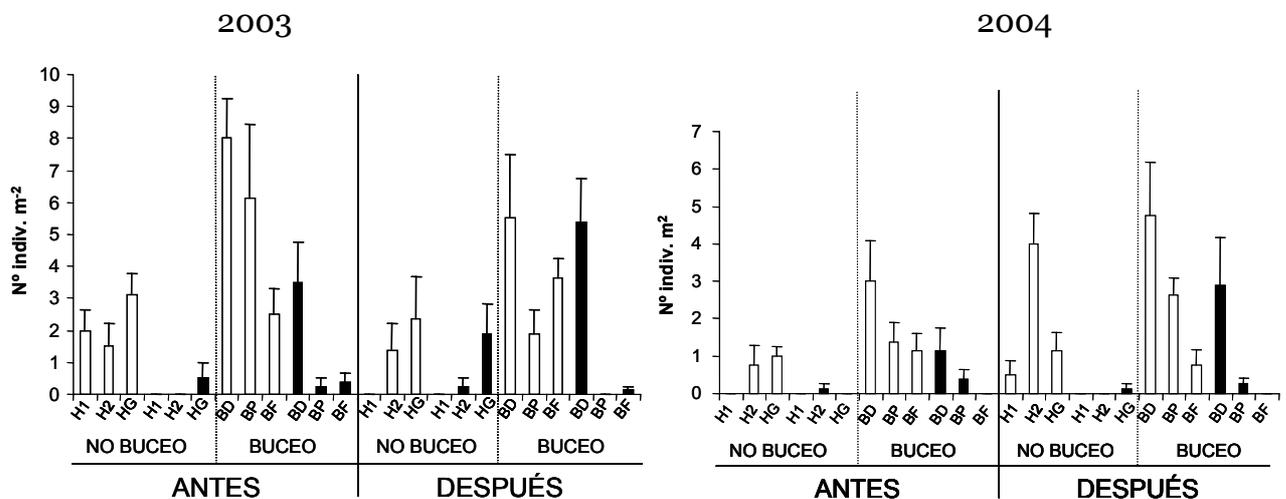


Figura 3-8 Variación espacio-temporal del número de **erizos comestibles** (*Paracentrotus lividus*) de antes a después de la temporada de buceo en la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas en los dos años prospectados



El briozoo *Pentapora fascialis* muestra una distribución muy localizada y escasa, principalmente en el estrato profundo, lo cual da lugar a un efecto para el factor profundidad marginalmente significativo (P ; $P < 0,1$), y debido principalmente a lo que ocurre en las zonas frecuentadas por buceadores.

Se han censado tres especies de esponjas que muestran interacciones significativas entre los factores de estudio. En el caso de *Hymeniacidon sanguinea* e *Ircinia* sp., presentan una interacción significativa entre los factores año, nivel de protección y profundidad ($A \times B \times P$) ($P < 0,05$). En ambos casos, la abundancia es mayor en el año 2004 respecto al 2003, debido sobre todo a un mayor número de individuos en la reserva integral frente a las zonas frecuentadas por buceadores. Además, se produce un aumento de ambas especies en la reserva integral tras la temporada de verano, mientras que las zonas frecuentadas por buceadores no presentan dicho incremento. Únicamente en el caso de *Ircinia* sp., se observa un patrón de distribución respecto a la profundidad, siendo esta especie más abundante en el estrato somero. Para ambas esponjas el efecto de la localidad L(B) ha resultado muy significativo ($P < 0,001$) poniendo de manifiesto, otra vez, la alta variabilidad espacial y añadiendo complejidad a la interpretación de las interacciones comentadas anteriormente.

Para la esponja azul (*Dysidea fragilis*) se han encontrado diferencias significativas entre los factores año, temporalidad y protección $A \times D \times B$ ($P < 0,01$), siendo el patrón similar al descrito anteriormente para *H. sanguinea* e *Ircinia* sp., es decir, un aumento en el segundo año de la densidad de ejemplares censados, más marcado en las localidades de la reserva integral, y especialmente después de la temporada alta de verano. La distribución espacial de este organismo está marcada por un mayor porcentaje de individuos en el estrato profundo de la reserva integral.



c. *Variación espacio – temporal de la comunidad de Eunicella sp. a gran escala*

A gran escala, el cnidario colonial *Eunicella sp.* ha mostrado interacciones significativas entre los factores de estudio, tanto para el número total de organismos tumbados, como para la estandarización de dicho dato mediante el cálculo de la proporción de organismos tumbados respecto del total de erectos (Tabla 3-4). De este modo, el número de ejemplares de *Eunicella sp.*, tumbados muestra una interacción significativa entre los factores temporalidad y protección (D×B), con un nivel de significación $P < 0,05$, de modo que el número de ejemplares tumbados después de la temporada de verano es mucho más elevado en las zonas frecuentadas por buceadores (Fig. 3-9).

Si el análisis se realiza en base a la proporción de tumbadas respecto al total, el nivel de significación para esos mismos factores (D×B) es aún más elevado, ($P < 0,01$), siendo la tendencia a aumentar en zonas frecuentadas por buceadores y a disminuir dicho porcentaje en la reserva integral (Tabla 3-4; Fig. 3-9).

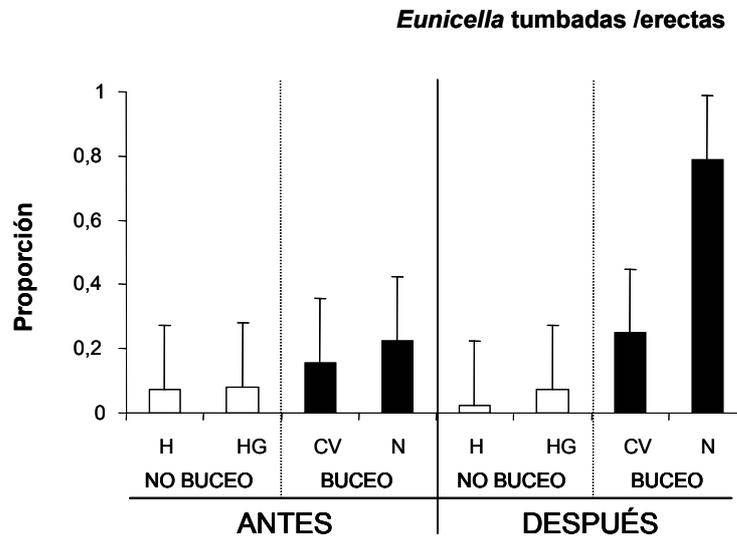
	Nº <i>Eunicella</i> erecta	Nº <i>Eunicella</i> tumbada	Relación tumbada/erecta
D			
B		*	
DB		*	**
L(B)	***		**
D L(B)			(*)

Tabla 3-4 Resumen de los resultados obtenidos en los análisis de la varianza para la variable *Eunicella sp* medidas en los hemitranssectos (área de estudio 200m²). 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)

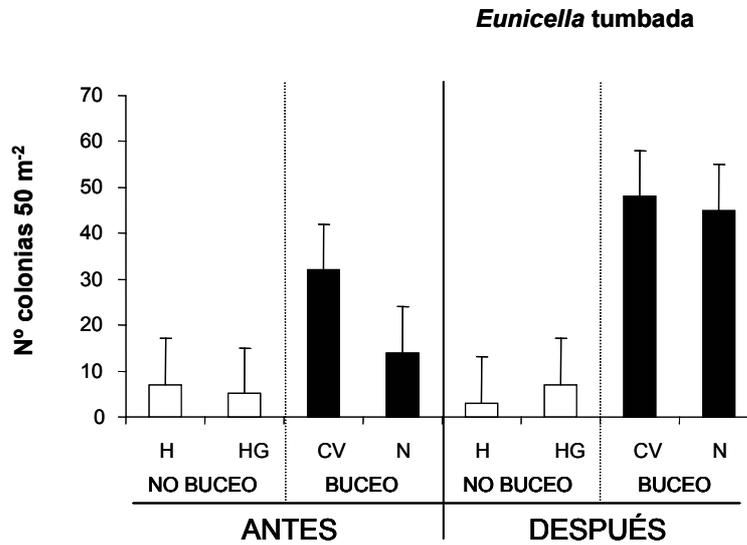


Figura 3-9 Variación espacio-temporal de (a) la relación de colonias de gorgonia blanca (*Eunicella singularis*) tumbadas respecto al de erectas, y (b) nº total de colonias de *Eunicella* tumbadas, comparando lo observado en la isla Hormiga (H) y el Hormigón (HG) con lo que se ha medido en la cueva (CV) y la cara norte (N) del bajo de Dentro.

a)



b)





3.3.2 Muestras fotográficos

El análisis estadístico de los resultados obtenidos tras el tratamiento de las imágenes nos confirma, en primer lugar, la gran heterogeneidad espacial mostrada por la cobertura algal, indicada por la significación estadística del factor localidad L(B), así como de la interacción de este factor espacial con los demás factores investigados (Tabla 3-5). Asimismo, resulta patente una diferencia de cobertura de algunos de los diferentes morfotipos algales con la profundidad, de modo que en los estratos más profundos hay menos algas erectas y más algas incrustantes, así como mayor proporción de fondo desprovisto de vegetación. En cambio, no se ha detectado una diferencia significativa entre la zona de buceo y la reserva integral.

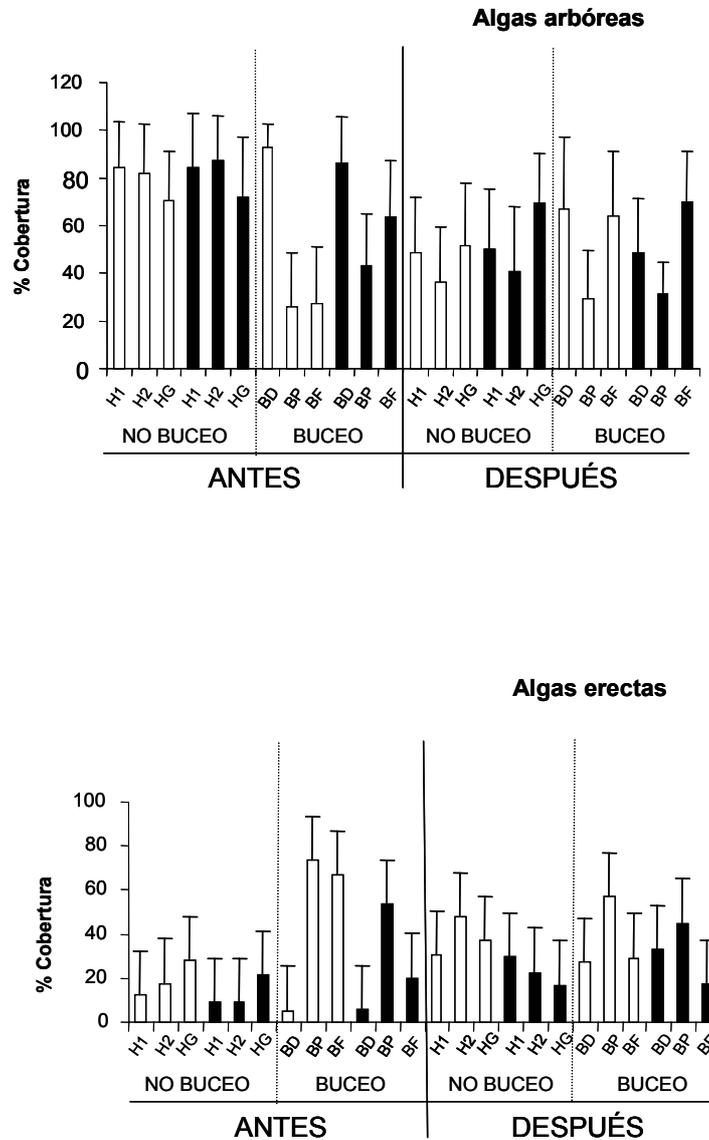
En lo que se refiere a los cambios temporales, se detecta un aumento significativo de antes a después de la temporada estival de buceo en la cobertura por algas incrustantes y fondo desprovisto de vegetación (Tabla 3-5; Fig. 3-11); a este aumento viene ligada una disminución no significativa de algas arbóreas (Fig. 3-10). En ningún caso estos cambios temporales parecieran estar ligados a la actividad subacuática recreativa. Por último, la interacción significativa entre los factores protección frente al buceo y profundidad ($B \times P$, $P < 0,05$) para la cobertura por algas cespitosas proviene de que este morfotipo algal ocupa mayor proporción de fondo en zonas someras de la reserva integral, pero es mayoritario en zonas profundas de las zonas sometidas a la presión de buceo (Fig. 3-11).

	A	B	P	AB	AP	BP	ABP	L(B)	A L(B)	P L(B)	AP L(B)	Q(APL(B))	
Arbóreas								(*)	***	***	***	*	***
Erectas			*					***	***	***	**		***
Cespitosas						*		***	***	(*)	*		***
Incrustantes	**		**						***	***	**		***
Total	(*)		(*)					***	***	***	***		***
Fondo desnudo	*		*					***	***	**	***		***

Tabla 3-5 Resumen de los resultados obtenidos en los análisis de la varianza aplicados a las variables medidas en las fotografías digitales (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)



Figura 3-10 Variación espacio-temporal de la cobertura de **algas arbóreas** y **algas erectas** de antes a después de la temporada de buceo en la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas, medida mediante fotografía digital



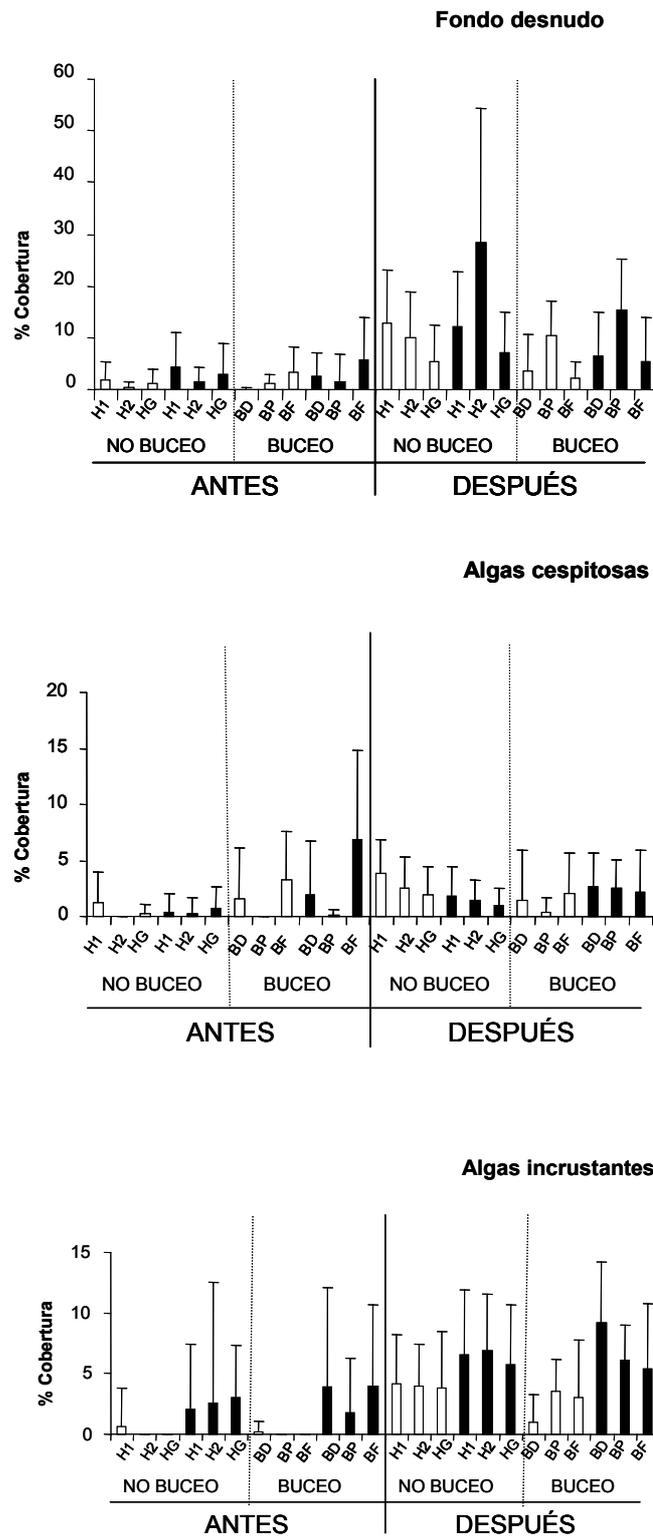


Figura 3-11 Variación espacio-temporal de la cobertura de **algas cespitosas e incrustantes, y fondo desnudo**, de antes a después de la temporada de buceo en la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas, medida mediante fotografía digital



3.3.3 Estudio experimental

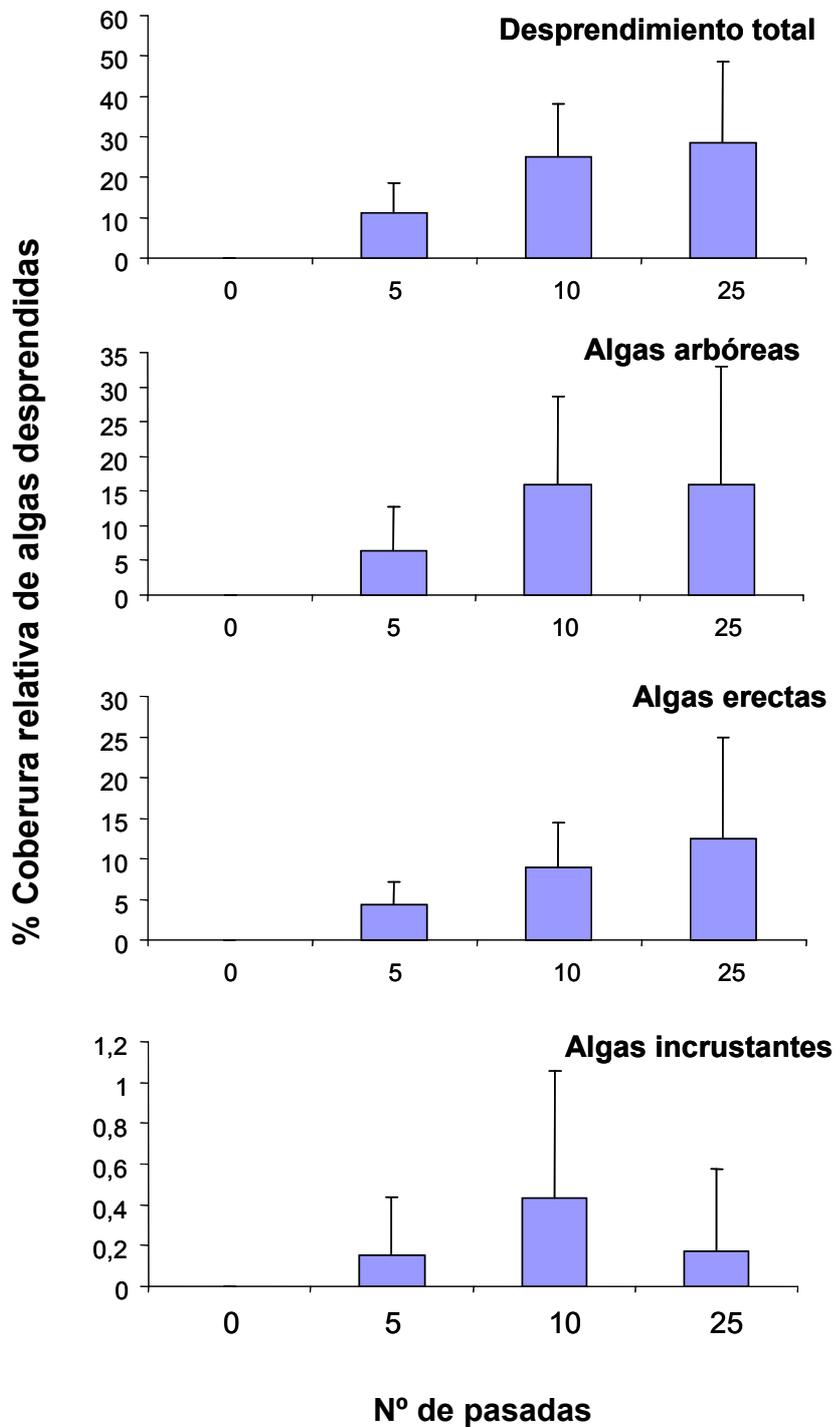
Del análisis de las algas desprendidas tras las sucesivas pasadas experimentales de los buceadores sobre el fondo, se deduce que hay un efecto significativo tanto de la intensidad del impacto como de la pendiente sobre la cantidad total de algas desgajadas del fondo, como consecuencia sobre todo del desprendimiento de algas arbóreas e incrustantes (Tabla 3-6). Los fondos planos (pendiente 0°) son susceptibles de recibir mayor impacto (sufrir un mayor desprendimiento algal) que los fondos inclinados (de pendiente ~ 45°). Por su parte, el efecto significativo de la intensidad del buceo se traduce en un aumento de la cantidad de algas totales desprendidas, debido a las algas arbóreas, erectas e incrustantes (Fig. 3-12). En el caso de las algas de gran porte, se observa además que no hay diferencias en la cantidad de algas desprendidas tras 10 pasadas de las que se recogieron tras haber pasado 25 veces por encima de los cuadrados, mientras que sí se observa un incremento de la cantidad de algas erectas (y con ello del total de algas recogidas) de 10 a 25 pasadas (Fig. 3-12). En el caso de las algas incrustantes, su tasa de desprendimiento ha sido muy baja.

% Material desprendido	P	B	PB	T(PB)
Total	**	**		***
Arbóreas	*	*		***
Erectas		*		**
Cespitosas				
Incrustantes	**	**		

Tabla 3-6 Resumen de los resultados del análisis de la varianza aplicado a la cobertura relativa de algas desprendidas de los cuadrados de 1×1 m² en el estudio experimental (*** $P < 0,001$; ** $P < 0,01$; * $P < 0,05$; (*) $P < 0,1$; las celdas en blanco indican efectos no significativos de los factores probados estadísticamente) (Factores.- P: pendiente; B: intensidad de buceo; T: transecto)



Figura 3-12 Porcentaje medio de cobertura algal relativa desprendida de las parcelas experimentales a diferentes intensidades de paso de buceadores, sin distinguir entre pendientes.





En lo que respecta a las variaciones medidas in situ, se observan pocas diferencias en la cantidad de organismos entre los diferentes tratamientos de pendiente e intensidad de buceo (Tabla 3-7), excepto por:

- Una tendencia al aumento en el número de individuos / colonias desprendido(a)s de poliquetos tubícolas y la esponja *Ircinia* sp.
- Una mayor tasa de pérdida de colonias del falso coral (*Myriapora truncata*) en fondos inclinados (pendiente 45°) a altas intensidades de buceo (> 10 pasadas), lo cual da una interacción significativa entre los factores pendiente y nº de pasadas ($P \times B$, $P < 0,05$).
- Un mayor número de clavelinas (*Clavelina delavallei*) desprendidas en fondos planos a altas intensidades de buceo (al menos 25 pasadas), lo cual también se refleja en una interacción $P \times B$ significativa.



Tabla 3-7 Resumen de los resultados del análisis de la varianza aplicado a los cambios en número de individuos / colonias o cobertura de las especies medidas en los cuadrados de 1×1 m² en el estudio experimental (*** $P < 0,001$; ** $P < 0,01$; * $P < 0,05$; (*) $P < 0,1$; las celdas en blanco indican efectos no significativos de los factores probados estadísticamente) (Factores.- P: pendiente; B: intensidad de buceo; T: transecto)

	<i>Paracentrotus lividus</i>	<i>Hymeniacidon sanguinea</i>	Poliquetos tubícolas	<i>Ircinia</i>	<i>Myripora truncata</i>	<i>Chondrosia</i>	<i>Cladocora caespitosa</i>	<i>Clavelina dellavallei</i>	<i>Phorbas fictitus</i>
P									
B		(*)							
PB					*			*	
T(PB)					*			(*)	

Tabla 3-8 Resumen de los resultados del análisis de la varianza aplicado a los cambios en número de individuos / colonias o cobertura de las especies medidas en los cuadrados de 25×25 cm² en el estudio experimental (*** $P < 0,001$; ** $P < 0,01$; * $P < 0,05$; (*) $P < 0,1$; las celdas en blanco indican efectos no significativos de los factores probados estadísticamente) (Factores.- D: antes/después; P: pendiente; B: intensidad de buceo; T: transecto). Las variables estudiadas corresponden a las siguientes abreviaturas: ARB – Algas arbustivas; ERE – Algas erectas; CES – Algas cespitosas; INC – Algas incrustantes; TOT y SINVE – porcentajes de cobertura total y desnuda respectivamente; HYM – *Hymeniacidon sanguinea*; CRUNEG – *Pseudodistoma crucigaster* (negra); Ocu – *Oculina patagonica*; DYS – *Dysidea fragilis*; IRC – *Ircinia* sp; LIV – *Paracentrotus lividus*; LIX – *Arbacia lixula*; Clav – *Clavelina dellavallei*.

	ARB	ERE	CES	INC	TOT	SINVE	HYM	CRU NEG	OCU	DYS	IRC	LIV	LIX	CLA
D														
P	*													
B				**						*				
DP												*		
DB											*			
PB									(*)		(*)			
DPB														
T(PB)	***	***	***	***	***	***	***	***	**	*	***		***	***
DT(PB)														



3.4 Discusión

3.4.1 Valoración del impacto del submarinismo en la reserva marina

Tras dos años de seguimiento de las comunidades bentónicas y las variaciones en los porcentajes de cobertura algal en los bajos de la reserva marina, se observa un impacto claro debido a la práctica de actividades subacuáticas en algunas de las especies estudiadas. A pesar de que la mayoría de especies, así como las medidas en los porcentajes de cobertura algal, presentan una alta variabilidad espacio – temporal que enmascaran los posibles efectos antrópicos frente a una variabilidad natural de las comunidades estudiadas en la reserva marina. De ahí, que las diferencias que resultan estadísticamente significativas cobren un peso especial.

Por otro lado, la utilización de diversas metodologías de estudio, así como los experimentos de estima del impacto individual (ver 3.2), nos proporcionan una valoración más exhaustiva de las especies más afectadas y a qué escala deben realizarse los seguimientos para detectar dichos impactos.

- De los cambios observados en la abundancia o cobertura de las especies medidas a pequeña escala espacial (cuadrados de 25×25 cm²) se deduce que:
 - Corroborando los resultados obtenidos en el estudio del año anterior la esponja *Dysidea fragilis* y la ascidia *Clavelina dellavallei*, son las dos especies que muestran un efecto más claro a la acción erosiva de los buceadores. Ambas presentan un aumento interanual, mientras que se produce un descenso temporal más acusado en la reserva parcial, especialmente en la especie *C. dellavallei*, mientras, la esponja *D. fragilis* muestra una distribución mayor en la reserva integral, lo cual denotaría que, al menos para esta especie, el sistema ha sobrepasado la capacidad de carga, o dicho de manera diferente, que no tiene capacidad de recuperarse de un año a otro el impacto acumulado.
 - Para la esponja roja (*Hymeniacidon sanguinea*) se obtiene un patrón interanual de aumento en la reserva integral y de descenso en el número de observaciones en la reserva parcial, este patrón de conducta puede deberse a un efecto acumulativo, aún por confirmar.
 - La cobertura de fondo desnudo presenta una disminución interanual, especialmente, por el aumento de cobertura vegetal en el estrato profundo. Sin embargo, se produce un fuerte aumento del porcentaje de fondo desprovisto de vegetación tras la temporada de verano y especialmente en el estrato profundo.
 - Los cuatro morfotipos algales estudiados (arbóreas, erectas, cespitosas e incrustantes) presentan diferentes patrones de comportamiento interanual y temporal, además de presentar gran heterogeneidad espacial que pasamos a comentar:



- Algas incrustantes presentan un aumento a lo largo de la temporada de buceo en la reserva integral, mientras que en la reserva parcial permanece constante, la distribución batimétrica muestra una mayor presencia en el estrato profundo.
 - Algas arbustivas presentan un fuerte aumento interanual y un descenso tras la temporada estival mayor en la reserva parcial, el patrón de distribución espacial muestra un mayor porcentaje de cobertura en la reserva integral y una distribución batimétrica, con mayor abundancia en el estrato profundo.
 - Algas erectas presentan el patrón ya descrito el primer año de estudio, donde se obtuvo un patrón de distribución batimétrica opuesta a las algas de tipo arbustivo, es decir, una mayor presencia por término medio en el estrato somero. Además, si analizamos individualmente las localidades de estudio, sí se observa ese comportamiento opuesto en los factores estudiados.
 - Algas cespitosas presentan un descenso interanual, al igual que el morfotipo erectas, y un aumento temporal más marcado en la reserva integral.
- En consecuencia a lo expuesto anteriormente, la cobertura vegetal total sufre un incremento interanual, debido principalmente, al fuerte aumento en la cobertura vegetal de morfotipo arbóreo.
- Al analizar los datos obtenidos en la escala de estudio 1x1 m² (*quadrats*), se obtienen los siguientes resultados:
- Tras analizar la densidad de individuos de erizo comestible (*Paracentrotus lividus*) y de erizo negro (*Arbacia lixula*), ambos organismos han dado lugar a un patrón de distribución respecto a la profundidad, siendo ambos más abundantes en el estrato somero y una mayor presencia en las zonas frecuentadas por buceadores. Sin embargo, mientras que el erizo comestible repite el patrón de distribución batimétrica prospectado en años anteriores (ver informe 2003), se observa una diferencia de distribución con la profundidad para el erizo negro, siendo más abundante en el presente año en el estrato somero. En el caso del erizo comestible se ha observado un descenso interanual en el número de individuos, lo cual, resulta coherente con el aumento de cobertura vegetal total observada, ya que, se trata de uno de los mayores ramoneadores del Mediterráneo. La mayor distribución de erizos en las zonas frecuentadas por buceadores y en el estrato somero, podría estar relacionada con el efecto de la frecuentación de buceadores (mayor concentración de sedimentos resuspendidos debido al contacto directo de los buceadores con el sustrato), así como, por la dispersión de depredadores naturales de erizos (peces). En cualquier



- caso, dicha distribución puede estar influenciada por la presencia de buceadores en los bajos de la reserva parcial.
- El briozoo *Pentapora fascialis* presenta una distribución muy localizada y escasa en los bajos de la reserva parcial, debido a esta distribución, no parece que esta sea una buena especie indicadora de impacto en la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas.
 - Han sido tres (*H. sanguinea*, *D. fragilis* e *Ircinia* sp) las especies de esponjas cuyas diferencias de abundancia han mostrado interacciones significativas entre algunos de los factores estudiados. En las tres se observan patrones de comportamiento similares: un aumento, tanto interanual como temporal, en los bajos de la reserva integral, mientras que el número de ejemplares censados en los bajos frecuentados por buceadores permanecía constante, lo cual vuelve a indicar a diferente escala de estudio un posible efecto acumulativo. Por otro lado, *Dysidea fragilis* muestra una mayor distribución en el estrato profundo de la reserva integral, mientras que, *Ircinia* muestra el patrón contrario.
- En el estudio realizado para la Gorgonia blanca (*Eunicella singularis*), se corrobora la utilidad de este organismo como un buen indicador de impacto en los estratos profundos. Así, los datos obtenidos muestran que existen diferencias significativas tanto para el número de organismos tumbados que se han censado en el Bajo de Dentro respecto a las Islas Hormigas, como para la relación gorgonias tumbadas frente a erectas. En ambos casos, la interacción entre los factores protección y temporalidad (antes vs. después de la temporada estival) ha sido significativa ($p < 0.05$ y $p < 0.01$, respectivamente).
- Los datos obtenidos, mediante fotografía digital, para el estudio de la variación de cobertura vegetal, corroboran la alta heterogeneidad espacial (dada por efecto significativo del factor localidad) y la marcada estacionalidad que presentan los porcentajes de cobertura algal en los fondos de la reserva marina, además de, diferencias en la distribución de los diferentes morfotipos debidas a la profundidad. No obstante, se observaron tendencias entre antes y después de la temporada estival, las cuales, corroboran algunos de los patrones descritos anteriormente mediante los censos visuales. Entre ellos, podemos destacar la disminución del porcentaje de cobertura por algas arbustivas, mientras que, aumenta el fondo desprovisto de vegetación y la cobertura por algas calcáreas, lo cual, podría estar indicando, una vez más, un efecto erosivo sobre los fondos de la reserva marina. Sin embargo, al no detectar diferencias significativas entre la reserva integral y las zonas frecuentadas por buceadores, además de la alta variabilidad espacio – temporal, se resta peso al efecto causado por lo buceadores sobre la cobertura vegetal.
- Los resultados obtenidos del estudio experimental de estima de impacto individual del buceador autónomo sobre las comunidades bentónicas, y en especial para la cobertura vegetal, muestran un efecto significativo tanto de



la intensidad como de la pendiente del lecho marino. Entre las conclusiones obtenidas destacan:

- Los fondos planos parecen más sensibles a la acción erosiva por parte de los buceadores, efecto debido principalmente al desprendimiento de los morfotipos arbóreo e incrustante.
- La intensidad de la perturbación influye de manera significativa sobre tres de los cuatro morfotipos estandarizados de cobertura algal, además de sobre la cobertura total desprendida.
 - El impacto producido sobre el morfotipo arbóreo muestra una curva de estabilización de la materia vegetal desprendida (Fig. 3-12), de tal manera que no se observan diferencias entre intensidad media e intensidad alta. Este comportamiento no implica una eliminación completa del alga y una pérdida de su cobertura sobre el fondo, sino más bien una pérdida de biomasa de las partes menos sujetas a la estructura principal del alga.
 - En el caso de algas erectas, sí que se observa un aumento del desprendimiento conforme lo hace la intensidad de buceo, lo cual da lugar a un aumento del total de cobertura desprendida con la intensidad.
 - Las algas calcáreas sufren los mayores desprendimientos a intensidades medias (10 pasadas), aunque el porcentaje desprendido ha sido, en todo caso, muy bajo. Este comportamiento parece estar relacionado con la menor exposición que presenta este morfotipo algal a la acción erosiva del paso de buceadores.
- Los organismos bentónicos tratados durante el presente estudio no han mostrado grandes diferencias para los factores de estudio (pendiente e intensidad de buceo). Los siguientes organismos han presentado una respuesta significativa, puesta en evidencia por el tratamiento estadístico:
 - *Ircinia* sp. presenta una tendencia al incremento del número de colonias afectadas conforme aumenta la intensidad de buceo, patrón que se observa también en la esponja roja *Hymeniacidon sanguinea*. Ambas especies pueden presentar un efecto acumulativo, siguiendo un patrón de respuesta a largo plazo.
 - Existe una pérdida de colonias del briozoo *Myriapora truncata* (falso coral), que responde a la pendiente (mayor impacto en fondos inclinados) y a la intensidad de buceo.
 - La ascidia *Clavelina dellavallei* sufre desprendimientos a partir del momento en el que comienza la perturbación, presentando un aumento del número de individuos afectados conforme lo hace la intensidad del buceo, lo cual corrobora los datos obtenidos en los muestreos de visu.



3.4.2 Estima de la capacidad de carga de la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas

El término capacidad de carga tiene su origen en los estudios ecológicos que determinan el número de organismos que los recursos de una zona determinada pueden soportar en un periodo de tiempo concreto.

En el caso que nos ocupa, el cálculo de la capacidad de carga sería una herramienta de gestión en el contexto de la sostenibilidad de la industria turística que se desarrolla en una zona marina protegida de especial valor. Se refiere, desde un punto de vista ambiental, al máximo nivel de actividad posible en el sistema costero de cabo de Palos, a partir del cual aparecería un deterioro de los recursos o un daño irrecuperable de los habitats naturales. Por tanto, la capacidad de carga turística, será el número límite de visitantes por encima del cual el ecosistema no puede mantener su productividad, adaptabilidad, estructura y procesos en general y, lo que es importante, su capacidad de regeneración (Borriet et al. en Gallo et al. 2003).

El cálculo de la capacidad de carga no es sencillo. Una primera aproximación calcularía el número de visitantes posibles según la formula recogida en las recomendaciones de 1992 de la Organización Mundial para el Turismo y el Programa de Medio Ambiente de Naciones Unidas:

$$\text{Capacidad de carga} = \frac{\text{Superficie usada por los buceadores}}{\text{Superficie media individual estándar}}$$

siendo la superficie media individual estándar el espacio que un buceador o un turista requiere para desarrollar su actividad de forma satisfactoria en el área protegida. Este cálculo dependerá del lugar, el uso concreto que se realiza y la propia gestión de la reserva, y no está exento de consideraciones subjetivas. Sin embargo, esto nos permitiría calcular únicamente la capacidad de carga espacial cuando el cálculo de verdad importante debe referirse a la carga que el sistema puede soportar, de modo que, su capacidad de recuperación sea mayor que el deterioro que sufre como consecuencia de la actividad.

Por ello, otra manera de establecer los límites a la capacidad de carga sería estudiando y evaluando el impacto de los visitantes en la zona protegida. En otras palabras, cuando se observa un nivel de uso que provoca deterioro, muerte o una degradación del sistema ambiental de forma acumulativa año tras año, la capacidad de carga del mismo se ha visto superada.



Hawkins & Roberts en el año 1996, desarrollaron un amplio estudio comparando zonas geográficas y niveles de presión de buceo diferentes, con el fin de establecer un nivel de referencia de la capacidad de carga para las actividades de buceo. Su conclusión fue que los arrecifes protegidos podrían soportar 5.000-6.000 buceadores por localidad y año, pero niveles de uso más altos causan un rápido incremento en los daños provocados, como por ejemplo las roturas detectadas en el coral. Otros autores (Scura, Van't Hof o Dixon et al., en Gallo et al. 2003), comparando lugares diferentes con intensidades de uso igualmente distintas, llegaron a la misma conclusión afirmando que el impacto de los buceadores se hace rápidamente evidente cuando el uso excede un nivel de 4.000-6.000 buzos por año en una localidad.

Teniendo en cuenta que hay factores que condicionan la interpretación de este dato ya que, como se ha visto en nuestros trabajos, el nivel de preparación, la edad, sexo y experiencia del buceador y las condiciones de las inmersiones pueden acentuar o aminorar los efectos de esta actividad. Los trabajos realizados en la reserva marina de Cabo de Palos-Islas Hormigas muestran una variación en el número de buceadores reales entre 441 (Bajo de Fuera) o 473 (Bajo de la Testa) y 9419 (Bajo de Dentro) en el año 2002, o 258 (Bajo de la Testa) y 6827 (Bajo de Dentro) en 2003. En este sentido, es importante incidir en la necesidad de una serie de medidas que habría que superponer al establecimiento de cupos, como son el establecimiento de fondeos, la conveniencia de impartir unos conocimientos básicos sobre la zona y las actitudes de la inmersión al buceador y asimismo la conveniencia de realizar la actividad acompañados de monitores o guías expertos. Es importante la redistribución de la presión de buceo, desviandola desde las zonas más visitadas hacia otras menos visitadas.

El establecimiento de cupos, no obstante, sigue siendo el límite último que garantiza que nos movemos dentro de la capacidad del sistema, incluso en un margen de precaución que permita al mismo responder ante cualquier oscilación o perturbación no esperada. Para llevar más lejos los números establecidos en este informe, basados en el hecho de que nos encontramos por debajo de la capacidad de carga de la reserva al no detectar un impacto significativo derivado de la presencia de buceadores, se prevé en un estudio futuro (ya que es necesario dejar pasar un periodo de tiempo de al menos un año) completar la información existente con los resultados de la recuperación de las especies dañadas, lo que nos dará la capacidad de regeneración ante el impacto y por tanto permitirá establecer las escalas temporales de referencia.



4 Discusión general y conclusiones

4.1 El “efecto reserva” sobre los peces litorales en la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas

4.1.1 Conclusión general

En términos generales, se puede concluir que la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas tiene un efecto muy beneficioso para los poblamientos de peces litorales (Tabla 4-1).

Tabla 4-1 Resumen de los principales resultados obtenidos en los tres estudios de peces incluidos en el presente trabajo

Estudio	VARIABLES QUE MUESTRAN UN EFECTO POSITIVO DE LA PROTECCIÓN	VARIABLES QUE MUESTRAN UNA RESPUESTA CONTRARIA A LO ESPERADO
Dinámica plurianual a pequeña escala espacial (1990-2004)	<ul style="list-style-type: none"> ▪ 7 especies (<i>E. marginatus</i>, <i>D. annularis</i>, <i>D. puntazzo</i>, <i>D. vulgaris</i>, <i>S. salpa</i>, <i>S. umbra</i>, <i>S. tinca</i>), de las cuales 4 significativas (en negrita) ▪ Categoría espacial 3 (espáridos) 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ 3 especies (<i>S. cabrilla</i>, <i>S. doderleini</i>, <i>T. pavo</i>)
Dinámica plurianual a varias escalas espaciales (1996-2004)	<ul style="list-style-type: none"> ▪ 4 especies muestran aumentos temporales en todos los sectores (<i>E. costae</i>, <i>S. umbra</i>, <i>D. cervinus</i>, <i>D. dentex</i>) ▪ Los meros (<i>E. marginatus</i>) han mostrado aumentos a lo largo del tiempo., pero únicamente en la reserva integral y bajos ▪ Diferencias espaciales (valores más altos en la reserva integral) y/o los bajos: abundancia total, riqueza específica, todas las especies (excepto la 6 citadas en la casilla contigua), categorías 2, 3, 5 y 6 ▪ 9 especies raras únicamente han aparecido en la reserva integral y/o bajos (<i>M. aquila</i>, <i>P. phycis</i>, <i>E. caninus</i>, <i>S. atricauda</i>, <i>P. dentex</i>, <i>P. auriga</i>, <i>S. aurata</i>, <i>S. cantharus</i>, <i>S. porcus</i>) ▪ Los espetones han mostrado una evolución temporal irregular entre sectores (<i>Sphyraena</i> sp.) 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Han mostrado mayores abundancias en la reserva parcial (punta del cabo de Palos) 6 especies (<i>S. scriba</i>, <i>M. surmuletus</i>, <i>D. annularis</i>, <i>S. roissali</i>, <i>S. rostratus</i>, <i>S. tinca</i>) y la categoría espacial 4 ▪ 5 especies raras han aparecido sólo en la punta del cabo de Palos (<i>B. belone</i>, <i>Trachurus</i> sp., <i>P. incisus</i>, <i>S. notata</i>, <i>Atherina</i> sp.) ▪ <i>D. vulgaris</i> y la categoría 3 han disminuido sus efectivos en todos los sectores a lo largo del tiempo desde la protección
Comparación a varias escalas entre C. Palos y Águilas (1996-2004)	<ul style="list-style-type: none"> ▪ 5 especies más abundantes en la reserva marina con independencia del año (<i>A. anthias</i>, <i>E. costae</i>, <i>E. marginatus</i>, <i>D. dentex</i>, <i>D. puntazzo</i>), y dos más con fuertes tendencias no significativas (<i>M. helena</i>, <i>S. umbra</i>) así como la categoría 5 (serránidos y lábridos) ▪ <i>D. cervinus</i> ha ido aumentando su abundancia en la reserva mientras que se muestra estable en Águilas ▪ 6 especies raras han aparecido únicamente en la reserva marina (<i>M. aquila</i>, <i>S. atricauda</i>, <i>Trachurus</i> sp., <i>C. hippurus</i>, <i>P. dentex</i>, <i>Atherina</i> sp.) 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ 6 especies más abundantes en Águilas con independencia del año (<i>S. scriba</i>, <i>A. imberbis</i>, <i>M. surmuletus</i>, <i>D. annularis</i>, <i>D. sargus</i>, <i>S. tinca</i>), , así como las categorías 4 (salmonetes) y 6 ▪ 6 especies raras han aparecido sólo en Águilas (<i>P. acarne</i>, <i>U. cirrosa</i>, <i>S. flexuosa</i>, <i>L. viridis</i>, <i>S. cretense</i>, <i>B. carolinensis</i>)



En definitiva, espáridos (sargos, mojarras, dentones, doradas), serránidos (meros y serranos) y esciénidos (corvas) muestran una respuesta positiva de sus abundancias y biomásas en el interior de la reserva como consecuencia de la protección. Este resultado va en consonancia con lo observado, en general, en otras reservas marinas mediterráneas (García Charton et al. 2004): Tabarca (Bayle 1999), Cabrera (Reñones et al. 1997), Islas Medes (García Rubies y Zabala, 1990), Banyuls (Bell 1983, García Charton y Planes en prep.), Carry-le-Rouet (Harmelin et al. 1995), etc. No obstante, algunos de los resultados son contrarios a los esperados (Tabla 4-1), en lo que se refiere a la menor abundancia de especies objetivo en la reserva integral respecto a zonas parcialmente o no protegidas. Estos resultados ambiguos tienen varias causas posibles:

- ineficacia, en algunos casos, de las medidas de protección (existencia de pesca –deportiva o profesional ilegal) (Badalamenti et al. 2000, Côté et al. 2001, Francour et al. 2001): por ejemplo, durante nuestras operaciones de muestreo hemos sido testigos de la presencia de alguna embarcación deportiva pescando al curricán en la reserva integral.
- influencia de la estructura del hábitat, interfiriendo con el comportamiento de las variables utilizadas como indicadores (García Charton y Pérez Ruzafa 1998, 1999, 2001, García Charton et al. 2000, 2004).
- poca eficacia y/o relevancia de las variables utilizadas como indicadores del efecto reserva (Pelletier et al. en prensa).

Por otra parte, se ha puesto de manifiesto la importancia del litoral murciano para el estudio de los fenómenos de colonización por especies termófilas. Se han identificado un total de 39 especies que han sido señaladas en o en las cercanías del SE ibérico. De ellas, 9 especies han sido observadas por nosotros en este u otros estudios, mientras que las otras 30 son susceptibles, en nuestra opinión, de ser observadas en un futuro más o menos cercano, en el caso de estar ocurriendo un fenómeno de calentamiento progresivo de las aguas mediterráneas.

4.1.2 Otros proyectos de investigación del mismo grupo, con incidencia sobre la problemática abordada en el presente informe

a. Genética de poblaciones de sargo (*Diplodus sargus*) en el litoral mediterráneo: el problema de la conectividad

La diversidad genética intra e interespecífica es fundamental para la evolución y supervivencia de las especies. Es por ello que el conocimiento de la estructura genética de las poblaciones es importante para la gestión de dicha biodiversidad.

Bajo esta perspectiva se han desarrollado varios proyectos de investigación que han incluido localidades del Sureste Ibérico (Águilas, Mazarrón, la reserva marina de Cabo de Palos-Islas Hormigas, Guardamar y la reserva marina de Tabarca). Dichos proyectos, han permitido estudiar las escalas de variabilidad espaciales y temporales de la estructura genética de las poblaciones de *Diplodus sargus* en el Mediterráneo Occidental, y han abordado el estudio del efecto de las reservas marinas en la protección de la diversidad genética.

En cuanto a las escalas de variabilidad espacial de la estructura genética de *Diplodus sargus*, se ha detectado diferenciación genética significativa entre sus poblaciones distantes entre decenas y centenas de kilómetros. Dicha variabilidad espacial está muy influida por los sistemas de corrientes de la zona que favorecen los flujos genéticos entre determinadas poblaciones (Figura 4-1).

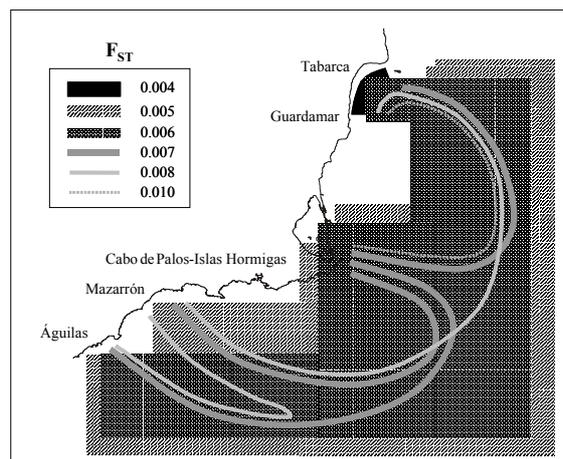


Figura 4-1. Mapa que ilustra los modelos de conectividad genética (valores de F_{ST}) obtenidos a partir del estudio de las poblaciones del SO Mediterráneo de *Diplodus sargus*. La anchura de las líneas es proporcional al flujo genético. (González-Wangüemert *et al.*, 2004).

Con respecto a las escalas de variabilidad temporal en la estructura genética de las poblaciones ícticas, se ha observado una diferenciación genética significativa entre las cohortes de Cabo de Palos y Guardamar, siendo en algunos casos similar o superior a la detectada entre poblaciones distantes 10^1 - 10^2 Km. Además se ha constatado que el flujo genético entre poblaciones se establece principalmente a través del sistema de corrientes, más que por corredores costeros, siendo la dispersión larvaria y el reclutamiento los principales responsables de la variabilidad genética observada

Por último el estudio del efecto de protección de las reservas marinas en la diversidad genética, ha demostrado que las poblaciones protegidas muestran mayor riqueza alélica y heterocigosis que las poblaciones no protegidas (Figura 4-2), aunque la elevada heterogeneidad espacial y temporal detectada en las poblaciones de sargo, dificulta el establecimiento de los efectos de la protección.

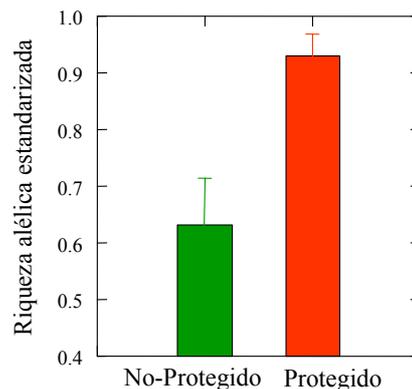


Figura 4-2. Riqueza alélica media estandarizada en las poblaciones protegidas y no protegidas

Las poblaciones de sargo de las reservas marinas reúnen el 97.3% del número total de alelos descritos para los 9 *loci* comparados en todo el Mediterráneo Occidental. Esto confirma que las reservas marinas de pesca actúan como reservorios de diversidad genética, acumulando en sus poblaciones alelos raros y evitando su extinción.

En conclusión, se puede afirmar que la protección de la pesca es una herramienta necesaria y efectiva para proteger la diversidad genética de las especies de interés comercial (González-Wangüemert *et al.*, 2002; González-Wangüemert, 2004). No obstante, el diseño de las reservas marinas debe considerar la heterogeneidad espacial de la estructura genética de las poblaciones y la conectividad entre poblaciones protegidas y no protegidas, así como entre las reservas marinas (Ward *et al.*, 2001; Palumbi, 2003; Shanks *et al.*, 2003).

b. *El erizo comestible en la reserva marina*

Los erizos son importantes herbívoros ramoneadores en las comunidades bentónicas infralitorales mediterráneas (Verlaque, 1987) que también presentan alimentación suspensiva (Lawrence, 1975). Por su gran voracidad y capacidad de proliferación, son capaces de controlar la distribución, abundancia y diversidad de algas (Andrew, 1993) y de fanerógamas marinas (Valentine y Heck 1991) en todos los océanos.

El objetivo principal de este proyecto es analizar y relacionar una serie de factores abióticos como la estructura y complejidad del hábitat, así como el efecto de la protección a distintas escalas espaciales, con la estructura y distribución espacial de las poblaciones de *Paracentrotus lividus* y *Arbacia lixula* en un área marina protegida (RM de Cabo de Palos-Islas Hormigas, Murcia) y en la zona adyacente no protegida.

Los resultados demuestran que las poblaciones de erizos comestibles presentan mayor densidad en el interior de la reserva marina que en la zona no protegida. Dicha tendencia ha sido más evidente en el primer año de muestreo, cuando la densidad total ha sido prácticamente el triple en la zona protegida que en la no protegida. En cambio, en el muestreo de 2002 las densidades han estado más igualadas (Figura 4-3).

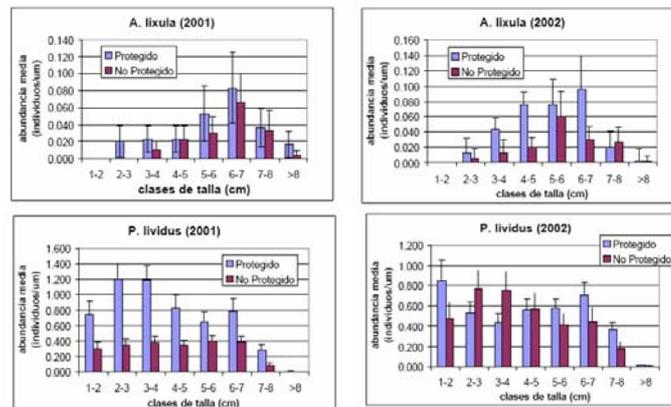


Figura 4-3 Abundancia media (nº de individuos por m²) para cada clase de talla, considerando las dos localidades y años por separado, de las dos especies de erizos estudiados.



Ha de destacarse el hecho de que la tendencia es opuesta a la esperada, ya que hay más erizos en la zona protegida que fuera de ella. Factores, tales como las diferencias en la abundancia de reclutas o las variaciones espaciales en la estructura del hábitat pueden explicar las diferencias observadas.

Las diferencias observadas a pequeña y/o mediana escala son debidas entre otras causas, a que la distribución espacial de estos erizos depende de la profundidad, el nº de piedras, el recubrimiento por algas calcáreas y el recubrimiento por roca y *Posidonia*. Otra posibilidad a explorar es la recolección de los erizos por parte de veraneantes para su consumo.

c. El proyecto europeo BIOMEX: ¿hay exportación de biomasa de peces hacia las áreas adyacentes no protegidas?

El grupo de investigación "Ecología y ordenación de ecosistemas marinos costeros" del Departamento de Ecología e Hidrología de la Universidad de Murcia participa, desde 2003, en el proyecto europeo BIOMEX (*Assessment of BIOMasse EXport from Marine Protected Areas and its impact on fisheries in the western Mediterranean Sea*) (ver <http://biomex.univ-perp.fr>). Este proyecto, integrado en el programa "Quality of life and management of living resources" del 5º Programa Marco de la CE (<http://www.cordis.lu/fp5/>) tiene por objetivo estudiar la eficacia de las áreas marinas protegidas (reservas marinas) como fuente potencial de biomasa hacia el entorno de las mismas.

Más concretamente, de lo que se trata es de estimar la exportación de biomasa desde las reservas marinas hacia el exterior, con lo que ello supondría de aporte adicional de recursos para la pesca. En este contexto, las reservas son consideradas una herramienta para la gestión sostenible de la pesca.

El proyecto BIOMEX tiene por objetivo general el responder a esta cuestión, centrándose en la exportación de biomasa de las diferentes especies de peces. Está basado en una aproximación pluridisciplinar en la cual se asocian el estudio de la biología de las poblaciones de peces y el estudio de la actividad pesquera. La exportación de biomasa por las reservas puede resultar de dos procesos:

1. La emigración de las poblaciones de adultos sometidos a la presión de fuertes densidades presentes en el interior de la reserva;
2. La dispersión de huevos y larvas de peces.



Ambos procesos llevarían a un aumento de la producción pesquera en el entorno próximo de las reservas (corriente abajo en el caso de la dispersión de huevos, si se considera una situación en la cual hubiera una corriente dominante).

El objetivo fundamental de BIOMEX es pues la puesta en evidencia de gradientes de abundancia desde el interior de las reservas hacia el exterior, como un indicio indirecto de la ocurrencia de tal fenómeno de "desbordamiento" o exportación de biomasa. Tales gradientes están siendo medidos mediante:

- **censos visuales** submarinos (utilizando escafandra autónoma, y mediante la utilización de videos submarinos con cebo), para estimar directamente la exportación de peces adultos desde las reservas marinas;
- **pescas experimentales** en el borde y en el exterior de las reservas, así como encuestas a los profesionales locales y embarques a bordo de unidades artesanales, con el fin de estimar la contribución de la exportación de peces adultos sobre la actividad pesquera;
- **pescas con redes de plancton** para estimar la exportación pelágica resultante de la dispersión de huevos y larvas.

En este proyecto están estudiándose las siguientes reservas, todas ellas en el ámbito mediterráneo:

- Reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas (Murcia)
- Reserva marina de Nueva Tabarca (Alicante)
- Parque nacional marítimo-terrestre del archipiélago de Cabrera (islas Baleares)
- Reserva Natural de las Islas Medes (Gerona)
- Reserva Natural Marina de Cerbère-Banyuls (Pirineos Orientales, Francia)
- Parque marino de la Côte-Bleue / Carry-le-Rouet (Marsella, Francia)

Estas reservas tienen todas en común:

- Haber sido declaradas desde hace ya algún tiempo (alrededor de 10 años o más)
- Haber sido objeto de estudios científicos sobre las comunidades de peces bentónicos y demersales
- No plantear especiales problemas de índole logística

El programa BIOMEX está dividido en 6 proyectos (llamados en inglés "Work Packages" en la terminología de la CE), los cuales son relativamente independientes unos de otros. Cada uno de estos proyectos tiene un responsable científico que coordina el conjunto de los trabajos de su Work Package (WP):

- El **WP1** está totalmente dedicado a la gestión y coordinación científica y técnica del proyecto y a la transferencia de conocimientos.

- El **WP2** se encarga del estudio de los gradientes de biomasa mediante el uso de censos visuales con escafandra autónoma (Fig. 4-4).

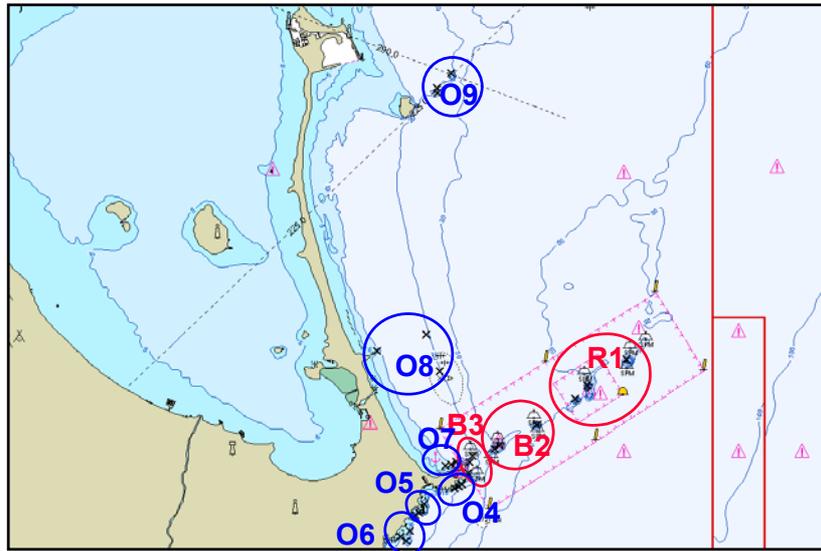


Fig. 4-4 Localización de los 9 sectores estudiados dentro y alrededor de la reserva de Cabo de Palos – Islas Hormigas mediante censos visuales y cámaras de video submarino para la estima de gradientes de abundancia y biomasa en el marco del proyecto BIOMEX.

- El **WP3** realiza el mismo estudio de gradientes (Fig. 4-4), pero utilizando videos submarinos provistos de cebo. Este grupo de trabajo está coordinado por el equipo de la Universidad de Murcia (véase <http://www.um.es/atika/informativo/RAM2/2004/200405/20040505-e.ram> para ver la noticia que al respecto apareció en el programa “Canal Universitario” de Televisión Murciana, el 5 de mayo de 2004).
- El **WP4** se encarga de estudiar los gradientes de biomasa de huevos y larvas de peces alrededor de las reservas marinas (Fig. 4-5 a y b).
- En el **WP5** están realizando estimas de abundancia y biomasa de peces a partir de pescas experimentales, utilizándose para ello técnicas de pesca artesanal (transmallos y palangres). Este es el único grupo de trabajo que no trabaja en todas las reservas, sino solamente en 3 (Tabarca, Carry y Banyuls)
- Por último, en el **WP6** se está realizando un seguimiento de las capturas por unidad de esfuerzo alrededor de las reservas marinas, con el fin comprobar si estas medidas de gestión están teniendo algún impacto sobre la actividad pesquera profesional (Fig. 4-6 a y b) y sobre la pesca recreativa con caña.

En los dos primeros años se han desarrollado todos los trabajos de muestreo de los diferentes grupos de trabajo. A lo largo del 2005 está previsto que se lleven a cabo los diferentes análisis de datos, interpretación de resultados, y publicación de los correspondientes informes y artículos científicos.

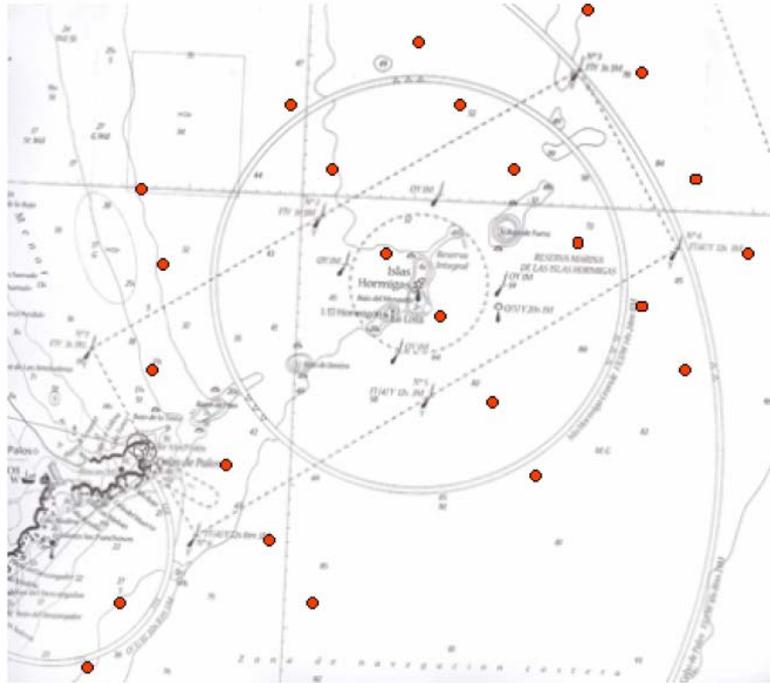


Fig. 4-5 a Localización de las estaciones de muestreo de ictioplancton mediante redes de plancton tipo “bongo” durante el verano de 2004, en el marco del proyecto BIOMEX.



Fig. 4-5 b Localización de las estaciones de muestreo de ictioplancton mediante redes fijas durante el verano de 2004, en el marco del proyecto BIOMEX.

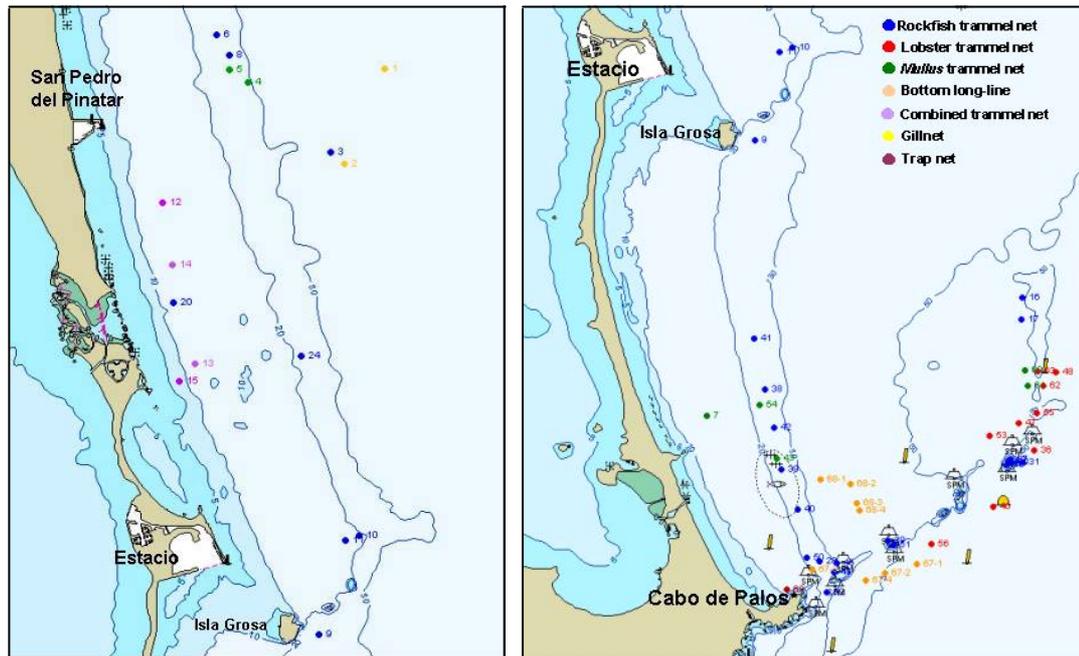


Fig. 4-6 a Situación de las artes de pesca muestreadas en la reserva marina de Cabo de Palos y en el sector norte (frente a La Manga) durante 2004 en el marco del proyecto BIOMEX

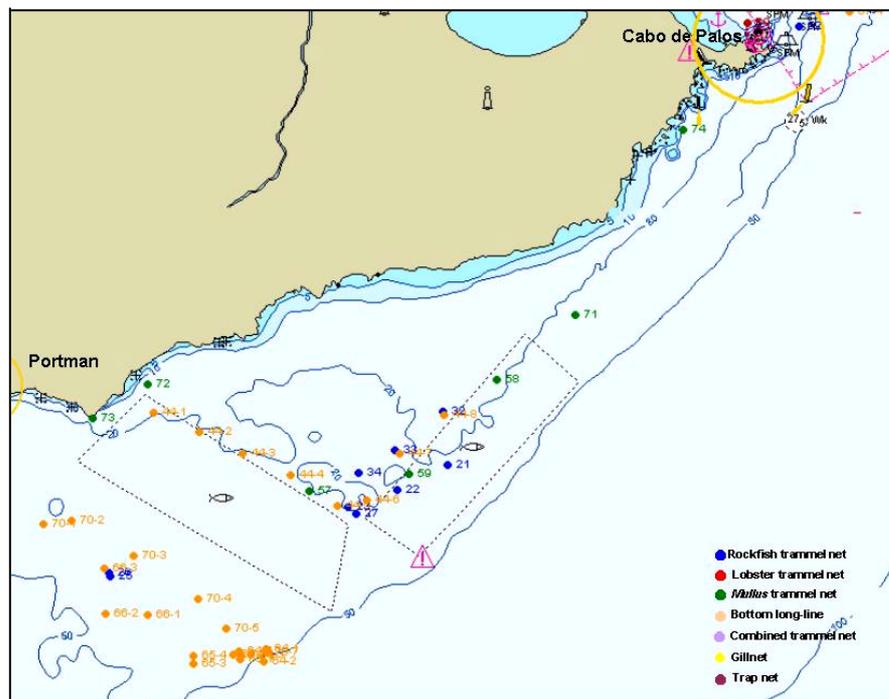


Fig. 4-6 b Situación de las artes de pesca muestreadas en el sector sur (frente a Cala Reona y Calblanque) durante 2004 en el marco del proyecto BIOMEX



d. El futuro: proyecto europeo EMPAFISH, o la experiencia europea en la gestión de áreas marinas protegidas

Ante los retos de orden práctico que plantea la utilización de nuevas técnicas de gestión de la pesca tales como las reservas marinas, cada vez más empleadas debido al fracaso de las medidas tradicionales de gestión pesquera (centradas en el control del esfuerzo o de las capturas), la Unión Europea está demandando de la comunidad científica una mayor implicación en estas cuestiones aplicadas. La experiencia acumulada por nuestro grupo de investigación en los últimos años ha permitido, en la línea del proyecto BIOMEX y otros proyectos europeos anteriores (tales como ECOMARE), la obtención de financiación de la Comisión Europea (en el ámbito de su 6º Programa Marco, <http://fp6.cordis.lu/fp6/>) para un nuevo proyecto a tres años vista, denominado EMPAFISH (por *European Marine Protected Areas as tools for FISHeries management and conservation*), coordinado por la Universidad de Murcia (<http://europa.eu.int/comm/research/ssp/empafish>). En este proyecto, cuyo inicio está previsto para marzo de 2005, participan un total de 14 laboratorios europeos, muchos de los cuales participan en BIOMEX (Tabla 4-2).

Participante	País
Universidad de Murcia*	España
UMR 8046 CNRS-EPHE*	Francia
Institut de Ciències del Mar*	España
Instituto Español de Oceanografía*	España
International Marine Centre	Italia
Instituto dell'Ambiente Marino Costiero	Italia
Plymouth Marine Laboratory	Reino Unido
Universidad de Alicante*	España
Universidad de La Laguna	España
Instituto do Mar – Universidade dos Azores	España
Università degli Studi di Palermo	Italia
Université de Bretagne Occidentale	Francia
University of Malta	Malta
Università di Pisa	Italia

Tabla 4-2 Listado de instituciones de investigación que participan en el proyecto europeo EMPAFISH (se indica con * a aquéllos laboratorios que están trabajando en el proyecto BIOMEX)

Los objetivos generales de este proyecto son:

- Realizar una revisión de la efectividad de los distintos regímenes de gestión de áreas marinas protegidas (AMPs) europeas para proteger especies sensibles y amenazadas, hábitats y ecosistemas frente a los efectos de la pesca.
- Durante los primeros 18 meses los participantes realizaremos la recopilación, análisis comparativo e interpretación de datos recogidos en una serie de 20 casos de estudio en el Mediterráneo y Atlántico oriental (Fig. 4-7; Tabla 4-3).
- En el segundo año se desarrollarán indicadores tanto ecológicos como de gestión, a la vez que se explorarán diferentes escenarios de gestión con la ayuda del modelo BEMMFISH, desarrollado en el marco del proyecto del mismo nombre (<http://www.bemmfish.net/>), y que es de carácter bio-económico.
- Formular propuestas de gestión integrada y medidas prácticas para el establecimiento de AMPs, mediante la redacción de manuales y la elaboración de una herramienta de apoyo a la toma de decisiones basado en el *software* DEFINITE (desarrollado en el marco del proyecto europeo COST-IMPACT, <http://www.cost-impact.org/>).

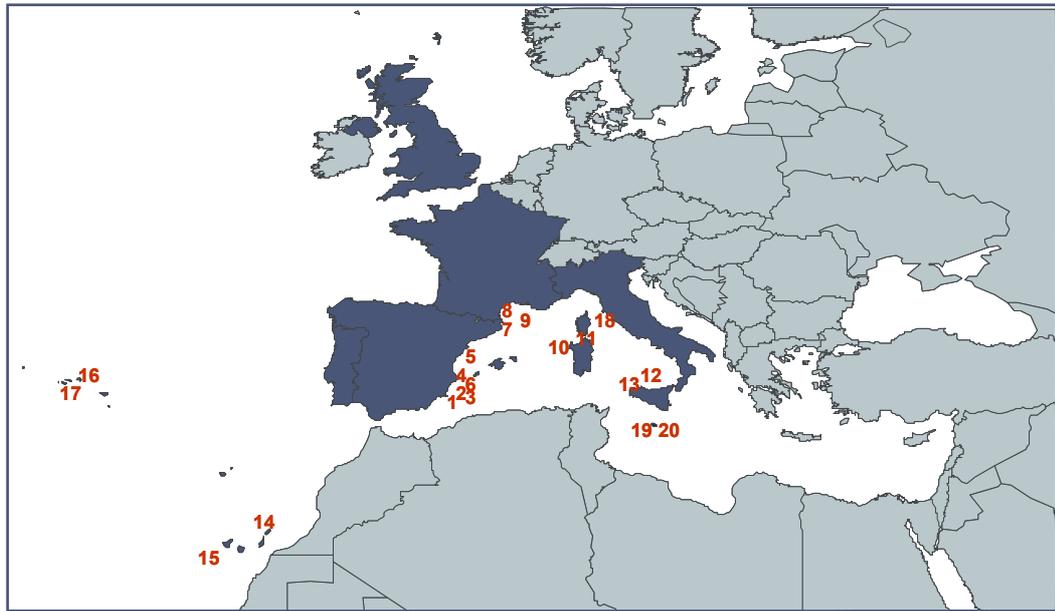


Fig. 4-7 Localización geográfica de los 20 casos de estudio incluidos en el proyecto europeo EMPAFISH (véase Tabla 4-X para correspondencia de los números con los nombres de las áreas marinas protegidas).



Nº	AMP	País	Nº	AMP	País
1	Cabo de Palos – Islas Hormigas	España	11	Bouches de Bonifacio	Italia - Francia
2	Tabarca	España	12	Ustica	Italia
3	San Antonio	España	13	Golfo de Castellamare	Italia
4	Serra Gelada e islotes de Benidorm	España	14	La Graciosa	Canarias / España
5	Columbretes	España	15	La Restinga	Canarias / España
6	Zonas anti-arrastre en el SE ibérico	España	16	Monte da Guia - Faial	Azores / Portugal
7	Islas Medes	España	17	Bajo Formigas - Banco de Dolabarat	Azores / Portugal
8	Cerbère-Banyuls	Francia	18	Archipiélago Toscano	Italia
9	Côte-Bleue	Francia	19	Zona de exclusión pesquera maltesa	Malta
10	Sinis - Mal di Ventre	Italia	20	Rdum Majjiesa - Ras ir-Raheb	Malta

Tabla 4-3 Listado de los casos de estudio incluidos en el proyecto europeo EMPAFISH



4.2 El impacto de los buceadores

4.2.1 Otras medidas a considerar (ver anexos)

a. *Diseño de un itinerario submarino*

Las actividades subacuáticas en las reservas marinas ejercen un atractivo especial para los practicantes de dicha actividad, que buscan en ellas lugares dotados de una mayor variedad de ambientes, riqueza y elevada diversidad biológica. Esto, unido a la fuerte demanda de estas actividades en los últimos años, hace que la mayoría de estos destinos se encuentren sobrefrecuentados por un alto número de buceadores y en épocas muy marcadas del año. Una propuesta llevada a cabo ya en otras reservas marinas es la creación de **itinerarios submarinos**. Esta propuesta, además de ser utilizada como una forma de diversificación de las actividades subacuáticas que puede ofrecer una reserva marina, puede ser considerada como importante herramienta capaz de disminuir el número de buceadores en los puntos de buceo y destinos más frecuentados, además de servir como un importante recurso para la educación ambiental.

b. *Producción de un manual de buenas prácticas del submarinismo recreativo*

Durante las inmersiones el buceador está en constante interacción con el medio que le rodea, comparte el hábitat con muchas especies marinas totalmente adaptadas y en equilibrio con el medio durante un periodo de tiempo prolongado. Esto unido al enorme número de visitas que algunos puntos de buceo pueden llegar a soportar supone una modificación de las condiciones de vida de muchas especies. De ahí la importancia de llevar a cabo prácticas respetuosas con el medio marino durante la práctica del buceo, del uso sostenible del fondo del mar y de la conservación de las especies de flora y fauna que en él habitan. Se propone la elaboración y edición, por parte del Servicio de Pesca y Acuicultura, de un manual de buenas prácticas del submarinismo recreativo. En los Anexos se expone un posible esquema de contenidos de dicho manual, enfocado como un manual de educación ambiental de fácil lectura, con el que se pretende familiarizar a los buceadores de los principales efectos sobre el medio marino provocados por las actividades subacuáticas a la vez que se dan una serie de recomendaciones y medidas de fácil cumplimiento por parte de los buceadores para evitar las posibles alteraciones sobre el medio marino.



c. Producción de material divulgativo acerca de los atractivos y puntos de interés para el submarinismo tanto dentro de la reserva como en áreas cercanas no protegidas

En los anexos se incluyen posibles ejemplos de material divulgativo que podrían ser editados y puestos a disposición tanto de los buceadores usuarios de la reserva marina como a todos aquellos responsables de los clubes de buceo, instructores, centros de información y actividades turísticas a la vez que personas que practican las actividades subacuáticas, tanto con equipo autónomo como en apnea. Entre estos materiales se incluyen también posibles ejemplos de material divulgativo a cerca de Cabo de Palos, su entorno y los atractivos y puntos de interés para el submarinismo tanto dentro de la reserva como en áreas cercanas no protegidas, con el objetivo de dar a conocer las singulares condiciones de la reserva marina y sus alrededores para la práctica de actividades subacuáticas.

d. Organización, mediante la movilización de voluntariado ambiental, de censos visuales de peces e invertebrados pertenecientes a especies emblemáticas, singulares y/o vulnerables del litoral murciano

La realización de actividades de divulgación y sensibilización descansa cada vez con mayor frecuencia en el recurso a voluntariado ambiental. Este modo de acción, regulado por la *Ley 6/1996, de 15 de enero, del Voluntariado*, permite a los participantes una visión de primera mano de los valores y problemas del medio natural, a la vez que se aprovecha el inmenso potencial de trabajo de los voluntarios para la realización de actividades de interés general, usualmente relacionados con la investigación y la conservación. Como actividad complementaria a la meramente recreativa del submarinismo deportivo, se propone la organización y realización de seguimientos de las especies marinas singulares de la Región de Murcia con la participación de voluntarios ambientales y el apoyo logístico y la infraestructura de los centros de buceo, de manera similar a lo realizado en el marco del convenio para el establecimiento de una "Red de seguimiento de las praderas de *Posidonia oceanica* en la Región de Murcia" (http://www.carm.es/cagric/lexi_d7_v1.jsp?codmenu=209). Los objetivos de tal actividad serían los siguientes.

A) Objetivos científicos

- a. Realizar un censo extensivo de peces, invertebrados y algas incluidas en el listado de especies singulares de la Región de Murcia, mediante la organización *ad hoc* de un voluntariado ambiental
- b. Asegurar un seguimiento temporal a medio-largo plazo de estas especies
- c. Poner en marcha un sistema de alerta ambiental marina, basada en la posible observación de i) especies termófilas, ii) degradación ambiental debida a vertidos u otras eventualidades, iii) especies invasivas, iv) proliferaciones de determinadas especies, tales como medusas, v)



aparición de fenómenos catastróficos recurrentes, tales como baba marina, turbidez extrema debida a riadas, etc.

B) Objetivos relacionados con el voluntariado

- 1) Promover la sensibilización pública en temas ambientales
- 2) Desarrollo de una cultura de la cooperación en la ciudadanía
- 3) Involucrar a los buceadores en las actividades de conservación de recursos promovida por la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas

En el listado de especies se encuentran incluidas tanto especies amenazadas o en peligro de desaparición según la calificación realizada en el "Instrumento de Ratificación del Protocolo sobre las zonas especialmente protegidas y la Diversidad Biológica en el Mediterráneo" que forma parte del denominado Convenio de Barcelona (1995), como aquéllas de conocida importancia ecológica o singularidad en nuestros fondos. Algunas de estas especies son poco conocidas por encontrarse en zonas profundas o poco accesibles, como la gorgonia roja o el coral amarillo. Otras en cambio son habituales o bastante conocidas, como la fanerógama *Posidonia oceanica* o el mero (*Epinephelus marginatus*). Para esta actividad es necesario formar a todos aquellos monitores, futuros guías o responsables de los centros de buceo que estén interesados en participar en esta actividad y ofertarla a los buceadores.

La realización de actividades de divulgación y sensibilización descansa cada vez con mayor frecuencia en el recurso a voluntariado ambiental. Este modo de acción, regulado por la *Ley 6/1996, de 15 de enero, del Voluntariado*, permite una visión de primera mano de los valores y problemas del medio natural, a la vez que se aprovecha el inmenso potencial de trabajo de los voluntarios para la realización de actividades de interés general, usualmente relacionados con la investigación y la conservación. Las ventajas de este tipo de actividades son (Gouveia et al. 2004):

- Promover la sensibilización pública en temas ambientales: la participación de ciudadanos en actividades de seguimiento ambiental genera un público más informado y educado respecto a los problemas ambientales. Es más, introduce a los participantes en los métodos y técnicas de la ciencia.
- Mejorar la colaboración entre actores: desarrollo de una cultura de la cooperación, en la cual los ciudadanos tienen el sentimiento de estar involucrados en actividades en pro de la calidad ambiental. Además, y puesto que los ciudadanos desarrollan una mejor comprensión de las cuestiones bajo estudio, el uso de voluntariado promueve la cooperación en vez de la aproximación tradicional "nosotros y ellos".
- Beneficios económicos: la participación de voluntarios puede ser un método efectivo para mantener la recogida de datos cuando los recursos financieros son escasos, pero sobre todo para aumentar significativamente el área geográfica cubierta por la actividad científica.



- Contar con un sistema muy efectivo de vigilancia ambiental a tiempo real.

Por otro lado, se pueden identificar posibles desventajas de este tipo de aproximación metodológica, aunque igualmente tales desventajas son sorteables mediante el establecimiento de las medidas indicadas a continuación:

- Credibilidad de los datos: la calidad de los datos es a menudo difícil de calibrar:
 - definición clara de objetivos,
 - establecimiento de planes de control de calidad
 - creación de metadatos con el fin de documentar las características de los datos a recoger por el voluntariado
 - establecer minuciosamente y de un modo claro los protocolos de recogida de datos
 - realizar tests paralelos a las actividades de los voluntarios
- Falta de comparabilidad de los datos; necesidad de muestreos más frecuentes y a más largo plazo:
 - crear y mantener, mediante las adecuadas actividades, un alto nivel de compromiso personal y motivación por parte de los voluntarios.
 - mantener una cercanía palpable entre voluntarios y esfera científica
 - crear instrumentos atractivos de adiestramiento, aprendizaje y entrenamiento de las técnicas y métodos puestos en práctica, pero sobre todo de conocimiento del medio natural objeto del trabajo voluntario
 - estandarizar adecuadamente los protocolos a aplicar en los diferentes lugares
 - garantizar que los resultados de la investigación por parte de los voluntarios va a tener un impacto real sobre la toma de decisiones
 - garantizar que los resultados van a ser convenientemente publicados y van a ser suficientemente divulgados
- Problemas logísticos: la incorporación de un número significativo de voluntarios puede exigir la movilización de importantes medios materiales e infraestructura:
 - mantener una estrecha colaboración entre las esferas organizativa (en este caso clubes de buceo) y científica
 - proporcionar suficientes recursos por parte de la administración financiadora

En este tipo de actividades puede beneficiarse enormemente de la utilización de nuevas tecnologías, tales como:

- Sistemas de Información Geográfica
- Internet:
 - Acceso a bibliotecas informatizadas
 - Compleción de bases de datos a distancia
 - Intercambio de archivos y documentos
 - Listas de distribución de correo electrónico



- Etc.
- Software específico de aprendizaje
- Herramientas de ayuda a la toma de decisiones ("Decision Support System", DSS)
- Etc.

Para la realización de estas actividades se proponen dos vías alternativas:

- a) Movilización del Programa de Voluntariado Ambiental de la C.A.R.M. (<http://www.carm.es/cma/dgmn/mnatural/voluntar/indice.htm>)
- b) Creación de una red de voluntarios coordinado por la Federación de Actividades Subacuáticas de la Región de Murcia (análogamente a lo realizado en el marco del convenio “")

e. Organización de una campaña internacional de censo exhaustivo de meros y otras especies emblemáticas

Se propone la organización de una campaña de censo de meros y otras especies emblemáticas (dentones, doradas, corvas, etc.) a cargo del Grupo de Estudio del Mero (G.E.M., <http://www.gemlemerou.org/>). Los resultados esperados de un censo exhaustivo de estas características son los siguientes:

- 1) Estima precisa y exacta del número de meros y otras especies que se encuentran en la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas
- 2) Comparación de estos datos con los obtenidos mediante muestreo visual, y calibración para el seguimiento temporal a largo plazo.
- 3) Comparación de la población de Cabo de Palos con la de otras reservas en las que se ha hecho este tipo de censos exhaustivos
- 4) Aportación de otros datos (estructura de tallas, presencia de actividad reproductora, etc.)

Secundariamente, aunque quizás no de menor importancia, se pretende dar a conocer las singularidades de la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas en el contexto de las reservas marinas europeas y mediterráneas.

El G.E.M. agrupa a 87 científicos de todo el entorno mediterráneo cuyo objeto de estudio sea principalmente los poblamientos de peces litorales. Los objetivos de esta asociación son los siguientes:

- Estimar el tamaño y la estructura de las poblaciones de mero (*Epinephelus marginatus*) en el litoral mediterráneo
- Realizar un seguimiento de la evolución del mero en la cuenca mediterránea occidental.
- Mejorar el conocimiento de la especie (migraciones, crecimiento, reproducción, genética de poblaciones, comportamiento) con el fin de ayudar a la gestión de sus poblaciones y su conservación.



Para alcanzar estos objetivos, la asociación organiza, con periodicidad anual, campañas de censo exhaustivo en reservas marinas de probada efectividad.

Este tipo de campañas suele movilizar a una veintena de investigadores, más un número variable de buceadores locales, tanto a pulmón como con escafandra autónoma. Para ello se suele contar con la colaboración de los centros de buceo asociados a las reservas, y la de la Federación de Actividades Subacuáticas. La experiencia de los participantes (tanto bajo el agua como censando peces), combinada con las fuertes medidas de seguridad marítima puestas en práctica, garantiza el éxito de las campañas

La estrategia de censo se adapta a las particularidades de cada sitio, pero, en general, suelen establecerse equipos de submarinistas que "barren" una zona, generalmente balizada bajo el agua para la precisa localización espacial de las observaciones. Además, los participantes registran los siguientes datos:

- el número de individuos
- las particularidades individuales (librea, manchas, marcas, cicatrices, etc.)
- la talla, según una escala de pesos (de 5 kg en 5 kg) o de tallas [pequeños ($lt < 60$ cm), medianos ($60 \text{ cm} < lt < 85$ cm) y grandes ($lt > 85$ cm)],
- el comportamiento (distancia, velocidad de huída, errante / inmóvil)
- el grado de agrupamiento de los individuos
- el tipo de fondo y la profundidad en el momento del avistamiento
- la situación y el alejamiento respecto a la tana que le sirve de refugio
- características de la tana (tamaño, número de aberturas, profundidad de la grieta, etc.)
- ictiofauna acompañante en la tana
- temperatura, visibilidad y corrientes

Hasta el momento únicamente se han realizado campañas del G.E.M. en el litoral francés:

- Cerbère-Banyuls
- Port-Cros
- Carry-le-Rouet
- Islas Lavezzi y Cavallo (Córcega)
- Scandola (Córcega)
- Solenzara (Córcega)



5 Propuesta de investigación para 2005

5.1 Seguimiento a largo plazo del poblamiento de peces en la reserva marina

5.1.1 Censos en inmersión con escafandra autónoma

a. Seguimiento plurianual a pequeña escala espacial

El diseño de muestreo consistirá en la realización de 9 censos visuales en transectos de $50 \times 5 \text{ m}^2$ colocados al azar en los fondos rocosos que rodean el cabo de Palos. Continuando con el protocolo establecido, los censos se realizarán en verano, con la única condición de que los transectos estarán situados en fondos mayoritariamente rocosos, a una profundidad de $\sim 10 \text{ m}$, y separados entre sí un mínimo de 50 m . En cada transecto se realizarán censos visuales en inmersión con escafandra autónoma, se medirán una serie de variables descriptoras de la estructura del hábitat rocoso.

b. Seguimiento plurianual a varias escalas espaciales

En este caso, el diseño de muestreo consistirá en la realización de censos visuales considerándose 3 SECTORES, separados miles de metros entre sí: el sector 1 estará integrado por los fondos de las calas que rodean la punta del cabo de Palos; el sector 2 incluirá los bajíos rocosos más cercanos al cabo (bajos de Dentro, Piles y La Testa), mientras que en el sector 3 se englobarán las islas Hormigas (Hormiga y Hormigón) y el bajo del Mosquito (reserva integral) y el bajo de Fuera o roca del Vapor. En cada uno de estos sectores se colocarán aleatoriamente 3 ZONAS, y dentro de cada zona se realizan aleatoriamente 3 transectos de $50 \times 5 \text{ m}^2$, dando un total de 27 transectos por ocasión de muestreo. Las diferencias entre años en la reserva a varias escalas espaciales se comprobarán estadísticamente a través de análisis de la varianza.

c. Estudio espacio – temporal a varias escalas espaciales

El diseño de muestreo para el estudio espacio – temporal a varias escalas espaciales incorpora 4 escalas, las cuales, van de decenas de metros entre réplicas, hasta decenas de kilómetros entre las localidades de Cabo de Palos y Águilas. De este modo, análogamente a lo realizado en los veranos de 1996, 2001, 2002 y 2003, y 2004 en cada una de estas localidades se sitúan (aleatoriamente) 3 SECTORES separados entre sí miles de metros. 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 corresponderán con las consideradas en las observaciones de otros trabajos con censos visuales de peces mediterráneos. Las variaciones espaciales se probarán estadísticamente mediante análisis anidados de la varianza.

d. Seguimiento de la aparición de especies termófilas

Tras las recientes hipótesis (Francour et al. 1994) de que el calentamiento global pudiera estar provocando a nivel planetario una "subida" hacia latitudes templadas de especies termófilas sub-tropicales y tropicales. Zonas como la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas, y en general el litoral murciano, presentan las características biogeográficas óptimas para detectar y estimar el ritmo y magnitud de dicho fenómeno. El número de especies ícticas de afinidad termófila que han sido vistas en nuestras costas ha aumentado en los últimos años. Además, algunas especies (tales como fredis –*Thalassoma pavo*, y falso abadejo –*Epinephelus costae*), aunque presentes en todo el Mediterráneo occidental, son más abundantes en las costas meridionales (García Charton et al. 2004). Todo ello, implica la necesidad de un seguimiento temporal para describir tanto su dinámica temporal como su distribución espacial.

5.2 Estudios específicos para cuantificar y estimar el impacto global del submarinismo en la reserva marina

a. Estimación del impacto de buceadores mediante censos visuales. Valoración del efecto acumulativo sobre especies bentónicas

El diseño de muestreo (realizado mediante censos visuales) tratará de detectar los cambios ocurridos en la comunidad bentónica a 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 de la reserva marina (como en temporadas anteriores) se llevará a cabo durante la temporada de verano de 2005 entre junio y noviembre, y es continuación (replicación interanual) de lo realizado en los años anteriores, siendo las seis localidades elegidas para el estudio las mismas que en los dos años anteriores, de tal manera que podamos realizar análisis interanuales y poder detectar los posibles efectos acumulativos propuestos en el presente informe. Se realizarán (análogamente a los estudios previos) dos campañas de muestreo, una previa a la temporada alta de buceo, en verano, y otra después de la misma (en octubre-noviembre). 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 actividades humanas.

- b. Estudio mediante fotografía digital de las variaciones de cobertura vegetal, búsqueda de la escala idónea.

De los seguimientos realizados en años anteriores se deriva la observación de la enorme heterogeneidad espacio-temporal en el recubrimiento algal, la 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 intercalibración 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.

- c. Cuantificación del impacto producido sobre especies singulares de la reserva marina Cabo de Palos – Islas Hormigas, la gorgonia blanca (*Eunicella singularis*).

Tras los estudios realizados en los años anteriores, destaca el daño continuo sobre la población de gorgonia blanca (*Eunicella singulares*) provocado por la frecuentación de buceadores. Por ello, proponemos un estudio en detalle del estado de las diferentes comunidades presentes en los bajos de la reserva marina, de tal manera, que llevaremos a cabo un estudio comparativo de tres localidades con diferentes intensidades de buceo: bajo de Dentro (alta intensidad de buceo), bajo de Fuera (baja intensidad de buceo) y la Isla Hormiga utilizada como control.

Se medirán una serie de variables descriptoras del estado de las poblaciones de gorgonia blanca: densidad de gorgonias, relación de individuos tumbados respecto a individuos erectos, proporción individual de cobertura por necrosis o daño en la gorgonia (a través de estimación visual), obtención de parámetros biométricos (altura, anchura, área de superficie rectangular, longitud total de los brazos). Los individuos se elegirán aleatoriamente dentro de transectos colocados en las zonas donde aparezca esta especie.



d. Cálculo de la resuspensión de sedimentos por buceadores deportivos.

En la búsqueda de una estima de la capacidad de carga de la reserva marina, se hace imprescindible el cálculo del total de materiales resuspendidos debido a la frecuentación de buceadores en los bajos de la reserva marina. Estos materiales resuspendidos presentan materia orgánica y, por tanto, una vez resuspendidos pasan a estar biodisponibles para los organismos bentónicos, pudiendo llegar a condicionar la distribución de aquellos organismos móviles con capacidad de alimentación por filtración.

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

Se utilizarán los resultados obtenidos en los experimentos de impacto individual, resuspensión de sedimentos, la integración de los datos por censos visuales, así como las variaciones de cobertura algal obtenidas por análisis fotográfico y el estudio de la población de gorgonia blanca (*Eunicella singulares*) para realizar una primera estimación del cálculo real de la capacidad de carga del sistema.

5.4 Estudio de la distribución espacial del esfuerzo pesquero en y alrededor de la reserva marina (complemento a BIOMEX)

Entender la disposición espacial de la flota pesquera artesanal y su actividad en el entorno de la reserva marina de Cabo de Palos es una útil herramienta en la ordenación de los recursos vivos marinos.

El esfuerzo pesquero suele estar concentrado en ciertas áreas donde las capturas son mayores, produciéndose impactos muy localizados entorno a otras áreas menos explotadas, que actúan como una fuente de organismos, que recolonizan las zonas más castigadas (Pitcher et al., 2000; Marrs et al., 2001). Los efectos observados debidos a la creación de una reserva son de dos tipos. Los primeros, directos, provocados por las medidas restrictivas. Los segundos, indirectos, más interesantes y complejos y consecuencia del conjunto de los primeros, son menos patentes a corto plazo (Martín Sosa *et al.*, 2000) actuando, potencialmente, como un sistema exportador de biomasa (<http://biomex.univ-perp.fr/>). Para conocer la situación y dinámica de estas áreas, así como el comportamiento de la flota pesquera, se puede analizar mediante el uso de aplicaciones SIG (Drapeau, 2000; Ruddle *et al.*, 2003), que pueden relacionar espacialmente los recursos explotables, los medios de producción y la actividad pesquera con variables ambientales, como el tipo de fondo o la batimetría, y no ambientales como la distancia a puerto, tipo de arte, etc. (Bensch *et al.*, 2001; Caddy y Carocci, 1999; Baro, 1998, 2000).



El proyecto propone 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 los resultados, directos e indirectos, obtenidos del análisis de los datos disponibles con el fin de comprender los patrones de distribución espacial de la flota artesanal y poder analizar en el futuro las diferentes situaciones de uso de la reserva a través de la generación de un modelo teórico que pueda simular situaciones reales.
- Establecer las bases para evaluar el efecto reserva sobre los caladeros de pesca.

5.4.1 Material y métodos

El área del estudio está delimitada por las características de la flota pesquera de Cabo de Palos, que practican la pesca artesanal, compuesta por un grupo de barcos que operan desde el mismo puerto. En la zona se distingue la reserva integral, donde está prohibida toda explotación pesquera, una zona de amortiguación alrededor de la reserva donde sí se pueden desarrollar actividades de pesca artesanal, y una tercera zona cuyos límites los marcan las características de los barcos, las artes empleadas y el criterio de los pescadores.

La toma de datos se realizará mediante un registro diario de la posición geográfica de los artes de pesca, de las capturas (kg /especie) y el esfuerzo pesquero (nº de artes o anzuelos, tiempo, potencia de los motores, registro bruto y nº de pescadores por embarcación).

Se facilitarán unas encuestas a los pescadores donde harán constar su posición, bien indicándola de forma aproximada en un mapa reticulado o refiriendo los datos de posición GPS del diario de a bordo. En las encuestas también se incluye un formulario a rellenar sobre el tipo de arte utilizado y algunas características del mismo, así como un listado de especies objetivo. Estos últimos datos los puede tomar el investigador cada vez que se cambie de arte.

El equipo investigador realizará muestreos periódicos de talla–peso de las especies capturadas embarcándose con los pescadores, tomando coordenadas exactas de posición.

Se obtendrán los datos de las capturas (kg / especie) por barco y día, a partir de los registros de lonja (San Pedro y Cartagena) así como con embarques periódicos con los pescadores. De las cofradías de pescadores de Cartagena y San Pedro se obtendrá la información sobre la evolución de las capturas totales.



Se actualizará el censo de la flota artesanal durante el tiempo en que se desarrolla el estudio.

La base cartográfica utilizada procede de los mapas regionales del Mediterráneo (IBCM) incluidos en GEBCO y está formada por cartas batimétricas de la zona de la reserva marina de Cabo de Palos y Calblanque, reflejando las cotas de profundidad e isobatas. La creación de la base de datos geográficos se realizará mediante un SIG (software ArcView de ESRI), capaz de integrar y tratar la información, tanto de carácter vectorial como analizarla en modo Raster. El programa se basa en la creación de capas de información georreferenciada dando capas temáticas.



6 Bibliografía

- Andrew, N.L. (1993) Spatial heterogeneity, sea urchin grazing and habitat structure on reefs in temperate Australia. *Ecology*, 74: 292-302.
- 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.
- Astraldi, M.; Bianchi, C.N.; Gasparini, G.P.; Morri, C. (1995) Climatic fluctuations, current variability and marine species distribution: a case study in the Ligurian Sea (north-west Mediterranean). *Oceanol Acta* 18(2): 139-149.
- Badalamenti, F.; Ramos, A. A.; Voultsiadou, E.; Sanchez-Lizaso, J. L.; D'Anna, G.; Pipitone, C.; Mas, J.; Ruiz Fernandez, J. A.; Whitmarsh, D.; Riggio, S. (2000) Cultural and socio-economic impacts of Mediterranean protected areas. *Environmental Conservation* 27:110-125.
- Baro, J.; Serna-Quintero, J.M.; Abad, E.; Camiñas, J.A. (2000). Spatial distribution and identification of artisanal fishing areas in Alborán sea. <http://www.faocopemed.org/>
- Baro, J.; Serna-Quintero, J.M.; Abad, E.; Díaz del Rio, V. (1999). Actividad pesquera en la zona de reserva de pesca de la isla de Alborán.
- Bell, J. D. (1983) Effects of depth and marine reserve fishing restrictions on the structure of a rocky reef fish assemblage in the North-western Mediterranean Sea. *Journal of Applied Ecology* 20:357-369.
- 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/>
- Bianchi, C. N.; Morri, C. (2000) Marine biodiversity of the Mediterranean Sea: Situation, problems and prospects for future research. *Marine Pollution Bulletin* 40 (5):367-376.
- Bohnsack, J. A. (1996) Maintenance and recovery of reef fishery productivity. In: *Reef fisheries*, edited by N. V. C. Polunin and C. M. Roberts, London: Chapman & Hall, p. 283-313.
- Booth DJ, Brosnan DM (1995) The role of recruitment dynamics in rocky shore and coral reef shore and coral reef fish communities. *Adv Ecol Res* 26:309-385
- Brito, A., Herrera, R., Falcón, J.M., García Charton, J.A., Barquín, J., Pérez Ruzafa, A. (1999) Contribución al conocimiento de la ictiofauna de las islas de Cabo Verde. *Revista de la Academia Canaria de Ciencias* 11(3-4): 27-41
- Caddy, J.F. (2000). Spatial modelling in GIS fisheries applications. <http://www.faocopemed.org/>
- Caddy, J.F.; Carocci, F.(1999). The spatial allocation of fishing intensity in port-based inshore fleets: a GIS application. *Journal of Marine Science*, 56: 388-403.
- Chiappone, M.; Sluka, R.; Sealey, S. (2000) Groupers (Pisces : Serranidae) in fished and protected areas of the Florida Keys, Bahamas and northern Caribbean. *Marine Ecology Progress Series* 198:261-272.
- Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente. (1999) El litoral sumergido de la región de Murcia. Cartografías bionómicas y valores ambientales. Juan Carlos Calvín Calvo (ed.) Artes Gráficas Jiménez Godoy, S.A. Murcia.
- Corsi, F. (2000). Spatial distribution of fishing effort: modelisation through deductive methodology. <http://www.faocopemed.org/>
- Côté, I. M.; Mosqueira, I.; Reynolds, J. D. (2001) Effects of marine reserve characteristics on the protection of fish populations: a meta-analysis. *Journal of Fish Biology* 59 (Suppl. A):178-189.
- Crise, A.; Allen, J.I.; Baretta, J.; Crispi, G.; Masetti, R.; Solidoro, C. (1999) The Mediterranean pelagic ecosystem response to physical forcing. *Prog Oceanogr* 44: 219-243.
- Dacosta, J.M. (2002) Activitats d' Educació Ambiental per als visitants dels Espais Protegits de la Costa Brava. *Proc. Mediterranean Symposium on marine and coastal protected areas*.521-525.
- Dufour, V.; Jouvenel, J. Y.; Galzin, R. (1995) Study of a Mediterranean fish assemblage. Comparisons of population distributions between depths on protected and unprotected areas over one decade. *Aquatic Living Resources* 8:17-25.



- Eteban, J.L. (1999) Estudio previo para la revisión de los criterios de regulación del buceo autónomo de la reserva marina de la isla de Tabarca (Alicante). *Proc. Actas de las I Jornadas Internacionales sobre reservas marinas. Murcia, marzo 1999*. 147-162.
- Falcón JM, Bortone SA, Brito A, Bundrick CM (1996) Structure of and relationships within and between the littoral, rock-substrate fish communities off four islands in the Canarian Archipelago. *Mar Biol* 125:215-231
- Francour, P. (1994) Pluriannual analysis of the reserve effect on ichthyofauna in the Scandola natural reserve (Corsica, Northwestern Mediterranean). *Oceanologica Acta* 17:309-317.
- Francour, P.; Boudouresque, C.F.; Harmelin, J.-G.; Harmelin-Vivien, M.L.; Quignard, J.P. (1994) Are the Mediterranean waters becoming warmer? Information from biological indicators. *Mar Pollut Bull* 28: 523-526.
- Francour, P.; Harmelin, J.-G.; 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.
- Freire, J. y García Allut, A. (2000). Socioeconomic and biological causes of management failures in European artisanal fisheries: the case of Galicia (NW Spain). *Marine Policy* 24: 375-384.
- Gallo M, F, Martínez C. A. y Ríos P. JI, (2001) Capacidad de carga de visitantes en áreas de buceo de San Andrés Isla (Colombia). Facultad de Ciencias Ambientales, UTP: 1-7. www.utp.edu.co/areasmarinas
- Gallo, F., Martínez, A. & Ríos, J.I., 2003. Capacidad de carga de visitantes en áreas de buceo de San Andrés Isla (Colombia). PADI Project Aware Foundation.
- García-Charton, J. A.; Williams, I. D.; Pérez Ruzafa, A.; Milazzo, M.; Chemello, R.; Marcos, C.; Kitsos, M. S.; Koukouras, A.; Riggio, S. (2000) Evaluating the ecological effects of Mediterranean protected areas : habitat, scale and the natural variability of ecosystems. *Environmental Conservation* 27:159-178.
- García-Charton, J. A.; Perez-Ruzafa, A. (1999) Ecological heterogeneity and the evaluation of the effects of marine reserves. *Fisheries Research* 42:1-20.
- García-Charton, J.A.; Pérez-Ruzafa, A.; Sánchez-Jerez, P.; Bayle-Sempere, J.; Reñones, O.; Moreno, D. (2004) Multi-scale spatial heterogeneity, habitat structure, and the effects of marine reserves on Western Mediterranean rocky reef fish assemblages. *Marine Biology* 144: 161-182.
- García-Rubies, A. G.; Zabala, M. (1990) Effects of total fishing prohibition on the rocky fish assemblages of Medes Islands marine reserve (Mediterranean). *Scientia Marina* 54:317-328.
- Gladfelter WB, Ogden JC, Gladfelter EH (1980) Similarity and diversity among coral reef fish communities: a comparison between tropical Western Atlantic (Virgin Island) and tropical Central Pacific (Marshall Island) patch reefs. *Ecology* 61:1156-1168
- Glamuzina, B.; Tutman, P.; Geffen, A.J.; Kozul, W.; Skaramuca, B. (2000) First record of white grouper, *Epinephelus aeneus* (Serranidae) in the south eastern Adriatic. *Cybium* 24(3): 306-308.
- Glamuzina, B.; Tutman, P.; Kozul, V.; Glavic, N.; Skaramuka, B. (2002) The first recorded occurrence of the mottled grouper, *Mycteroperca rubra* (Serranidae), in the Southeastern Adriatic Sea. *Cybium* 26(2): 156-158
- Goñi, R.; Quetglas, A.; Reñones, O. (2003) Size at maturity, fecundity and reproductive potential of a protected population of the spiny lobster *Palinurus elephas* (Fabricius, 1787) from the western Mediterranean. *Marine Biology* 143: 583-592.
- González Serrano, J.L. (2001) La Gestión de las reservas marinas del estado Español. En Moreno, D. y Frías, A. *Actas de las I jornadas sobre reservas marinas y i reunión de la red iberoamericana de reservas marinas (RIRM)*. Almería :15-23
- González-Wangüemert, M. (2004). Escalas de variabilidad en la estructura genética de las poblaciones de *Diplodus sargus* del Mediterráneo Occidental. Efectos de la protección de áreas marinas. 244 pp. Universidad de Murcia.
- González-Wangüemert, M., Marcos, C., García-Charton, J.A., Pérez-Ruzafa, Á. (2002). Importance of population genetics in the management of marine protected areas. In: Aragonés E, ed. *Proceedings Mediterranean Symposium on Protected Marine and Coastal Areas*: 339-348. Barcelona: Thau Press.
- González-Wangüemert, M., Pérez-Ruzafa, Á., Marcos, C., García-Charton, J. (2004). Genetic differentiation of *Diplodus sargus* (Pisces: Sparidae) populations in Southwest Mediterranean. *Biological Journal of the Linnean Society*, 82: 249-261.



- González-Wangüemert, M.; Marcos, C.; García-Charton, J.A.; Pérez-Ruzafa, A. (2002) Importancia de la genética de poblaciones en la gestión de áreas marinas protegidas. *Proc. Mediterranean Symposium on marine and coastal protected areas*: 339-348.
- Gouveia, C., Fonseca, A. Câmara, A, Ferreira, F. (2004) Promoting the use of environmental data collected by concerned citizens through information and communication technologies. *Journal of Environmental Management* 71: 135-154
- Halpern, B.S. (2003) The impact of marine reserves: do reserves work and does reserve size matter? *Ecological Applications* 13(1): S117-S137.
- Harmelin J-G (1987) Structure et variabilité de l'ichtyofaune d'une zone rocheuse protégée Méditerranée (Parc national de Port-Cros, France). *PSZN I, Mar Ecol* 8 :263-284
- Harmelin, J. G. (1999) *Il Naturalista Siciliano*
- Harmelin, J. G.; Bachet, F.; Garcia, F. (1995) Mediterranean marine reserves: fish indices as tests of protection efficiency. *P.S.Z.N.I: Marine Ecology* 16:233-250.
- Hawkins, J. P.; Roberts, C. M. (1992) Effects of recreational SCUBA diving on fore-reef slope communities of coral reefs. *Biological conservation* 62:171-178.
- Heemstra, P.C. (1991) A taxonomic revision of the eastern Atlantic groupers (Pisces: Serranidae). *Bol. Mus. Mun. Funchal* 43(226):5-71.
- Holbrook, S.J.; Schmitt, R.J.; Stephens, J.A. Jr (1997) Changes in an assemblage of temperate reef fishes associated with a climate shift. *Ecol Appl* 7: 1299-1310.
- Houde, E.D. (1989) Comparative growth, mortality, and energetics of marine fish larvae: temperature and implied latitudinal effects. *Fish Bull* US 87: 471-495.
- Hureau, J.-C. (1991) La base de données GICIM: Gestion informatisée des collections ichthyologiques du Muséum. p. 225-227. In *Atlas Préliminaire des Poissons d'Eaux Douces de France*. Conseil Supérieur de la Pêche, Ministère de l'Environnement, CEMAGREF et Muséum National d'Histoire Naturelle, Paris.
- Jennings, S.; Polunin, N. V. C. (1996) Effects of fishing effort and catch rate upon the structure and biomass of Fijian reef fish communities. *Journal of Applied Ecology* 33:400-412.
- Jennings, S.; Polunin, N. V. C. (1997) Impacts of predator depletion by fishing on the biomass and diversity of non-target reef fish communities. *Coral Reefs* 16:71-82.
- Laubier, L. (2003) Changement et vulnérabilité des peuplements marins côtiers. *C.R. Géoscience* 335 : 561-568.
- Lawrence. J.M. (1975) A functional biology of echinoderms. New South Wales, Australia. Croom Helm.
- Love, R.M. (1974) The chemical biology of fishes. Academic Press, London.
- Lubchenco, J.; Palumbi, S.R.; Gaines, S.D.; Andelman, S. (2003) Plugging a hole in the ocean: the emerging science of marine reserves. *Ecological Applications* 13(1): S3-S7.
- Marrs, S.J.; Tuck, I.D.; Atkinson, R.J.A.; Stevenson, T.D.I.; 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, I.J.; Sancho, A. (2001). Establecimiento de un sistema de recogida de datos pesqueros para el análisis del efecto reserva en las poblaciones de interés pesquero en la reserva marina de la Graciosa (norte de Lanzarote, Islas Canarias). Primeros resultados. Actas de las primeras jornadas internacionales sobre reservas marinas. (Murcia, marzo 1999). 89-105.
- McClanahan TR, Kaunda-Arara B (1996) Fishery recovery in a coral-reef marine park and its effect on the adjacent fishery. *Conserv Biol* 10:1187-1199
- McClanahan, T. R.; Kaunda-Arara, B. (1996) Fishery recovery in a coral-reef marine park and its effect on the adjacent fishery. *Conservation Biology* 10:1187-199.
- McGehee MA (1994) Correspondence between assemblages of coral reef fishes and gradients of water motion, depth, and substrate size off Puerto Rico. *Mar Ecol Prog Ser* 105:243-255
- Medias France (2001) Status of knowledge on global climate change: Regional aspects and impacts in the Mediterranean Region. Report to the Blue Plan Regional Activity Center.
- Medio, D.; Ormond, R. F. G.; Pearson, M. (1997) Effects of briefings on rates of damage to coral by scuba divers. *Biological conservation* 79 (1):91-95.
- Milazzo, M.; Chemello, R.; Badalamenti, F.; Riggio, S. (2002) Short-term effect of human trampling on the upper infralittoral macroalgae of Ustica Island MPA. *J Exp. Mar. Biol. Ecol.* 82:745-748.
- Moyle, P.B.; Cech, J.J. Jr (2000) Fishes: an introduction to ichthyology. Prentice-Hall, Inc., Upper Saddle River.



- MPA news 2001 International news and Analysis on Marine Protected Areas. March 2 (8):1-7. <http://www.depts.washington.edu/mpanews/MPA17.htm>
- Naranjo, S. A.; Carballo, J. L.; García-Gómez, J. C. (1996) Effects of environmental stress on ascidian populations in Algeciras Bay (southern Spain). Possible marine bioindicators? *Marine Ecology* 144:119-131.
- Odorico R.; Marí M. (2002) Inmersió i conservació: la importància dels guies subaquàtics. Proc. *Mediterranean Symposium on marine and coastal protected areas*. 491-500.
- Otero, J.G.; Galeote, M.D.; Arias, A. (1998) First record for the European ichthyofauna of *Dentex (Cheimerius) canariensis* Steindachner, 1881. *J Fish Biol* 52: 1305-1308.
- Palumbi, S.R. (2003) Population genetics, demographic connectivity, and the design of marine reserve. *Ecological Applications*, 13: S146-S158.
- Parenti, A.; Bressi, N. (2001) First record of the orange-spotted grouper, *Epinephelus coioides* (Perciformes: Serranidae) in the northern Adriatic Sea. *Cybiu* 25(3): 281-284.
- Pauly, D.; Guénette, V.; Christensen, S.; Pitcher, T. J.; Sumaila, U. R.; Walters, C. J.; Watson, R.; Zeller, D. (2002) Towards sustainability in world fisheries. *Nature* 418:689-695.
- Pérez Ruzafa et al 2002, Seguimiento de la Reserva Marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas. Valoración del Impacto de los Buceadores. Grupo de Ecología Ordenación de Ecosistemas Marinos Costeros, Universidad Murcia.
- Pérez Ruzafa, A. (coord.) (1995) Seguimiento de arrecifes artificiales y establecimiento de la situación biológica inicial de la Reserva Marina de Cabo de palos – Islas Hormigas. *Servicio Regional de Pesca y Acuicultura*, Comunidad Autónoma de la Región de Murcia
- Pérez Ruzafa, A.; Marcos Diego, C.; Ros, J.D. (1991) Environmental and biological changes selected to recent human activities in the Mar Menor (S.E. Spain). *Marine Pollution Bulletin*. 23:747-751.
- Pérez Ruzafa, A.; Navarro, S.; Barba, A.; Marcos, C.; Cámara, M.A.; Salas, F.; Gutierrez, J.M. (2000) Presence of pesticides throughout trophic compartments of the food web in the Mar Menor Lagoon (S.E. Spain). *Marine Pollution Bulletin* 40(2): 140-151.
- Pitcher, C.R.; Poiner, I.R.; Hill, B.J.; Burrige, C.Y. (2000). Implications on the effects on trawling on sessile megazoo-benthos on a tropical shelf in north-eastern Australia. *ICES J. Mar. Sci.* 57, 1359-1368.
- Planes, S.; Macpherson, E.; Biagi, F.; Garcia-Rubies, A.; Harmelin, J.; Harmelin-Vivien, M.; Jouvenel, J-Y.; Tunesi, L.; Vigliola, L.; Galzin, R. (1999) Spatio-Temporal variability in growth of juvenile sparid fishes in the Mediterranean infralittoral zone. *Journal Marine Biolog Ass UK* 79: 137-143.
- Pörtner, H.O.; Berdal, B.; Blust, R.; Brix, O.; Colosimo, A.; De Wachter, B.; Giuliani, A.; Johansen, T.; Fischer, T.; Knust, R.; Lannig, G.; Naevdal, G.; Nedenes, A.; Nyhammer, G.; Sartoris, F.J.; Serendero, I. Sirabella, P.; Thorkildsen, S.; Zakhartsev, M. (2001) Climate induced temperature effects on growth performance, fecundity and recruitment in marine fish: developing a hypothesis for cause and effect relationships in Atlantic cod (*Gadus morhua*) and common eelpout (*Zoarces viviparus*). *Cont. Shelf Res.* 21: 1975-1997.
- Quéro, J.-C.; Du Buit, M.-H.; Vayne, J.-J. (1998) Les observations de poissons tropicaux et le réchauffement des eaux dans l'Atlantique européen. *Oceanologica Acta* 21 : 345-351.
- Reñones O, Moranta J, Coll J, Morales-Nin B (1997) Rocky bottom fish communities of Cabrera Archipelago National Park (Mallorca, western Mediterranean). *Sci Mar* 61:495-506
- Revenga, S. 2001, Análisis del Impacto de las Actividades Subacuáticas en la Reserva Marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación.
- Roberts, C. M. (1995) Rapid build-up of fish biomass in a Caribbean marine reserve. *Conservation Biology* 9 (4):815-826.
- Roberts, C. M.; Polunin, N. V. C. (1992) Effects of marine reserve protection on Northern Red Sea fish populations. *Proceedings of the Seventh International Coral Reef Symposium*: 969-977.
- Rogers, C. S.; Beets, J. (2001) Degradation of marine ecosystems and decline of fishery resources in marine protected areas in the US Virgin Islands. *Environmental Conservation* 28 (4):312-322.
- Rouphael, A. B.; Inglis, G. J. (1997) Impacts of recreational SCUBA diving at sites with different reef topographies. *Biological conservation* 82 (3):329-336.
- Russ, G. R. (2002) Yet another review of marine reserves as reef fishery management tools. In: *Coral reef fishes: Dynamics and diversity in a complex ecosystem*, edited by P. F. Sale, London:Academic Press, p. 421-443.



- Russ, G. R.; Alcalá, A. C. (1998) Natural fishing experiments in marine reserves 1983-1993: community and trophic responses. *Coral Reefs* 17:383-397.
- Sabatés A., Demestre M., Sánchez P. (1990) Revision of the family Ammodytidae (Perciformes) in the Mediterranean with the first record of *Gymnammodytes semisquamatus*. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 70: 493-504.
- Sale PF (1978) Coexistence of coral reef fishes—a lottery for living space. *Environ Biol Fish* 3:337-359
- Sale PF (1998) Appropriate spatial scales for studies of reef-fish ecology. *Aust J Ecol* 23:202-208
- Salm, R.V.; Clark, J.; Siirila, E. (2000) *Marine and Coastal Protected Areas: A guide for planners and managers*. IUCN. Washington DC. Xxi + 371pp
- Shanks, A.L., Grantham, B.A. y Carr, M.H. (2003) Propagule dispersal distance and the size and spacing of marine reserves. *Ecological Applications*, 13 (1): S159-S169.
- Shulman, G.E.; Love, R.M. (1999) The biochemical ecology of marine fishes. In: Southward AJ, Tyler PA, Young CM (eds) *Advances in Marine Biology*. Academic Press, San Diego.
- Tziperman, E.; Malanotte-Rizzoli, P. (1991) The climatological seasonal circulation of the Mediterranean Sea. *Journal Marine Research* 49: 411-434.
- Valentine, J.F. y Heck, Jr. K (1991) The role of sea urchin grazing in regulating subtropical seagrass meadows: evidence from field manipulations in the northern Gulf of Mexico. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 154: 215-230.
- Valles, H.; Sponaugle, S.; Oxenford, H. A. (2001) Larval supply to a marine reserve and adjacent fished area in the Soufrière Marine Management Area, St Lucia, West Indies. *Journal of Fish Biology* 59 (Suppl. A):152-177.
- van Hof, T (2001) *Tourism Impacts on Coral Reefs: increasing awareness in the tourism sector*. UNEP. Saba. 39 pp
- Vargas-Yáñez, M.; Ramírez, T.; Cortés, D.; Fernández de Puellas, M.L.; Lavín, A.; López-Jurado, J.L.; González-Pola, C.; Vidal, I.; Sebastián, M. (2002) Variability of the Mediterranean water around the Spanish coast: project RADIALES. En: CIESM.Tracking long-term hydrological change in the Mediterranean Sea. CIESM Workshop Series, n°16, 134 pages, Monaco. www.ciesm.org/publications/Monaco02.pdf
- Verlaque, M. (1987) In: Boudouresque, C. F. (Ed.) Colloque international sur *Paracentrotus lividus* et les oursins comestibles. GIS Posidonie, Marseille: 5-36.
- Walsh WJ (1983) Stability of a coral reef fish community following a catastrophic storm. *Coral Reefs* 2:49-63
- Wantiez, L.; Thollot, P.; Kulbicki, M. (1997) Effects of marine reserves on coral reef fish communities from five islands in New Caledonia. *Coral Reefs* 16:215-224.
- Ward T. J., Heinemann, D. y Evans, N. (2001) *The Role of Marine Reserves as Fisheries Management Tools: a review of concepts, evidence and international experience*. Bureau of Rural Sciences. Canberra, Australia. 192pp.
- Watson, M.; Righton, D.; Austin, T.; Ormond, R. (1996) The effects of fishing on coral reef fish abundance and diversity. *Journal of the Marine Biological Association U.K.* 76:229-233.
- Whitehead PJP, Bauchot ML, Hureau JC, Nielsen J, Tortonese E (1986) *Fishes of the North – eastern Atlantic and the Mediterranean*. Vol I, II, III UNESCO
- Zakai, D.; Chadwick-Furman, N. E. (2002) Impacts of intensive recreational diving on reef corals at Eilat northern Red Sea. *Biological conservation* 105:179-187.
- <http://carm.es>
<http://www.buceo21.com>
http://www.cg66.fr/environnement/reserve_marine/sentier_multimedia
<http://www.juntadeandalucia.es>
<http://www.masdebuceo.com>
<http://www.portcrosparcnational.fr>
<http://www.symbiose.asso.nc/ssmar/projet/kesako.htm>



7 Anexos

7.1 Itinerarios Submarinos

7.1.1 Diseño de un itinerario submarino

En general podemos considerar los **itinerarios** como un conjunto de propuestas, actividades y estrategias, a través de un recorrido definido, encaminadas a enseñar y dar a conocer nuestro alrededor, mediante la propia observación, percepción e interpretación ambiental, así como la valoración de los principales problemas de nuestro entorno y de las acciones respetuosas con el medio. Los itinerarios constituyen un recurso para la educación ambiental cada vez más utilizado en la educación. Así existe una gran oferta y diversidad según sus contenidos y la forma de involucrar a los participantes, siendo muy importante que tanto el recorrido como las actividades de interpretación se adecuen al nivel de conocimiento de los participantes y a sus posibilidades, según sus limitaciones e intereses.

Mediante la colocación de un itinerario submarino en el entorno de la reserva marina de Cabo de Palos-Islas Hormigas se pretende que los visitantes conozcan de cerca los valores naturales que han motivado la declaración de dicho espacio, al mismo tiempo que involucrarles en la conservación de este espacio litoral marino. Estos recorridos, habituales ya en otras reservas del Mediterráneo, consisten en el balizamiento y señalización de una serie de "senderos" a recorrer con el equipo ligero (aletas, tubo y gafas), a lo largo de los cuales se pueden observar de una modo fácil y seguro, y a muy poca profundidad, los distintos tipos de fondo, las características ecológicas y los organismos más característicos que habitan estos fondos.

En otras reservas marinas este tipo de propuestas hace tiempo que fueron llevadas a cabo. Ejemplos de itinerarios ya existentes son, entre otros, los de la reserva marina de Banyuls y Port-Cros en Francia, o el de El Islote de los Patos en Nueva Caledonia. El itinerario de Port-Cros fue creado en Julio de 1979 y actualmente recibe una media de 2000 visitantes durante la época de verano, y con una frecuentación diaria de alrededor de 30 personas. En las Islas Medas, tras realizar estudios de seguimiento del impacto de los buceadores también se ha apostado por otras opciones como el *snorkeling* y *seawatching* con itinerarios submarinos para dar una salida comercial a los clubes de buceo que operan en la zona y como alternativa a los cupos establecidos en las islas.



7.1.2 Objetivos de un itinerario submarino

Los objetivos propuestos de un itinerario submarino en la Reserva Marina de Cabo de Palos-Islas Hormigas son los siguientes:

- Dar a conocer los valores naturales y ecológicos de Cabo de Palos como espacio natural protegido, como Reserva Marina y como Parque Natural.
- Promover actividades alternativas al uso de la reserva marina de Cabo de Palos-Islas Hormigas en relación a las actividades subacuáticas para todos aquellos buceadores deportivos que visiten la reserva y deseen descubrir de una forma sencilla y explicativa los fondos más característicos y representativos existentes en ella.
- Diversificar la oferta de sitios y actividades de buceo y descargar las áreas de la reserva con mayor presión de visitantes sin limitar las actividades de los clubes de buceo.
- Ofertar una actividad de ocio para todas aquellas personas que deseen iniciarse tanto en la práctica del submarinismo como en el descubrimiento del medio marino, sin que para ello sea necesario estar en posesión de la titulación de buceador deportivo.
- Herramienta para disminuir la presión de buceo sometida en los puntos de buceo más frecuentados, sobre todo en épocas concretas del año y como una alternativa a las limitaciones de cupos de buceadores en la reserva.
- Estudiar y reconocer los distintos hábitats y ecosistemas tanto litorales como marinos más representativos, su estado de conservación, así como la gran biodiversidad de flora y fauna que albergan.
- Concienciar sobre la problemática ambiental que está afectando al mar (sobreexplotación pesquera, usos no permitidos, pesca deportiva, vertidos contaminantes, influencia turística, etc.) y su entorno así como fomentar actitudes de buena conducta ambiental, sensibilización y respeto del medio marino dirigidas hacia la protección de dichos ecosistemas marinos.
- Fomentar e impulsar la participación y colaboración de los visitantes en tareas de conservación y preservación de ecosistemas marinos y litorales a través de actividades voluntariado ambiental propuestas por los distintos clubes, asociaciones, federaciones, etc.
- Difundir las medidas y normativas ambientales en cuanto a usos compatibles e incompatibles en la reserva marina de Cabo de Palos-Islas Hormigas en temas relacionados con la pesca, artes permitidas, pesca deportiva, zonificación, etc.

7.1.3 Colocación de un itinerario submarino

El lugar elegido para la colocación de itinerario debe de representar en mayor o menor medida, y a poca profundidad, aquellos ecosistemas más representativos que podemos encontrar en el Mediterráneo, como los fondos rocosos, fondos de arena, praderas de *Posidonia oceanica*, etc. En este sentido en el entorno de Cabo de Palos podemos encontrar tramos de litoral bien conservados donde las diversas calas ofrecen unos fondos ricos y diversos donde los visitantes pueden contemplar el buen estado de conservación y la calidad de las aguas. A su vez es importante que la zona elegida tenga fácil acceso desde tierra. Además de estos aspectos el itinerario puede completarse con pequeños recorridos a lo largo del Cabo y alrededores, donde poder observar los valores más destacados del litoral, sus acantilados y sus calas más representativas. Como ejemplos podemos mencionar la zona de Cala Flores, al sur de Cabo de Palos, donde la costa está formada por acantilados de rocas grises de pizarras, los fondos son de pequeños guijarros oscuros y las praderas de *Posidonia* se sitúan a pocos metros de la superficie.



Vista de Cala Flores y detalle de sus fondos.

Otra posible zona es Cala Reona, una pequeña cala de contorno semicircular, orientada al sur, próxima a Cabo de Palos y de fácil acceso. El fondo de la cala, con profundidades entre 0 y 5 metros, presenta zonas de arena y zonas rocosas, donde podemos observar también extensas manchas de *Posidonia oceanica*.

Cerca del faro encontramos las calas de la Escalera y Cala Fría, esta última más resguardada del oleaje, y punto habitual para los clubes de buceo de la zona como lugar de iniciación de las prácticas de cursos, bautismos, etc.



7.1.4 Diferentes diseños de un itinerario submarino

El diseño del itinerario submarino se puede plantear desde varios puntos de vista:

- Itinerarios basados en la interpretación durante el recorrido de una serie de **paneles submarinos** que marcan las estaciones o puntos de observación más característicos. Este tipo de itinerario no implica la necesidad de ser guiados por un monitor puesto que están basados en material informativo existente que el usuario analiza e interpreta libremente. Este tipo de itinerario requiere:
 - **Balizamiento de la zona de colocación del itinerario.** Es imprescindible la zona elegida para la colocación del itinerario quede totalmente acotada de manera que la circulación y el fondeo de posibles embarcaciones queden totalmente prohibidos para garantizar así la total seguridad a los usuarios de la actividad. La forma de balizar un espacio determinado se realiza mediante dos líneas de agua en las que, a su vez, se colocan boyas de señalización cada varios metros.



Vista del itinerario submarino de La Palud, en el Parque Nacional de Port-Cros (Francia).

- **Balizamiento del itinerario.** En este caso la señalización del recorrido se realiza mediante la colocación de boyas que marquen las estaciones o paradas durante el recorrido más representativas. A su vez en cada una de las estaciones quedan colocados paneles informativos sumergibles, situados a pocos metros de la superficie, que reflejan las particularidades de cada ecosistema. Para este tipo de itinerario proponemos la colocación de 6 paneles informativos de 50 x 70 cm donde queden representados los siguientes elementos:



Panel Nº 1: Representación de la **zona de rompiente o salpicadura**, características ecológicas y especies asociadas más representativas.

Panel Nº 2: Representación de un **fondo arenoso**, características ecológicas y especies asociadas más representativas.

Panel Nº 3: Representación de un **fondo rocoso**, características ecológicas y especies asociadas más representativas.

Panel Nº 4: Representación de una **pradera de *Posidonia oceanica***, características y especies asociadas más representativas.

Panel Nº 5: Representación de los **invertebrados** más comunes del Mediterráneo, descripción de estas especies y sus características ecológicas.

Panel Nº 6: Representación de los **peces** más comunes del Mediterráneo, descripción de estas especies y sus características ecológicas.



Duración: Este tipo de itinerario está diseñado para que todo el recorrido tenga una duración de aproximadamente 40-50 minutos, aunque el tiempo de permanencia en el itinerario está en función del propio usuario.

Funcionamiento: De Junio a Septiembre.

Material necesario:

- 2 líneas de agua (longitud variable en función de la ubicación)
- boyas cilíndricas de señalización de las líneas de agua
- 6 boyas cilíndricas de señalización de cada panel
- 6 paneles de información sumergibles
- 6 muertos
- material de seguridad
- material divulgativo



- A su vez se pueden plantear los itinerarios como recorridos en apnea guiados o dirigidos por el **monitor o guía** de la actividad que es el que proporciona toda la información, de esta manera no es necesaria la colocación de paneles sumergibles que representen los distintos ecosistemas, sino que es el propio guía el que marca el recorrido, las paradas, puntos de interés, teniendo en este caso la ventaja de poder adaptar los contenidos a los distintos niveles de conocimiento y curiosidad de los usuarios, tanto en aspectos relacionados con la biología marina como las propias destrezas bajo el agua. En este caso es muy importante la labor del guía, cuyas principales funciones son:
- Satisfacer las inquietudes y expectativas de los visitantes.
 - Formar y educar a los visitantes
 - Satisfacer las inquietudes y expectativas de los visitantes.
 - Dar ejemplo de actitud comprometida con temas de conservación, respeto del medio marino.
 - Diseñar la visita de forma participativa, con una metodología activa de manera que los usuarios participen y den ideas, a la vez que transmiten sus propios conocimientos.
 - Adaptar los contenidos a la edad e intereses del grupo.

En cuanto al perfil del "guía o monitor de la actividad", debe de ser una persona con conocimientos suficientes en biología marina y con titulación básica de socorrismo acuático.

Duración: Este tipo de itinerario está diseñado para que todo el recorrido tenga una duración de aproximadamente 40-50 minutos, aunque el tiempo de permanencia en el itinerario está en función de los propios usuarios, es decir, de sus conocimientos de biología marina, curiosidad, tamaño de grupos, destreza bajo el agua, etc.

Funcionamiento: De Junio a Septiembre.

Material necesario:

- Material de seguridad (boyas de señalización).
- Material divulgativo (tablillas sumergibles ilustradas)
- Tablillas sumergibles para escribir.



- Otro tipo de propuesta que se plantea es que los visitantes y usuarios de la reserva tengan la opción de realizar itinerarios o recorridos en inmersión con escafandra autónoma, a modo de "**inmersiones temáticas**" dirigidas a la contemplación de las peculiaridades ecológicas del medio marino de Cabo de Palos. De esta manera el diseño de las inmersiones tendría además de una labor educativa y divulgativa, un fuerte contenido medioambiental. Esta actividad se plantea como otra de las posibles actividades alternativas que puede ofrecer la reserva marina dirigida a su vez por la figura del "*monitor o guía de la reserva*" que, además de acompañar y diseñar el recorrido, realice paradas durante la inmersión y dirija la atención de los buceadores a la observación de las características ecológicas más importantes en función de la inmersión realizada, observación de especies singulares, contemplación de los distintos tipos de fondos, etc.

Se pueden plantear inmersiones tanto dentro de la reserva como fuera de ella, en zonas próximas a las que se pueda acceder tanto en embarcación como desde costa, de esta manera se puede optimizar el aprovechamiento de las singulares condiciones de la reserva marina para la práctica del buceo, fomentando a su vez, la promoción de zonas de buceo menos conocidas y frecuentadas a la vez que se diversifican las áreas de buceo. La participación de los guías o monitores podría realizarse a su vez con la colaboración de los clubes de buceo que operan en la zona, ofertando a los usuarios la posibilidad de realizar las inmersiones acompañados por "*el monitor de la reserva*".



7.1.5 Material y recursos educativos

Sería aconsejable que los usuarios pudieran disponer de **material divulgativo** tipo folletos, posters, libros, que muestren las principales características del entorno de Cabo de Palos, la propia descripción de la reserva, y la flora y fauna del entorno. Si la visita es realizada por grupos de escolares, asociaciones, grupos de campamentos, etc. se plantea también la elaboración de cuadernillos, que pueden ser rellenados una vez finalizado el recorrido. En el caso de grupos de escolares se puede adaptar la actividad a los contenidos curriculares oficiales y el nivel de desarrollo de cada edad además del propio funcionamiento de actividad a los meses de calendario escolar.

A su vez los itinerarios se completan con la utilización de **guías o tablillas sumergibles** que representen tanto la flora y fauna más característica y fácil de observar como el diseño ilustrado de todo el recorrido.



Se propone, como complemento al recorrido bajo el agua, la realización por parte de los guías o monitores encargados de la actividad de una **charla** previa al comienzo del recorrido cuyos contenidos se relacionen con el conocimiento de la Reserva Marina de Cabo de Palos-Islas Hormigas en cuanto a su declaración, riqueza de fondos, diversidad de especies, calidad de aguas, a la vez que se potencien actitudes respetuosas y responsables con el medio marino.



7.2 Ejemplos de itinerarios establecidos en otras reservas marinas

7.2.1 Itinerario submarino de Port-Cros

www.portcrosparcnational.fr/visite/porteros/animation/

Este itinerario fue creado en 1979 y actualmente recibe alrededor de 2000 visitantes durante la época de verano. Es considerado por la mayoría del público que lo visita como una excelente herramienta para descubrir y contactar con el medio marino. Está colocado en la bahía de "La Palud", donde se integra a su vez la playa del mismo nombre. El lugar de colocación fue elegido por representar el conjunto de ecosistemas que se pueden encontrar en el Mediterráneo, y a una profundidad entre 0 y 10 metros.



Bahía de La Palud donde la colocación del itinerario impide el acceso a los barcos.

El balizamiento de la zona está constituido por 2 líneas de agua de 200 metros cada una, en las que hay colocadas a su vez boyas cada 3 metros. El balizamiento del sendero es a través de 7 boyas que marcan los puntos de observación más característicos y a 0.5 metros de la superficie se encuentran paneles informativos de 50 x 70 cm que presentan las particularidades del fondo. También se da la opción de visitas guiadas en zonas desprovistas de señalización.



El funcionamiento del itinerario es en los meses de verano, de Junio a Septiembre. La duración del itinerario es de 30 a 45 minutos y los grupos en general no superan las 8 personas. La visita a esta actividad es totalmente gratuita.



Zona de balizamiento y paneles submarinos en los que se muestran los detalles de los puntos de interés del itinerario submarino de La Palud.

7.2.2 Itinerario submarino de la Reserva Natural Marina de Cerbère-Banyuls

www.cg66.fr/environnement/reserve_marine/sentier_multimedia/

La zona queda acotada por 2 líneas de agua de 250 metros cada una. Presenta 5 estaciones de observación representativas de 5 ecosistemas diferentes. En cada estación quedan colocadas las boyas de señalización equipadas con los paneles de información sumergibles. La peculiaridad de este itinerario reside en ser el primer itinerario "multimedia". Para ello existen a disposición de los bañistas tubos FM, que permiten la audición de las características del itinerario en cada una de las estaciones o puntos de observación. El itinerario funciona durante los meses de verano y es totalmente gratuito. Actualmente recibe una media de 20.000 visitas anuales.





7.3 Producción de un manual de buenas prácticas del submarinismo recreativo

7.3.1 ¿Es el buceo una actividad respetuosa con el medio marino?

Cada vez son más las personas que se inician en la práctica de actividades subacuáticas. En los últimos años el número de buceadores se ha incrementado de tal manera que, en la actualidad existen numerosos destinos turísticos planificados única y exclusivamente para los submarinistas. Estos dos hechos, el incremento continuo del número de buceadores y la creciente oferta de destinos de buceo, hace que nos preguntemos la capacidad de carga que pueden soportar estos lugares sin verse alterados ni modificados y cual debe de ser el comportamiento de los submarinistas durante la práctica del buceo.

La mayoría de los buceadores desconocen los impactos ambientales negativos derivados de la práctica de actividades subacuáticas. En general los conocimientos de carácter ambiental y de buena conducta y respeto del medio marino durante la práctica del buceo suelen ser bastante escasos en la mayoría de los buceadores. Es importante que cada vez exista una mayor concienciación ambiental en todas aquellas personas que practican esta actividad. Los impactos directos de la actividad del buceo deportivo se centran sobre todo en la flora y fauna bentónicas, con el efecto, entre otros, del roce de las aletas sobre el fondo, fruto, normalmente de una mala flotabilidad en buceadores menos experimentados o sin conciencia ambiental. Es indudable, por tanto, que la práctica del buceo conlleva alteraciones en el medio. La acción de un solo buceador no tiene serias repercusiones sobre el medio, sin embargo el efecto acumulativo de estos impactos sobre los mismos puntos de buceo puede provocar alteraciones importantes en aquellos organismos más sensibles.

La magnitud de los impactos ambientales provocados por el ejercicio de actividades subacuáticas son variables en función de una serie de parámetros, como época del año en la que se bucea, modalidad de buceo (espeleobuceo, buceo de observación, fotografía submarina o video), accesibilidad a los puntos de buceo, conocimiento del medio por parte de los buceadores, etc. Por ejemplo, una acción muy nociva a la vez que común en la mayoría de buceadores es el levantamiento de sedimento del fondo por efecto del aleteo. Esta misma acción, tendrá repercusiones distintas en función de las variables anteriormente citadas como lugar de buceo (si es fondo de roca, fondo de arena, detrítico o praderas de fanerógamas), topografía del fondo (cueva o mar abierto), época del año (según el ciclo vital de especies filtradoras), modalidad de buceo (si es solo de observación, o si es de fotografía y video, que implica una mayor distracción por parte del buceador y mayor esfuerzo para no provocar alteraciones en el fondo), características del buceador (si es menos experimentado y no controla su flotabilidad o es un descuido ocasional de cualquier buceador).



Además de estas consideraciones es importante tener en cuenta a la hora de querer evaluar los impactos provocados por las actividades subacuáticas la frecuentación de los puntos de buceo y el número de personas que participan en cada inmersión. Desde el punto de vista de la sobrefrecuentación, estas dos variables son de enorme importancia, ya que nos delimitarán la capacidad de carga de un lugar de buceo concreto. A su vez, es importante conocer la reversibilidad de las alteraciones que provocamos en el medio, de manera que si todas aquellas alteraciones provocadas son reversibles y en corto plazo de tiempo el impacto provocado será mucho menor. Podemos concluir por tanto que una misma acción tendrá diferentes repercusiones en función de todos los parámetros anteriormente citados.

7.3.2 Formas en las que un submarinista puede proteger el medio ambiente subacuático

➤ Durante la inmersión:

1. Al sumergirnos debemos intentar no descender en caída libre. Durante el descenso debemos equilibrar la flotabilidad con nuestro chaleco para evitar tocar el fondo o apoyarnos sobre éste. Es importante controlar nuestro equilibrio, encontrar la flotabilidad neutra y nadar siempre entre dos aguas.



2. Colocarnos el peso suficiente y bien colocado a través de nuestro cinturón de plomos de manera que no quedemos sobrelastrados, esto permitirá mantenernos de una forma más fácil en posición horizontal evitando así roces innecesarios sobre el fondo.

3. Aproximarnos a nuestro punto de muestreo nadando en horizontal, desplazándonos de una forma suave y sin nadar excesivamente cerca del suelo o paredes, de esta forma evitaremos los posibles golpes ocasionados con nuestras aletas a los organismos que allí viven además de levantar nubes de polvo que pueden dañar a comunidades de filtradores.



4. Intentar no mover rocas y piedras para observar los organismos que viven debajo de éstas y si lo realizamos procurar dejarlas exactamente en su posición inicial de lo contrario terminarán siendo presa fácil para organismos predadores.



5. Procurar tocar lo menos posible y evitar los posibles contactos tanto con nuestro cuerpo como con nuestro equipo. Es muy común en los buceadores el constante apoyo sobre el fondo tanto con las manos como con las aletas. Hemos de ser conscientes del daño que ocasionamos con este tipo de acciones sobre las comunidades de organismos bentónicos.

6. Mientras buceamos debemos ser conscientes de nuestro cuerpo y de la colocación de nuestro equipo. A su vez debemos intentar mantener la consola y fuente de aire alterna aseguradas de manera que no se arrastren por el fondo.



7. Evitar desplazar a organismos del lugar donde lo hemos encontrado. Algunos suelen ser muy territoriales, especialmente aquellos de poca



movilidad, de manera que seleccionan y preparan los lugares donde habitarán. Si cambiamos su posición estaremos fomentando que queden más expuestos e indefensos ante los posibles predadores y competidores.

8. No debemos dar de comer a los peces. Ofrecer alimento es una práctica habitual en algunos puntos de buceo, pues permite en ocasiones una mayor aproximación a las especies de gran tamaño, además de constituir muchas veces el propio objetivo de la inmersión. La práctica continuada del "feeding" sobre el mismo punto de inmersión ocasiona alteraciones importantes tanto en la forma de vida como en el comportamiento de las especies y sus relaciones de competencia. En ningún caso dar de comer alimentos diferentes a los que forman parte de la dieta en el medio natural, pues de esta forma provocaremos trastornos metabólicos importantes.



9. No recoger ni matar erizos u otros organismos para dar de comer a los peces. Aunque pueda pareceros que son muy abundantes, cada población tiene un número determinado de individuos que están en equilibrio con el resto de las especies.





10. No llevarse como recuerdo conchas, ramitas de gorgonias ni cualquier organismo o parte de él aunque pueda pareceros que están muertos. Las conchas y las caracolas sirven de cobijo o sustrato donde se asientan muchos otros animales marinos, los pólipos de las gorgonias siguen vivos aun cuando la ramita que los soporta se haya desprendido de la roca, y en general la descomposición de estos organismos son parte del complejo funcionamiento de los ecosistemas marinos.



11. La práctica reiterada de tocar organismos filtradores para poder observar su respuesta táctil de retirarse con el contacto con algún objeto extraño puede disminuir el tiempo total de filtrado de estos organismos y por tanto la cantidad de alimento conseguido.



12. Al realizar inmersiones en cuevas, pasillos y espacios cerrados debemos evitar al máximo los posibles roces ocasionados con la botella y aletas que puedan ocasionar daños sobre los organismos que allí viven. Procurar a su vez no levantar fango que pueda influir en nuestra propia orientación.



13. Bucear con cuidado en campos de gorgonias. Estos organismos se caracterizan por crecer a una tasa muy lenta, de manera que romper un trozo o una colonia supone destruir años de crecimiento.



14. No perseguir e intentar agarrar a ciertos animales como queriendo jugar con ellos pues estas acciones interfieren con seguridad en su comportamiento habitual de alimentación, apareamiento, defensa de su territorio, además de provocarles un gran estrés. No jugar con los pulpos, se desorientan y se convierten

en presa fácil para meros y otros depredadores. La mayoría de los peces tienen una mucosa que los protege y si nosotros los toqueteamos les quitamos esa protección.



15. En el fondo del mar límitate a ser un observador de la vida que allí se desarrolla. El molestar a los animales marinos, alterando su comportamiento natural, es también una forma de agresión cuyas consecuencias pueden ser negativas para la supervivencia de estas especies. Muchas especies son territoriales o dependen de un refugio para su supervivencia.

16. No agarrarnos a las gorgonias u organismos de gran tamaño para no caernos o mantener la posición. Hacer uso de nuestro chaleco hidrostático o aletas, de lo contrario terminaremos arrancando estos organismos tan frágiles.



17. En relación a la fotografía submarina, se pueden hacer buenas fotos sin necesidad de estresar a los animales. La mayoría de los fotógrafos suelen provocar numerosos impactos sobre el fondo, como consecuencia de apoyos sobre el fondo a través de sus aletas o con todo el cuerpo, fruto normalmente de la despreocupación y entretenimiento a la hora de la toma de fotografías.

18. Hacer caso de todas las recomendaciones que nos dan los instructores y clubes de buceo durante la celebración del "briefing".



19. Cuando sea necesario el uso del globo o boya de descompresión no atarlo a ningún organismo vivo, buscar una piedra sin vida para lastrarlo o sobre un plomo de nuestro bolsillo.

20. No practicar el buceo con corriente si no se está familiarizado con este tipo de inmersiones, pues además de suponer un riesgo nos obligará a impulsarnos y sujetarnos por le fondo o paredes rocosas pudiendo dañar a los organismos que allí viven.

21. Si queremos practicar la flotabilidad, debemos hacerlo retirándonos de las paredes y fondos rocosos y buscando algún claro de arena donde la fauna epibentónica es menos frecuente.

22. Está absolutamente prohibida la extracción de cualquier organismo vivo. Está absolutamente prohibida la extracción de cualquier organismo vivo mediante el buceo con escafandra autónoma, aunque no esté dentro de ninguna zona protegida.





23. Cuando se bucee dentro de áreas protegidas como Parques o Reservas Marinas debemos informarnos de la normativa vigente y seguirla estrictamente. En algunas zonas se necesita un permiso para la práctica del buceo que hay que solicitar con antelación, o existen áreas restringidas en las que está prohibido el submarinismo.



24. Intentar reconocer las especies protegidas o en peligro de extinción de los lugares que visitamos y evitar en la medida de lo posible cualquier tipo de interacción sobre éstas. De esta forma estaremos fomentando la conservación del medio marino.

25. Recoger todos aquellos restos de basura que nos encontremos durante nuestras inmersiones. Estos materiales pueden ser ingeridos por los peces u otros organismos ocasionando en la mayoría de las ocasiones la muerte de éstos.

➤ **Fuera del agua**

1. Durante el viaje en embarcación evitar arrojar aceites, combustibles o cualquier tipo de basura. Algunos tipos de residuos, como los plásticos, son muy dañinos tanto por su capacidad de permanencia en el medio marino como sus posibles interacciones con la fauna. Las bolsas de plástico son a menudo confundidas con medusas por las tortugas de mar, y tras su ingestión, provocan muy frecuentemente la muerte de estos animales. A su vez, los anillos de plástico de botes y latas de refresco ocasionan un efecto similar, sobre todo en aves marinas, que quedan enganchados en ellos.

2. Al fondear en aguas poco profundas, procurar no hacerlo sobre praderas de Posidonia u otras fanerógamas. Estas especies tardan bastante tiempo en crecer y juegan un papel muy importante en el ecosistema marino.



Hay que tener en cuenta que el efecto de las anclas sobre el fondo puede ser muy perjudicial en función de la sensibilidad del ecosistema submarino y de la frecuencia con la que se fondea sobre él. Los fondos rocosos donde habitan gorgonias u

organismos similares son también extremadamente sensibles.

3. Intentar no arrojar más cadena que la necesaria para fondear ya que un exceso de la misma, debido a su rozamiento sobre el fondo, ocasiona un daño innecesario sobre los organismos que sobre él habitan.



4. Evitar una navegación a gran velocidad sobre aguas someras, que se traduce en ruidos y vibraciones que alteran el medio natural de muchas especies litorales y favorecen su desaparición o la alteración de su comportamiento.

7.3.3 Principales impactos ambientales sobre el fondo marino

A continuación se describen de una forma general los principales impactos ambientales provocados por la práctica de actividades subacuáticas sobre los fondos y las especies que allí habitan:

- Degradación de los hábitats.
- Pérdida de la biodiversidad por la degradación de los hábitats.
- Cambios en el comportamiento de algunas especies.
- Molestias a la fauna durante periodos críticos, como la reproducción.
- Provocar la desorientación de determinadas especies, como el pulpo que se convierte en presa fácil después de jugar con ellos.
- Depredación y desaparición de los ejemplares más grandes de algunas especies más grandes por efecto de la pesca submarina ilegal.
- Explotación del fondo marino para tener un recuerdo de la inmersión.
- Explotación de restos arqueológicos como ánforas, monedas o cerámicas.
- Destrucción de las paredes de las grutas o cuevas por efecto del roce con nuestro equipo.
- Levantamiento de sedimento que perjudica a organismos filtradores.



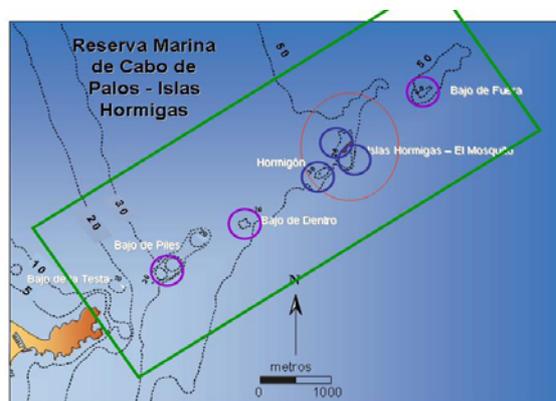
➤ **ALGUNAS BUENAS IDEAS.**

- Cuida los fondos donde te sumerges.
- Perfecciona tu técnica de buceo. Domina tanto la flotabilidad como tus propios aleteos.
- Respeta la fauna y flora, no recolectes organismos vivos, llévate como recuerdo mejor las fotos para que el próximo buceador pueda también disfrutar de la inmersión.
- Conoce las especies más importantes de las zonas donde bucees, así como el funcionamiento general de ecosistema en el que habitan.
- Da en todo momento ejemplo de un comportamiento correcto.
- Muéstrate crítico ante situaciones dañinas o antideportivas.

7.4 Producción de material divulgativo

CABO DE PALOS

De toda la Costa de Murcia, Cabo de Palos es el punto más oriental. Su situación de cabo que se adentra en el mar, junto con las condiciones climáticas y oceanográficas del lugar, que proporcionan unas aguas limpias y oxigenadas, unido a la gran diversidad y riqueza de ambientes (fondos rocosos, fondos de arena, praderas de fanerógamas marinas, etc) hacen de este enclave un lugar privilegiado.



Ubicación de la reserva marina, el rectángulo verde delimita los límites de la reserva parcial, mientras que la reserva integral se señala con una circunferencia roja

Los bajos y afloramientos rocosos que rodean Cabo de Palos albergan la flora y fauna más interesante del litoral sumergido de la región de Murcia, con una altísima diversidad de especies, y unos paisajes submarinos de extraordinaria belleza y valor. A su vez, la excelente temperatura de sus aguas, unida a su transparencia y visibilidad, hacen de este entorno un lugar idóneo para la realización de actividades subacuáticas prácticamente todos los meses del año.

El buen estado de conservación de los ecosistemas y la elevada diversidad y riqueza biológica de la zona de Cabo de Palos-Islas Hormigas, unido al gran interés pesquero para su zona llevó a la declaración de esta zona como reserva marina en 1995. La reserva en total está constituida por 1.898 hectáreas de superficie. Se extiende de forma rectangular desde Cabo de Palos hacia el noreste.



Dentro del área de protección se incluye una zona de reserva integral, formada por la isla Hormiga, El Mosquito, y los islotes de La Losa y el Hormigón. Esta zona queda delimitada por un círculo de 0,5 millas de radio y centro en el faro de la isla Hormiga. El resto de la reserva está formada por los bajos de la Testa, Piles, de Dentro, de Fuera y parte del propio cabo.



Imagen del faro de la Isla Hormiga, en la cual, se sitúa el centro de la circunferencia que delimita la reserva integral con un radio de 0,5 millas de radio.

Valores naturales

El cabo de Palos constituye el extremo oriental de la sierra litoral de Cartagena, adentrándose hacia el mar mediante los bajos rocosos de Pajares, de la Testa, de Piles, de Dentro, Islas Hormigas y bajo de Fuera. Se asienta sobre un basamento de roca metamórfica de gran dureza, recubierto por materiales sedimentarios cementados y costra caliza que, en conjunto, configuran un litoral más o menos acantilado de gran belleza, interrumpido por pequeñas calas.

La reserva marina de Cabo de Palos-Islas Hormigas está incluida desde el año 2000 en el LIC "Franja litoral sumergida de la Región de Murcia", forma parte de la Zona Especialmente Protegida de Importancia para el Mediterráneo aprobada para el litoral de la Región de Murcia. A su vez, el área comprendida por las islas Hormigas está declarada como Zona de Especial Protección para las Aves (ZEPA) por la presencia y reproducción del Paíño del Mediterráneo (*Hydrobates pelagicus melitensis*).



Litoral sumergido

Las características de **temperatura y salinidad** de las aguas de la reserva y su entorno son similares a las de la plataforma continental entre el cabo de La Nao y el Cabo de Gata, sufriendo marcadas influencias de las estaciones y de las aguas atlánticas procedentes del Estrecho. Hasta aproximadamente los 20 metros de profundidad, la temperatura media del agua en invierno suele ser de 14° C y de 23° C en verano. A partir de los 20 metros, suele haber una media en invierno de 12 a 14° C y en verano la temperatura varía en función de la termoclina que comienza a formarse en los meses de abril y mayo y puede alcanzar profundidades que sobrepasen los 30 metros. Su permanencia en las aguas depende de la aparición de los temporales de otoño, de manera que en algunos casos se retrasa hasta finales de noviembre. La salinidad fluctúa típicamente entre 36 y 38‰.

En relación al **oleaje**, el tramo comprendido desde Cabo de Palos hasta El Escull del Mojón se ve afectado por el oleaje provocado por los vientos del noreste y del este, en cambio el tramo que va desde el cabo a Mazarrón no se ve muy afectado por el oleaje del este sino que son los vientos del suroeste y suroeste (leveche) los de mayor incidencia. A su vez, todo el tramo de Cabo de Palos está muy expuesto al oleaje del sur, que, aunque es poco frecuente cuando se presenta puede hacerlo en forma de fuerte temporal.

La **plataforma submarina continental** en general es muy corta, de manera que a pocas millas de la costa aumenta la profundidad muy bruscamente. Esto hace posible que en algunas ocasiones podamos encontrar especies de profundidad en aguas relativamente someras. Cabo de Palos constituye el punto intermedio entre 2 tramos muy diferenciados de la plataforma continental murciana. Desde Cabo de Palos hasta el límite de la provincia con Almería la anchura de la plataforma es muy reducida, con valores de 2,5 km en Cabo Tiñoso y 11 km en las proximidades de Cabo de Palos. En este tramo de costa el talud continental comienza entre los 100 y 200 metros de profundidad. En cambio el tramo que va desde Cabo de Palos hasta el límite de la provincia de Alicante presenta una anchura considerable, pasando de los 15,5 km frente a Cabo de Palos a los 32 km en los Escull del Mojón. El talud continental en este tramo comienza a partir de los 150 metros de profundidad.

En los **tramos de costa** podemos distinguir una orografía muy cambiante, con la presencia alternada de calas arenosas, sistemas rocosos y acantilados verticales que descienden en algunos casos hasta los 25 metros por debajo del nivel del mar. A su vez, los fondos sedimentarios próximos tienen una fuerte pendiente.



El **paisaje submarino** de Cabo de Palos presenta una gran biodiversidad y una elevada heterogeneidad de formaciones. Entre los valores que presenta esta zona podemos destacar los **fondos de naturaleza rocosa**, formados por paredes verticales y grandes bloques, donde se encuentran representadas la totalidad de biocenosis descritas para el litoral de la Región de Murcia, además de la presencia de especies indicadoras de alta calidad ambiental. Estas formaciones rocosas presentan gran complejidad y abundancia de especies algales que favorecen la aparición y proliferación de numerosas especies de interés pesquero. A su vez, la extensa variedad topográfica de estos fondos (grietas, extraplomos, cuevas, paredes y superficies de diferente orientación e inclinación, etc.) proporciona una gran diversidad de hábitat donde poder implantarse un alto número de comunidades diferentes. La gran profundidad que alcanzan los fondos rocosos de la reserva marina de Cabo de Palos permite la presencia de algunas comunidades que no pueden darse en tramos de acantilados menos profundos.

Así, en zonas profundas (más de 35 metros) encontramos la comunidad del **coralígeno**, que es considerada como una de las comunidades climax del bentos costero mediterráneo y que se caracteriza por presentar una gran cantidad de especies con estructuras calcáreas.

Los **fondos sedimentarios** profundos presentan una gruesa granulometría y una comunidad de fondos detríticos costeros bien desarrollada.

Los **fondos de arena** son también abundantes en esta parte del litoral. Estos fondos contienen también una gran cantidad de especies animales y vegetales que cumplen una función ecológica que resulta vital para la salud de los ecosistemas litorales. Suelen estar formados por arenas finas y limos que parten desde la orilla, transportados por las corrientes marinas, hasta alcanzar los 30 o 40 metros de profundidad. En ellos no encontraremos comunidades algales, aunque en ocasiones los veremos parcialmente tapizados por fanerógamas marinas. Los organismos epibentónicos (aquellos que viven sobre el sustrato) se instalan aquí raramente, pues la inestabilidad de las partículas superficiales, producto del oleaje y las corrientes, impide su asentamiento. En cambio, los animales endobentónicos (aquellos que viven dentro del sustrato) sí habitan estos fondos.



La fanerógama *Posidonia oceanica* la encontramos tanto en los fondos rocosos como en los fondos sedimentarios. El tramo que va desde Cabo de Palos hasta El Mojón presenta una en conjunto una pradera de 5.000 Ha. de extensión, siendo la más amplia de todo el litoral. Las zonas norte y sur de la reserva marina presentan grandes extensiones y praderas muy bien conservadas.



Imagen de la pradera de *Posidonia oceanica* presente en los lindes de la reserva marina.

Esta especie, endémica en el Mediterráneo, juega un papel muy importante en el funcionamiento de los ecosistemas costeros y en el mantenimiento de los recursos marinos. Por un lado, contribuyen positivamente a la oxigenación del agua marina e incluso a su limpieza, atrapando a las partículas sedimentarias que quedan en suspensión. Por otro lado, sus rizomas favorecen la fijación de los sustratos arenosos sobre los que se asientan, lo que unido a su capacidad de amortiguar el oleaje, incide en la disminución de los procesos erosivos de las zonas litorales.

Otra de las características de esta especie es su capacidad para albergar a una rica y variada fauna y flora, alcanzando unos índices de biodiversidad muy elevados. En el entorno de Cabo de Palos la existencia de pequeñas calas protegidas de los vientos dominantes (levante) y la presencia de estas comunidades de fanerógamas hacen de la zona un refugio ideal para innumerables especies de peces que son aprovechados comercialmente.

A los valores naturales se unen los culturales, ya que los bajos que rodean las islas Hormigas poseen numerosos restos de naufragios de varios barcos, algunos de ellos de finales de siglo XIX y principios del XX, siendo de gran interés tanto histórico como recreativo, este último por el gran interés que suscitan para muchos buceadores.



Bucear en Cabo de Palos

Cabo de Palos reúne unos fondos marinos excepcionales que junto con su climatología privilegiada nos permiten disfrutar de la práctica del buceo prácticamente todos los meses del año. La excepcional belleza y conservación de sus fondos hacen de éste uno de los mejores lugares del Mediterráneo para la práctica del submarinismo. Dentro de la reserva podemos realizar las siguientes inmersiones:

Bajo de la Testa



Este bajo se encuentra situado entre el cabo y los bajos de Piles. La parte más somera se encuentra a 8 metros y la más profunda entre 20 y 25 metros. Por el hecho de ser el bajo menos profundo de los que están incluidos en la reserva constituye un buen lugar para buceadores menos experimentados. Es una enorme formación rocosa en forma de meseta que se encuentra rodeada de *Posidonia oceanica*.

En general la vida invertebrada es abundante, así como el recubrimiento de algas. La fauna de peces está también bien representada por gran número de espetones, escórporas, meros, morenas, sargos, bancos de salpas y mújoles.

Bajo de Piles



Es un bajo perpendicular a la costa y se encuentra situado entre el bajo de la Testa y el bajo de Dentro. En la cara sur de esta montaña rocosa podemos alcanzar una profundidad de hasta los 30-32 metros llegando a un fondo de arena.

La primera cabeza del bajo de Piles es una cresta rocosa de 75 m de largo con una profundidad mínima de 12 m y una máxima de 27m. En ella, podemos encontrar una fauna muy llamativa por el número y tamaño de sus morenas que comparten espacio con escórporas, mojarras, abadejos y meros. La cara noroeste de este bajo presenta grandes bloques de rocas que suelen albergar meros de gran tamaño.

En el segundo Piles encontramos una profundidad mínima de 9 m y una máxima de 30 m. Entre la fauna que podemos encontrar destacan los grandes bancos de barracudas así como meros y falsos abadejos de gran tamaño.



También cabe destacar, el avistamiento ocasional de águilas de mar, siendo más frecuentes en los meses de septiembre a noviembre, cuando se las puede ver seguidas de sus crías. Al igual que en el bajo de Dentro, es probable que nos encontremos con corrientes más o menos fuertes a la hora de realizar una inmersión en este bajo.

Bajo de dentro

Esta inmersión suele ser la más visitada de toda la reserva, soportando en verano un excesivo número de buceadores diarios. Se encuentra situado entre el bajo de Piles y las islas Hormigas. Este bajo está constituido por una gigantesca columna de roca que se acerca hasta unos tres metros de la superficie y con una profundidad máxima bastante mayor de la que es recomendable alcanzar.

Este tipo de inmersión, por las características de montaña submarina, no requiere atención especial a la orientación, ya que se bucea siempre con la pared a un lado, de manera que el regreso se puede realizar en sentido contrario o bien dar la vuelta completa a todo el bajo. Según descendemos empezamos a encontrar extensos campos de gorgonias de la especie *Eunicella singularis* tanto en la cara norte como en la cara sur. Si decidimos seguir descendiendo nos encontraremos a su vez con la gorgonia roja *Paramunicea clavata*.

En la cara sur encontraremos una pequeña cueva a una profundidad de 14-17 metros. Este bajo es muy rico en todo tipo de especies como los grandes bancos de mojarras, barracudas, lechas, corvas, sargos, así como meros, sargos reales, escórporas, águilas de mar, congrios, morenas, brótolas, también podremos ver algunas especies pelágicas como peces limón, dentones, águilas marinas se podrán observar en algunas ocasiones.

Bajo de Fuera o Roca del Vapor



Es el último bajo de la cadena geológica y el más espectacular desde el punto de vista de los buceadores. Se encuentra situado en aguas exteriores de la reserva, próximo a los islotes de las Hormigas. Es una montaña rocosa de 100 metros de longitud con escarpadas agujas que llegan a sólo 3 metros de la superficie y descienden hasta los 50 metros. Situado más allá de las islas fue causa en el pasado de numerosos naufragios que acabaron con el hundimiento de varios barcos visitados hoy por aquellos buceadores amantes de las inmersiones en los grandes pecios.



El más conocido de estos barcos es el "Sirio" que se encuentra a más de 60 metros, por lo que su visita está reservada a buceadores con mucha experiencia. Otros pecios son el Minerva y el Nord América. Disfrutaremos en esta inmersión con la presencia de grandes cardúmenes de lechas, dentones y barracudas de gran tamaño, así como meros, sargos reales, peces luna, doradas, etc.

Fuera de la reserva encontramos:

Bajo del Descargador



Se encuentra situado fuera ya de la reserva, en la playa del Descargador, próxima a Cala Reona. Es una piedra de unos 50 metros de diámetro aislada entre fondos de arena y praderas de *Posidonia oceanica*. A unas profundidades que rondan los 5-15 metros podemos encontrar salmonetes, mojarras, sargos, morenas, congrios, además de una bonita fauna de invertebrados como esponjas, moluscos, espirógrafos y nudibranchios. Este bajo no suele soportar un excesivo número de visitas por parte de los buceadores, puesto que es menos conocido. Son habituales las inmersiones en este bajo cuando hay mala mar pues está más resguardado de corrientes y oleaje.

La poca profundidad y las escasas corrientes hacen de esta inmersión un lugar idóneo, junto con el bajo de la Testa, para buceadores menos experimentados o principiantes.

Pecios

Una característica de las aguas de Cabo de Palos es el importante número de grandes pecios que se encuentran distribuidos por sus fondos, como consecuencia de choques con los bajos en tiempos en los que los sistemas de navegación no estaban tan desarrollados como ahora. Excluyendo aquellos que quedan reservados para la práctica del buceo técnico debido a su gran profundidad, encontramos como inmersión de gran interés para los buceadores "El Naranjito", nombre popular que se da al pecio del carguero "Isla de la Gomera" que se hundió por un desplazamiento de su carga de naranjas a causa de un temporal. Este pecio está señalado en las cartas náuticas, y comienza a una profundidad de unos 30 metros. Tiene unos 35 metros de eslora y la popa reposa sobre un fondo de unos 40 ó 45 metros, por lo que no se puede permanecer mucho tiempo en él. Lo mejor, si las corrientes lo permiten, es ir directos a popa y recorrer el buque hacia la proa. La vista del pecio es espectacular, y se puede pasar por las bodegas sin mucho peligro, aunque se debe de tener cuidado de no levantar sedimento del fondo. Es fácil ver en esta inmersión congrios, meros y peces luna. Es una inmersión con una larga descompresión asegurada y a menudo con fuertes



corrientes, que hacen que el ascenso y el descenso se tengan que hacer bien agarrados al cabo del ancla.

Otros lugares de interés

Cerca de Cabo de Palos encontramos como puntos también de interés para las actividades subacuáticas la **Isla Grosa y el Farallón**, ambos de naturaleza volcánica. Estas formaciones presentan un alto interés biológico. Aves marinas como la gaviota de Audouin (*Larus audouinii*) y el cormorán moñudo (*Phalacrocorax aristotelis*) tienen aquí sus únicas poblaciones nidificantes en la Región de Murcia.

El Farallón es la isla que se sitúa más al este del litoral murciano. De naturaleza volcánica y horadado en su parte más abrupta, forma con la isla Grosa un estrecho canal de apenas 600 metros. La profundidad máxima que podemos alcanzar no supera los 23 metros y en dirección norte ésta disminuye hasta los 10 y 15 metros. A 700 metros del Farallón encontramos el bajo de la Laja, una gran chapa de piedra sumergida a pocos metros.



Fotografía del Farallón

En el entorno de Cabo de Palos existen también numerosos islotes desprendidos de la costa, así como piedras, losas y escollos situados fuera de la reserva marina que resultan también atractivos desde el punto de vista de las actividades subacuáticas. Los principales islotes son las Nogueras, situado frente a Cala Avellán, los Punchosos, situado entre Cala Flores y Cala Medina. Existen, a su vez, tramos del litoral bien conservados donde encontramos diversas calas como Cala Fría, la Escalera, Cala flores, Cala Reona que ofrecen al buceador fondos atractivos a los que se puede acceder de una forma cómoda para el disfrute de inmersiones sin necesidad de una embarcación.



Al doblar el Cabo de Palos, el litoral se torna más escarpado y rocoso, estando la costa dominada por importantes volúmenes montañosos que se sumergen directamente en el mar. Una vez que pasamos el parque natural de Calblanque las playas de arena fina dan paso a numerosos cabos, puntas, escollos y baterías de costa.

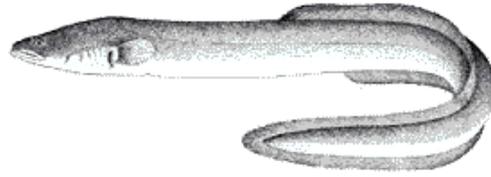


Fotografía donde se muestra la pradera de *Posidonia oceanica* y algunos ejemplares de *Salpa salpa*.

7.5 Lista de especies más comunes capturadas en el litoral murciano

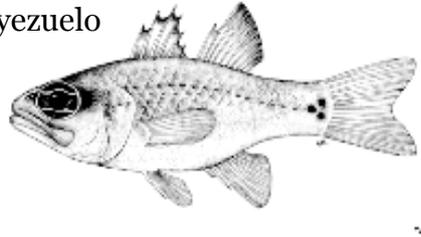
Anguilidae

Anguilla anguilla
Anguila



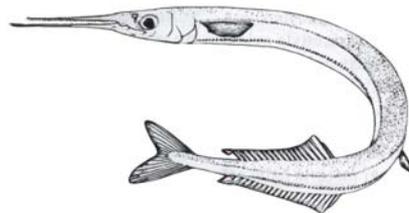
Apogonidae

Apogon imberbis
Salmonete real, reyezuelo



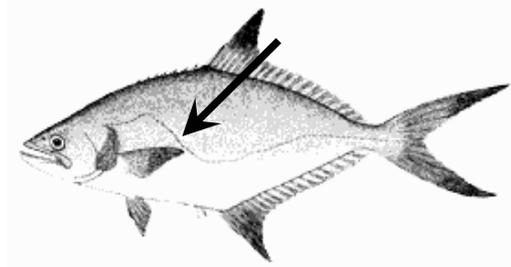
Belonidae

Belone belone
Aguja



Carangidae

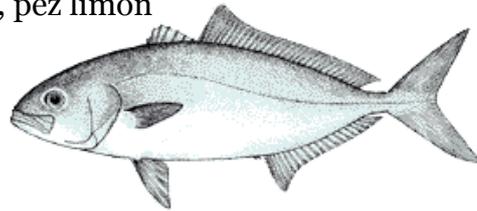
Lichia amia
Palometón





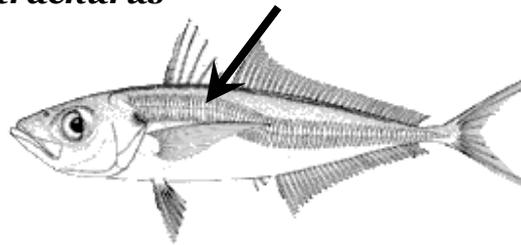
Seriola dumerili

Seriola, lecha, pez limón



Trachurus trachurus

Jurel



Trachurus mediterraneus

Jurel



Trachinotus ovatus

Palometa





Pseudocaranx dentex

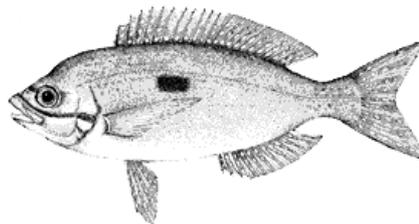
Jurel dentón



Centracanthidae

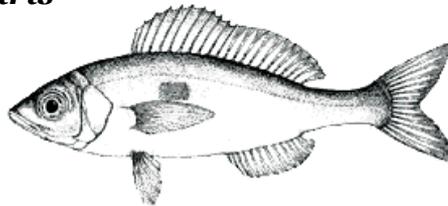
Spicara maena

Chucla



Spicara smaris

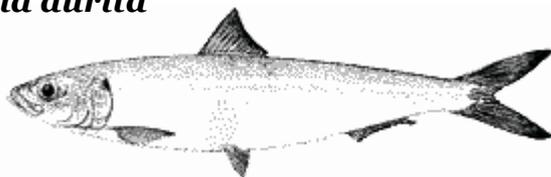
Caramel



Clupeidae

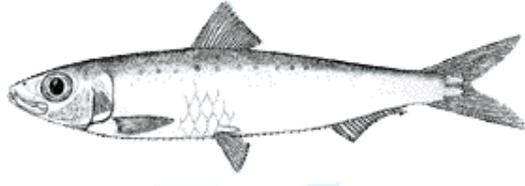
Sardinella aurita

Alacha



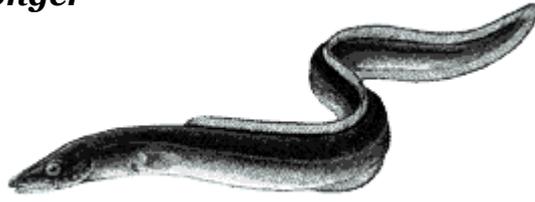


Sardina pilchardus
Sardina



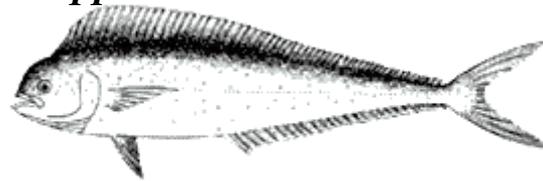
Congridae

Conger conger
Congrio



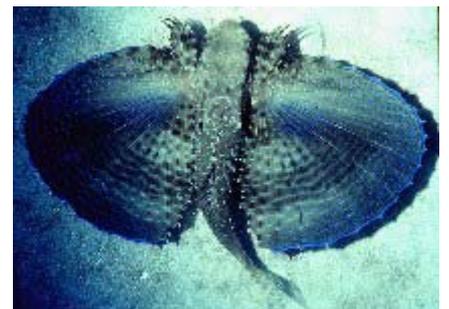
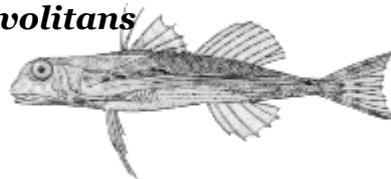
Coryphaenidae

Coryphaena hippurus
Llampuga



Dactylopteridae

Dactylopterus volitans
Golondrina

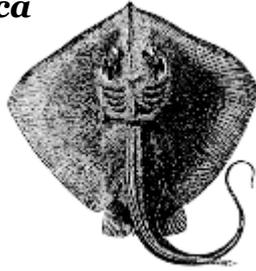




Dasyatidae

Dasyatis pastinaca

Chucho



Engraulidae

Engraulis encrasicolus

Boquerón



Gadidae

Micromesistius poutassou

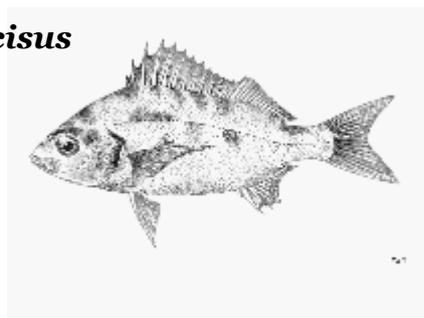
Bacaladilla



Haemulidae

Pomadasys incisus

Roncador

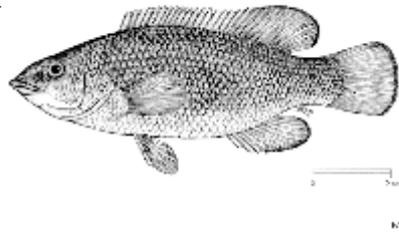




Labridae

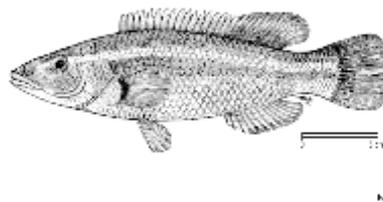
Labrus merula

Merlo



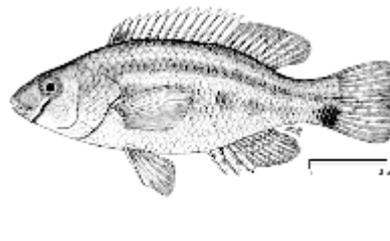
Labrus viridis

Tordo



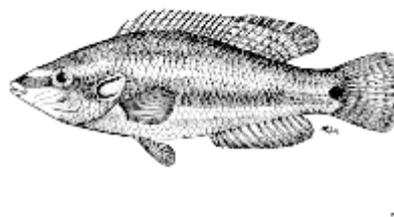
Symphodus cinereus

Bodión



Symphodus ocellatus

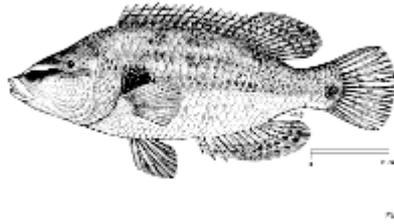
Tordo





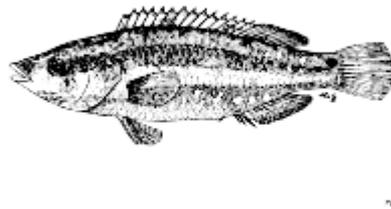
Symphodus tinca

Peto



Symphodus

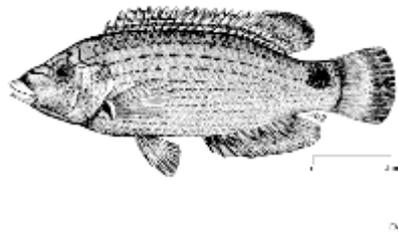
Tordo



doderleini

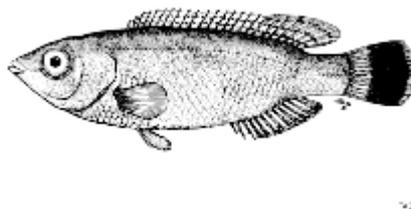
Symphodus mediterraneus

Tordo de roca, vagueta



Symphodus melanocercus

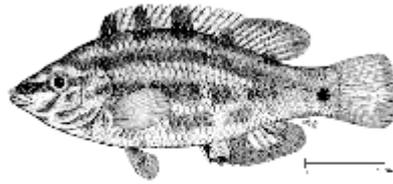
Llambrega





Symphodus roissali

Planchita



FAO



Symphodus rostratus

Grieta



FAO



Thalassoma pavo

Pez verde, verdedor



FAO



Coris julis

Doncella



FAO

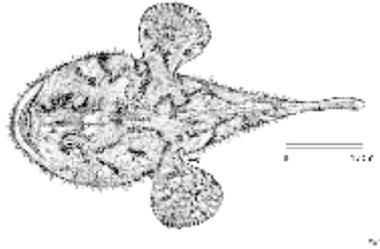




Lophiidae

Lophius piscatorius

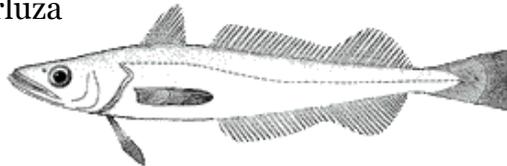
Rape



Merluccidae

Merluccius merluccius

Pescadilla, merluza



Myliobatidae

Myliobatis aquila

Chucho



Mugilidae

Chelon labrosus

Mújol, lisa

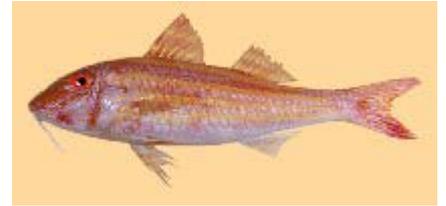
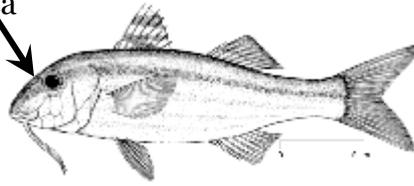




Mullidae

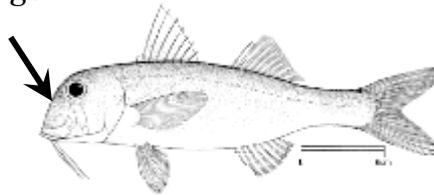
Mullus surmuletus

Salmonete de roca



Mullus barbatus

Salmonete de fango



Muraenidae

Muraena helena

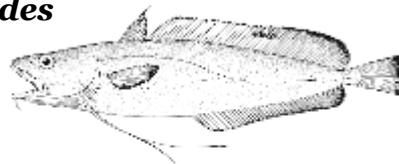
Morena



Phycidae

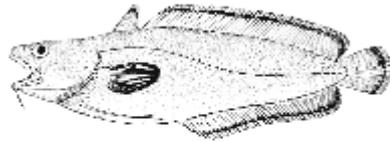
Phycis blennoides

Brotóla de fango

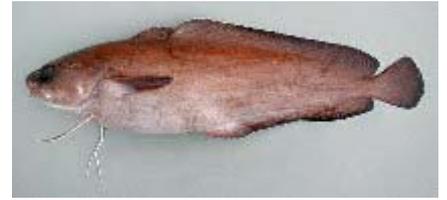




Phycis phycis
Brotóla de roca

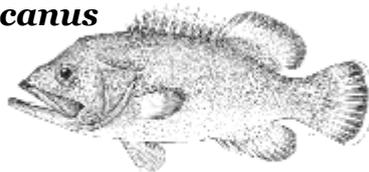


76



Polyprionidae

Polyprion americanus
Cherna

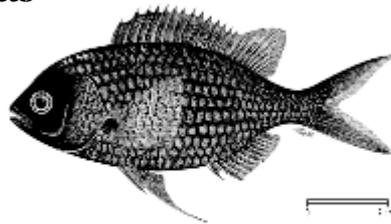


77



Pomacentridae

Chromis chromis
Castañuela

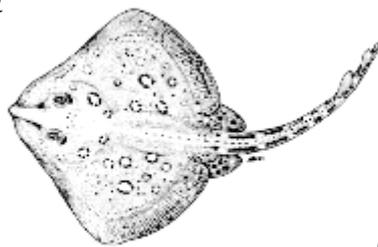


78



Rajidae

Raja brachyura
Raya



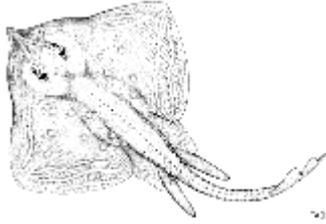
79





Raja microocellata

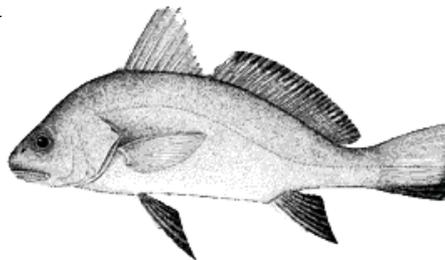
Raya



Sciaenidae

Sciaena umbra

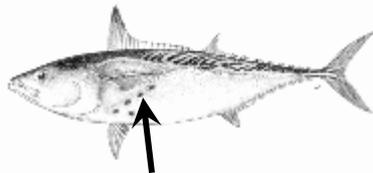
Corvina, corva



Scombridae

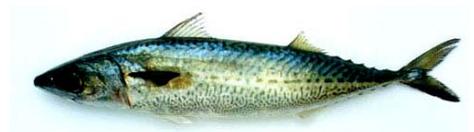
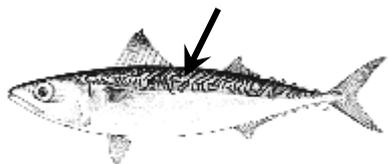
Euthynnus alletteratus

Bacoreta



Scomber japoni

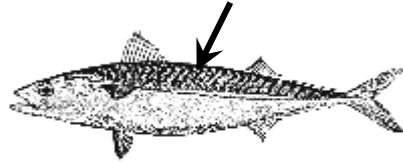
Estornino





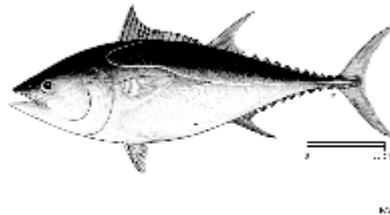
Scomber scombrus

Caballa



Thunnus thynnus

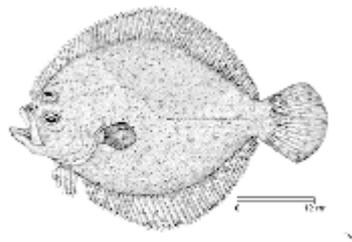
Atún rojo



Scophthalmidae

Psetta maxima

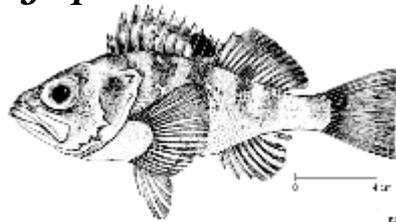
Rodaballo



Scorpaenidae

Helicolenus dactylopterus

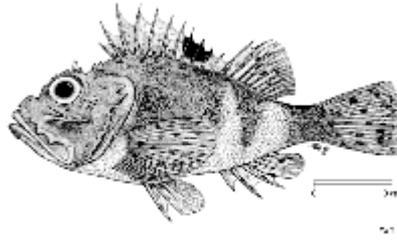
Perito, gallineta





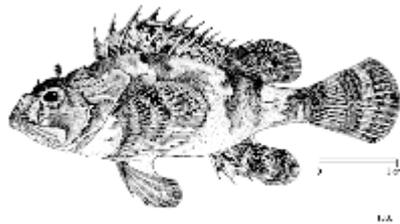
Scorpaena notata

Rascacio



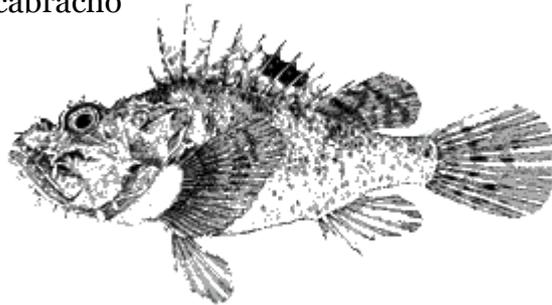
Scorpaena porcus

Rascacio



Scorpaena scrofa

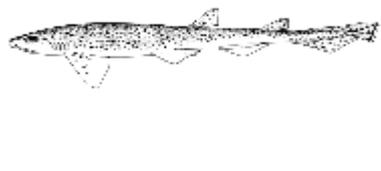
Gallineta, cabracho



Scyliorhinidae

Scyliorhinus canicula

Gato, pintarroja

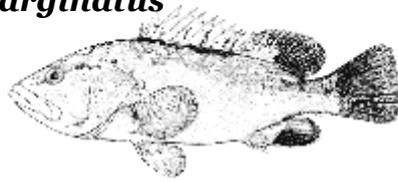




Serranidae

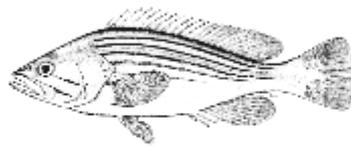
Epinephelus marginatus

Mero



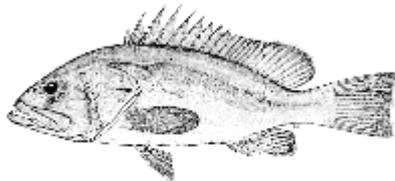
Epinephelus costae

Mero, falso abadejo



Epinephelus caninus

Mero-dentón



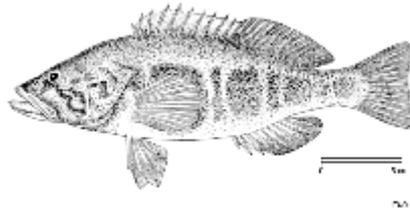
Mycteroperca rubra

Gitano, cuna negra

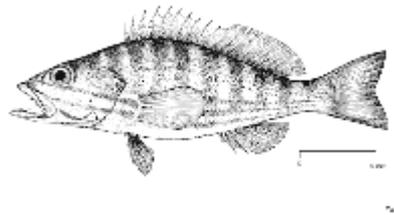




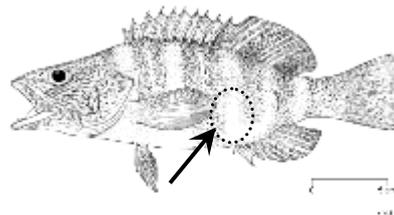
Serranus atricauda
Serrano imperial



Serranus cabrilla
Serrano, cabrilla

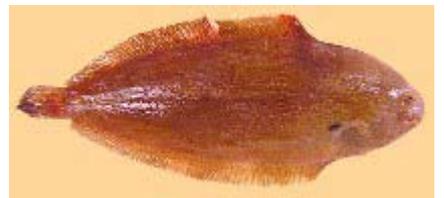
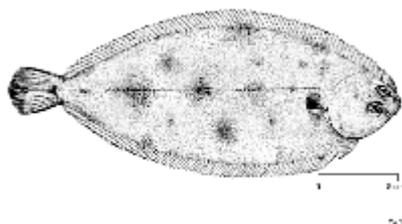


Serranus scriba
Serrano, vaca



Soleidae

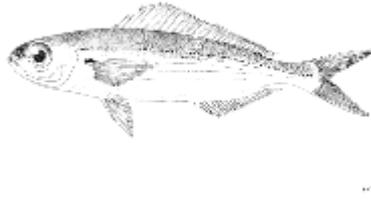
Solea solea
Lenguado



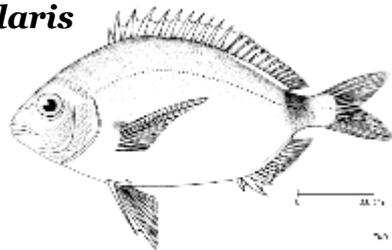


Sparidae

Boops boops
Boga



Diplodus annularis
Raspallón



Diplodus cervinus
Sargo real



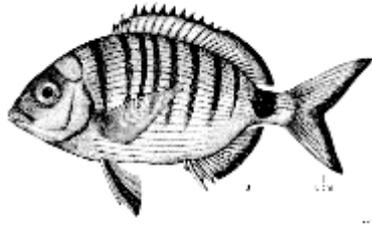
Diplodus puntazzo
Sargo picudo





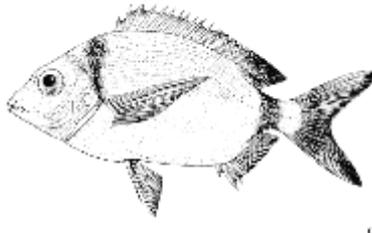
Diplodus sargus

Sargo



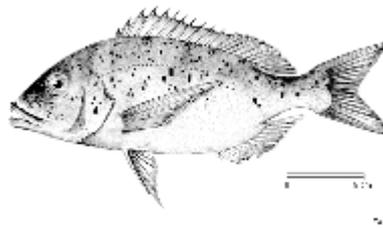
Diplodus vulgaris

Sargo, mojarra, vidriada



Dentex dentex

Dentón



Sparus aurata

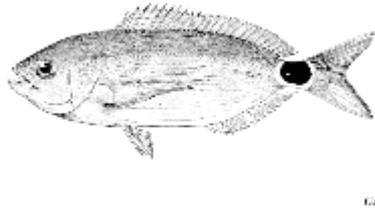
Dorada





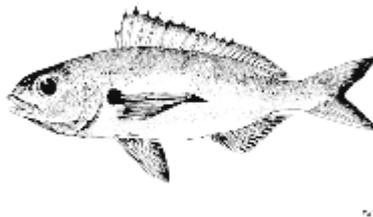
Oblada melanura

Doblada, oblada



Pagellus acarne

Aligote



Pagellus bogaraveo

Besugo



Pagellus erythrinus

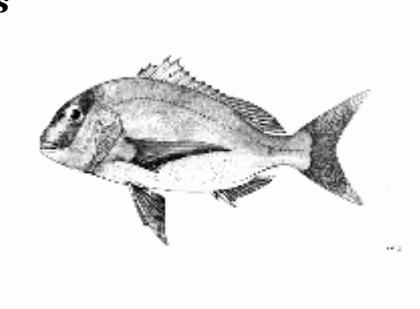
Breca





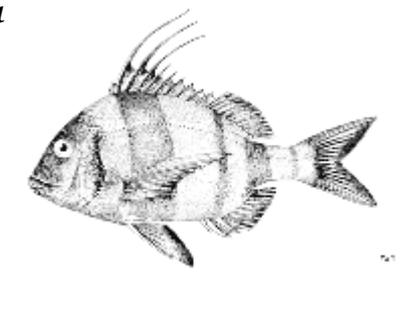
Pagrus pagrus

Pagel



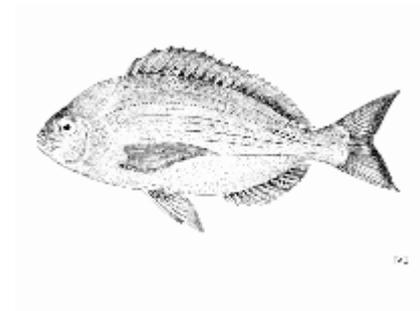
Pagrus auriga

Zapata



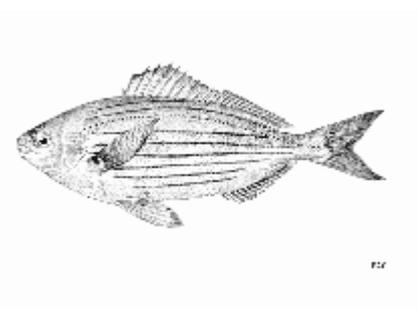
Spondyliosoma cantharus

Chopa



Sarpa salpa

Salpa, zarpa





Lithognathus mormyrus

Magre



122



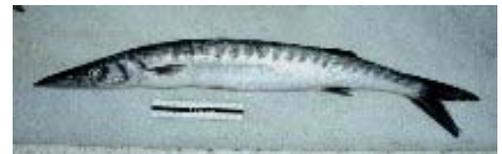
Sphyraenidae

***Sphyraena* sp**

Espetón, barracuda



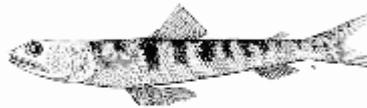
123



Synodontidae

Synodus saurus

Pijo, pez lagarto



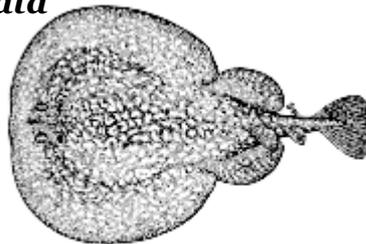
124



Torpedinidae

Torpedo marmorata

Tembladera



125





Torpedo torpedo
Tembladera

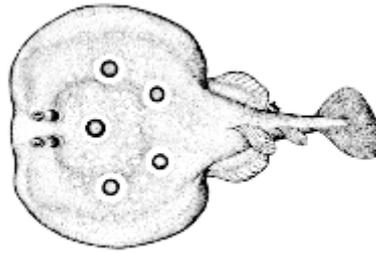


Fig. 1

Trachinidae

Trachinus draco
Araña

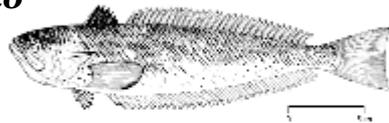


Fig. 2



Triakidae

Mustelus mustelus
Musola



Fig. 3



Triglidae

Trigloporus lastoviza
Rubio



Fig. 4

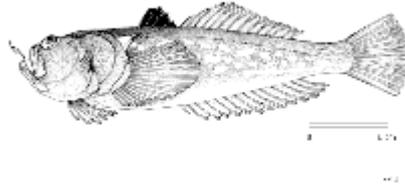




Uranoscopidae

Uranoscopus scaber

Rata, sapo



Zeidae

Zeus faber

Pez de San Pedro, gallopedro

