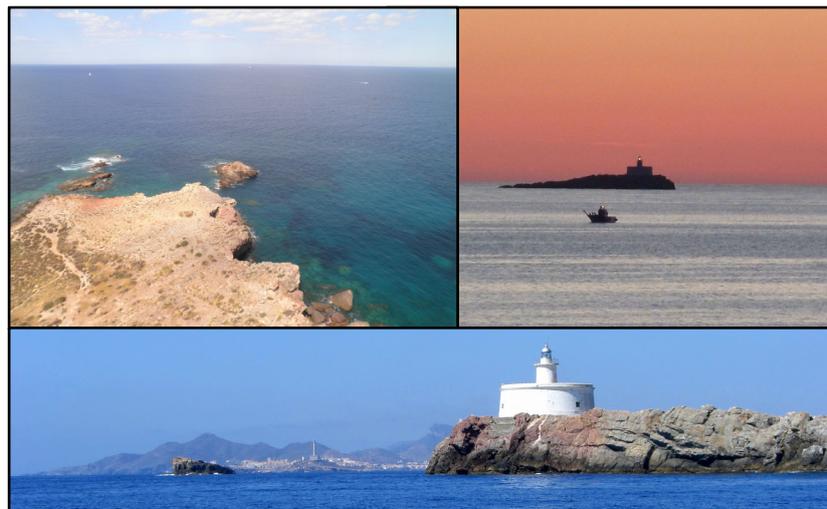




Estudios de seguimiento de la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas 2016:



**GARCÍA CHARTON, J.A. (COORD.), CALÒ, A., CUADROS CASADO, A., FUZIO, F.,
HERNÁNDEZ ANDREU, R., PEREÑÍGUEZ LÓPEZ, J.M., ROJO MORENO, I., TERRANOVA,
C., MARCOS, C., PÉREZ RUZAFÁ, Á.**

*Departamento de Ecología e Hidrología
Universidad de Murcia*

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



MURCIA, MARZO DE 2017



Tabla de contenidos

1.	Introducción general	3
1.1.	Objetivos generales.....	7
2.	Efectos de la protección sobre el poblamiento de peces litorales de fondos rocosos.....	9
2.1.	Introducción	9
2.2.	Material y métodos	10
2.2.1.	Técnica de muestreo	10
2.2.2.	Diseño de muestreo y análisis de datos.....	13
2.3.	Resultados	14
2.3.1.	Seguimiento a largo plazo (1996-2016) en la reserva marina	14
2.3.2.	Comparación con los fondos de Cabo Tiñoso y litoral de Águilas.....	29
2.3.3.	Censos TRT+DS	35
2.4.	Discusión	36
3.	Seguimiento de la pesca artesanal en Cabo de Palos y otras zonas del litoral murciano...	39
3.1.	Introducción	39
3.2.	Material y métodos	41
3.2.1.	Área de estudio	41
3.2.2.	Recopilación de datos	42
3.2.3.	Análisis de datos.....	42
3.3.	Resultados	43
3.4.	Discusión	49
4.	Impacto del buceo recreativo sobre los fondos de la reserva: el 'falso coral' (<i>Myriapora truncata</i>) como especie indicadora.....	53
4.1.	Introducción	53
4.2.	Material y métodos.....	55
4.2.1.	Programa de muestreo	55
4.2.2.	Análisis de datos.....	56
4.3.	Resultados	56
4.4.	Discusión	61
5.	Establecimiento de un protocolo participativo de monitoreo de la biodiversidad marina y los efectos del cambio climático en la reserva marina y otras zonas del litoral murciano.....	67
5.1.	Introducción	67
5.1.1.	Problema	68
5.1.2.	Antecedentes	70
5.1.3.	Objetivos	78
5.2.	Material y métodos	78
5.2.1.	Reuniones previas	79
5.2.2.	Jornada participativa.....	80
5.3.	Resultados	82
5.3.1.	Estudio piloto: <i>Oculina patagonica</i> , erizos y algas.....	82
6.	Conclusiones.....	87
6.1.	Poblamiento de peces de fondos rocosos	87
6.2.	Pesca artesanal.....	88
6.3.	Impacto del submarinismo recreativo	89
6.4.	Ciencia ciudadana para el monitoreo de la biodiversidad marina.....	91
7.	Bibliografía	93
8.	Agradecimientos	105



1. Introducción general

Las reservas marinas - RMs (o áreas marinas protegidas - AMPs) se están imponiendo como una de las herramientas más potentes para la conservación y recuperación de los ecosistemas marinos y los servicios que nos proporcionan (Lubchenco *et al.* 2015). El nivel de regulación de las AMPs va desde las áreas totalmente protegidas (reservas integrales o zonas de no extracción o no uso) a las áreas pobremente protegidas, pasando por áreas altamente y moderadamente protegidas (Horta e Costa *et al.* 2016).

En el Mediterráneo se ha hecho un gran esfuerzo de protección durante los últimos 15 años, en los cuales la superficie protegida se ha incrementado en un orden de magnitud. Una revisión reciente (PISCO 2016) establece que hay 1.140 AMPs en el mar Mediterráneo, lo cual supone que del orden de un 6,5% de su superficie recibe actualmente algún tipo de protección, al menos sobre el papel (incluyendo los LICs marinos y el santuario Pelagos de cetáceos), aunque únicamente 76 AMPs (un 0,04% de la superficie total) corresponde a reservas integrales, cifra esta última que contrasta con el 1,4% de superficie plenamente protegida a nivel global. Por otra parte, muchas de estas AMPs aún no han sido implementadas o no reciben virtualmente ningún tipo de vigilancia.

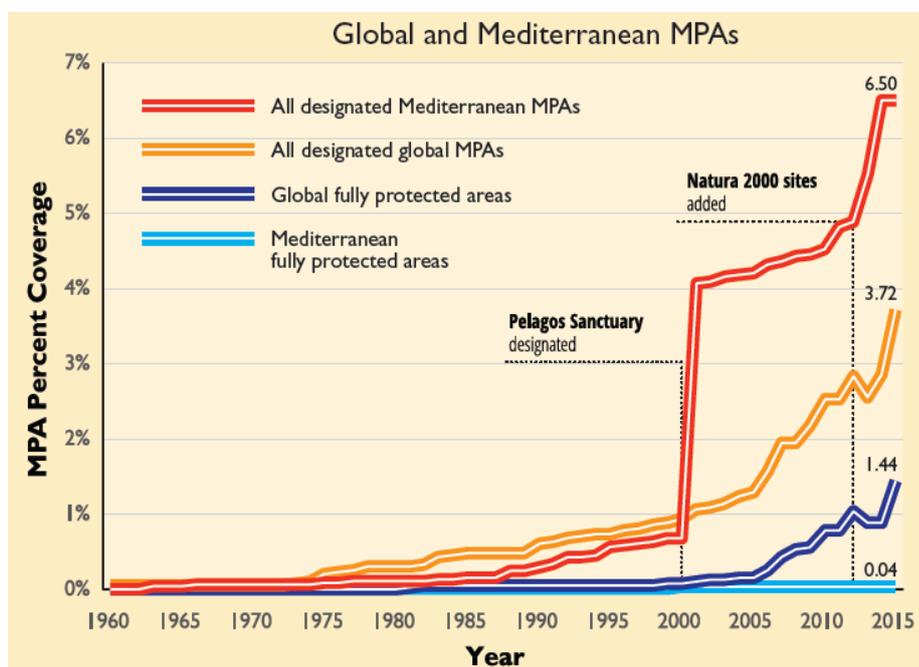


Figura 1.1 Incremento en la superficie cubierta por todo tipo de AMPs en el Mediterráneo (línea roja) y globalmente (línea naranja), y de las reservas integrales en el Mediterráneo (línea azul claro) y globalmente (línea azul oscuro). Las líneas punteadas indican eventos recientes que aumentaron significativamente la superficie protegida en el Mediterráneo: el santuario Pelagos (2000) y los nuevos LICs marinos (2013).



En esa misma revisión (PISCO 2016), tras analizar conjuntamente los datos obtenidos en 25 RMs mediterráneas, se pone en evidencia que la biomasa de peces por término medio se incrementa un 420% en las reservas integrales y un 146% en las reservas parciales respecto a las áreas no protegidas adyacentes (o a las mismas áreas antes de la protección) (siendo estas cifras para la densidad de 111% y 38%, respectivamente) (Fig. 1.2). Otra de las conclusiones importantes de este estudio es que el factor fundamental que garantiza estos resultados es la existencia de una vigilancia efectiva (Fig. 1.3).

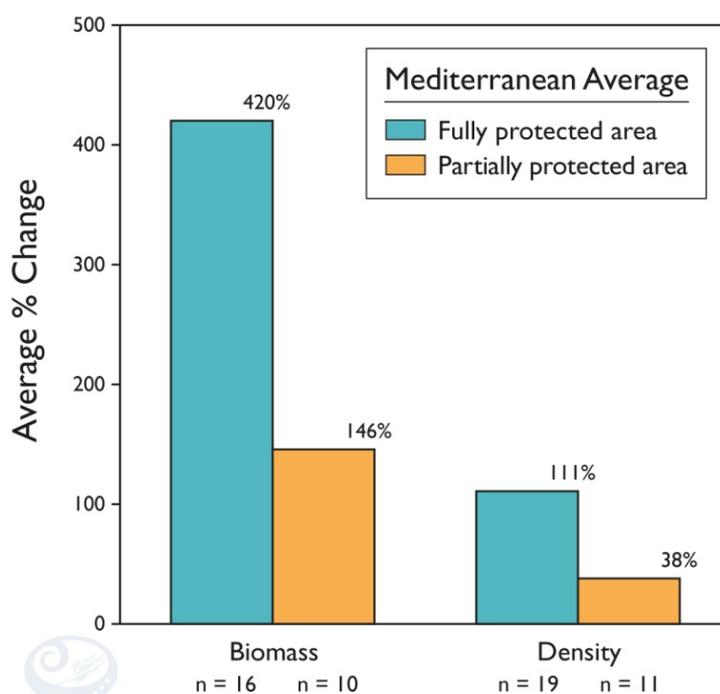


Figura 1.2 Cambio medio en biomasa y densidad de peces en reservas integrales (barras azules) y reservas parciales (barras naranjas) en AMPs mediterráneas (tomado de PISCO 2016)

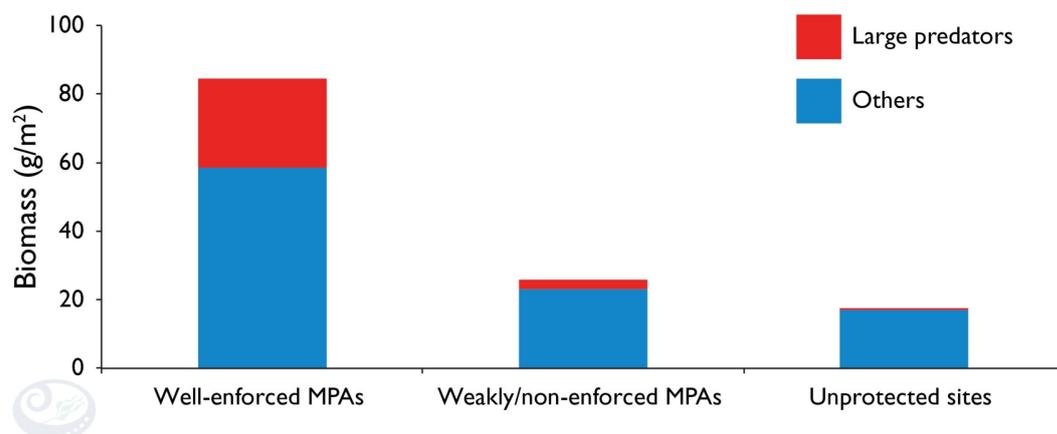


Figura 1.3 Biomasa de grandes depredadores (barras rojas) y otros peces (barras azules) en función del nivel de protección (tomado de PISCO 2016)

En el caso español, "unas 250.000 ha (0,25%) se encontraban protegidas en 2007 bajo alguna figura ambiental y otras 102.348 ha como reservas marinas (...). En años posteriores las ampliaciones de Columbretes (9.000 ha) y la declaración del Área Marina Protegida de El Cachucho (235.000 ha) elevaron la protección al 0,65% del total de la superficie marina bajo jurisdicción nacional (...). En 2014, con la declaración de lugares Natura 2000 marinos fundamentalmente en aguas abiertas hasta las 12 millas, la superficie marina protegida en España ha pasado a ser un 8% de la superficie marina bajo jurisdicción nacional" (López-Ornat *et al.* 2014). Esta superficie es aún mayor si se contabiliza la reciente reserva marina de Cabo Tiñoso, declarada en aguas interiores del litoral murciano en julio de 2016¹, estando en proceso de aprobación por parte del MAPAMA su complementación para la célula B en aguas exteriores hasta los 50 m de profundidad alrededor del propio cabo Tiñoso.

En este contexto se encuadra la reserva marina de Cabo de Palos - Islas Hormigas, declarada en 1995 por Orden Ministerial de 22 de junio de 1995 (B.O.E. núm. 161 de 7 de julio) y Decreto 15/1995 de 31 de marzo (B.O.R.M. núm. 92 de 21 de abril de 1995) y cuya gestión es compartida entre la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia y la administración estatal (MAPAMA). La gestión de la reserva marina ha ido refinándose mediante sucesivos órdenes de la Consejería competente en pesca de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia (2000, 2001, 2002, 2007, 2010, 2014). Esta reserva marina ocupa una superficie de 1.931 ha, y en su interior se ha definido un área de reserva integral que comprende el entorno de las isla Hormigas, el bajo del Mosquito y los islotes de El Hormigón y La Losa (Fig. 1.4). Esta reserva marina ha sido objeto de seguimiento científico por parte del equipo firmante del presente informe desde su creación, merced a un convenio de colaboración entre la Universidad de Murcia y la Consejería de Agricultura y Agua de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia.

¹ Decreto n.º 81/2016, de 27 de julio, por el que se declara la reserva marina de interés pesquero de Cabo Tiñoso, BORM nº 176, de 30 de julio de 2016.

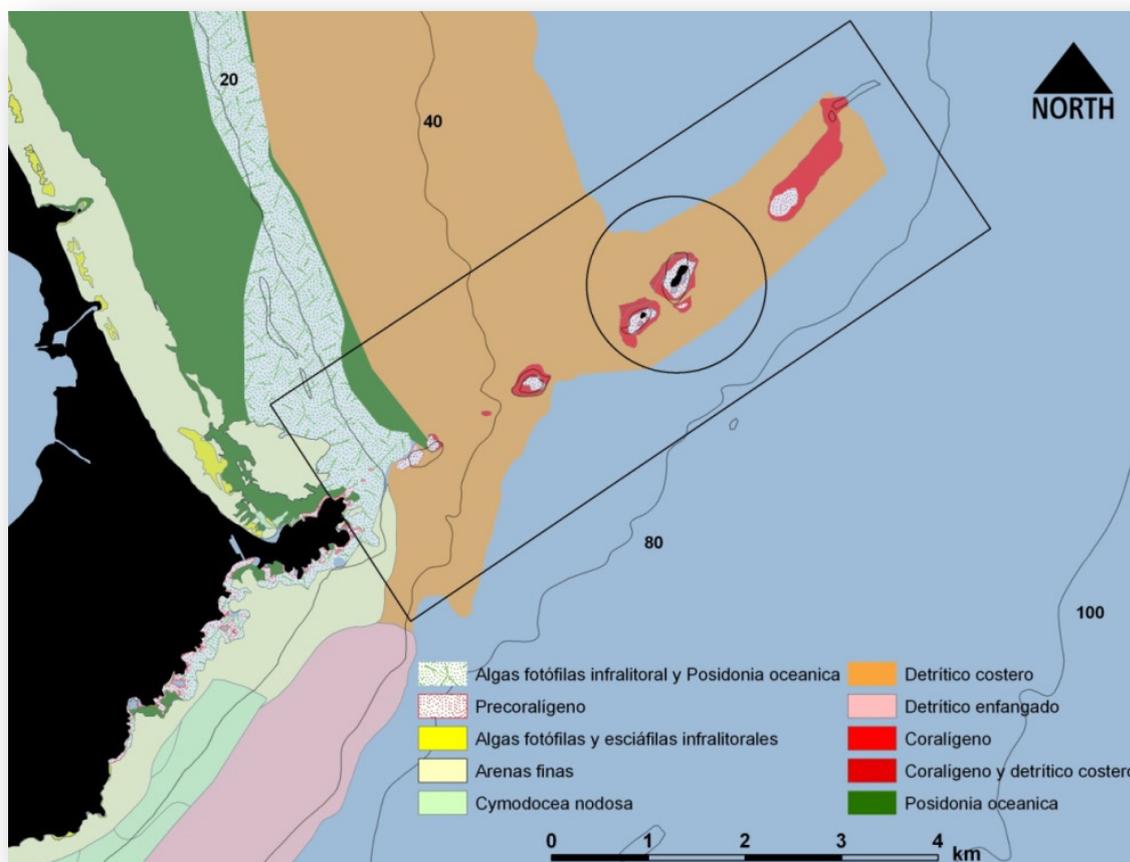


Figura 1.2 Límites de la reserva marina de Cabo de Palos –Islas Hormigas, y de las principales biocenosis bentónicas presentes.



1.1. Objetivos generales

El objeto del presente informe de actividad es dar cuenta de los resultados de los trabajos realizados entre junio de 2016 y marzo de 2017 para el seguimiento de los efectos de la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas.

Durante este período se han llevado a cabo las siguientes tareas:

- 1) Estudio del poblamiento de peces de fondos rocosos en la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas: efectos de la protección pesquera a largo plazo (1996-2016) sobre la comunidad de peces arrecifales, y comparación con el poblamiento íctico arrecifal de los fondos que rodean el cabo Tiñoso y el cabo Cope; estudio específico de las poblaciones de peces depredadores apicales, mediante una novedosa técnica de censo visual - TRT+DS (Capítulo 2)
- 2) Estudio de la evolución temporal de las capturas y rendimientos económicos de la pesca artesanal en y alrededor de la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas, en comparación con las áreas de Cabo Tiñoso y Cabo Cope (Capítulo 3)
- 3) Seguimiento de los efectos del submarinismo recreativo sobre los fondos de la reserva marina: respuesta de la especie indicadora *Myriapora truncata* (Capítulo 4)
- 4) Establecimiento de un protocolo participativo de monitoreo de la biodiversidad marina y los efectos del cambio climático en la reserva marina y otras zonas del litoral murciano (Capítulo 5).





2. Efectos de la protección sobre el poblamiento de peces litorales de fondos rocosos

2.1. Introducción

Desde 1950 la presión pesquera ha aumentado enormemente en todo el mundo, con un 58,1% de los stocks considerados agotados en el año 2013 (FAO 2016). En el Mediterráneo la tendencia ha sido la misma, y actualmente existen un gran número de especies que se encuentran amenazadas debido a su extensiva explotación (Prato *et al.* 2013). El establecimiento de áreas marinas protegidas (AMPs) actúa como una herramienta de gestión de la pesca y la conservación de la biodiversidad (Boersma & Parrish 1999, Coll *et al.* 2012), gracias a las cuales se produce un aumento en la densidad y biomasa de individuos en la zona protegida (Edgar *et al.* 2014, Anderson *et al.* 2014, Guidetti *et al.* 2014) que proporciona a su vez una recuperación de las poblaciones en áreas cercanas no protegidas (Goñi *et al.* 2008, Harmelin-Vivien *et al.* 2008, Stenzenmüller *et al.* 2008).

Para conocer la respuesta de las especies al efecto de la protección es necesario un buen diseño del muestreo y un estudio continuado en el tiempo, pues se espera que los efectos sean apreciables a medio-largo plazo (Claudet *et al.* 2008). En el Mediterráneo, el método de muestreo más utilizado tradicionalmente ha sido el de censos visuales mediante buceo autónomo, en transectos de 50x5 m² (Harmelin-Vivien & Harmelin 1979, García-Rubies & Zabala 1990, Reñones *et al.* 1999, García-Charton *et al.* 2004, Hackradt *et al.* 2014, entre otros). Este método permite conocer la riqueza, densidad y estructura de tallas y por lo tanto ampliar el conocimiento sobre las comunidades de peces. Sin embargo en los últimos años se ha discutido mucho sobre el ancho de transecto más adecuado (Kulbicki & Sarramégna 1999, Prato 2016, Irigoyen *et al.* en revisión), especialmente cuando el estudio se centra en especies grandes o que presentan una respuesta a la presencia del buceador (Bozec *et al.* 2011). Un aumento del ancho del transecto conlleva un problema asociado a la detectabilidad, pues en transectos de ancho fijo se asume que todos los individuos presentes son detectados, lo cual es aceptable para anchos pequeños (p. ej. 5 m) pero parece poco probable con anchos mayores (Katsanevakis *et al.* 2012).

Los métodos de distancia permiten muestrear individuos cubriendo áreas mayores teniendo en cuenta el problema de la detectabilidad, ya que asumen que ésta disminuye a medida que aumenta la distancia al transecto (Buckland *et al.* 2001), y la



modelizan en función de los datos obtenidos. Esto resulta especialmente útil cuando se trabaja con especies explotadas que se mantienen a cierta distancia del buceador (Buckland et al 2001, Bozec et al 2011).

En el estudio se pretende:

- (1) continuar el seguimiento a largo plazo de los efectos de la protección marina sobre el poblamiento de peces de fondos rocosos en la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas;
- (2) comparar los valores observados de los indicadores de los efectos de la protección (abundancia y riqueza de especies, considerando además grupos de ocupación espacial y grupos tróficos) con lo observado en la recién declarada (en julio de 2016) reserva marina de Cabo Tiñoso y el litoral de Águilas (entre La Aguilica, cerca del puerto de Águilas, y la Fuente, en el cabo Cope);
- (3) hacer una comparación metodológica para ver de qué forma se puede estimar con mayor precisión la densidad de peces depredadores en lugares con distinta presión pesquera; y
- (4) analizar las densidades de varias especies de depredadores apicales (*Mylobatis aquila*, *Epinephelus marginatus*, *Epinephelus costae*, *Mycteroperca rubra*, *Dentex dentex*, *Sparus aurata*, *Sphyræna* spp., *Sciaena umbra*, etc.) siguiendo el método TRT+DS en las tres áreas prospectadas.

2.2. Material y métodos

2.2.1. Técnica de muestreo

2.2.1.1. Transectos 50x5 m²

El poblamiento de peces fue estimado entre julio y septiembre de 2016, mediante la realización de censos visuales con escafandra autónoma a lo largo de transectos de 50 metros de largo por 5 m de ancho. A partir de un punto dado -seleccionado en el momento de fondear la embarcación en una zona rocosa cualquiera de la zona correspondiente- el observador descendía hasta la cota de ~ -15 m, y, tras depositar sobre el fondo el extremo de una cinta métrica atada a un plomo, avanzaba lentamente siguiendo la isobata y censando peces a la vez que iba desenrollando la cinta métrica.

El protocolo de censo ha consistido en que el observador, provisto de equipo de buceo autónomo recorría cada transecto lentamente (2-8 m min⁻¹) y con natación



constante, manteniéndose cerca del fondo, y anotando en una hoja de poliéster sujeta a una tablilla submarina de PVC las observaciones realizadas. Se ha contado el número de individuos observados adscribiendo cada observación a una de las siguientes clases de abundancia, cuyos límites (a, b) de clase coinciden con los términos de una serie geométrica de base aproximadamente 2 (1, 2-5, 6-10, 11-30, 31-50, 51-100, 101-200, 201-500, >500). De este modo, se anotaba en una cada una de las observaciones de individuos (aislados o en grupo) en el interior de cada unidad muestral, asignándola a una u otra de las 9 clases de abundancia preestablecidas. Para los cálculos y análisis de datos se utilizaron como marcas de clase los números enteros más próximos a las respectivas medias geométricas (\sqrt{ab}) de estas clases de abundancia (1 / 3 / 8 / 18 / 39 / 71 / 142 / 317 / 500), por coherencia con la métrica geométrica utilizada. El protocolo de trabajo incluía la estima de las tallas individuales, por comparación de los individuos observados con una regleta graduada portada por el observador. La talla de los individuos se estimó, tras un periodo de entrenamiento, aproximándola a clases de 2 cm. Para evitar la variabilidad debida al comportamiento nictímero del poblamiento y a las condiciones de iluminación, los censos se llevaron a cabo entre las 10 y las 15 h y siempre cuando las condiciones del mar fueran favorables. Las especies de pequeño tamaño que se caracterizan por su crípsis (Gobiidae, Callyonimidae, Blenniidae, Gobioesocidae y Tripterygiidae), se ignoraron debido a que requieren diferentes tamaños de la unidad muestral para su muestreo. El protocolo ha permitido contar con los siguientes datos para cada unidad muestral: composición específica, número de especies (riqueza), y abundancia total, por especies, y por especies agrupadas en categorías de ocupación espacial (siguiendo a Harmelin 1987, Tabla 2.1) y en grupos tróficos (siguiendo a Bell & Harmelin-Vivien 1983, Tabla 2.2).

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

Categoría espacial	Definición
CAT. 1	Especies muy móviles, erráticas, generalmente diurnas, pelágicas y viviendo en bancos (incluidas especies planctófagas, omnívoras y carnívoras)
CAT. 2	Especies sedentarias, viviendo en bancos que ocupan la columna de agua (generalmente planctófagas) - <i>Chromis chromis</i> y <i>Anthias anthias</i>
CAT. 3	Especies necto-bentónicas, mesófagas, con importantes desplazamientos horizontales y movimientos moderados a lo largo del eje vertical (incluye espáridos y hemúlidos)
CAT. 4	Especies necto-bentónicas que viven cerca del fondo y realizan desplazamientos horizontales muy amplios (incluye únicamente a <i>Mullus surmuletus</i>)
CAT. 5	Especies necto-bentónicas, mesófagas y relativamente sedentarias (sobre todo serránidos y lábridos)
CAT. 6	Especies necto-bentónicas, muy sedentarias (incluidas especies de hábitos tanto diurnos como nocturnos)



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

Categoría trófica	Definición
HERBIVOROS	Especies con dieta estrictamente herbívora (incluye únicamente a <i>Sarpa salpa</i>)
PLANCTÓFAGOS	Especies con dieta predominantemente planctófaga
PISCÍVOROS	Especies con dieta predominantemente piscívora, también incluyen especies que se alimenten de cefalópodos, macroinvertebrados y las especies carroñeras (se indica con PISC2 la misma categoría sin <i>Sphyræna</i> sp., que por su abundancia pudiera distorsionar los análisis)
OMNÍVOROS	Especies con dieta omnívora (sobre varios niveles tróficos, normalmente incluyendo plantas)
MICRÓFAGOS	Especies micrófagas, con dieta basada principalmente en pequeños invertebrados
MESÓFAGOS	Especies mesófagas, con dieta basada principalmente en invertebrados de talla media
DETRITÍVOROS	Especies que se alimentan principalmente de materia orgánica acumulada en el sedimento

2.2.1.2. TRT+DS

Se realizaron censos visuales de depredadores siguiendo el método TRT+DS (Irigoyen et al, en revisión). Cada censo se realizó siguiendo una línea imaginaria a una profundidad de entre 16 y 18 m, y 8 minutos de duración (tiempo estimado para recorrer 150 m aproximadamente). Los censos fueron realizados por dos buceadores, que se posicionaron a ambos lados y lo más cerca posible de la línea imaginaria y comenzaron a nadar simultáneamente, a una velocidad constante, cada uno de ellos censando en un lado de la línea (Fig. 2.1). Se anotaron el número de individuos de cada especie, su talla y la distancia perpendicular a la línea imaginaria desde el punto de primer avistamiento, estimada visualmente, en intervalos de 1 m. Cuando los animales se encontraron en grupos se anotó la distancia del animal más cercano a la línea imaginaria. Cuando el individuo o grupo de individuos pasaron hacia el otro lado de la línea imaginaria se anotó para chequear con el compañero y evitar tener registros duplicados. Los censos se georreferenciaron mediante un GPS situado en superficie sobre una tabla de body-board, la cual iba siendo desplazada por uno de los buceadores a medida que avanzaba en el censo, de forma que la tabla con el GPS quedaba en la misma vertical que los buceadores. Se sincronizó el GPS con una cámara GoPro Hero 3+ Silver, que permitió tomar una foto al inicio y al final de cada transecto para poder obtener el track exacto del recorrido y la distancia cubierta.

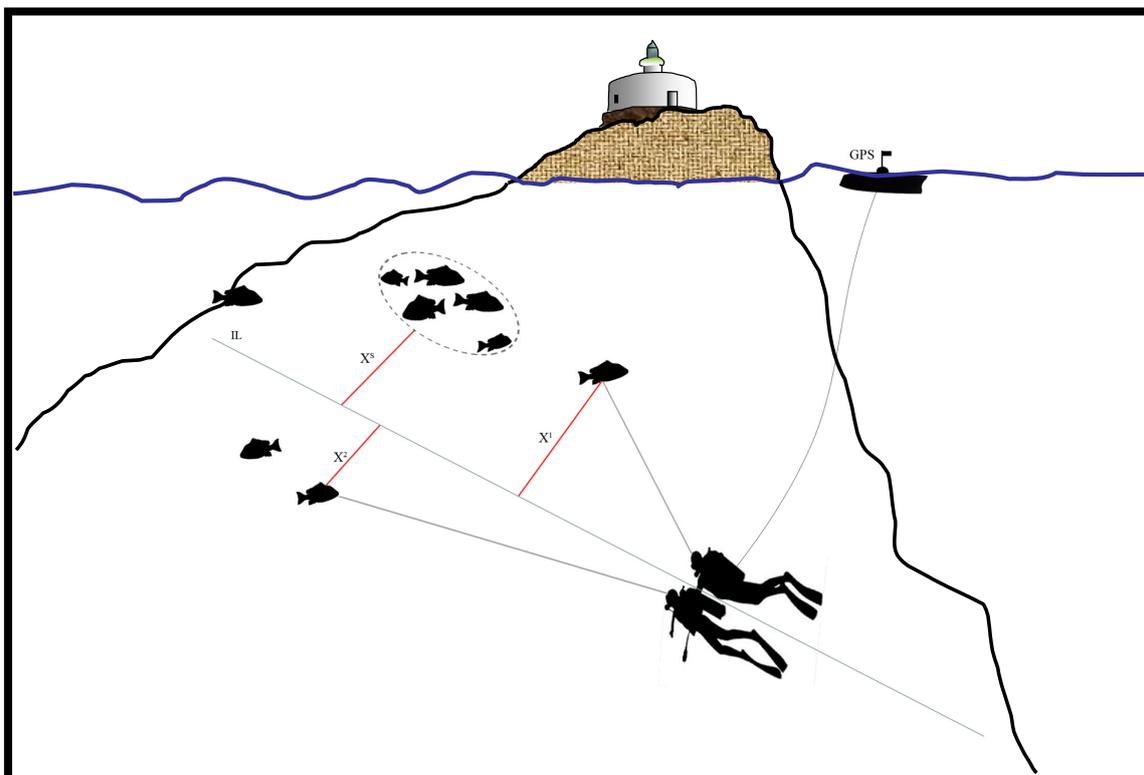


Figura 2.1 Representación gráfica de la técnica TRT+DS de censo visual con escafandra autónoma de peces de gran tamaño.

2.2.2. Diseño de muestreo y análisis de datos

El muestreo trazado siguió, como continuación del seguimiento realizado desde 1996, un diseño jerarquizado en el espacio. Este planteamiento permite detectar la variación existente a cada escala espacial, identificando aquellas escalas espaciales que más influyen en la distribución de las especies. El estudio se llevó a cabo durante el mes de julio de 2016 en la reserva marina de Cabo de Palos-Islas Hormigas y la (recién implementada) reserva marina Cabo Tiñoso, así como en el litoral de Cabo Cope. Se seleccionaron 9 sitios en cada localidad, en cada uno de ellos se realizaron 3 transectos por ambos métodos (transectos 50x5 m y TRT+DS). Consideramos la variación entre AÑOS, y tres SECTORES en la reserva marina, separados miles de metros entre sí (SECTOR 1: costa y bajo de la Testa; SECTOR 2: bajos de Piles y de Dentro; SECTOR 3: reserva integral y bajo de Fuera). En cada uno de estos tres sectores se establecieron, de forma aleatoria, tres ZONAS, dentro de las cuales se realizaron tres réplicas (transectos). Asimismo, se realizaron censos a lo largo de la pared de Cabo Tiñoso, considerándose también tres SECTORES (SECTOR 1: de Peñas Negras la Garita; SECTOR



2: de Cala Cerrada al Muellecico; SECTOR 3: del Arco a Punta Falcón). Estos datos se suman a los ya recogidos en años anteriores (2001, 2009, 2013, 2014 y 2015). Para el caso de Cabo Cope, también se consideraron tres sectores (SECTOR 1: La Aguilica e Isla del Fraile); SECTOR 2: Cabo Cope occidental; SECTOR 3: Cabo Cope oriental), y se analizarán conjuntamente con los recogidos en años anteriores (1996, 1998, 2001-2009).

Las diferencias observadas de abundancia entre AÑOS de las variables biológicas consideradas, teniendo en cuenta la estructura espacial jerarquizada (SECTORES, ZONAS y TRANSECTOS) fueron testadas mediante análisis de la varianza. También se ha realizado un análisis conjunto con los datos de Cabo Tiñoso y litoral de Águilas, considerándose el factor LOCALIDAD, adicional a los anteriores, para los años 2001, 2009 y 2016, que son en los que se tomaron datos en las tres localidades conjuntamente. Para los análisis de la varianza se utilizó el programa GAD del paquete R (Sandrini-Neto & Camargo 2011). Los datos de abundancia fueron transformados [$\log(x + 1)$] por coherencia con la escala logarítmica de adquisición de datos (clases de abundancia), para homogeneizar las varianzas, y también con el fin de reducir el peso de las especies más abundantes y aumentar el de las especies más raras.

2.3. Resultados

2.3.1. Seguimiento a largo plazo (1996-2016) en la reserva marina

En los censos realizados mediante transectos de 50x5 m durante el verano de 2016 en la reserva marina de Cabo de Palos - Islas Hormigas se han contabilizado 40 especies de peces, pertenecientes a 14 familias (Tabla 2.3). Las familias con mayor número de representantes fueron lábridos y espáridos (11 especies cada una) y serránidos (6 especies). La abundancia total promedio por censo de 250 m² fue de 537 individuos (83 individuos si no se contabilizan especies pelágicas, además de castañuelas - *Chromis chromis* y trescolas - *Anthias anthias*, por formar estas últimas especies grandes bancos que ocupan la columna de agua) (Tabla 3.3). Por término medio, en cada censo se registraron 15 especies de peces. Quitando a las especies pelágicas, las especies más abundantes (con más de 4 individuos por censo por término medio) fueron (por orden decreciente de densidad): reyezuelos (*Apogon imberbis*), fredis (*Thalassoma pavo*), doncellas (*Coris julis*), espetones (*Sphyræna viridensis*), sargos (*Diplodus vulgaris* y *D. sargus*), dentones (*Dentex dentex*), salpas (*Sarpa salpa*), obladas (*Oblada melanura*) y meros (*Epinephelus marginatus*) (Tabla 2.3).



Tabla 2.3 Valores medios (\pm error típico - E.T.) de abundancia - total y por especies (n° indiv. 250 m^{-2}) y riqueza específica (n° de especies 250 m^{-2}) de las especies aparecidas en los censos en 2016.

Familia	Especie	Abund \pm E.T.	
Muraenidae	<i>Muraena helena</i>	0,2 \pm 0,09	
Serranidae	<i>Anthias anthias</i>	36,4 \pm 13,90	
	<i>Epinephelus costae</i>	0,8 \pm 0,28	
	<i>Epinephelus marginatus</i>	4,2 \pm 0,65	
	<i>Mycteroperca rubra</i>	1,2 \pm 0,64	
	<i>Serranus cabrilla</i>	2,4 \pm 0,68	
	<i>Serranus scriba</i>	1,3 \pm 0,31	
	Apogonidae	<i>Apogon imberbis</i>	12,7 \pm 3,60
Carangidae	<i>Seriola dumerili</i>	2,1 \pm 1,57	
	<i>Pseudocaranx dentex</i>	0,1 \pm 0,06	
Scombridae	<i>Sarda sarda</i>	1,0 \pm 0,56	
Haemulidae	<i>Parapristipoma octolineatum</i>	0,1 \pm 0,06	
Sciaenidae	<i>Sciaena umbra</i>	2,6 \pm 1,43	
Mullidae	<i>Mullus surmuletus</i>	0,1 \pm 0,07	
Sparidae	<i>Boops boops</i>	129,8 \pm 46,15	
	<i>Dentex dentex</i>	6,0 \pm 3,00	
	<i>Diplodus annularis</i>	0,3 \pm 0,23	
	<i>Diplodus cervinus</i>	0,9 \pm 0,25	
	<i>Diplodus puntazzo</i>	2,2 \pm 0,47	
	<i>Diplodus sargus</i>	5,0 \pm 1,15	
	<i>Diplodus vulgaris</i>	6,8 \pm 3,11	
	<i>Oblada melanura</i>	4,8 \pm 2,79	
	<i>Sarpa salpa</i>	4,9 \pm 2,59	
	<i>Sparus aurata</i>	0,5 \pm 0,25	
	<i>Spondyliosoma cantharus</i>	2,4 \pm 1,09	
	Centracanthidae	<i>Spicara smaris</i>	55,6 \pm 38,16
	Pomacentridae	<i>Chromis chromis</i>	217,8 \pm 35,02
Labridae	<i>Coris julis</i>	8,6 \pm 1,50	
	<i>Labrus merula</i>	0,04 \pm 0,04	
	<i>Labrus viridis</i>	0,1 \pm 0,04	
	<i>Symphodus dordeleini</i>	1,3 \pm 0,39	
	<i>Symphodus mediterraneus</i>	2,0 \pm 0,58	
	<i>Symphodus melanocercus</i>	0,4 \pm 0,12	
	<i>Symphodus ocellatus</i>	1,9 \pm 1,44	
	<i>Symphodus roissali</i>	0,3 \pm 0,14	
	<i>Symphodus rostratus</i>	0,2 \pm 0,09	
	<i>Symphodus tinca</i>	2,7 \pm 0,72	
	<i>Thalassoma pavo</i>	9,9 \pm 1,54	
Sphyraenidae	<i>Sphyraena viridensis</i>	7,3 \pm 4,65	
Scorpaenidae	<i>Scorpaena scrofa</i>	0,1 \pm 0,05	
	Abundancia	536,8 \pm 86,29	
	Abundancia red.	82,6 \pm 8,12	
	Riqueza específica	15,3 \pm 0,79	



Por su parte, las especies más raras (o escasas), con una abundancia $\leq 0,1$ individuos por censo, fueron (por orden creciente de abundancia): merlo y tordo verde (*Labrus merula* y *L. viridis*), burro listado (*Parapristipoma octolineatum*), jurel dentón (*Pseudocaranx dentex*), cabracho o gallineta (*Scorpaena scrofa*) y salmonete (*Mullus surmuletus*) (Tabla 2.3).

En cuanto a las categorías espaciales y grupos tróficos, en la Tabla 2.4 se presentan los datos correspondientes a 2016. En ella se comprueba que las categorías espaciales más abundantes son la 1 (especies pelágicas muy móviles) y 2 (especies sedentarias que forman grandes bancos y ocupan toda la columna de agua), seguidas de 3 (que agrupa principalmente a espáridos) y 5 (lábridos y serránidos), mientras que los grupos tróficos más numerosos en términos de densidad por censo son los planctófagos, seguidos a gran distancia por micrófagos y piscívoros (Tabla 2.4).

Tabla 2.4 Abundancia media (\pm error típico - E.T.) (n° indiv. 250 m⁻²) de especies de peces agrupadas en categorías espaciales y grupos tróficos aparecidas en los censos en 2016 (ver Tablas 3.1 y 3.2 para una descripción de las categorías y grupos).

Categoría espacial o grupo trófico	Abund. \pm E.T.
Categoría espacial 1	200,7 \pm 79,15
Categoría espacial 2	254,2 \pm 41,00
Categoría espacial 3	28,9 \pm 5,76
Categoría espacial 4	0,1 \pm 0,07
Categoría espacial 5	39,9 \pm 3,62
Categoría espacial 6	13,0 \pm 3,63
Herbívoros	4,9 \pm 2,59
Planctófagos	444,4 \pm 83,23
Piscívoros	23,5 \pm 7,11
Omnívoros	17,5 \pm 4,28
Micrófagos	40,2 \pm 4,80
Mesófagos	6,3 \pm 1,49
Detritívoros	0,1 \pm 0,07

Con ello, a lo largo del periodo de seguimiento de la reserva marina (desde 1996 a la actualidad) se han censado un total de 59 especies pertenecientes a 23 familias (Tablas 2.5 y 2.6). La familia Sparidae ha sido la que mayor número de representantes ha aportado al listado (13 especies), seguida por Labridae (11), Serranidae (8), Scorpaenidae (4), Carangidae (3), y Centracanthidae y Haemulidae (con 2 especies cada una), presentando las demás familias una única especie cada una (Tabla 2.5).



Tabla 2.5 Listado de especies de peces aparecidas en los censos visuales en inmersión con escafandra autónoma a lo largo del seguimiento desde la declaración de la reserva marina (periodo 1996-2016)

Familia	Especie	Familia	Especie
Myliobatidae	<i>Myliobatis aquila</i>	Sparidae (cont.)	<i>Diplodus sargus</i>
Clupeidae	<i>Sardina pilchardus</i>		<i>Diplodus vulgaris</i>
Engraulidae	<i>Engraulis encrasicolus</i>		<i>Oblada melanura</i>
Muraenidae	<i>Muraena helena</i>		<i>Pagrus pagrus</i>
Belonidae	<i>Belone belone</i>		<i>Pagrus auriga</i>
Phycidae	<i>Phycis phycis</i>		<i>Sarpa salpa</i>
Serranidae	<i>Anthias anthias</i>		<i>Sparus aurata</i>
	<i>Epinephelus costae</i>		<i>Spondyliosoma cantharus</i>
	<i>Epinephelus marginatus</i>	Centracanthidae	<i>Spicara smaris</i>
	<i>Epinephelus caninus</i>		<i>Spicara maena</i>
	<i>Mycteroperca rubra</i>	Pomacentridae	<i>Chromis chromis</i>
	<i>Serranus atricauda</i>	Labridae	<i>Coris julis</i>
	<i>Serranus cabrilla</i>		<i>Labrus merula</i>
	<i>Serranus scriba</i>		<i>Labrus viridis</i>
Moronidae	<i>Dicentrarchus labrax</i>		<i>Symphodus dordeleini</i>
Apogonidae	<i>Apogon imberbis</i>		<i>Symphodus mediterraneus</i>
Carangidae	<i>Seriola dumerili</i>		<i>Symphodus melanocercus</i>
	<i>Trachurus</i> spp.		<i>Symphodus ocellatus</i>
	<i>Pseudocaranx dentex</i>		<i>Symphodus roissali</i>
Scombridae	<i>Sarda sarda</i>		<i>Symphodus rostratus</i>
Coryphaenidae	<i>Coryphaena hippurus</i>		<i>Symphodus tinca</i>
Haemulidae	<i>Pomadasys incisus</i>		<i>Thalassoma pavo</i>
	<i>Parapristipoma octolineatum</i>	Sphyraenidae	<i>Sphyraena viridensis</i>
Sciaenidae	<i>Sciaena umbra</i>	Mugilidae	Mugilidae spp.
Mullidae	<i>Mullus surmuletus</i>	Scorpaenidae	<i>Scorpaena maderensis</i>
Sparidae	<i>Boops boops</i>		<i>Scorpaena scrofa</i>
	<i>Dentex dentex</i>		<i>Scorpaena porcus</i>
	<i>Diplodus annularis</i>		<i>Scorpaena notata</i>
	<i>Diplodus cervinus</i>	Atherinidae	<i>Atherina hepsetus</i>
	<i>Diplodus puntazzo</i>		



Tabla 2.6 Abundancia media (\pm error típico - E.T.) (n° indiv. 250 m⁻²) de las especies aparecidas en los censos entre 1996 y 2016 en la reserva marina de Cabo de Palos - Islas Hormigas.

Especie	1996	1998	2001	2002	2003	2004	2005	2006
<i>Myliobatis aquila</i>			0,2 \pm 0,2		0,04 \pm 0,04	0,4 \pm 0,2	0,4 \pm 0,2	0,2 \pm 0,1
<i>Sardina pilchardus</i>								
<i>Engraulis encrasicolus</i>		11,7 \pm 11,7		37,0 \pm 25,7				
<i>Muraena helena</i>	0,8 \pm 0,3	0,3 \pm 0,1	0,4 \pm 0,1	0,5 \pm 0,2	2,1 \pm 0,5	0,5 \pm 0,2	0,1 \pm 0,1	0,4 \pm 0,1
<i>Belone belone</i>		0,1 \pm 0,1						
<i>Phycis phycis</i>	0,0 \pm 0,0		0,1 \pm 0,1					
<i>Anthias anthias</i>	65,1 \pm 19,5	39,2 \pm 15,1	22,1 \pm 7,0	11,3 \pm 3,8	44,7 \pm 15,6	20,2 \pm 7,9	25,3 \pm 9,0	1,7 \pm 0,8
<i>Epinephelus costae</i>	0,1 \pm 0,1	0,7 \pm 0,3	0,4 \pm 0,2	1,0 \pm 0,6	0,9 \pm 0,3	0,7 \pm 0,2	1,6 \pm 0,8	1,8 \pm 0,8
<i>Epinephelus marginatus</i>	0,2 \pm 0,1	0,9 \pm 0,2	3,4 \pm 0,7	4,0 \pm 1,0	3,9 \pm 0,8	2,6 \pm 0,8	5,6 \pm 0,9	8,2 \pm 1,4
<i>Epinephelus caninus</i>				0,1 \pm 0,1				
<i>Mycteroperca rubra</i>			0,1 \pm 0,1		0,3 \pm 0,1	0,6 \pm 0,3	1,9 \pm 0,8	1,8 \pm 0,5
<i>Serranus atricauda</i>	0,0 \pm 0,0	0,1 \pm 0,1	0,04 \pm 0,04		0,04 \pm 0,04			
<i>Serranus cabrilla</i>	2,3 \pm 0,3	1,3 \pm 0,3	1,9 \pm 0,4	1,4 \pm 0,3	1,6 \pm 0,4	0,2 \pm 0,1	0,5 \pm 0,2	1,0 \pm 0,2
<i>Serranus scriba</i>	1,2 \pm 0,2	1,4 \pm 0,2	2,1 \pm 0,4	2,5 \pm 0,5	2,2 \pm 0,3	1,4 \pm 0,3	1,4 \pm 0,3	1,9 \pm 0,3
<i>Dicentrarchus labrax</i>								
<i>Apogon imberbis</i>	8,2 \pm 2,3	3,4 \pm 0,9	15,1 \pm 4,3	7,9 \pm 1,4	4,9 \pm 1,3	2,9 \pm 0,9	1,6 \pm 0,7	1,0 \pm 0,5
<i>Seriola dumerili</i>		1,4 \pm 1,4		7,1 \pm 5,4			0,2 \pm 0,1	
<i>Trachurus spp.</i>	0,3 \pm 0,3	0,8 \pm 0,7						
<i>Pseudocaranx dentex</i>					0,2 \pm 0,1			0,8 \pm 0,5
<i>Sarda sarda</i>								
<i>Coryphaena hippurus</i>	0,04 \pm 0,04							
<i>Pomadasys incisus</i>	0,04 \pm 0,04							
<i>Parapristipoma octolineatum</i>								
<i>Sciaena umbra</i>	0,9 \pm 0,7	1,8 \pm 0,9	5,2 \pm 1,7	4,2 \pm 1,7	5,5 \pm 1,7	8,4 \pm 3,3	12,8 \pm 4,5	5,9 \pm 3,2
<i>Mullus surmuletus</i>	0,5 \pm 0,2	0,6 \pm 0,2	0,6 \pm 0,2	0,6 \pm 0,2	0,2 \pm 0,1	0,2 \pm 0,1	0,3 \pm 0,1	0,4 \pm 0,2
<i>Boops boops</i>	13,1 \pm 13,1	38,5 \pm 37,0		190,6 \pm 82,4			101,9 \pm 46,7	443,8 \pm 78,0
<i>Dentex dentex</i>	2,9 \pm 1,7	0,4 \pm 0,2	5,8 \pm 4,4	2,0 \pm 0,7	1,7 \pm 0,6	5,3 \pm 2,6	2,3 \pm 0,5	7,4 \pm 2,8
<i>Diplodus annularis</i>	1,4 \pm 0,5	0,4 \pm 0,2	0,8 \pm 0,2	1,1 \pm 0,4	0,7 \pm 0,2	0,5 \pm 0,2	0,9 \pm 0,3	0,9 \pm 0,7
<i>Diplodus cervinus</i>	0,3 \pm 0,1	0,2 \pm 0,2	0,3 \pm 0,1	0,5 \pm 0,2	2,0 \pm 0,5	0,8 \pm 0,2	1,3 \pm 0,3	1,7 \pm 0,3
<i>Diplodus puntazzo</i>	3,5 \pm 0,8	4,3 \pm 1,3	5,4 \pm 1,9	4,5 \pm 0,8	2,7 \pm 0,7	2,6 \pm 0,7	2,5 \pm 0,8	3,6 \pm 0,6
<i>Diplodus sargus</i>	9,5 \pm 3,6	11,6 \pm 3,3	12,3 \pm 3,7	12,4 \pm 1,7	8,2 \pm 1,3	7,6 \pm 1,7	5,0 \pm 1,0	10,3 \pm 2,1



Especie	1996	1998	2001	2002	2003	2004	2005	2006
<i>Diplodus vulgaris</i>	25,0 ± 4,7	32,0 ± 7,0	32,0 ± 9,5	15,1 ± 3,3	12,2 ± 3,0	18,4 ± 4,6	38,4 ± 13,8	24,7 ± 9,0
<i>Oblada melanura</i>	33,3 ± 13,5	10,5 ± 3,5	5,7 ± 2,7	4,7 ± 2,0	0,9 ± 0,8	11,4 ± 7,5	4,1 ± 2,2	2,1 ± 0,8
<i>Pagrus pagrus</i>	0,0 ± 0,0	0,1 ± 0,1			0,04 ± 0,04			
<i>Pagrus auriga</i>					0,1 ± 0,1			
<i>Sarpa salpa</i>	37,7 ± 11,1	46,0 ± 7,9	37,6 ± 7,8	43,4 ± 10,5	11,3 ± 3,8	14,9 ± 5,5	8,3 ± 3,4	5,9 ± 2,6
<i>Sparus aurata</i>	0,04 ± 0,04	0,1 ± 0,1	0,3 ± 0,2	0,1 ± 0,1	0,3 ± 0,1	0,4 ± 0,1	0,7 ± 0,4	0,1 ± 0,1
<i>Spondyliosoma cantharus</i>	0,1 ± 0,1					17,9 ± 7,7	3,1 ± 1,7	3,6 ± 3,3
<i>Spicara smaris</i>		37,0 ± 37,0		18,4 ± 17,0				
<i>Spicara maena</i>								
<i>Chromis chromis</i>	527,7 ± 89,2	635,4 ± 84,2	748,0 ± 108,6	571,8 ± 73,4	470,4 ± 105,2	443,7 ± 62,2	441,1 ± 70,3	323,0 ± 61,6
<i>Coris julis</i>	32,7 ± 7,7	13,0 ± 1,9	46,1 ± 10,3	9,9 ± 2,2	57,0 ± 13,3	152,4 ± 45,0	88,6 ± 31,1	19,5 ± 4,8
<i>Labrus merula</i>	0,04 ± 0,04		0,1 ± 0,1	0,1 ± 0,1	0,1 ± 0,1	0,1 ± 0,1	0,1 ± 0,1	0,4 ± 0,3
<i>Labrus viridis</i>						0,04 ± 0,04	0,1 ± 0,1	0,04 ± 0,04
<i>Symphodus dordeleini</i>	0,04 ± 0,04	0,5 ± 0,2	0,2 ± 0,1	0,1 ± 0,1	0,1 ± 0,1	0,04 ± 0,04	0,1 ± 0,1	0,2 ± 0,1
<i>Symphodus mediterraneus</i>	0,5 ± 0,2	1,9 ± 0,4	1,2 ± 0,3	1,2 ± 0,2	2,0 ± 0,4	0,9 ± 0,2	1,4 ± 0,3	1,4 ± 0,2
<i>Symphodus melanocercus</i>		0,04 ± 0,04	0,7 ± 0,3		0,1 ± 0,1	0,1 ± 0,1	0,7 ± 0,4	0,1 ± 0,1
<i>Symphodus ocellatus</i>	2,6 ± 0,9	2,0 ± 0,6	13,7 ± 7,5	2,4 ± 0,7	4,8 ± 1,1	6,0 ± 2,4	4,0 ± 1,0	6,2 ± 2,3
<i>Symphodus roissali</i>	0,4 ± 0,1	0,6 ± 0,2	1,1 ± 0,3	0,4 ± 0,1	0,5 ± 0,2	0,6 ± 0,2	0,2 ± 0,1	0,2 ± 0,1
<i>Symphodus rostratus</i>	0,1 ± 0,1	0,1 ± 0,1	0,4 ± 0,1	0,3 ± 0,1	0,1 ± 0,1	0,2 ± 0,1	0,3 ± 0,1	0,2 ± 0,1
<i>Symphodus tinca</i>	2,6 ± 0,5	4,1 ± 0,7	10,0 ± 1,6	3,3 ± 0,7	2,1 ± 0,6	4,4 ± 0,9	3,6 ± 1,0	3,0 ± 0,7
<i>Thalasoma pavo</i>	99,1 ± 25,9	31,6 ± 6,2	28,9 ± 5,9	58,2 ± 17,2	47,9 ± 9,8	32,4 ± 9,0	16,5 ± 4,3	12,4 ± 4,1
<i>Sphyræna viridensis</i>	40,3 ± 21,8	26,4 ± 14,5	0,3 ± 0,3	15,9 ± 8,6	21,0 ± 6,6	14,8 ± 7,3	21,3 ± 12,7	30,2 ± 15,0
Mugilidae spp.	0,9 ± 0,7	0,5 ± 0,3	0,4 ± 0,4		0,1 ± 0,1			
<i>Scorpaena maderensis</i>							0,1 ± 0,04	
<i>Scorpaena scrofa</i>					0,3 ± 0,1	0,1 ± 0,1	0,1 ± 0,1	0,04 ± 0,04
<i>Scorpaena porcus</i>	0,7 ± 0,7			0,04 ± 0,04				
<i>Scorpaena notata</i>		0,04 ± 0,04		0,1 ± 0,1	0,1 ± 0,1			
<i>Atherina hepsetus</i>	37,0 ± 25,7							
Abundancia	951,4 ± 109,3	960,9 ± 139,4	1002,9 ± 119,9	1034,4 ± 135,8	713,1 ± 129,8	773,7 ± 102,7	798,5 ± 91,0	926,3 ± 99,8
Abundancia reducida	233,6 ± 36,8	159,4 ± 15,0	226,2 ± 20,7	177,4 ± 21,3	175,8 ± 18,5	283,3 ± 52,3	204,3 ± 33,0	124,4 ± 15,0
Riqueza media	14,2 ± 0,4	15,2 ± 0,6	16,8 ± 0,5	16,4 ± 0,5	16,8 ± 0,6	14,6 ± 0,5	15,4 ± 0,7	16,4 ± 0,4
Riqueza total	40	39	35	36	39	35	38	37



Tabla 2.6 (cont.)

Especie	2007	2008	2009	2010	2013	2014	2015	2016
<i>Myliobatis aquila</i>	0,04 ± 0,04	0,04 ± 0,04	0,1 ± 0,11	0,2 ± 0,12	0,5 ± 0,20		0,04 ± 0,04	
<i>Sardina pilchardus</i>						30,3 ± 30,26		
<i>Engraulis encrasicolus</i>		18,5 ± 18,5	18,5 ± 18,5			103,1 ± 36,17		
<i>Muraena helena</i>	0,4 ± 0,1	0,4 ± 0,2	0,5 ± 0,2	0,4 ± 0,2	0,5 ± 0,16	0,5 ± 0,15	0,3 ± 0,11	0,2 ± 0,09
<i>Belone belone</i>								
<i>Phycis phycis</i>	0,04 ± 0,04							
<i>Anthias anthias</i>	6,8 ± 2,9	14,3 ± 7,8	8,7 ± 3,3	19,5 ± 11,8	7,8 ± 2,51	12,5 ± 4,58	11,7 ± 5,45	36,4 ± 13,90
<i>Epinephelus costae</i>	0,9 ± 0,2	1,7 ± 0,5	2,4 ± 1,2	0,3 ± 0,2	0,9 ± 0,34	1,9 ± 0,60	0,6 ± 0,18	0,8 ± 0,28
<i>Epinephelus marginatus</i>	4,7 ± 0,8	6,7 ± 1,3	11,3 ± 1,8	7,7 ± 1,8	8,9 ± 1,80	4,9 ± 0,96	3,7 ± 0,60	4,2 ± 0,65
<i>Epinephelus caninus</i>								
<i>Mycteroperca rubra</i>	0,6 ± 0,3	2,0 ± 0,6	3,1 ± 1,2	0,9 ± 0,4	1,7 ± 0,53	1,7 ± 1,05	0,3 ± 0,12	1,2 ± 0,64
<i>Serranus atricauda</i>								
<i>Serranus cabrilla</i>	0,9 ± 0,2	1,4 ± 0,3	1,5 ± 0,3	1,1 ± 0,4	0,6 ± 0,19	1,5 ± 0,28	1,9 ± 0,45	2,4 ± 0,68
<i>Serranus scriba</i>	3,1 ± 0,4	7,3 ± 4,7	2,7 ± 0,4	2,5 ± 0,7	0,9 ± 0,23	2,1 ± 0,43	2,0 ± 0,48	1,3 ± 0,31
<i>Dicentrarchus labrax</i>							0,0 ± 0,00	
<i>Apogon imberbis</i>	1,6 ± 0,5	6,2 ± 1,7	6,3 ± 1,7	4,2 ± 1,4	0,9 ± 0,54	3,4 ± 1,48	1,7 ± 0,78	12,7 ± 3,60
<i>Seriola dumerili</i>		0,1 ± 0,1	0,04 ± 0,0			2,2 ± 1,08		2,1 ± 1,57
<i>Trachurus spp.</i>								
<i>Pseudocaranx dentex</i>		0,04 ± 0,04			0,3 ± 0,26			0,1 ± 0,06
<i>Sarda sarda</i>		0,8 ± 0,8		4,8 ± 3,0		2,3 ± 1,19	0,04 ± 0,04	1,0 ± 0,56
<i>Coryphaena hippurus</i>								
<i>Pomadasys incisus</i>								
<i>Parapristipoma octolineatum</i>	0,04 ± 0,04							0,1 ± 0,06
<i>Sciaena umbra</i>	7,6 ± 3,0	8,5 ± 4,0	6,4 ± 2,6	10,9 ± 5,8	4,1 ± 2,03	3,9 ± 1,79	4,0 ± 2,09	2,6 ± 1,43
<i>Mullus surmuletus</i>	0,5 ± 0,2	0,7 ± 0,3	0,7 ± 0,23	0,4 ± 0,25	0,1 ± 0,05	0,3 ± 0,21	0,4 ± 0,18	0,1 ± 0,07
<i>Boops boops</i>	139,0 ± 44,0	101,8 ± 43,3	18,6 ± 18,5	96,8 ± 57,2	20,0 ± 18,52	170,3 ± 52,56	87,5 ± 32,66	129,8 ± 46,15
<i>Dentex dentex</i>	5,3 ± 1,7	11,1 ± 3,6	7,8 ± 2,8	7,8 ± 6,1	7,7 ± 2,76	4,8 ± 1,57	2,7 ± 1,05	6,0 ± 3,00
<i>Diplodus annularis</i>	0,7 ± 0,3	0,2 ± 0,1	0,4 ± 0,2	0,2 ± 0,1	0,4 ± 0,14	0,4 ± 0,17	0,2 ± 0,11	0,3 ± 0,23
<i>Diplodus cervinus</i>	1,0 ± 0,2	1,2 ± 0,5	1,5 ± 0,3	0,4 ± 0,2	1,2 ± 0,29	0,8 ± 0,32	0,5 ± 0,24	0,9 ± 0,25
<i>Diplodus puntazzo</i>	2,9 ± 0,5	4,6 ± 1,1	2,0 ± 0,6	1,3 ± 0,6	2,0 ± 0,67	4,6 ± 1,22	1,8 ± 0,62	2,2 ± 0,47
<i>Diplodus sargus</i>	7,0 ± 1,2	13,0 ± 5,1	4,4 ± 1,1	3,7 ± 1,2	4,6 ± 1,85	5,7 ± 2,26	2,5 ± 0,69	5,0 ± 1,15
<i>Diplodus vulgaris</i>	24,3 ± 8,3	21,5 ± 8,1	16,7 ± 5,4	14,4 ± 5,4	11,5 ± 2,73	32,5 ± 22,01	11,9 ± 5,80	6,8 ± 3,11



Especie	2007	2008	2009	2010	2013	2014	2015	2016
<i>Oblada melanura</i>	11,8 ± 5,8	11,6 ± 9,1	3,2 ± 2,5	16,2 ± 10,8	1,8 ± 0,98	13,3 ± 8,32	0,0 ± 0,04	4,8 ± 2,79
<i>Pagrus pagrus</i>	0,04 ± 0,04	0,04 ± 0,04			0,1 ± 0,05			
<i>Pagrus auriga</i>								
<i>Sarpa salpa</i>	2,2 ± 1,0	9,1 ± 5,6	8,7 ± 3,2		6,0 ± 3,84	4,9 ± 2,70	7,6 ± 3,19	4,9 ± 2,59
<i>Sparus aurata</i>	0,1 ± 0,1	0,8 ± 0,4	0,3 ± 0,18	0,1 ± 0,08	0,3 ± 0,11	0,1 ± 0,07	0,04 ± 0,04	0,5 ± 0,25
<i>Spondyliosoma cantharus</i>	3,5 ± 1,9	0,5 ± 0,3	0,5 ± 0,3	12,8 ± 6,0	10,2 ± 4,60	1,5 ± 0,95	5,3 ± 3,50	2,4 ± 1,09
<i>Spicara smaris</i>	0,9 ± 0,4	0,04 ± 0,04		17,6 ± 17,6		70,3 ± 40,24	121,3 ± 41,36	55,6 ± 38,16
<i>Spicara maena</i>							0,9 ± 0,73	
<i>Chromis chromis</i>	290,8 ± 55,3	508,7 ± 95,5	227,4 ± 39,8	331,7 ± 75,5	140,2 ± 28,21	217,6 ± 43,40	343,3 ± 54,10	217,8 ± 35,02
<i>Coris julis</i>	28,2 ± 9,6	34,4 ± 10,8	16,5 ± 3,4	39,3 ± 10,9	35,6 ± 8,37	11,9 ± 2,10	36,8 ± 7,33	8,6 ± 1,50
<i>Labrus merula</i>	0,1 ± 0,1	0,1 ± 0,1	0,1 ± 0,05			0,1 ± 0,07	0,2 ± 0,09	0,04 ± 0,04
<i>Labrus viridis</i>	0,1 ± 0,1	0,1 ± 0,1						0,1 ± 0,04
<i>Symphodus dordeleini</i>	0,04 ± 0,04	0,3 ± 0,1	0,1 ± 0,07	0,2 ± 0,09	0,1 ± 0,05	0,5 ± 0,15	1,3 ± 0,66	1,3 ± 0,39
<i>Symphodus mediterraneus</i>	1,9 ± 0,4	1,3 ± 0,3	0,8 ± 0,2	1,5 ± 0,5	0,6 ± 0,14	1,8 ± 0,38	3,6 ± 0,80	2,0 ± 0,58
<i>Symphodus melanocercus</i>	0,1 ± 0,1			0,1 ± 0,1	0,2 ± 0,09	0,1 ± 0,09	0,7 ± 0,27	0,4 ± 0,12
<i>Symphodus ocellatus</i>	10,6 ± 5,2	10,3 ± 5,0	1,2 ± 0,5	2,3 ± 0,7	0,7 ± 0,18	1,0 ± 0,43	3,9 ± 1,82	1,9 ± 1,44
<i>Symphodus roissali</i>	0,3 ± 0,1	0,3 ± 0,2	0,4 ± 0,15	0,4 ± 0,17	0,2 ± 0,09	0,1 ± 0,09	0,1 ± 0,09	0,3 ± 0,14
<i>Symphodus rostratus</i>	1,0 ± 0,6	0,4 ± 0,1	0,3 ± 0,13	0,3 ± 0,23	0,04 ± 0,04	0,04 ± 0,04	0,0 ± 0,04	0,2 ± 0,09
<i>Symphodus tinca</i>	2,5 ± 0,6	1,4 ± 0,4	1,5 ± 0,5	2,4 ± 0,8	1,6 ± 0,56	0,9 ± 0,39	0,8 ± 0,24	2,7 ± 0,72
<i>Thalasoma pavo</i>	4,8 ± 1,3	7,8 ± 2,7	12,1 ± 3,6	5,2 ± 2,0	3,4 ± 1,27	4,9 ± 1,08	9,9 ± 2,38	9,9 ± 1,54
<i>Sphyraena viridensis</i>	9,8 ± 5,0	14,0 ± 4,3	2,7 ± 1,6	16,7 ± 7,4	9,1 ± 4,77	28,7 ± 14,60	51,5 ± 27,86	7,3 ± 4,65
Mugilidae spp.			0,3 ± 0,30					
<i>Scorpaena maderensis</i>								
<i>Scorpaena scrofa</i>	0,04 ± 0,04	0,1 ± 0,1	0,1 ± 0,07	0,1 ± 0,08				0,1 ± 0,05
<i>Scorpaena porcus</i>								
<i>Scorpaena notata</i>								
<i>Atherina hepsetus</i>								
Abundancia	576,4 ± 75,6	822,4 ± 129,5	389,8 ± 40,5	564,6 ± 80,7	284,5 ± 44,7	747,6 ± 136,2	689,8 ± 88,8	536,8 ± 86,29
Abundancia reducida	124,9 ± 14,6	153,4 ± 17,6	110,4 ± 9,2	126,5 ± 14,3	105,3 ± 12,8	127,3 ± 39,2	103,0 ± 13,9	82,6 ± 8,12
Riqueza media	16,7 ± 0,5	16,2 ± 0,5	14,4 ± 0,6	14,3 ± 0,5	12,7 ± 0,7	15,7 ± 0,7	14,3 ± 0,5	15,3 ± 0,79
Riqueza total	40	41	37	35	35	38	38	40



Tabla 2.7 Abundancia media (\pm error típico - E.T.) (nº indiv. 250 m⁻²) de las categorías espaciales y grupos tróficos aparecidos en los censos entre 1996 y 2016.

Categoría o grupo trófico	1996		1998		2001		2002		2003		2004		2005		2006	
CAT. 1	125,0	\pm 35,3	127,0	\pm 82,1	6,4	\pm 2,8	273,9	\pm 88,7	22,1	\pm 6,6	26,1	\pm 9,8	127,5	\pm 56,0	476,9	\pm 83,0
CAT. 2	592,8	\pm 94,0	674,6	\pm 84,3	770,2	\pm 109,8	583,1	\pm 73,6	515,1	\pm 117,3	463,9	\pm 64,2	466,4	\pm 74,0	324,8	\pm 61,4
CAT. 3	80,4	\pm 12,8	95,2	\pm 11,4	94,4	\pm 15,6	79,1	\pm 12,0	39,1	\pm 6,3	68,5	\pm 0,8	62,4	\pm 17,2	58,2	\pm 11,8
CAT. 4	0,5	\pm 0,2	0,6	\pm 0,2	0,8	\pm 0,2	0,6	\pm 0,2	0,3	\pm 0,1	0,6	\pm 0,2	0,7	\pm 0,2	0,7	\pm 0,2
CAT. 5	142,9	\pm 30,2	59,9	\pm 6,8	115,5	\pm 17,4	89,3	\pm 17,8	129,0	\pm 17,4	211,0	\pm 50,9	139,6	\pm 31,4	64,4	\pm 8,0
CAT. 6	9,8	\pm 2,8	3,7	\pm 0,9	15,7	\pm 4,4	8,5	\pm 1,5	7,4	\pm 1,2	3,5	\pm 1,0	2,0	\pm 0,7	1,5	\pm 0,6
Herbívoros	37,7	\pm 11,1	46,0	\pm 7,9	37,6	\pm 7,8	43,4	\pm 10,5	11,3	\pm 3,8	14,9	\pm 5,5	8,3	\pm 3,4	5,9	\pm 2,6
Planctófagos	639,6	\pm 96,1	773,2	\pm 132,7	775,9	\pm 109,7	833,9	\pm 134,1	516,0	\pm 117,2	475,3	\pm 65,2	572,4	\pm 70,9	770,6	\pm 93,3
Piscívoros	44,4	\pm 21,8	30,2	\pm 14,7	10,9	\pm 4,7	31,0	\pm 10,4	30,5	\pm 7,3	25,3	\pm 8,6	34,3	\pm 14,1	50,3	\pm 15,3
Piscívoros 2	4,1	\pm 1,8	3,8	\pm 1,5	10,6	\pm 4,7	15,0	\pm 5,3	9,5	\pm 1,7	10,6	\pm 3,2	13,0	\pm 2,1	20,0	\pm 4,1
Omnívoros	39,7	\pm 6,0	48,6	\pm 9,1	50,7	\pm 11,6	33,6	\pm 4,7	25,8	\pm 3,5	47,9	\pm 9,6	51,2	\pm 14,5	44,8	\pm 11,4
Micrófagos	146,3	\pm 30,1	57,2	\pm 7,0	117,6	\pm 16,3	83,8	\pm 16,3	119,7	\pm 15,8	200,1	\pm 50,0	117,4	\pm 31,4	45,7	\pm 7,6
Mesófagos	5,2	\pm 1,2	4,6	\pm 1,0	9,2	\pm 1,8	8,3	\pm 1,7	9,4	\pm 1,7	10,0	\pm 3,1	14,7	\pm 4,5	8,7	\pm 3,1
Detritívoros	1,4	\pm 0,7	1,0	\pm 0,4	1,0	\pm 0,5	0,6	\pm 0,2	0,3	\pm 0,2	0,2	\pm 0,1	0,3	\pm 0,1	0,4	\pm 0,2
	2007		2008		2009		2010		2013		2014		2015		2016	
CAT. 1	161,5	\pm 43,1	146,9	\pm 46,6	43,3	\pm 25,5	128,4	\pm 42,2	31,1	\pm 18,7	390,2	\pm 95,9	233,7	\pm 66,0	200,7	\pm 79,15
CAT. 2	297,6	\pm 55,6	523,0	\pm 95,6	236,1	\pm 41,1	309,7	\pm 58,2	148,0	\pm 28,3	230,1	\pm 43,7	362,1	\pm 54,9	254,2	\pm 41,00
CAT. 3	47,1	\pm 9,0	61,9	\pm 13,8	42,2	\pm 7,8	38,4	\pm 7,7	43,9	\pm 8,7	55,4	\pm 24,5	31,7	\pm 7,1	28,9	\pm 5,76
CAT. 4	0,6	\pm 0,2	0,8	\pm 0,3	0,8	\pm 0,2	0,4	\pm 0,2	0,1	\pm 0,1	0,3	\pm 0,2	0,5	\pm 0,2	0,1	\pm 0,07
CAT. 5	67,4	\pm 10,9	84,0	\pm 13,1	60,5	\pm 6,8	83,6	\pm 11,2	59,5	\pm 9,2	37,5	\pm 3,9	67,8	\pm 9,4	39,9	\pm 3,62
CAT. 6	2,1	\pm 0,6	6,7	\pm 1,6	6,9	\pm 1,7	4,0	\pm 1,0	1,4	\pm 0,5	3,9	\pm 1,5	1,9	\pm 0,7	13,0	\pm 3,63
Herbívoros	2,2	\pm 1,0	9,1	\pm 5,6	8,7	\pm 3,2	0,0	\pm 0,0	6,0	\pm 3,8	4,9	\pm 2,7	7,3	\pm 3,0	4,9	\pm 2,59
Planctófagos	449,4	\pm 71,7	654,9	\pm 121,3	276,3	\pm 41,9	423,0	\pm 72,1	169,8	\pm 39,5	587,0	\pm 120,9	549,5	\pm 75,5	444,4	\pm 83,23
Piscívoros	22,0	\pm 6,0	37,7	\pm 8,9	28,4	\pm 6,5	29,5	\pm 10,0	29,6	\pm 7,7	47,2	\pm 17,0	53,7	\pm 25,9	23,5	\pm 7,11
Piscívoros 2	12,1	\pm 2,0	23,6	\pm 5,6	25,7	\pm 5,5	17,7	\pm 5,7	20,4	\pm 4,8	18,5	\pm 4,7	7,4	\pm 1,2	16,2	\pm 4,36
Omnívoros	39,5	\pm 9,0	40,9	\pm 12,7	25,4	\pm 5,8	32,3	\pm 7,4	30,0	\pm 6,7	45,6	\pm 24,7	21,7	\pm 6,3	17,5	\pm 4,28
Micrófagos	51,3	\pm 11,0	62,7	\pm 12,7	39,4	\pm 5,8	67,0	\pm 10,6	43,5	\pm 8,5	24,8	\pm 2,6	57,6	\pm 8,4	40,2	\pm 4,80
Mesófagos	11,6	\pm 3,0	17,2	\pm 6,8	10,6	\pm 2,6	12,4	\pm 4,0	5,6	\pm 2,1	7,6	\pm 1,8	7,4	\pm 2,1	6,3	\pm 1,49
Detritívoros	0,5	\pm 0,2	0,7	\pm 0,3	1,0	\pm 0,4	0,4	\pm 0,2	0,1	\pm 0,1	0,3	\pm 0,2	0,4	\pm 0,2	0,1	\pm 0,07

Todas las variables analizadas - parámetros descriptores del poblamiento, abundancia de las 31 especies más frecuentes (por haberse observado en más del 15% de las 432 unidades muestrales) y abundancia de los grupos de especies (categorías espaciales y grupos tróficos) muestran un efecto significativo de alguno de los factores principales investigados (Año y/o Sector) y/o de su interacción (Tabla 2.8). Además, la mayor parte de esas variables de respuesta mostraron una heterogeneidad espacial significativa entre zonas separadas entre sí cientos de metros dentro de cada sector.

La abundancia total (considerando todas las especies juntas, y también sin contar la abundancia de las especies pelágicas y/o formadoras de bancos) ha mostrado diferencias significativas entre años y sectores. Curiosamente, la abundancia reducida ha tendido a disminuir paulatinamente con el tiempo, pasando, por término medio, de 231 a poco más de 92 individuos 250 m^2 (Fig. 2.2). En lo que se refiere a la diferencia entre sectores, en general la abundancia es mayor en la reserva integral y en los bajos que en el sector más costero. En cambio, las diferencias interanuales de riqueza específica no han seguido un patrón reconocible (Fig. 2.2), y, en general se han encontrado ligeramente mayor número de especies por censo en el Sector 3 (reserva integral), con una media total de 16,6 especies por transecto de 250 m^2 , que en los sectores 1 y 2 (15 y 14,7 especies por censo, respectivamente).

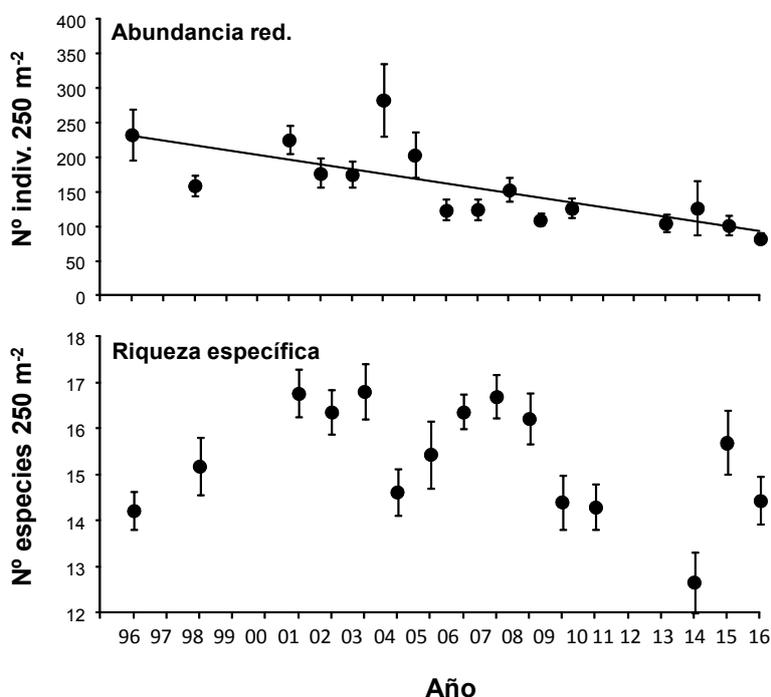


Figura 2.2 Valores medios (\pm E.T.) de abundancia total (arriba) y riqueza específica (abajo) de peces por censo a lo largo del periodo de estudio (1996-2016). Se indica la línea de ajuste lineal a la variación interanual de abundancia.



Unas pocas especies solamente muestran un efecto del sector (Tabla 2.8), de modo que los trescolas (*A. anthias*) son más abundantes en los sectores 2 y/o 3 (bajos y reserva integral), mientras que los salmonetes (*M. surmuletus*) son siempre más abundantes en el sector más costero, a la vez que no muestran pauta temporal alguna. Por su parte, únicamente una especie de lábrido, el tordo de Doderlein (*S. doderleini*), muestra diferencias interanuales significativas a la vez que no hay diferencias entre sectores, aunque sin una pauta temporal clara de aumento o disminución.

Otras 9 especies (falsos abadejos - *E. costae*, serranos - *S. scribea*, reyezuelos - *A. imberbis*, corvas - *S. umbra*, sargos reales - *D. cervinus*, sargos - *D. sargus*, castañuelas - *C. chromis*, doncellas - *C. julis* y tordos de Roissal - *S. roissali*), así como 4 de las categorías espaciales (2, 3, 5 y 6) y 4 grupos tróficos (planctófagos, omnívoros, mesófagos y detritívoros) muestran un efecto significativo de ambos factores principales, pero no de su interacción - o esta es solo marginalmente significativa (Tabla 2.8), lo cual indica que en esos casos ambas fuentes de variación son independientes entre sí. Mientras que para algunas de esas especies (caso de *S. scribea*, *A. imberbis*, *C. chromis*, *C. julis* y *S. roissali*) no hay una pauta temporal reconocible, para otras (*E. costae*, *S. umbra*, *D. cervinus*) se observa una tendencia al aumento de su abundancia a lo largo del tiempo, hasta un máximo alrededor de 2008-2009, año a partir del cual se inicia una disminución (Fig. 2.3); a pesar de un pequeño repunte en 2016, las abundancias no han recuperado los valores máximos observados años atrás. Por su parte, de las categorías espaciales señaladas, las categorías 3 y 5 muestran cierta tendencia a la disminución temporal (Fig. 2.4). Por otra parte, de esas especies, falsos abadejos, corvas, sargos reales, sargos, castañuelas y doncellas son más abundantes en los sectores 2 (bajos) y/o 3 (reserva integral y bajo de Fuera), mientras que los serranos son más abundantes en la costa, y los reyezuelos tienen menor abundancia en el sector 2 frente a los otros dos sectores; por su parte, todas las categorías espaciales citadas son más abundantes en el Sector 3 que en el resto de la reserva marina.

Por último, 11 especies (meros - *E. marginatus*, chernas - *M. rubra*, bogas - *B. boops*, dentones - *D. dentex*, mojarras - *D. vulgaris*, sargos picudos - *D. puntazzo*, obladas - *O. melanura*, salpas - *S. salpa*, chopas - *S. cantharus*, tordos mediterráneos - *S. mediterraneus*, tordos picudos - *S. rostratus*, tordos - *S. tinca*, fredis - *T. pavo* y espetones - *S. viridensis*) muestran una interacción Año x Sector significativa, lo cual denota que ambos factores no son independientes entre sí, es decir, que las variaciones interanuales no siguen la misma trayectoria temporal en los distintos sectores prospectados; tal es el caso también de peces pelágicos (Cat. 1), y grupos tróficos de herbívoros, piscívoros y micrófagos (Tabla 2.8). Así, aunque la tendencia temporal general de especies como meros, chernas o dentones es al aumento con el tiempo, para luego disminuir su abundancia a partir de 2010 (Fig. 2.3), tal comportamiento no ha sido el mismo en todos los sectores, pues sus abundancias han sido mucho mayores en los Sectores 2 y 3, y además, según el año las mayores abundancias se observaban en uno u otro sector (Fig. 2.5). Además, una inspección más detallada de la Fig. 2.5 nos permite comprobar que los valores medios de abundancia de meros, chernas y dentones parecen recuperarse mejor en el Sector 2

(bajos), mientras que en el 3 (reserva integral y bajo de Fuera) no es el caso, manteniéndose valores bajos o incluso continuando su disminución. En el caso de las salpas (única especie exclusivamente herbívora), la tendencia general ha sido de disminución de su abundancia a lo largo del tiempo, también con alternancia de valores máximos entre los sectores 1 y 3. Otras especies, como mojarras y tordos (Fig. 2.5) no han tenido una trayectoria interanual clara de aumento o disminución, aunque también haya sido de diferente naturaleza según el sector (Fig. 2.5).

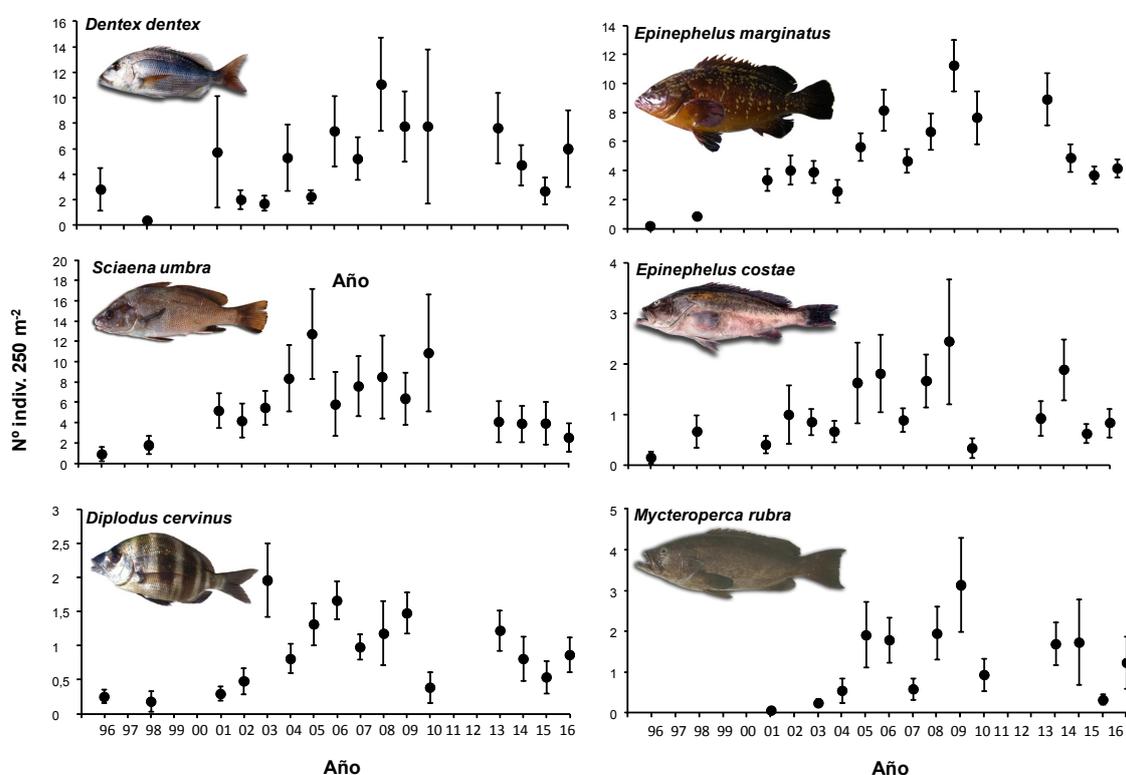


Figura 2.3 Valores medios (\pm E.T.) de abundancia por censo de algunas especies de peces a lo largo del periodo de estudio (1996-2016).

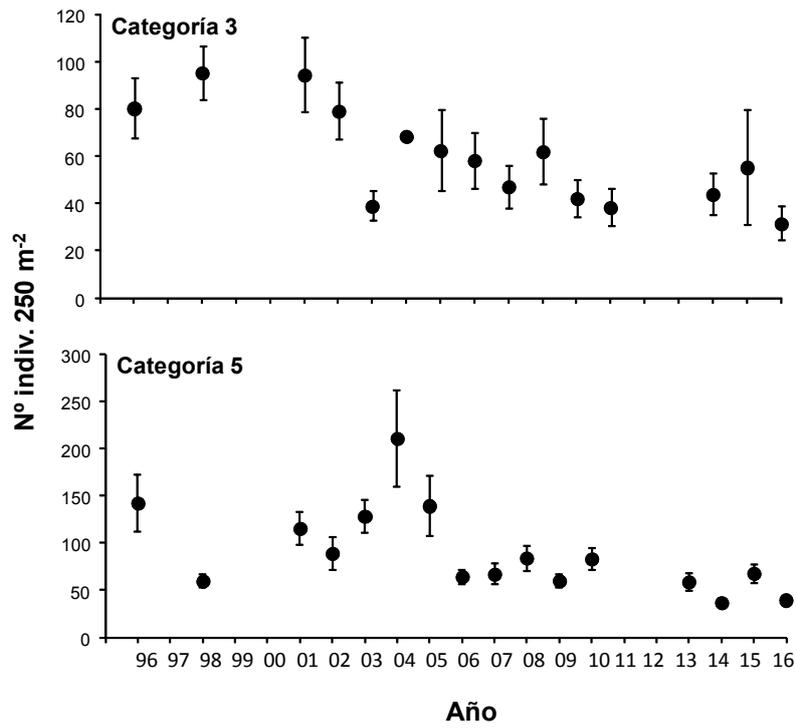


Figura 2.4 Valores medios (\pm E.T.) de abundancia por censo de las especies pertenecientes a las categorías espaciales 3 y 5 a lo largo del periodo de estudio (1996-2016).

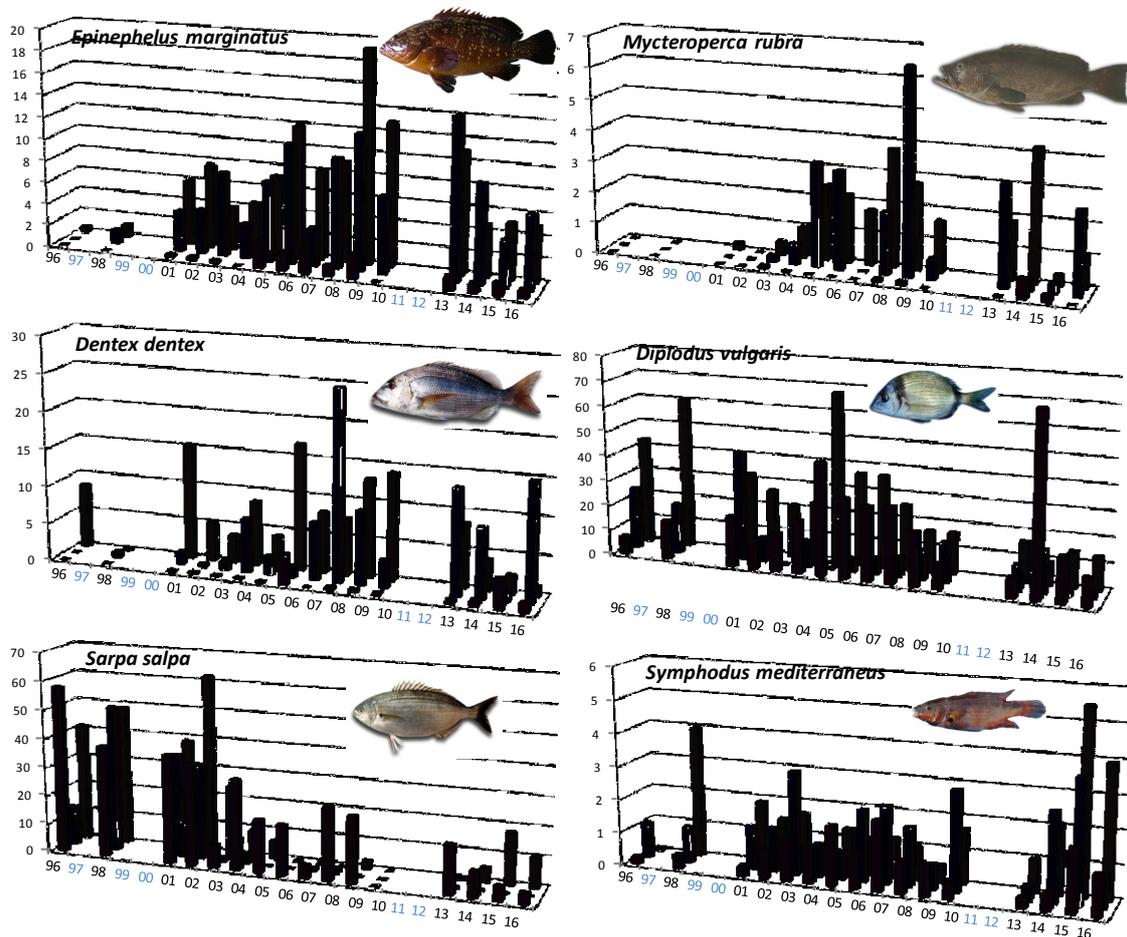


Figura 2.5 Valores medios (\pm E.T.) de abundancia por censo de las especies pertenecientes a las categorías espaciales 3 y 5 a lo largo del periodo de estudio (1996-2016).



Tabla 2.8 Resumen de los análisis mixtos de la varianza aplicados a los parámetros descriptores del poblamiento de peces (abundancia y riqueza), y a la abundancia de las especies más frecuentes ($f > 15\%$ de las réplicas) y de las especies agrupadas en categorías espaciales y grupos tróficos, para los datos recogidos en la reserva marina de Cabo de Palos - Islas Hormigas durante el periodo 1996-2016.

Variable	Test Cochran	Año A	Sector S	AxS	Zona Z(AxS)
Abundancia	*	***	***		***
Abundancia red.	***	***	***		(*)
Riqueza específica	**	***	***	(*)	***
<i>M. helena</i>		***	***	**	(*)
<i>A. anthias</i>			***		***
<i>E. costae</i>	*	**	***		**
<i>E. marginatus</i>		***	***	***	***
<i>M. rubra</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>S. aurata</i>	***		(*)		**
<i>S. cantharus</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>		***	***	***	**
<i>S. viridensis</i>		(*)	***	*	**
Cat. 1		***	***	*	**
Cat. 2	**	***	***		**
Cat. 3		***	***	(*)	
Cat. 4		(*)	***	(*)	*
Cat. 5	**	***	***		***
Cat. 6		***	***		***
Herbívoros		***	***	*	
Planctófagos	***	***	***		***
Piscívoros	**	**	***	*	***
Piscívoros 2	*	***	***	**	***
Omnívoros		**	**		**
Micrófagos	***	***	***	*	***
Mesófagos		***	***		
Detritívoros	***	*	***		(*)

$p < 0,001$: '***'; $p < 0,001$; '**': $p < 0,01$; $p < 0,05$: '*'; $p < 0,1$: '(*)'



2.3.2. Comparación con los fondos de Cabo Tiñoso y litoral de Águilas

En la Tabla 2.9 se presentan los datos de abundancia media de las especies de peces observadas en los tres años en que se han realizado censos simultáneamente en las dos localidades de control (Cabo Tiñoso y litoral de Águilas, incluyendo los fondos que rodean el cabo Cope), junto con los de Cabo de Palos (2001, 2009 y 2016). En Cabo Tiñoso se han observado 35 especies pertenecientes a 11 familias, mientras que en Águilas se han censado 37 especies pertenecientes a 13 familias.

Todas las variables dependientes exploradas - parámetros descriptores del poblamiento íctico (abundancia total con y sin especies pelágicas o formadoras de bancos y riqueza específica), abundancia de las 28 especies más frecuentes ($f > 15\%$), y de las especies agrupadas en categorías espaciales y grupos tróficos, han mostrado un efecto significativo de uno o más factores explicativos (Tabla 2.10). De estas variables de respuesta, 11 especies, la categoría espacial 1 y los grupos de piscívoros y mesófagos han mostrado un efecto significativo de la localidad, lo cual significa que al menos una de las localidades prospectadas ha resultado significativamente diferente de las demás. En la mayoría de los casos (*A. anthias*, *E. costae*, *E. marginatus*, *D. dentex*, *D. cervinus*, *D. puntazzo*, y especies piscívoras) las abundancias medias (considerando conjuntamente todos los años) han resultado mayores en la reserva marina de C. Palos - I. Hormigas que en las otras dos localidades (Fig. 2.6) Para las demás especies de este grupo (*S. scribea*, *B. boops*, *D. annularis*, *L. merula*), la categoría 1 (especies pelágicas) y el grupo de especies mesófagos, la abundancia en C. Palos era menor que la observada en Cabo Tiñoso y/o el litoral de Águilas.

La abundancia total, y otras 6 especies (*S. cabrilla*, *O. melanura*, *S. salpa*, *C. julis*, *S. ocellatus* y *S. tinca*), así como la categoría 5 y los herbívoros y micrófagos, han mostrado un efecto significativo del Año, de modo que no han mostrado diferencias significativas entre localidades (considerando los tres años juntos), pero sí diferencias interanuales similares en las tres localidades. En la mayor parte de los casos, la pauta observada es una mayor abundancia en 2001 que en los 2 años posteriores, en los que las abundancias han sido paulatinamente menores, salvo en el caso de las cabrillas, más abundantes en 2009 (Fig. 2.6). En el resto de especies y grupos, así como en el caso de la abundancia reducida, se han observado tanto diferencias entre localidades como entre años, de modo que reyezuelos, salmonetes, sargos, mojarras, tordos de Doderlein y tordos mediterráneos, así como categorías 3, 4 y 6 y los grupos de omnívoros y detritívoros, han resultado menos abundantes en la reserva marina de Cabo de Palos - Islas Hormigas, mientras que los fredis eran menos abundantes en Cabo Tiñoso, y las castañuelas y especies de la categoría 2 en Águilas. Además, todas estas variables han mostrado diferencias interanuales consistentes entre localidades. Solamente la riqueza específica, la abundancia de corvas, tordos de Roissal y especies planctófagas no han mostrado diferencias entre años o localidades. Finalmente, en la mayoría de los casos las abundancias han mostrado diferencias significativas entre sectores (separados por miles de metros) y/o zonas (separadas por cientos de metros).



Tabla 2.9 Abundancia media (\pm error típico - E.T.) (n° indiv. 250 m⁻²) de las especies, categorías espacial y grupos tróficos, así como valores medios de abundancia y riqueza específica de los peces aparecidos en los censos en la reserva marina de Cabo de Palos - Islas Hormigas (CP) y en las dos localidades de control (C. Tiñoso, CT; litoral de Águilas, AG) en los tres años en los que se tienen datos conjuntos de estas tres localidades.

		2001			2009			2016		
		CP	CT	AG	CP	CT	AG	CP	CT	AG
Myliobatidae	<i>M. aquila</i>	0,2 \pm 0,15			0,1 \pm 0,11					0,1 \pm 0,04
Engraulidae	<i>E. encrasicolus</i>		42,4 \pm 26,38	61,6 \pm 35,43	18,5 \pm 18,52					
Scombridae	<i>S. sarda</i>							1,0 \pm 0,56	1,7 \pm 1,44	
Muraenidae	<i>M. helena</i>	0,4 \pm 0,12	0,1 \pm 0,06	0,2 \pm 0,09	0,5 \pm 0,19	0,2 \pm 0,12	0,1 \pm 0,09	0,2 \pm 0,09	0,7 \pm 0,16	0,2 \pm 0,10
Phycidae	<i>P. phycis</i>	0,1 \pm 0,09								
Serranidae	<i>A. anthias</i>	22,1 \pm 7,03	0,3 \pm 0,30	3,8 \pm 3,55	8,7 \pm 3,30	0,4 \pm 0,37	5,7 \pm 3,08	36,4 \pm 13,90		0,3 \pm 0,30
	<i>E. costae</i>	0,4 \pm 0,17	0,1 \pm 0,04	0,3 \pm 0,18	2,4 \pm 1,23	0,04 \pm 0,04	0,04 \pm 0,04	0,8 \pm 0,28	0,04 \pm 0,04	0,1 \pm 0,07
	<i>E. marginatus</i>	3,4 \pm 0,75	0,2 \pm 0,11	0,2 \pm 0,12	11,3 \pm 1,76	0,4 \pm 0,12	0,3 \pm 0,11	4,2 \pm 0,65	0,4 \pm 0,14	0,3 \pm 0,10
	<i>M. rubra</i>	0,1 \pm 0,05			3,1 \pm 1,15		0,1 \pm 0,07	1,2 \pm 0,64		
	<i>S. atricauda</i>	0,04 \pm 0,04					0,04 \pm 0,04			
	<i>S. cabrilla</i>	1,9 \pm 0,38	1,2 \pm 0,36	0,5 \pm 0,14	1,5 \pm 0,34	4,5 \pm 0,64	1,6 \pm 0,33	2,4 \pm 0,68	1,2 \pm 0,39	0,6 \pm 0,24
	<i>S. scriba</i>	2,1 \pm 0,37	5,0 \pm 0,43	3,9 \pm 0,48	2,7 \pm 0,39	6,3 \pm 0,64	4,7 \pm 0,63	1,4 \pm 0,31	5,1 \pm 0,65	5,6 \pm 0,79
Moronidae	<i>D. labrax</i>									
Apogonidae	<i>A. imberbis</i>	15,1 \pm 4,32	45,2 \pm 9,26	67,5 \pm 18,75	6,3 \pm 1,70	26,7 \pm 5,05	38,7 \pm 8,04	12,9 \pm 3,58	26,5 \pm 5,90	18,8 \pm 7,93
Carangidae	<i>S. dumerili</i>		0,1 \pm 0,08	0,3 \pm 0,30	0,04 \pm 0,04			2,1 \pm 1,57		
	<i>Trachurus sp.</i>					0,1 \pm 0,07				
	<i>Ps. dentex</i>							0,1 \pm 0,06		
Haemulidae	<i>P. octolineatum</i>			1,4 \pm 1,37			0,1 \pm 0,11	0,1 \pm 0,06		
	<i>P. incisus</i>									0,1 \pm 0,04
Sciaenidae	<i>S. umbra</i>	5,2 \pm 1,70	0,1 \pm 0,04	1,3 \pm 0,61	6,4 \pm 2,56	0,7 \pm 0,22	1,8 \pm 0,62	2,6 \pm 1,43	2,6 \pm 1,18	0,8 \pm 0,31
Mullidae	<i>M. surmuletus</i>	0,6 \pm 0,18	3,9 \pm 1,29	1,8 \pm 0,62	0,7 \pm 0,23	5,0 \pm 0,90	6,2 \pm 1,37	0,1 \pm 0,07	1,8 \pm 0,81	1,2 \pm 0,52
Sparidae	<i>B.s boops</i>		27,2 \pm 15,30	44,9 \pm 20,38	18,6 \pm 18,52	53,2 \pm 20,33	180,3 \pm 45,55	129,8 \pm 46,15	93,1 \pm 26,52	49,7 \pm 20,03



	2001			2009			2016		
	CP	CT	AG	CP	CT	AG	CP	CT	AG
<i>D. dentex</i>	5,8 ± 4,38	0,9 ± 0,25		7,8 ± 2,76	0,1 ± 0,11	0,8 ± 0,29	6,1 ± 2,99	0,7 ± 0,41	0,1 ± 0,05
<i>D. annularis</i>	0,8 ± 0,23	6,6 ± 1,58	10,2 ± 4,34	0,4 ± 0,18	8,2 ± 2,25	12,0 ± 2,42	0,3 ± 0,23	2,1 ± 0,48	4,4 ± 0,82
<i>D. cervinus</i>	0,3 ± 0,10	0,2 ± 0,15	0,2 ± 0,11	1,5 ± 0,30	0,1 ± 0,09	0,1 ± 0,07	0,9 ± 0,25		0,2 ± 0,09
<i>D. puntazzo</i>	5,4 ± 1,89	2,8 ± 0,71	0,8 ± 0,21	2,0 ± 0,61	3,0 ± 0,75	0,5 ± 0,19	3,0 ± 0,86	0,8 ± 0,23	1,1 ± 0,36
<i>D. sargus</i>	12,3 ± 3,71	28,2 ± 5,90	21,1 ± 4,52	4,4 ± 1,11	6,4 ± 0,77	6,3 ± 1,65	5,3 ± 1,15	8,4 ± 2,64	11,3 ± 2,02
<i>D. vulgaris</i>	32,0 ± 9,52	47,6 ± 11,11	49,7 ± 8,02	16,7 ± 5,39	24,6 ± 3,67	35,4 ± 7,36	9,3 ± 3,83	24,7 ± 8,37	19,7 ± 3,72
<i>O. melanura</i>	5,7 ± 2,70	26,0 ± 11,90	9,8 ± 2,59	3,2 ± 2,46	7,0 ± 3,55	10,8 ± 7,96	4,8 ± 2,79	10,5 ± 7,29	11,3 ± 4,09
<i>P. acarne</i>		0,04 ± 0,04							
<i>P. pagrus</i>			0,04 ± 0,04			0,3 ± 0,30		0,04 ± 0,04	
<i>S. salpa</i>	37,6 ± 7,82	77,5 ± 15,07	47,0 ± 10,64	8,7 ± 3,18	9,3 ± 1,51	16,1 ± 4,48	4,9 ± 2,59	5,3 ± 2,44	16,2 ± 4,47
<i>S. aurata</i>	0,3 ± 0,23		0,4 ± 0,21	0,3 ± 0,18		0,04 ± 0,04	0,5 ± 0,25		0,04 ± 0,04
<i>S. cantharus</i>		0,04 ± 0,04		0,5 ± 0,33		0,7 ± 0,43	2,4 ± 1,09	1,5 ± 0,92	0,1 ± 0,06
Centracanthidae <i>S.maena</i>		86,3 ± 47,00			35,8 ± 11,70	23,3 ± 21,09		16,0 ± 9,70	6,3 ± 5,27
<i>S.smaris</i>		4,6 ± 3,13			5,9 ± 3,67		55,6 ± 38,16	43,3 ± 21,73	
Pomacentridae <i>C. chromis</i>	748,0 ± 108,61	797,0 ± 140,88	306,9 ± 57,94	227,4 ± 39,75	347,3 ± 75,97	101,9 ± 22,74	217,8 ± 35,01	353,6 ± 51,56	303,7 ± 56,68
Labridae <i>C. julis</i>	46,1 ± 10,29	20,4 ± 2,47	16,6 ± 2,82	16,5 ± 3,37	29,9 ± 3,74	9,5 ± 1,46	8,7 ± 1,48	10,0 ± 1,13	10,6 ± 1,60
<i>L. merula</i>	0,1 ± 0,06	1,1 ± 0,26	0,2 ± 0,08	0,1 ± 0,05	0,3 ± 0,10	0,3 ± 0,10	0,04 ± 0,04	0,4 ± 0,10	0,1 ± 0,06
<i>L. viridis</i>		0,2 ± 0,08			0,1 ± 0,06		0,1 ± 0,04	0,04 ± 0,04	
<i>S. doderleini</i>	0,2 ± 0,10	0,8 ± 0,33	0,2 ± 0,08	0,1 ± 0,07	0,3 ± 0,10	0,5 ± 0,34	1,3 ± 0,39	5,7 ± 1,49	3,3 ± 0,76
<i>S. mediterraneus</i>	1,2 ± 0,32	1,7 ± 0,37	0,8 ± 0,19	0,8 ± 0,15	5,8 ± 1,26	2,0 ± 0,36	2,1 ± 0,58	3,2 ± 0,63	2,4 ± 0,48
<i>S. melanocercus</i>	0,7 ± 0,33	0,4 ± 0,14			0,1 ± 0,07		0,4 ± 0,12	0,3 ± 0,17	0,1 ± 0,11
<i>S. ocellatus</i>	13,7 ± 7,52	4,3 ± 1,26	0,6 ± 0,22	1,2 ± 0,50	6,5 ± 1,52	5,0 ± 1,21	1,9 ± 1,44	2,2 ± 1,12	0,5 ± 0,18
<i>S. roissali</i>	1,1 ± 0,26	1,7 ± 0,38	0,4 ± 0,12	0,4 ± 0,15	0,7 ± 0,18	0,6 ± 0,22	0,3 ± 0,14	1,0 ± 0,43	0,4 ± 0,17
<i>S. rostratus</i>	0,4 ± 0,12	0,9 ± 0,19	0,7 ± 0,21	0,3 ± 0,13	1,3 ± 0,24	0,6 ± 0,13	0,2 ± 0,09	1,1 ± 0,40	0,7 ± 0,28
<i>S. cinereus</i>					0,04 ± 0,04	0,04 ± 0,04		1,2 ± 0,72	0,3 ± 0,15



	2001			2009			2016		
	CP	CT	AG	CP	CT	AG	CP	CT	AG
<i>S. tinca</i>	10,0 ± 1,65	11,6 ± 3,50	6,9 ± 0,55	1,5 ± 0,45	6,8 ± 0,70	3,1 ± 0,43	2,9 ± 0,71	6,0 ± 1,03	5,0 ± 1,28
<i>T. pavo</i>	28,9 ± 5,91	14,4 ± 4,07	51,3 ± 7,83	12,1 ± 3,61	2,9 ± 0,57	5,1 ± 0,94	9,9 ± 1,53	3,4 ± 0,71	6,7 ± 1,17
Scaridae <i>S. cretense</i>			0,3 ± 0,18						
Sphyraenidae <i>S. viridensis</i>	0,3 ± 0,30	0,3 ± 0,14		2,7 ± 1,64			7,3 ± 4,65	0,1 ± 0,07	1,1 ± 1,07
Mugilidae <i>Mugilidae</i>	0,4 ± 0,41	0,04 ± 0,04	0,7 ± 0,70	0,3 ± 0,30	0,3 ± 0,22	0,4 ± 0,30			
Scorpaenidae <i>S. porcus</i>		0,04 ± 0,04	0,1 ± 0,09	0,1 ± 0,07	0,1 ± 0,05				
<i>S. scrofa</i>		0,04 ± 0,04	0,1 ± 0,05				0,1 ± 0,05		
<i>S. notata</i>					0,04 ± 0,04				
Balistidae <i>B. capriscus</i>						0,1 ± 0,08			
Torpedidae <i>Torpedo sp.</i>									0,1 ± 0,04
Abundancia	1002,9 ± 119,93	1261,3 ± 163,10	712,8 ± 85,46	389,8 ± 40,53	600,3 ± 88,51	475,1 ± 61,14	541,3 ± 85,33	635,0 ± 76,71	483,5 ± 69,35
Abundancia red.	226,4 ± 20,73	277,1 ± 27,78	284,8 ± 24,56	110,4 ± 9,24	150,3 ± 12,86	152,6 ± 13,12	86,4 ± 7,52	116,7 ± 10,36	111,1 ± 10,55
Riqueza específica	16,8 ± 0,51	18,2 ± 0,54	15,7 ± 0,46	14,4 ± 0,59	17,7 ± 0,48	16,8 ± 0,41	15,8 ± 0,57	15,9 ± 0,42	15,0 ± 0,70
Riqueza total	35	40	36	37	37	38	40	35	37



Tabla 2.10 Resumen de los análisis mixtos de la varianza aplicados a los parámetros descriptores del poblamiento de peces (abundancia y riqueza), y a la abundancia de las especies más frecuentes ($f > 15\%$ de las réplicas) y de las especies agrupadas en categorías espaciales y grupos tróficos, para los datos recogidos en la reserva marina de Cabo de Palos - Islas Hormigas y las dos localidades de control (C. Tiñoso y Águilas) en los tres años prospectados conjuntamente.

Variable	Test Cochran	Año A	Localidad L	AxL	Sector S(AxL)	Zona Z(S(AxL))
Abundancia		**			***	
Abundancia red.		***	*			
Riqueza específica					**	**
<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>L. merula</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>		**	*		*	***
Cat. 1			**		**	
Cat. 2		**	**		(*)	
Cat. 3		***	**			
Cat. 4		***	***	(*)		***
Cat. 5		**			**	***
Cat. 6		*	**		*	
Herbívoros		***	(*)		***	
Planctófagos					***	
Piscívoros			**		***	**
Omnívoros	*	***	***			***
Micrófagos		***			*	**
Mesófagos		(*)	***		*	**
Detritívoros		***	***			***

$p < 0,001$: '***'; $p < 0,001$; '***': $p < 0,01$; $p < 0,05$: '*'; $p < 0,1$: '(*)'

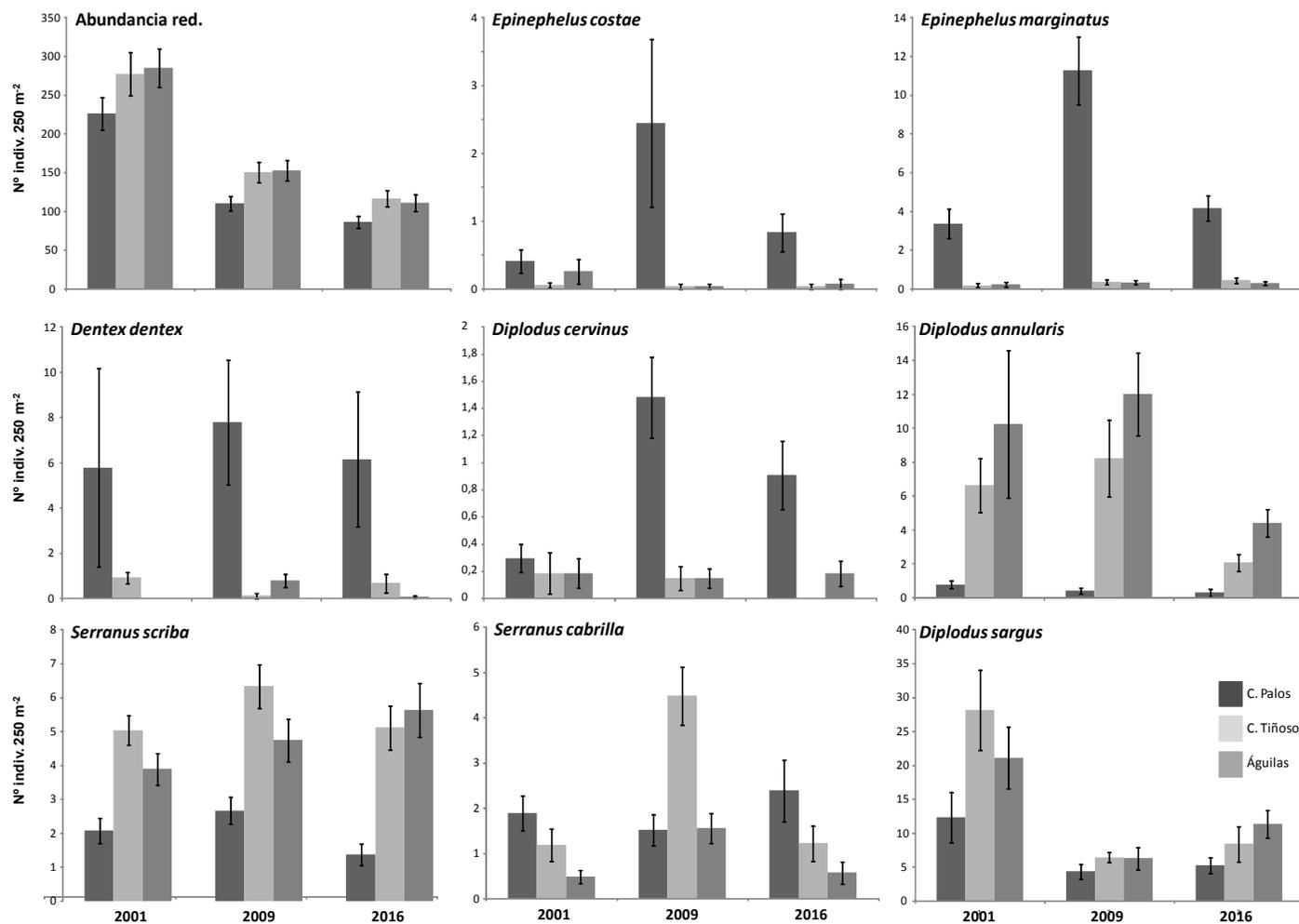


Figura 2.6 Valores medios (\pm E.T.) de abundancia (total y para algunas especies) por censo de las especies en las tres localidades prospectadas en los 3 años en los que se han estudiado simultáneamente.

2.3.3. Censos TRT+DS

Los resultados obtenidos con el método TRT+DS muestran una mayor abundancia de especies depredadoras (meros, dentones, corvas, espetones) en la reserva marina de Cabo de Palos en comparación con Cabo Tiñoso para los dos años de estudio (Figura 2.7). Además, dentro de la reserva marina se observan ligeras diferencias entre niveles de protección, encontrándose en general una mayor abundancia de individuos en la reserva parcial en comparación con la reserva integral, excepto para las especies *D. dentex* y *S. umbra* (Figura 2.7), que en el año 2016 han sido más abundantes en la reserva integral.

Si comparamos entre años de estudio observamos que para algunas especies la abundancia ha aumentado ligeramente con respecto al año anterior, aunque en general los valores son muy similares y no se observa una tendencia clara.

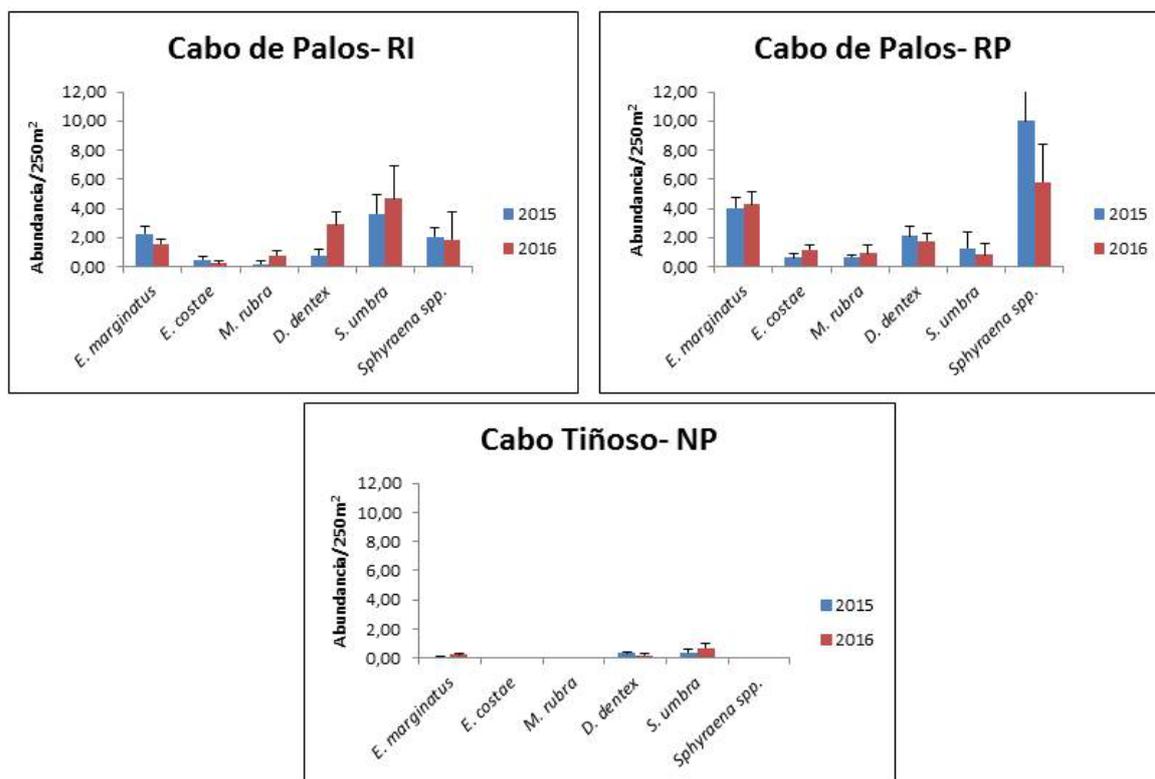


Figura 2.7 Valores medios (\pm E.T.) de abundancia por censo TRT+DS de las especies depredadoras apicales en la reserva marina de Cabo de Palos - Islas Hormigas en los dos años prospectados mediante este método.



2.4. Discusión

Nuestro estudio confirma el efecto positivo de las medidas de protección pesquera sobre el poblamiento de peces litorales de fondos rocosos, especialmente en las especies de alto valor comercial tales como meros, dentones, corvas y sargos reales. La trayectoria temporal de la abundancia de estas especies indica que la protección, cuyos efectos bien es verdad que empiezan a dejarse sentir a los pocos años, necesita que ocurra durante al menos 10-15 años para alcanzar la magnitud plena, tal y como se ha observado en otros estudios a largo plazo en el Mediterráneo (Coll *et al.* 2012, García-Rubies *et al.* 2013).

Sin embargo, la disminución observada a partir de 2010 en la abundancia de estas especies ha llevado a estas poblaciones a niveles bastante inferiores a los máximos alcanzados en esos años, aunque aún se mantienen densidades muy superiores a las observadas en las zonas de control (litoral de Águilas y Cabo Tiñoso). Esta disminución ha de achacarse, con casi total certeza, a la acción de pescadores furtivos, que siguen entrando a la reserva marina, a pesar de todos los esfuerzos realizados para impedir esta lacra. El hecho de que los valores se hayan recuperado más en la reserva parcial (sector 2 - bajos de Piles y Dentro) que en el sector 3 (reserva integral y bajo de Fuera) indica que es precisamente en este último donde se concentra la acción de los pescadores ilegales. Nos encontramos, por tanto, con una situación muy ilustrativa de la necesidad de que el nivel de vigilancia frente al furtivismo sea muy alta para que las medidas de protección tengan éxito (Guidetti *et al.* 2008; Giakoumi *et al.* en prensa). Dado que este problema está entre las prioridades del equipo de gestión de la reserva marina de Cabo de Palos - Islas Hormigas, el contar con una de las series temporales más largas de datos de censos visuales nos permitirá comprobar de modo fiable el éxito de las posibles medidas a tomar en el futuro próximo. El efecto del furtivismo puede ser debido tanto a una disminución real por extracción de individuos, como a un cambio de comportamiento que hace que estas especies sean más huidizas y se refugien en grietas o en profundidad en presencia de los buceadores que realizan los censos visuales. Es necesario por tanto acometer el estudio de los poblamientos más profundos mediante otras técnicas (ROV, buceo técnico con mezcla de gases, 'rebreather'), que permitan distinguir ambas fuentes de variabilidad en los datos observados.

Otras especies no han notado los efectos de la protección pesquera (pequeños serránidos, sargos, lábridos, etc.). La causa de esta ausencia de efectos hay que buscarla en la importancia del efecto de otros factores ambientales (sobre todo, la influencia del hábitat estructural, García-Charton *et al.* 2001, 2004; Claudet *et al.* 2011; Guidetti *et al.* 2014); así, parte del litoral de Águilas el hábitat es más heterogéneo, con una mayor extensión de praderas de *Posidonia oceanica* y fondos mixtos con arena, teniendo esta característica una enorme importancia sobre la estructura del poblamiento de peces (García-Charton *et al.* 2001). Además, los diferentes atributos biológicos de estas especies (tales como movilidad, grado de ocupación de la columna



de agua, grupo trófico, etc.) las hace responder de modo diferencial ante las medidas de protección (Claudet *et al.* 2010; Guidetti *et al.* 2014).

En la misma línea, la abundancia total de las especies demersales tomadas en conjunto (es decir, sin contar especies pelágicas) no ha dejado de disminuir a lo largo del periodo de estudio. Esta disminución parece deberse también a la abundancia de especies de lábridos, pequeños serránidos y espáridos (sargos del género *Diplodus* sp.), que son presas potenciales de los depredadores apicales más favorecidos por la protección pesquera, los cuales, como en el caso de los meros, son considerados especies clave en los ecosistemas marinos costeros mediterráneos (Prato *et al.* 2013, 2016). Por tanto, este cambio temporal podría ser un efecto trófico de la protección (Soler *et al.* 2015, Madin *et al.* 2016, Spiers *et al.* 2016), que merece ser explorado con mayor detalle en próximos estudios.

Otro de los resultados interesantes de este estudio es que la reserva parcial ofrece una protección de magnitud similar a la reserva integral (sin contar con el efecto del furtivismo), a pesar de que en la primera se dan una serie de actividades, como la pesca artesanal regulada y el buceo recreativo (ver capítulos siguientes). Por tanto, aunque en general en las reservas marinas mediterráneas se observa un mayor efecto de la reserva integral sobre los parámetros indicadores de éxito (Giakoumi *et al.* en prensa), el caso de la reserva marina de Cabo de Palos - Islas Hormigas resulta paradigmático por cuanto constituye un extremo en el gradiente de éxito de la protección parcial en el ámbito mediterráneo (Sala *et al.* 2012, Giakoumi *et al.* en prensa) e incluso global (Ban *et al.* 2014), y servirá de piedra de toque para explorar con mayor detalle los factores potencialmente causantes de dicho éxito.

El uso de la nueva técnica TRT+DS (Irigoyen *et al.* en eval.) para el censo visual de especies depredadoras es una herramienta prometedora para estimar de manera eficiente y precisa la densidad y biomasa de estas especies, sobre todo en lugares sometidos a gran presión pesquera, y por tanto con densidades muy bajas de estas especies (García-Charton *et al.* 2015). Estudios previos mostraron que el método TRT+DS genera estimas de densidad más precisas en comparación con el método tradicional de transectos de 50x5 m² (i.e. menor error asociado a la estimación) cuando se aplica a animales de gran tamaño que pueden presentar una respuesta atractiva o evasiva a la presencia de buceadores (García-Charton *et al.* 2015; Irigoyen *et al.* en eval.). En este sentido, se ha propuesto como una buena herramienta para el estudio de peces bajo distintos niveles de protección, como una forma de solventar el problema de las diferencias en la detectabilidad en función del comportamiento de los animales (Kulbiki 1998).

Para este estudio, Cabo Tiñoso ha sido seleccionado como zona control (además del litoral aguileño) a pesar de haber sido declarada reserva marina en julio de 2016, ya que los resultados muestran abundancias muy similares al año 2015 (previo a la implementación de la reserva). Además ha sido ampliamente discutido que las poblaciones de peces requieren de periodos de tiempo largos (sobre todo para especies grandes, longevas y de reproducción tardía; Sadovy de Mitcheson *et al.* 2012) para mostrar una recuperación debido a la protección (Claudet *et al.* 2008). Pero



resulta importante destacar que se cuenta con un número importante de años de datos de peces (2001, 2009, 2013, 2014, 2015 y 2016), que constituyen uno de los pocos casos en los que se cuenta con tal volumen de datos previos a la puesta en protección de un área marina. Por tanto, se trata de una magnífica oportunidad para caracterizar con exactitud y precisión los cambios debidos a la puesta en reserva, y distinguirlos de la variabilidad espacio-temporal "natural" del poblamiento de peces. El hecho de contar también con 12 años de datos en el litoral de Águilas (1996, 1998, 2001-2009, 2016) no hace sino apuntalar esta oportunidad, al poder seguir contando con una zona de control comparable a ambas reservas marinas.



3. Seguimiento de la pesca artesanal en Cabo de Palos y otras zonas del litoral murciano

3.1. Introducción

La actividad humana en el mar se lleva desarrollando desde hace miles de años, aunque la extrema presión antrópica a la que están sometidos los ecosistemas marinos y costeros es relativamente reciente (Halpern *et al.* 2008, Coll *et al.* 2012, Micheli *et al.* 2013). Una de las mayores fuentes de presión antrópica es la sobreexplotación pesquera, que es considerada la principal causa de la disminución de los recursos vivos marinos y de la degradación y alteración del ecosistema marino (Jackson *et al.* 2001, Pauly *et al.* 2002). Estas consecuencias son debidas principalmente al modo en que se desarrolla la pesca en los distintos lugares del mundo (métodos de pesca, esfuerzo pesquero, impacto sobre los ecosistemas, etc.) (Jennings & Kaiser 1998, Pauly *et al.* 2000, Esparza-Alaminos 2010).

Uno de los sectores pesqueros que menos impacto causa a la extracción de los recursos son las pesquerías realizadas de forma artesanal, con métodos de pesca heredados de muchas generaciones atrás. Las pesquerías artesanales se caracterizan por utilizar caladeros cercanos a su puerto base, con barcos de pequeñas dimensiones, bajo tonelaje y reducida potencia de motor, en los que trabajan entre 2 y 3 tripulantes, a menudo emparentados, y usar una gran variedad de artes de pesca (Silva *et al.* 2002, Colloca *et al.* 2004, Tzanatos *et al.* 2005, García-Rodríguez *et al.* 2006, Piniella *et al.* 2007, Guyader *et al.* 2013).

Otra peculiaridad de la pesca artesanal son las variaciones existentes entre un área y otra, no solo en función de las diferentes condiciones biológicas y ambientales, sino también en el contexto social, económico y la propia historia de la pesca y los pescadores en las diferentes áreas (Farrugio *et al.* 1993). Existe una gran heterogeneidad de las actividades artesanales en lo que respecta a la duración de los desplazamientos hacia los caladeros, el tiempo y los lugares de pesca, los diferentes destinos de los productos (pesca para la propia subsistencia de los pescadores y sus familias, venta al por menor, mercados mayoristas, pescaderías, restaurantes), lo cual representa una dificultad adicional a la hora de recabar información (Battaglia *et al.* 2010).



A pesar de la importancia que ha tenido y tiene la pesca artesanal en el Mediterráneo, apenas fue considerada hasta las últimas décadas en el Mediterráneo, siendo muy limitado el conocimiento de la flota y sus características, artes de pesca, estacionalidad, rendimientos pesqueros, capturas, ingresos y gastos del sector (Battaglia *et al.* 2010).

Con el fin de frenar esta tendencia de disminución de los stocks, se ha propuesto el establecimiento de Áreas Marinas Protegidas –(en adelante AMPs) – o reservas marinas como herramienta de gestión para incrementar la protección de la biodiversidad marina y la conservación de los recursos marinos (Pauly *et al.* 2005, Claudet *et al.* 2008, García-Charton *et al.* 2008) así como la preservación de las actividades pesqueras y socioculturales relacionadas con el medio ambiente marino (García-Charton *et al.* 2013).

Las AMP promueven un incremento de la biomasa que afecta directamente al buen estado ecológico del ecosistema aportando una serie de beneficios (recuperación de las redes tróficas, aumento del tamaño de determinados peces y otros organismos), ya que se produce una exportación de propágulos (dispersión de huevos y larvas) hacia el exterior de las AMPs y una exportación denso dependiente de biomasa por los movimientos de juveniles y adultos (Goñi *et al.* 2010, Grüss *et al.* 2011a, 2011b, Harrison *et al.* 2012, Hackradt *et al.* 2014) que pueden repercutir directamente sobre las capturas pesqueras.

Cada vez más las AMPs son consideradas una herramienta con la que lograr alcanzar objetivos de conservación a la vez que proporciona el sostenimiento de usos humanos, siendo capaz también de minimizar conflictos mediante la inclusión de un grado de protección para los hábitats y las especies clave, así como la promoción del uso de la pesca local y el desarrollo de ciertas actividades recreativas (buceo recreativo, pesca-turismo, etc. (Lester & Halpern 2008, Claudet *et al.* 2010, Rocklin *et al.* 2011).

El principal objetivo del estudio es caracterizar la situación en la que se encuentran las capturas realizadas por la flota pesquera artesanal de Cabo de Palos, así como la evolución de los ingresos generados por esta actividad. Se han definido los siguientes objetivos específicos:

- 1) Comprobar la tendencia de las capturas a lo largo del periodo del periodo comprendido entre 2007-2016 a través de los datos oficiales de lonja declarados.
- 2) Evaluar los beneficios económicos obtenidos por las capturas, así como caracterizas las especies de interés que generan gran parte de esos beneficios.
- 3) Analizar las capturas que se realizan dentro de la reserva marina de interés pesquero de Cabo de Palos – Islas Hormiga, con el fin de evaluar el porcentaje de las capturas que aporta la reserva al global de las capturas, por comparación con los entornos de Cabo Tiñoso y Cabo Cope.

3.2. Material y métodos

3.2.1. Área de estudio

Se han recopilado datos de capturas pesqueras de embarcaciones de artes menores en tres caladeros que se ubican en la costa de la Región de Murcia (SE de la península Ibérica, Mediterráneo occidental): inmediaciones de la reserva marina interés pesquero de Cabo de Palos – Islas Hormigas hasta Isla Grosa (en adelante Cabo de Palos), Puntas de Calnegre - La Azohía - Cabo Tiñoso (en adelante Cabo Tiñoso), e Isla del Fraile - Cabo Cope - Puntas de Calnegre (en adelante Cabo Cope) (Fig. 3.1). Los caladeros de Cabo de Palos son explotados por la pequeña flota pesquera del puerto pesquero-recreativo de esa pequeña localidad ligada al puerto base de Cartagena. Los caladeros de la segunda área son explotados sobre todo por la flota pesquera del puerto base de Mazarrón, aunque parte de ellos pertenezcan a la comarca de Cartagena, debido a su cercanía a este puerto. Por último, en el caladero de Cabo Cope opera principalmente la flota pesquera con puerto base en Águilas y en menor medida la flota con puerto base en Mazarrón.

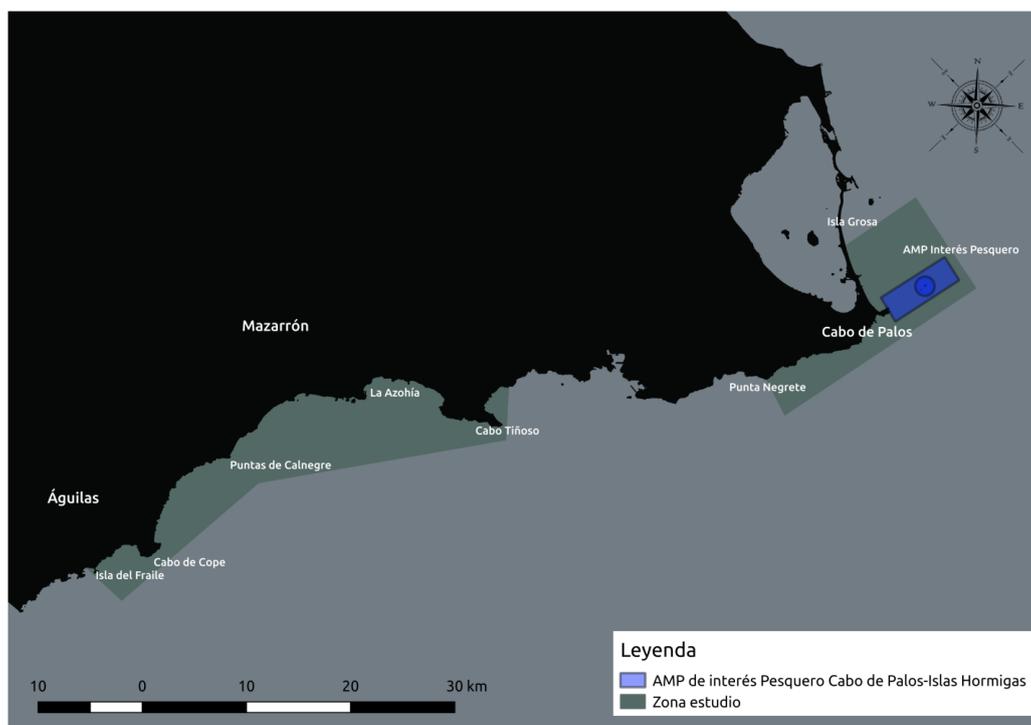


Figura 3.1 Delimitación de las áreas de estudio de la pesca artesanal en el litoral murciano.



3.2.2. Recopilación de datos

Los datos fueron proporcionados por el Servicio de pesca de la Región de Murcia. Se ha trabajado con dos tipos de datos, por un lado los correspondientes a los datos oficiales que las lonjas tienen que declarar, y por otro lado, para el caso de Cabo de Palos, los datos relativos a las hojas de captura diaria que los pescadores tienen que cumplimentar si faenan dentro de los límites de la reserva marina.

Los datos oficiales corresponden a un periodo comprendido entre 2007-2016 y aportan información acerca de fecha de la captura (mes y año), nombre del barco, nombre común de la especie (o grupo de especies) capturada, peso (en kg) de pescado subastado en lonja, e ingreso medio y total de cada venta (en €). Los datos de capturas diarias dentro de la reserva pertenecen al periodo de 2006-2016, y aporta información acerca del lugar, hora y lugar donde se han sido caladas las artes, tipo de arte empleado y las capturas obtenidas (especie, número de piezas, peso total).

Para el caso de Cabo de Palos se han tenido en cuenta todos los datos aportados por la flota pesquera autorizada a faenar en la reserva marina, sin embargo para las otras dos zonas se obtuvo un listado de barcos que faenaban preferentemente en los distintos caladeros (gracias a la colaboración a los biólogos contratados por las cofradías de pescadores de Águilas y Mazarrón). Para el caso de Águilas se obtuvo una relación 17 barcos, mientras que para Mazarrón el listado era de 10 barcos.

3.2.3. Análisis de datos

Se utilizó el software libre R (R Core Team, 2016) para elaborar las matrices de datos y realizar regresiones lineales de las diferentes variables frente al tiempo (años), y por otro lado para la elaboración del mapa se utilizó el Sistema de Información Geográfica de código libre *Quantum GIS* (Quantum GIS Development Team, 2016). Los datos fueron tratados mediante un análisis de la varianza multivariante por permutaciones (PERMANOVA) (Anderson, 2001) aplicado sobre las matrices triangulares de disimilitud de Bray–Curtis (Bray & Curtis 1957). Se han considerado dos factores fijos y ortogonales: año, con 8 niveles (de 2007 a 2014) y zona, con tres niveles (Cabo de Palos, Cabo Tiñoso, Cabo Cope). El análisis se llevó a cabo con el programa PRIMER v. 6, considerando 9999 permutaciones. Se analizaron por un lado las capturas totales y los ingresos del conjunto de todas las especies, y por otro lado las capturas totales y los ingresos de las especies que están más ligadas a la respuesta de las poblaciones de peces a las medidas de protección pesquera implementadas en la reserva marina (García-Charton *et al.* 2013), y que además destacan por su importancia económica y ecológica, tanto en conjunto como por separado: varias especies pertenecientes al género *Epinephelus* (Bloch, 1793) - mero (*Epinephelus marginatus*, Lowe, 1834) y falso abadejo (*Epinephelus costae*, Steindachner, 1878), dentón (*Dentex dentex*, Linnaeus, 1758), lecha (*Seriola dumerili*, Riso, 1810), salmonetes (*Mullus spp.*, Linnaeus, 1758),



sargos (*Diplodus spp.*, Rafinesque, 1810) y la familia Scorpaenidae que comprende a cabrachos, rascacios, gallinetas - *Scorpaena sp.*, Linnaeus, 1758 y *Helycolenus dactylopterus* (Delaroche, 1809). Para comprobar dónde estaban las diferencias entre los diferentes niveles de cada uno de los factores una vez detectadas con PERMANOVA se hizo un test *pair-wise*.

3.3. Resultados

Los análisis PERMANOVA aplicados a las capturas, considerando juntas todas las especies registradas, muestran que hay diferencias significativas entre años y zonas, con una tendencia general a un descenso de las capturas a lo largo del tiempo, y con mayores capturas (biomasa en kg) en Cabo Tiñoso ($72,9 \pm 15,1$ kg por barco y día), mientras que entre Cabo Cope ($45,7 \pm 3,3$ kg) y Cabo de Palos ($47,1 \pm 4,1$ kg) las diferencias en las capturas no fueron significativas (Tabla 3.1, Fig. 3.2). Por otra parte, en lo que se refiere a los ingresos aportados por las capturas, solamente se detectaron diferencias entre zonas (Tabla 3.1). En el test *pairwise* posterior muestra que en Cabo de Palos ($371,85 \pm 28,63$ € por barco y día) se obtuvieron mayores rentabilidades de la pesca que en Cabo Cope ($219,29 \pm 5.4$ €) y Cabo Tiñoso ($244,6 \pm 16.3$ €), mientras que estas últimas no mostraron diferencias significativas entre sí (Tabla 3.1, Fig. 3.2).

Tabla 3.1 (a) Resumen de los resultados del PERMANOVA para CPUE (kg / días de pesca por año y barco) (izq.) e ingresos (€ / días de pesca por año y barco) (der.) con datos de lonja de todas las especies juntas; (b) comparación dos a dos (*pairwise*) del factor Zona para las diferencias de ingresos. gl: grados de libertad, MC: media cuadrática; Perm: permutaciones; CC: Cabo Cope; CP: Cabo de Palos; CT: Cabo Tiñoso.

a)

Fuente	gl	MC	Pseudo-F	p-valor	Perm	MC	Pseudo-F	p-valor	Perm
Año	9	1304,8	1,86	0,024	9920	715,25	1,60	0,066	9913
Zona	2	3789,5	5,41	0,001	9932	13599	30,44	0,0001	9948
Año×Zona	18	604,53	0,86	0,678	9886	387,15	0,87	0,664	9881
Residual	321	700,50				446,68			
Total	350								

b)

Grupos	t	p-valor	Perms	t	p-valor	Perms
CC, CP	1,95	0,031	9956	7,47	0,0001	9946
CC, CT	2,56	0,003	9947	0,92	0,378	9947
CP, CT	2,22	0,012	9932	6,94	0,0001	9939

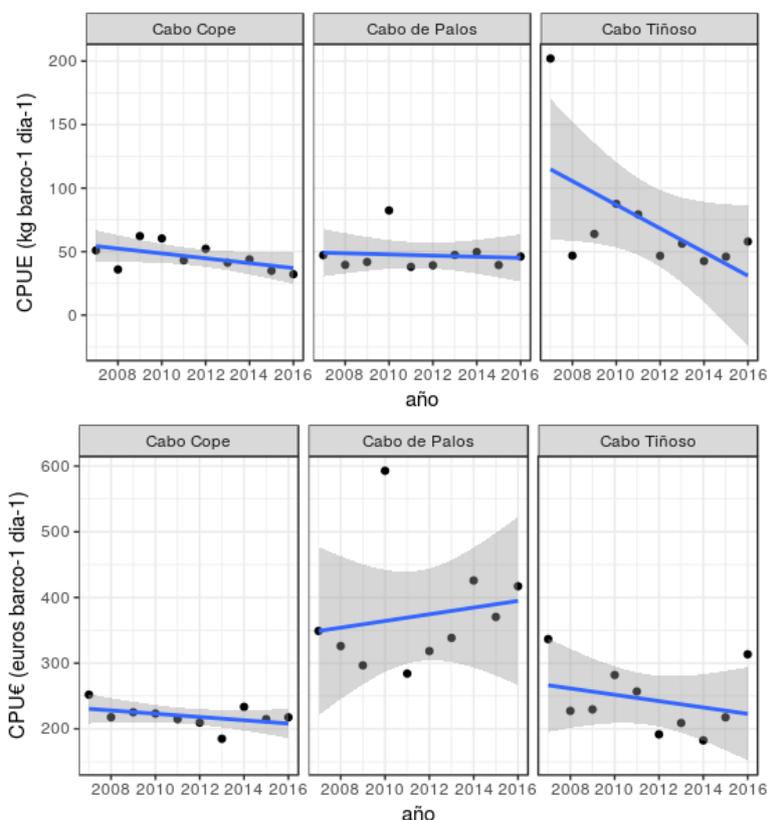


Figura 3.2 Variación interanual y tendencia lineal de promedios de CPUE (arriba) y CPU€ (abajo) (por barco y día) con datos de lonja en las tres zonas estudiadas para todas las especies tomadas en conjunto. Se indica con sombreado el intervalo de confianza al 95%.

En el caso de las capturas de las especies más ligadas a la reserva marina consideradas en conjunto, se han detectado diferencias significativas entre zonas (Tabla 3.2a y b), de modo que las capturas medias de esas especies en Cabo de Palos ($19,4 \pm 2,2$ kg por barco y día) fueron muy superiores a las de Cabo Tiñoso ($10,7 \pm 2,4$ kg) y Cabo Cope ($10,2 \pm 1,2$ kg) (Fig. 3.3). Por su parte, los análisis realizados sobre los ingresos por barco y día, considerando únicamente esas especies, han mostrado que han sido también mayores en promedio en Cabo de Palos ($133,40 \pm 12,50$ €) que en Cabo Cope ($42,30 \pm 3,40$ €) y Cabo Tiñoso ($43,30 \pm 4,70$ €) (Tabla 3.2, Fig. 3.3).



Tabla 3.2 (a) Resumen de los resultados del PERMANOVA para CPUE (kg / días de pesca por año y barco) (izq.) e ingresos (€/ días de pesca por año y barco) (der.) con datos de lonja de las especies más ligadas a la reserva, consideradas juntas; (b) comparación dos a dos (*pairwise*) del factor Zona para las diferencias de ingresos. gl: grados de libertad, MC: media cuadrática; Perm: permutaciones; CC: Cabo Cope; CP: Cabo de Palos; CT: Cabo Tiñoso.

a)

Fuente	gl	MC	Pseudo-F	p-valor	Perm	MC	Pseudo-F	p-valor	Perm
Año	9	1370,7	1,57	0,058	9885	513,75	0,51	0,969	9914
Zona	2	26682	30,50	0,0001	9938	46992	46,67	0,0001	9950
AñxZo	18	1217,4	1,39	0,057	9877	1154,6	1,15	0,250	9892
Res	321	874,62				1006,8			
Total	350								

b)

Grupos	t	p-valor	Perms	t	p-valor	Perms
CC, CP	7,28	0,000	9940	9,21	0,0001	9945
CC, CT	1,85	0,029	9942	0,69	0,623	9949
CP, CT	6,99	0,000	9938	8,57	0,000	9946

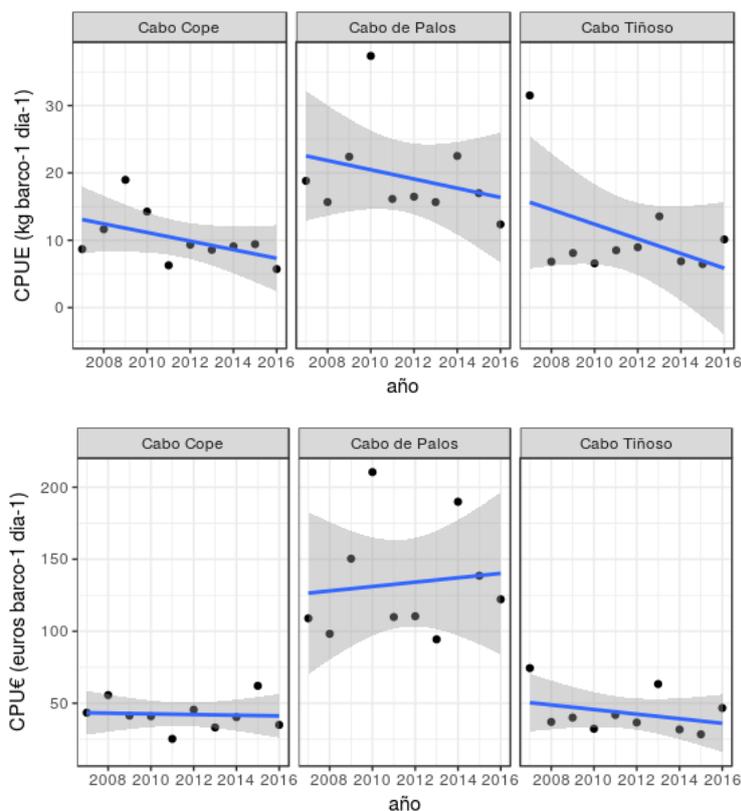


Figura 3.3 Variación interanual y tendencia lineal de promedios de CPUE (arriba) y CPU€ (abajo) con datos de lonja para las especies más ligadas a la reserva marina en las tres zonas estudiadas, consideradas juntas. Se indica con sombreado el intervalo de confianza al 95%.



En lo referente a las 6 especies de mayor interés ecológico y económico consideradas por separado, el PERMANOVA nos muestra que hay diferencias entre zonas para 4 de las especies, mientras que para dentón (*Dentex dentex*) y lecha (*Seriola dumerili*) se ha detectado un efecto significativo de la interacción entre el año y la zona, lo cual indica que ambos factores no son independientes entre sí en el caso de estas especies (Tabla 3.3). El test *pairwise* revela que para los salmonetes (*Mullus* spp.) y para rascasas (*Scorpaenidae*) hay diferencias entre las tres zonas. En el caso de los meros (*Epinephelus* spp.) y sargos (*Diplodus* spp.) hay diferencias de Cabo de Palos con las otras dos zonas.

Tabla 3.3 Resumen de los resultados del PERMANOVA para CPUE (kg / días de pesca por año y barco) con datos de lonja de las especies más ligadas a la reserva marina. gl: grados de libertad, MC: media cuadrática; Perm: permutaciones; CC: Cabo Cope; CP: Cabo de Palos; CT: Cabo Tiñoso.

<i>Seriola dumerili</i>						<i>Dentex dentex</i>				
Fuente	gl	MC	Pseudo-F	p-valor	Perm	gl	MC	Pseudo-F	p-valor	Perm
Año	9	2167,5	0,98	0,4994	9899	9	2659,6	1,70	0,0197	9889
Zona	2	18684	8,42	0,0001	9937	2	83942	53,79	0,0001	9945
AñxZo	18	3126	1,41	0,0295	9872	18	2586,1	1,66	0,0028	9852
Res	263	2218				265	1560,7			
Total	292					294				

<i>Mullus spp.</i>						<i>Epinephelus spp.</i>				
Fuente	gl	MC	Pseudo-F	p-valor	Perm	gl	MC	Pseudo-F	p-valor	Perm
Año	9	1764,9	0,95	0,5293	9889	9	925	0,58	0,9626	9892
Zona	2	17460	9,36	0,0001	9954	2	69136	43,20	0,0001	9943
AñxZo	18	1326,1	0,71	0,9306	9876	18	1291,8	0,81	0,8414	9850
Res	295	1865,3				207	1600,3			
Total	324					236				

<i>Scorpaenidae</i>						<i>Diplodus spp.</i>				
Fuente	gl	MC	Pseudo-F	p-valor	Perm	gl	MC	Pseudo-F	p-valor	Perm
Año	9	1949,7	1,01	0,4468	9900	9	1679,6	1,17	0,2584	9913
Zona	2	50613	26,1	0,0001	9947	2	39594	27,69	0,0001	9948
AñxZo	18	1816,5	0,94	0,5931	9878	18	1880,7	1,31	0,0874	9871
Res	254	1939,6				284	1429,9			
Total	283					313				

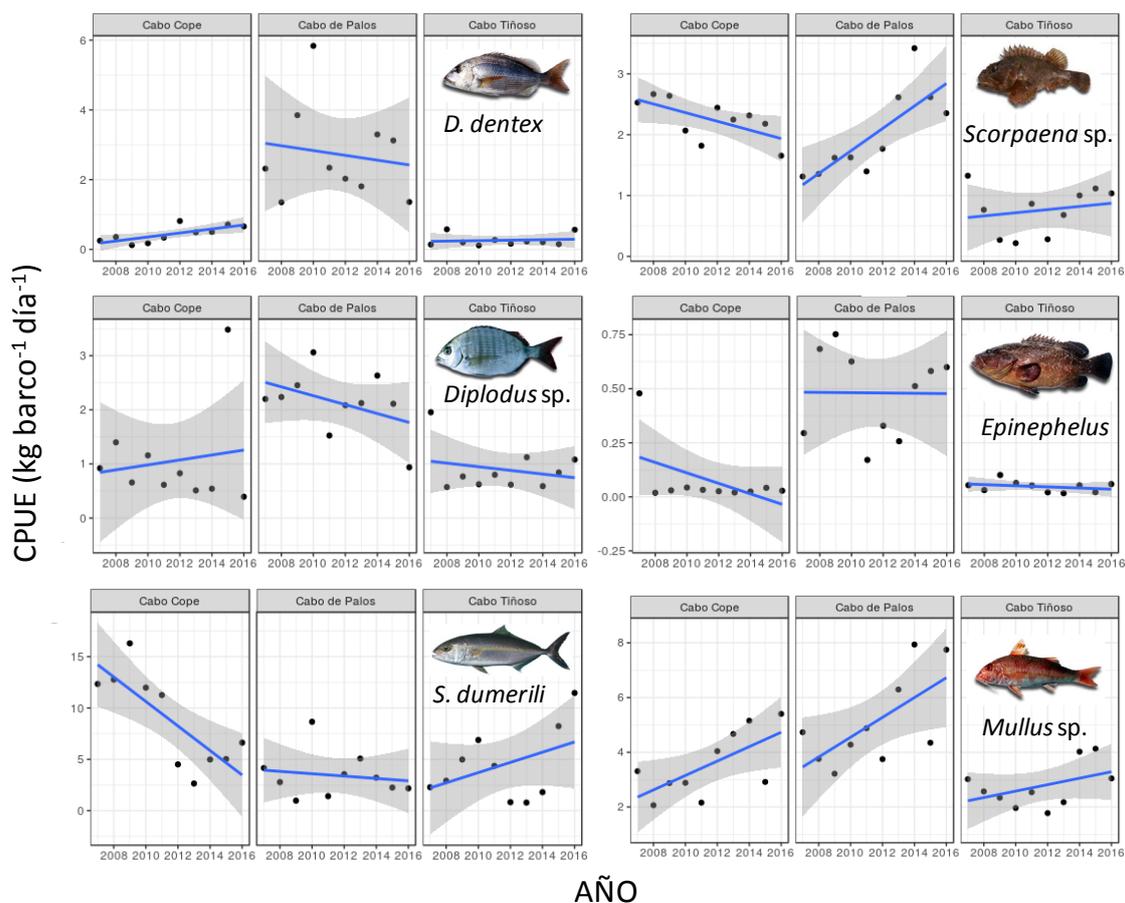


Figura 3.4 Variación interanual y tendencia lineal de promedios de CPUE (kg por barco y día) con datos de lonja para las especies más ligadas a la reserva marina en las tres zonas estudiadas, estudiadas por separado. Se indica con sombreado el intervalo de confianza al 95%.

En la Fig. 3.4 podemos observar gráficamente la tendencia temporal de las 6 especies, la cual varía mucho entre las zonas. Las tendencias de las capturas muestran que las lechas están disminuyendo en Cabo Cope, se mantienen estables en Cabo de Palos y tienen a aumentar en Cabo Tiñoso. Las capturas de dentones se mantienen prácticamente estables en las tres zonas, aunque Cabo de Palos muestra una ligera tendencia de disminución. En el caso de los salmonetes, la tendencia es de aumento para las tres zonas. Para las capturas de meros hay una tendencia estable en las tres zonas. En el caso de las rascasas hay una tendencia de aumento para Cabo de Palos y Cabo Tiñoso, y disminución de las capturas para Cabo Cope. Y por último, las capturas de sargos muestran una tendencia de disminución en las capturas, aunque en Cabo Cope en el año 2015 hubo un mayor número de capturas que enmascaran esta tendencia. Por zonas, vemos que en Cabo Cope se han registrado un mayor número de capturas medias en lechas y en escorpénidos, mientras que en Cabo de Palos se han capturado de media, en este periodo analizado, más dentones, meros, salmonetes y sargos que en las demás zonas (Tabla 3.4, Fig. 3.3).



Tabla 3.4 Valores medios de CPUE (kg por barco y día, \pm error típico) con datos de lonja en el período 2007-2016 de las especies más ligadas a la reserva marina

Especie	C.Cope	C.Palos	C.Tiñoso
<i>Seriola dumerili</i>	8,8 \pm 1,45	3,4 \pm 0,7	4,4 \pm 1,1
<i>Dentex dentex</i>	0,44 \pm 0,07	2,73 \pm 0,43	0,25 \pm 0,05
<i>Mullus sp.</i>	3,5 \pm 0,38	5,1 \pm 0,53	2,7 \pm 0,25
<i>Epinephelus sp.</i>	0,07 \pm 0,04	0,48 \pm 0,06	0,04 \pm 0,01
Scorpaenidae	2,3 \pm 0,11	2,0 \pm 0,22	0,75 \pm 0,12
<i>Diplodus sp.</i>	1,05 \pm 0,29	2,14 \pm 0,18	0,9 \pm 0,13

Para el caso de las capturas (estadillos con datos de captura diaria dentro de la reserva marina), para el periodo analizado (comprendido entre 2006 y 2016, se excluye 2009 de los análisis por el bajo número de observaciones recogidas en los estadillos en comparación con otros años, que hace pensar que la información disponible está incompleta) la CPUE sigue una tendencia creciente y significativa ($R^2 = 0,66$; p -valor $< 0,01$), siendo en 2015 su valor más alto y en 2006 su valor más bajo.

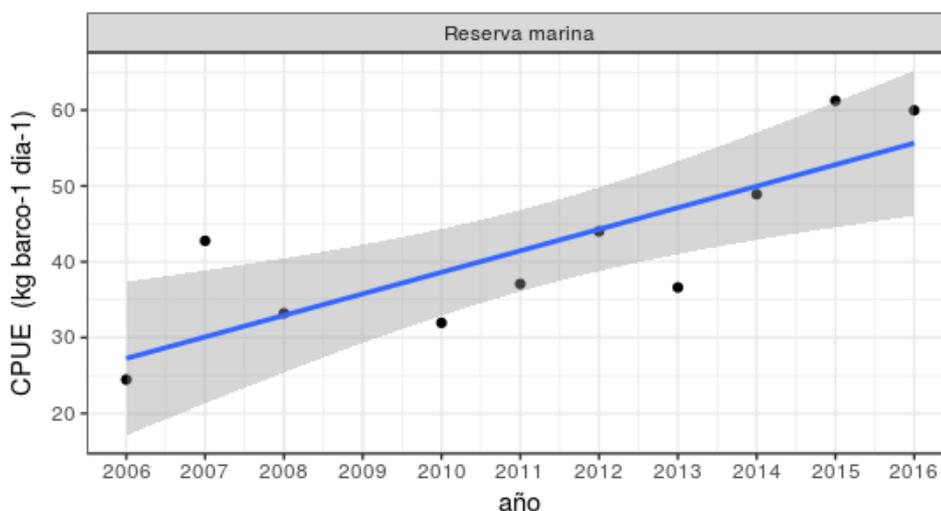


Figura 3.5 CPUE (kg por barco y día) de las capturas totales registradas en los partes oficiales diarios de pesca dentro de la reserva marina (excluido 2009, ver texto).



3.4. Discusión

La pesca artesanal en la Región de Murcia, si hablamos en términos de Captura por Unidad de Esfuerzo (CPUE), ha sido mayor en torno a la reserva marina que en las otras dos zonas estudiadas, por lo tanto parece existir una respuesta directamente relacionada con esta herramienta de gestión. La tendencia general de las pesquerías para la serie de años en la región de Murcia es estable si tenemos en cuenta todas las especies, aunque decreciente si tenemos en cuenta especies ligadas a reserva marina. Analizando con detalle los resultados, existen diferencias entre las zonas, aunque con matices. Cuando hemos tenido en cuenta todas las especies en nuestros análisis, Cabo Tiñoso ha mostrado una captura media mayor, debido a que en 2007 se capturaron 4 veces más que los otros años, diferencia atribuible a las capturas de peces pelágicos realizadas por la almadraba de La Azohía. Sin embargo, las verdaderas diferencias se han visto en términos económicos, puesto que los ingresos medios obtenidos en Cabo de Palos han sido mayores que en las otras dos zonas. Por lo tanto, el beneficio obtenido por la pesca en la zona de influencia de la reserva marina es comparativamente mayor. Si nos centramos en los resultados obtenidos del análisis de las especies más ligadas a la respuesta del poblamiento de peces al efecto del área marina protegida, observamos como en términos de capturas medias e ingresos medios hay diferencias entre las tres zonas, siendo en Cabo de Palos donde más capturas y mayores ingresos económicos generados se han producido. Por tanto, el mayor rendimiento económico en el entorno de la reserva marina sería consecuencia directa de mayores capturas de las especies que mejor responden a la protección frente a la pesca, tales como dentones, lechas y meros (García-Chariton *et al.*, 2015), que a la vez son las que mayor valor económico tienen en las ventas.

En estudios anteriores realizados en el marco del seguimiento de la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas se había obtenido como resultado que hay un aumento de las capturas por parte de los barcos autorizados a faenar en la reserva marina desde que se pusieron en marcha las medidas de protección, confirmando las tendencias ya apuntadas en la tesis doctoral de Óscar Esparza (2010). Este resultado no es baladí, pues aún son muy pocos los estudios que demuestran esta relación directa entre protección pesquera y aumento de las capturas (García Chariton *et al.*, 2015). Estudios recientes sobre la pesca artesanal en relación con reservas marinas en el Mediterráneo y regiones adyacentes son p. ej. los de Battaglia *et al.* (2010) en las islas Eolias (Italia), Forcada *et al.* (2010) en Tabarca, Piniella *et al.* (2010) en Andalucía, Martín *et al.* (2012) en islas Medas, Horta e Costa *et al.* (2013) en el Parque Marino Arrábida (Portugal), Leleu *et al.* (2014) en el Parque Marino de la Côte Bleue (Francia), o Amengual *et al.* (2016) en el Parque Nacional de Cabrera. Estamos pues ante una demostración de la utilidad de la declaración de áreas marinas protegidas para la recuperación de los *stocks* costeros y la actividad pesquera artesanal asociada.



Se han encontrado ciertas limitaciones como consecuencia de las deficiencias en fuentes de obtención de datos. A la hora de tratar con datos de algunos taxones, no se ha podido concretar hasta el nivel de especie y se han tenido que agrupar en niveles superiores tales como género o familia, perdiéndose de ese modo información muy valiosa. La inexistencia de una uniformidad en la declaración de los datos oficiales entre las diferentes cofradías de la Región de Murcia, así como que la utilización de los nombres comunes en su venta o cuando son declarados, en algunos casos muy diferentes entre zonas geográficas no tan lejanas, limita mucho la información con la que se trabaja.

Por otro lado, el desconocimiento o la falta de información de la cultura pesquera de todos los lugares puede ser también limitante a la hora de trabajar con los datos, puesto que por ejemplo las especies objetivo no son iguales en todos los lugares, por lo que el esfuerzo de pesca es diferente, así como la predilección de algún arte de pesca en concreto varía mucho entre las zonas; por ejemplo, en Cabo Cope se tiene en gran estima la moruna, en Cabo Tiñoso a la almadraba y en Cabo de Palos a la chirretera. Este hecho debería tenerse en cuenta en todo este tipo de estudios, ya que muchas veces se obvia la importancia de los aspectos sociales y culturales a la hora de caracterizar las pescas artesanales (Gómez *et al.*, 2006; García de la Fuente *et al.*, 2013).

En todo caso, se hace necesario ahondar en la validación de los datos de estadillos y hojas de venta en lonja con embarques continuados en el tiempo, con el fin de obtener un reflejo más fidedigno de las capturas en la zona y la importancia relativa del "efecto reserva" y el "desbordamiento" (exportación de biomasa o 'spillover') para la pesca artesanal. Otros estudios necesarios son los relacionados con los rendimientos económicos de la pesca (problema de la comercialización del pescado y el fomento del conocimiento y el consumo de productos de la pesca artesanal) (Florida, 2008). Iniciativas recientes del grupo de investigación firmante del presente informe, en colaboración con la Asociación Columbares (p. ej. proyectos "PESCASOS" - www.columbares.org/pescasos o "Pescados con Arte" - www.columbares.org/index.php/es/quehacemos/medioambiente/item/522-proyecto-pescados-con-arte) van en tal sentido, y merecerían ser desarrollados en el futuro. Otras cuestiones importantes desde el punto de vista del mantenimiento de la actividad pesquera artesanal en la zona y del aprovechamiento económico de la producción pesquera generada en la reserva marina son, entre otros, los siguientes (ver Pomeroy, 2016, para una revisión general de las tendencias históricas y las necesidades de investigación en materia de pesca artesanal a nivel global):

- explorar vías de diversificación de la actividad pesquera (p. ej. pesca-turismo o turismo pesquero o mariner);
- recuperación del conocimiento ecológico-pesquero tradicional y local (Rabal-Saura, 2008; Ruiz-Parra, 2014) y su utilización en esquemas participativos de obtención de



datos científicos-ciencia ciudadana (Shafer & Reis, 2008; Azzurro *et al.*, 2011; Maynou *et al.*, 2011; Bender *et al.*, 2014; Coll *et al.*, 2014);

- comprender mejor las motivaciones socio-ecológicas en la toma de decisiones (estrategias y tácticas) sobre la distribución espacio-temporal del esfuerzo pesquero;
- mejorar (en el sentido de acortar y empoderar a los propios pescadores) los circuitos de comercialización del pescado capturado en las inmediaciones de las reservas marinas, y propuesta de nuevas estrategias de mercado de proximidad (Brinson *et al.*, 2011);
- ahondar en la articulación de mecanismos participativos de co-gestión adaptativa (Guidetti & Claudet, 2010; Hogg *et al.* 2013, 2017; Di Franco *et al.* 2014, 2016).

Durante la realización de este trabajo se ha encontrado disparidad en las fuentes de datos, por lo que proponemos que se unifique la forma de recolección de los datos oficiales en todas las cofradías de la Región de Murcia, estandarizando una hoja común en la que se recojan datos tan importantes como artes de pesca utilizados y características principales (metros calados, nº anzuelos, etc.), zona de pesca, profundidad de calado del arte, especie, nº de piezas y kilogramos capturados, descartes, etc. Creemos que con esta medida se ganará en transparencia, que es necesaria para saber el estado real de las pesquerías. En la reserva marina de Cabo de Palos-Islas Hormigas se utiliza un estadillo de recolección de datos que han de ser rellenas por los pescadores cada vez que faenan dentro de la reserva marina, y podría ser fácilmente exportable a otros lugares, aunque también pensamos que es mejorable; en todo caso, los estadillos se deberían actualizar para integrar la actividad pesquera profesional en la Reserva de Cabo Tiñoso. No cabe duda de que quienes pueden ayudar a desarrollar este tipo de herramienta son los propios pescadores.





4. Impacto del buceo recreativo sobre los fondos de la reserva: el 'falso coral' (*Myriapora truncata*) como especie indicadora

4.1. Introducción

Los ecosistemas marinos se están viendo sometidos a una presión antrópica cada vez mayor (Lotze *et al.* 2006, Boero & Bonsdorff 2007, Hoegh-Guldberg *et al.* 2007, Halpern *et al.* 2008). En el mar Mediterráneo, la degradación de hábitats, el cambio climático, la actividad pesquera, la contaminación, la eutrofización y las especies invasoras son las amenazas asociadas a la actividad humana que afectan a un mayor número de grupos taxonómicos (EEA 2006, IUCN 2008, Airoldi & Beck 2007, Ferretti *et al.* 2008, Coll *et al.* 2010). Todo esto está desencadenando una progresiva homogeneización, y con ello, pérdida de funcionalidad de los ecosistemas marinos (Roberts & Hawkins 1999, Coleman & Williams 2002, Parmesan & Yohe 2003, Johnson *et al.* 2011, Menge *et al.* 2011). Por ello, se hace evidente la necesidad de diseñar medidas de gestión eficaces que sean capaces de consensuar actividad humana y conservación de la biodiversidad y funcionalidad de los ecosistemas marinos.

En este sentido, las áreas marinas protegidas (AMPs) suponen un ejemplo paradójico dentro del ámbito de la conservación, ya que, espacios que fueron creados teóricamente para preservar la biodiversidad, pueden tener el efecto contrario (Coma *et al.* 2004). El elevado valor ecológico de las AMPs (Dayton *et al.* 2000, Lubchenco *et al.* 2003), unido a su efecto positivo sobre especies de interés pesquero (García-Rubies & Zabala 1990, Bohnsack 1998, Roberts *et al.* 2001, Claudet *et al.* 2008), ha propiciado un creciente interés de su uso tanto por pescadores como por buceadores (Rudd & Tupper 2002). De hecho, el importante avance tecnológico que en las últimas décadas ha sufrido el buceo recreativo, unido al abaratamiento de costes, ha convertido a ésta en la principal forma de uso comercial de las AMPs en todo el mundo (Parsons & Thur 2008). Esto ha llevado a que en la actualidad, las AMPs se encuentren sometidas a una serie de impactos asociados a la actividad humana cada vez mayores (Milazzo *et al.* 2002). Entre ellos, el del buceo recreativo es uno de los más estudiados (Sala *et al.* 1996, Garrabou *et al.* 1998, Rouphael & Inglis 2001, Walters & Samways 2001, Zakai & Chadwick-Furman 2002, Barker & Roberts 2004, Coma *et al.* 2004, Dearden *et al.* 2007, Di Franco *et al.* 2009). Por lo general, el principal impacto de los buzos sobre las comunidades bentónicas, tal y como señala Milazzo *et al.* (2002), se debe al contacto físico directo con los organismos. Por tanto, y dado que cada vez más la actividad



turística está condicionada por una buena conservación de los espacios naturales (Cater & Cater 2007), es crítico conservar la biodiversidad de estos espacios, que en ocasiones puede verse amenazada.

A partir de 2013, como parte de la programa de seguimiento de la reserva marina de Cabo de Palos-Islas Hormigas, se está realizando un estudio para evaluar el efecto potencial del buceo recreativo sobre los poblamientos bentónicos de fondo duro, utilizando el briozoo *Myriapora truncata* (Pallas, 1766), comúnmente conocido como “falso coral”, como especie indicadora. Esta y otras especies pueden ser buenas indicadores del impacto humano dada su limitada capacidad de recuperación frente a los daños (Hoegh-Guldberg 1999, Wilkinson *et al.* 1999, Guzmán & Cortés 2001). *Myriapora truncata*, como otros organismos calcáreos, es muy sensible al impacto físico (p. ej. el aleteo de los buceadores) debido a su fragilidad; gracias a su estructura erecta y al gran tamaño de la colonia, se puede identificar fácilmente, haciéndolo un perfecto indicador del impacto local de buceo (García-Charton *et al.* 2013, De la Nuez *et al.* 2014). Además, destacar también que las AMPs pueden ser una herramienta idónea para el estudio del impacto de ciertas presiones antrópicas. Por un lado, gracias a su diseño, podemos establecer comparaciones entre áreas en las que se desarrollan ciertas actividades antrópicas y áreas en las que no. Por otro, este tipo de espacios suelen estar ubicados en áreas de una especial importancia ecológica y, por tanto, en zonas de relativa calidad ambiental, lo cual minimiza la influencia de agentes de perturbación difusos de origen humano como la contaminación.

Los resultados de dicho seguimiento para los años 2013, 2014 y 2015 han evidenciado diferencias en las densidades de la especie indicadora *Myriapora truncata* entre niveles de protección, siendo mayores en la reserva integral que en la parcial. Estas diferencias se han asociado a la actividad antrópica, especialmente a la sobrefrecuentación por buceadores. Esto se basa en tres argumentos principales. Por un lado a las evidencias científicas ya existentes y citadas en relación al impacto por buceo en las comunidades bentónicas. Por otro, a que las diferencias encontradas no pueden deberse a diferencias en las condiciones ambientales (temperatura, orientación, luz, etc.) dado que todas las zonas muestreadas son comparables en relación a dichas condiciones. Por último, se descarta la pesca artesanal desarrollada en la zona como fuente principal de impacto sobre la especie *M. truncata* tanto por el tipo de artes de pesca usadas como por el relativamente pequeño esfuerzo pesquero desarrollado en la zona.

Fruto en parte de este trabajo, en 2014, la Comunidad Autónoma de Murcia empezó un proceso de modificación de la reglamentación asociada al buceo recreativo, con el objetivo de reducir el impacto del submarinismo y favorecer la consecución de un turismo eco-sostenible en la reserva². Los cambios en la

² Orden de 4 de junio de 2014, de la Consejería de Agricultura y Agua, por la que se regula el ejercicio de las actividades subacuáticas en aguas interiores de la reserva Marina de Cabo de Palos-Islas Hormigas (BORM no 133, de 12 de junio de 2014) - <http://www.borm.es/borm/documento?obj=anu&id=703032>.



reglamentación van orientados fundamentalmente a reducir el número máximo de inmersiones diarias por bajo, tanto en temporada alta como baja.

Esta modificación del reglamento nos permite, además de comparar entre zonas con o sin buceo recreativo, analizar los cambios potenciales en las poblaciones de falso coral antes y después de la nueva regulación sobre los cupos máximos de buceadores en la reserva. La situación actual de la reserva marina de Cabo de Palos-Islas Hormigas es ideal en relación al estudio de numerosos procesos ecológicos, ya que nos permite implementar una de las herramientas más poderosas para detectar cambios en el medio ambiente producidos por impactos antrópicos. Esta herramienta es el llamado diseño experimental 'Antes- Después, Control- Impacto' (BACI, del inglés Before-After / Control-Impact) (Green 1979, Underwood 1991, Skalski & Robson 1992). En numerosas ocasiones no es posible el desarrollo de este diseño experimental debido a la ausencia de datos con respecto a "Antes" (antes del impacto). Sin embargo, en el caso de la reserva de Cabo de Palos - Islas Hormigas, con el monitoreo anual de las poblaciones de falso coral, se ha empezado a producir una serie histórica de datos sobre las comunidades bentónicas que puede permitir utilizar correctamente esta herramienta.

El presente estudio tiene como objetivos principales: (i) evaluar el impacto del buceo y (ii) evaluar el posible efecto del cambio de la reglamentación del buceo recreativo sobre la especie *Myriapora truncata* en la reserva marina de Cabo de Palos-Islas Hormigas.

4.2. Material y métodos

4.2.1. Programa de muestreo

Como en seguimientos anteriores (2013, 2014 y 2015), se consideraron dos niveles de protección: reserva integral, en la cual el submarinismo está prohibido, y reserva parcial, en la cual dicha actividad está permitida. En cada uno de esos niveles de protección se buscaron 3 localidades separadas por 500-1000 metros entre sí: Hormiga Este, Hormiga Oeste y Hormigón (en la reserva integral); bajos de Dentro, Piles I y Piles II (en la reserva parcial). En cada localidad se consideraron 2 franjas batimétricas (profunda – 20-22 m, y somera – 10-12 m). Para cada combinación de localidad y franja batimétrica se situaron aleatoriamente 3 sitios (separados por decenas a cientos de metros entre sí); por último, en cada sitio se lanzaron al azar 5 'quadrats' de 1x1 m, en los cuales los observadores, provistos de escafandras autónomas, contabilizaron el número de zoarios, distinguiéndose entre los que estaban vivos (coloreados y sujetos al sustrato) y los muertos (despegados del sustrato y/o con una coloración blanquecina). Con ello, en total se muestrearon 180 'quadrats', para cada uno de los cuales se registró la inclinación del sustrato (en grados). Además, se seleccionaron las 6 colonias (zoarios) más próximas a la esquina superior derecha de cada 'quadrat', para cada una de las cuales se midieron su altura y anchura máximas, calculándose con



estas medidas su área proyectada (altura x anchura) y su relación de aspecto (anchura:altura; un valor < 1 indica una forma más alta que ancha, mientras que una relación de aspecto > 1 indica una colonia más bien achatada, tanto más cuanto mayor sea ese índice). Para cada una de estas 6 colonias se registró también el nivel de estructura de la colonia con valores entre 1 y 3 (1 = poco estructurada; 3 = muy estructurada), su nivel de exposición con valores entre 1 y 4 (1 = muy expuesta; 4 = no expuesta) y si presentaban roturas o estaban perfectamente intactas.

4.2.2. Análisis de datos

Las diferencias de densidad se han analizado entre años (factor Año, A, fijo) y considerando los distintos niveles de protección [factor Reserva, R, fijo con 2 niveles (reserva integral vs. reserva parcial)], Profundidad (P, con dos niveles - somero vs. profundo, también fijo) y entre localidades (factor L, aleatorio con 3 niveles, anidado en el factor Reserva) y sitios (factor S, aleatorio con 3 niveles, anidado en la localidad) mediante ANOVA mixto, utilizándose para ello el programa GAD del paquete estadístico R (Sandrini-Neto & Camargo 2011). La homogeneidad de las varianzas se ha comprobado en todos los análisis utilizando el test de Cochran, transformándose los datos en caso de no resultar homogéneas dichas varianzas; en los casos en los que no se ha conseguido la homocedasticidad, por precaución, aquellos factores con valores de $p > 0,01$ habrán de ser interpretados con cautela (Underwood 1997). Las diferencias significativas se testaron a posteriori mediante un test de Student-Newman-Keuls (SNK).

Para el caso de la altura, anchura, área proyectada y relación de aspecto de las colonias, a ese diseño se le ha añadido el factor 'quadrat' (aleatorio y anidado en Sitio, con 5 niveles), realizándose el análisis mediante una PERMANOVA (análisis de la varianza por permutaciones) debido a que, al faltar réplicas de zoarios en algunos 'quadrats' (en los casos en los que la densidad era < 6) la base de datos estaba desequilibrada (situación no manejable fácilmente con un ANOVA paramétrico). Las PERMANOVAs se realizaron sobre matrices de distancia euclídea, testándose mediante 999 permutaciones, y aplicándose además un test de Monte Carlo (Anderson *et al.* 2008).

4.3. Resultados

La densidad total de zoarios (colonias) del briozoo *M. truncata*, como en años anteriores (noviembre de 2013, marzo de 2015 y diciembre de 2015), ha resultado mayor en la reserva integral que en la reserva parcial (Fig. 4.1, 4.2, 4.3), lo que da lugar a la significación estadística del factor Reserva (Tabla 4.1). La densidad total de esta especie observada en la reserva integral independientemente de la profundidad para el año 2017 es de $35,9 \pm 3,44$ (media \pm error típico) zoarios m^{-2} , mientras que en la reserva parcial fue $6,6 \pm 0,83$ zoarios m^{-2} (Fig. 4.1), es decir, de promedio 5,4 veces menor.

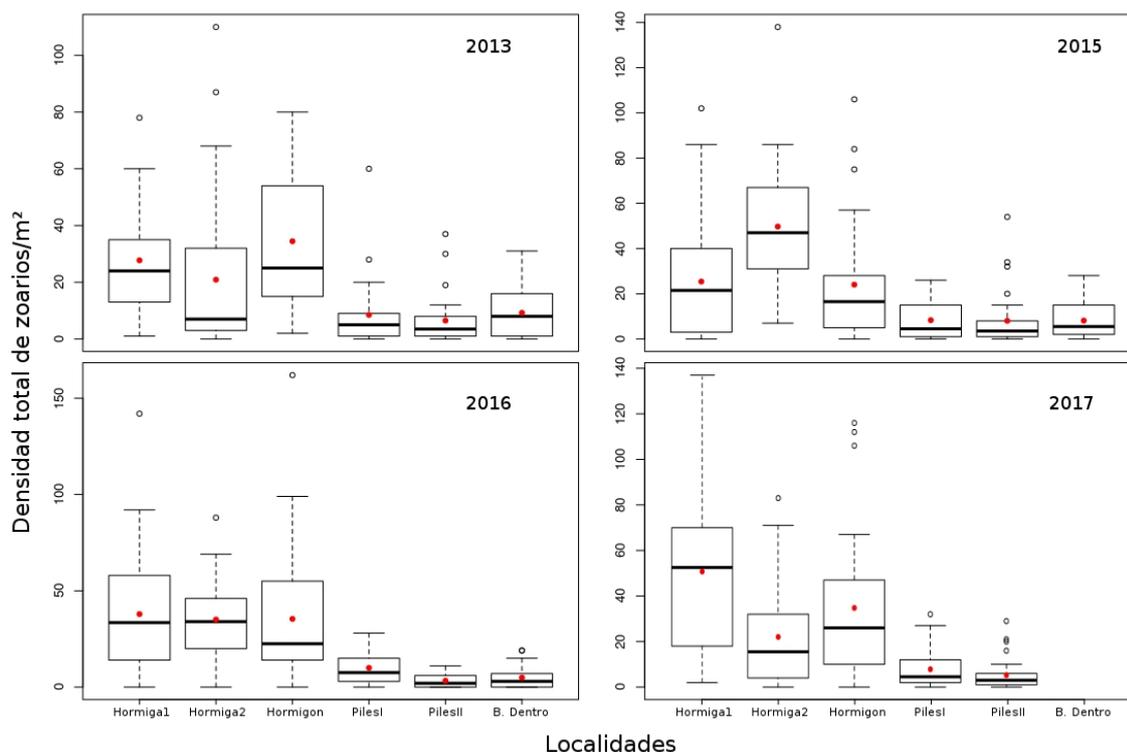


Figura 4.1 Diagrama de cajas de la densidad total de zoarios (colonias) de *Myriapora truncata* en la reserva integral y la reserva parcial de la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas, para las cuatro ocasiones muestreadas, distinguiéndose por localidades [la caja representa los cuartiles Q1 (25%) y Q3 (75%), de modo que su altura encierra el Rango Inter-Cuartil (RIC=Q3-Q1) en el que se encuentra el 50% de los datos); la línea gruesa indica la mediana de los datos; y las líneas punteadas delimitan los valores no atípicos – estando los valores atípicos (aquellos inferiores a $Q1-1,5*RIC$ o superiores a $Q3+1,5*RIC$) representados mediante puntos; los puntos rojos representan los valores medios y las barras rojas los errores típicos asociados].

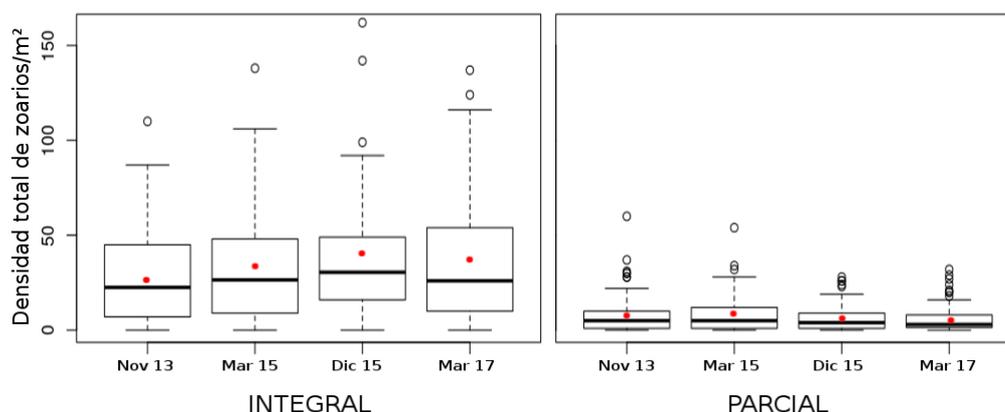


Figura 4.2 Diagrama de cajas de la densidad total de zoarios (colonias) de *Myriapora truncata* en la reserva integral (izq.) y la reserva parcial (der.) de la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas, para las cuatro ocasiones muestreadas (años).

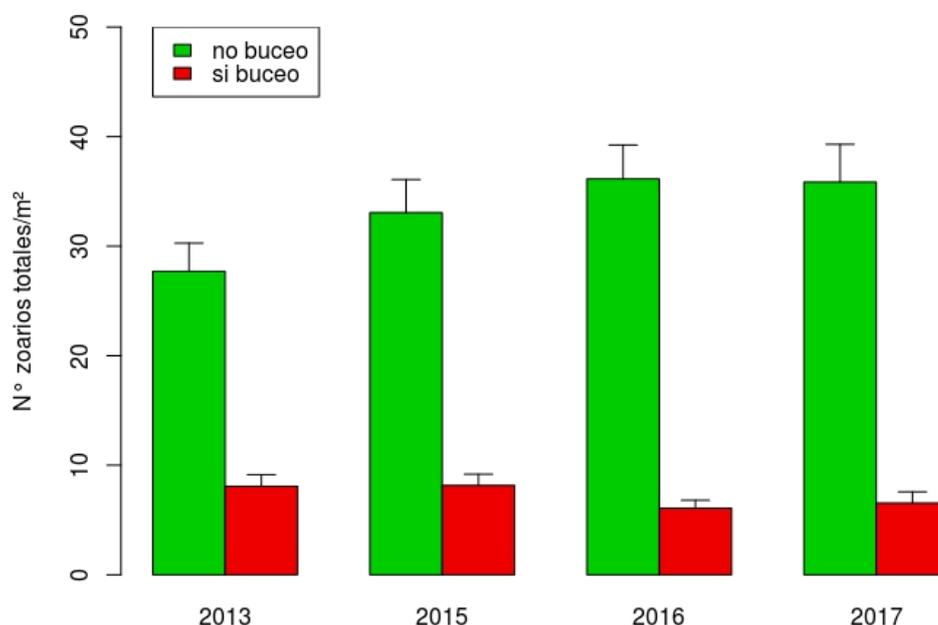


Figura 4.3 Diagrama de barras de las densidades totales de zoarios (colonias) de *Myriapora truncata* en la reserva integral (verde) y la reserva parcial (rojo) de la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas, para las cuatro ocasiones muestreadas (años).

Tabla 4.1 Resumen de los resultados del análisis de la varianza aplicados a las variaciones de densidad total de *Myriapora truncata* en función de los factores Año (A), Reserva (R), Profundidad (P), Localidad (L) y Sitio (S) [df: grados de libertad; MS: media cuadrática; Pseudo-F: pseudo-F de Snédecor; p(perm): p-valor obtenido mediante permutaciones]. En rojo los valores estadísticamente significativos de $p < 0,05$.

DENSIDAD TOTAL						
Source	df	SS	MS	PseudoF	P(perm)	perms
A	3	4,04	1,3467	0,23015	0,875	999
R	1	357,56	357,56	127,19	0,001	999
P	1	121,04	121,04	20,187	0,012	999
L(R)	4	11,091	2,7728	1,64	0,232	998
AxR	3	7,0471	2,349	0,40096	0,77	998
AxP	3	14,388	4,796	3,2612	0,058	999
RxP	1	2,5743	2,5743	0,4342	0,561	999
S(L(R))	12	20,415	1,7013	2,1707	0,01	998
AxL(R)	11	64,444	5,8585	2,6029	0,018	997
PxL(R)	4	23,489	5,8723	5,5166	0,006	998
AxDivexP	3	1,1669	0,38896	0,27664	0,835	999
AxS(L(R))	34	76,525	2,2507	2,8718	0,001	998
PxS(L(R))	12	12,813	1,0677	1,3624	0,187	999
AxPxL(R)	11	15,466	1,406	0,78651	0,603	998
AxPxS(L(R))	34	60,78	1,7877	2,2809	0,001	998
Res		552	432,62	0,78374		
Total		689	1225,5			



El efecto del factor Profundidad resultó estadísticamente significativo (Tabla 4.1), de modo que se observaron densidades mayores en fondos profundos (20-22 m) que en fondos someros (10-12m), tanto en la reserva integral como en la parcial. No se han detectado diferencias significativas a escala intermedia (entre localidades en cada nivel del factor Reserva) mientras que se detectaron a escala pequeña (entre sitios en cada localidad) (Tabla 4.1). Tal y como ocurría en las ocasiones anteriores, la variabilidad observada en la densidad total de falso coral en 2017 está determinada por la distribución de colonias vivas, ya que cuando únicamente se consideran los zoarios vivos en los análisis, se mantiene la influencia significativa del factor Reserva y también de los factores profundidad y sitio. La densidad de zoarios vivos en la reserva integral es de $32,1 \pm 3,23$ indiv/m², mientras que en la reserva parcial la densidad observada es de $4,8 \pm 0,69$ indiv/m² (es decir, más de 6 veces inferior), cifras muy similares a los de años anteriores. Un patrón parecido se ha registrado para la densidad de zoarios muertos, que variaba significativamente con el nivel de protección y la profundidad.

En lo que respecta a las variaciones morfométricas de los zoarios, ninguna de las variables analizadas en el 2017 (ancho, altura, ratio de aspecto y área) presenta variaciones entre niveles del factor Reserva. Todas las características morfométricas de las colonias han mostrado un cierto nivel de variabilidad espacial significativa a escala fina (entre sitios o entre 'quadrats') y en la interacción de estas variable con la profundidad (Tabla 4.2).

Tabla 4.2 Resumen de los resultados del análisis de la varianza aplicados a las variaciones morfométricas de los zoarios de *Myriapora truncata* en función de los factores Año (A), Reserva (R), Profundidad (P), Localidad (L) y Sitio (S) [df: grados de libertad; MS: media cuadrática; P(perm): p-valor]. En rojo los valores estadísticamente significativos de p (<0,05).

En relación a la complejidad de las colonias asociado al grado de exposición de las mismas, se observa un patrón diferente tanto para la reserva integral como para la parcial (Fig. 4.4). En la reserva integral, las colonias poco complejas son las más frecuentes en las zonas muy expuestas, mientras que su frecuencia disminuye al disminuir el grado de exposición. En el caso de las colonias de complejidad intermedia, su frecuencia es máxima a niveles medios de exposición, mientras que disminuye conforme el nivel de exposición aumenta o disminuye. Las colonias de elevada complejidad, por el contrario, son las menos frecuentes a niveles de exposición altos, aumentando su presencia conforme disminuye el grado de exposición. En la reserva parcial no existe un patrón tan claro. Las colonias de menor complejidad son las únicas que parecen disminuir su presencia a medida que disminuye el grado de exposición, sin embargo, las colonias de complejidad intermedia y alta no siguen un patrón en relación a su frecuencia en función al nivel de exposición.

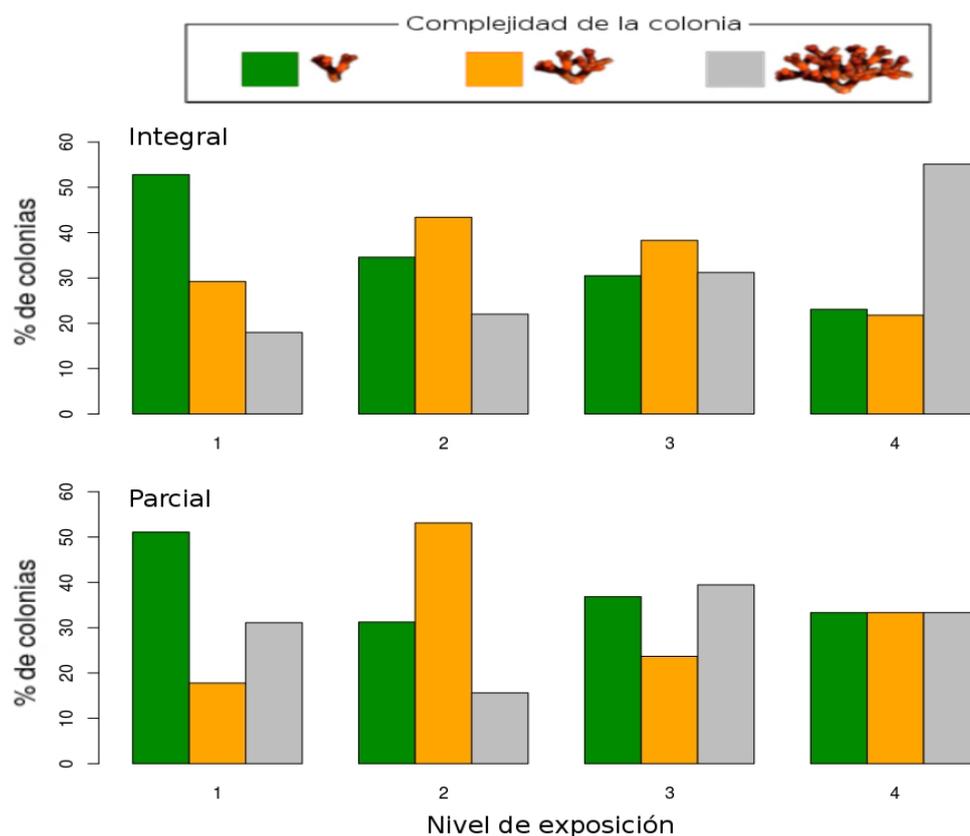


Figura 4.4 Proporción (%) de colonias de *Myriapora truncata* pertenecientes a cada clase de complejidad estructural que han aparecido en cada nivel de exposición (donde 1 es la máxima exposición y 4 la exposición mínima) en la reserva integral y parcial.



4.4. Discusión

La Orden actualmente vigente propició, en primera instancia, una ligera disminución en el número de inmersiones anuales respecto a la situación anterior (en la que la actividad turística subacuática carecía de regulación efectiva); así, en 2014 se realizaron 21.637 inmersiones, lo cual supuso una reducción en unas 4.000 inmersiones anuales (es decir, alrededor de un 15%) respecto a años anteriores, en los cuales el número total de inmersiones se había estabilizado en torno a las 25.000 - 26.000 inmersiones anuales (Fig. 4.5). En 2015 el número de inmersiones fue notablemente similar a 2014, a pesar de que en 2014 la nueva regulación se implantó en el mes de junio. En 2016, sin embargo, y siempre según los datos facilitados por el propio Servicio de Pesca y Acuicultura, el número de inmersiones subió hasta algo menos de 28.000 inmersiones, alcanzándose de este modo la cifra más alta desde que hay registro (Fig. 4.5). Dicho aumento, sin embargo, se debe al aumento de las inmersiones en bajos distintos a las localidades en las que se ha llevado a cabo el presente estudio (Fuera, Testa y Morra) (Fig. 4.6), mientras que el número total de inmersiones en los bajos en los que se realizó este estudio (Dentro, Piles 1 y Piles 2) se ha mantenido prácticamente constante desde 2014, año en el que entró en vigor la normativa actual.

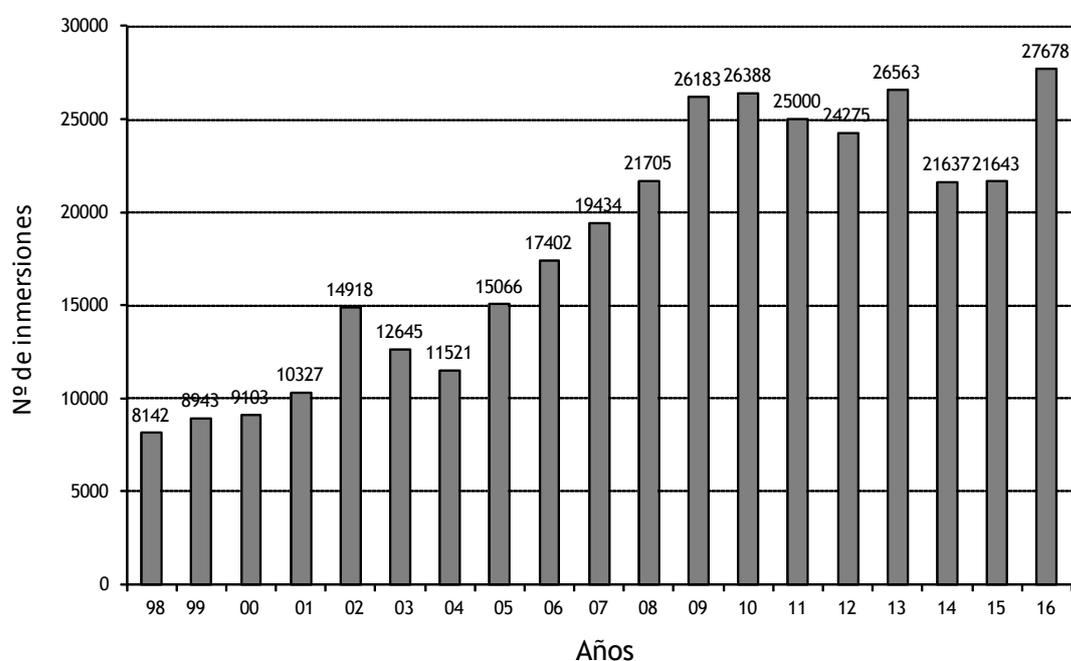


Figura 4.5 Evolución interanual del número de inmersiones registradas en la reserva marina de Cabo de Palos - Islas Hormigas desde 1998 a la actualidad (Fuente: Servicio Regional de Pesca y Acuicultura, CARM).

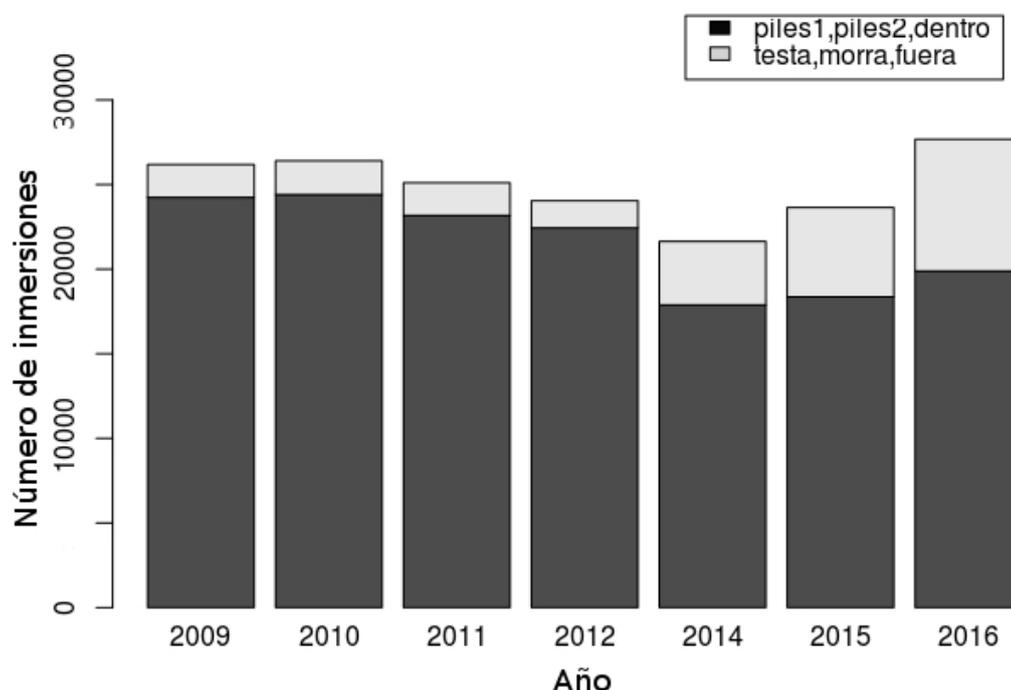


Figura 4.6 Diagrama de barras del número de inmersiones totales para dos grupos de bajos. El primer grupo (color gris oscuro) incluye los bajos examinados en este estudio. Nótese cómo a partir de 2014, con el cambio de los cupos, el número de inmersiones en los bajos más frecuentados por buceadores ha bajado, mientras que ha crecido en otros bajos como efecto de una mejor diversificación de los puntos de buceo en la reserva.

Con independencia de la profundidad, las densidades totales de zoarios (vivos y muertos) en las localidades de la reserva donde el buceo no está permitido son entre 3 y 10 veces más altas que en las localidades donde se puede bucear (5,4 veces mayores, por término medio). Estos resultados son muy parecidos a los encontrados en 2013 y 2015, con datos recolectados por los mismos observadores y con el mismo diseño de muestreo. Las diferencias en las densidades de falso coral encontradas entre reserva integral y parcial pueden verse justificadas con suficiente certidumbre a la sobre-frecuentación por buceadores. Esto se debe a que todas las condiciones ambientales de las localidades de muestreo, tanto en la reserva integral como en la parcial, son comparables y la única diferencia es el desarrollo de pesca profesional (artesanal) y buceo recreativo en la reserva parcial. No obstante, dado tanto el tipo de actividad como su magnitud dentro de la reserva marina de Cabo de Palos- Islas Hormigas, así como las evidencias científicas actualmente existentes, podemos afirmar que la causa principal de las diferencias en las densidades encontradas es el desarrollo del buceo recreativo, existiendo menores densidades donde éste se practica. Los resultados de este último año 2016 no hacen más que confirmar los encontrados en 2013 y 2015, consolidando los hallazgos previamente encontrados.



De todo lo anterior se dedujo en su momento, y así se reflejó en el correspondiente informe (García-Charton *et al.* 2013), la necesidad de establecer un límite al número de inmersiones en la reserva marina mediante los correspondientes cupos (hasta entonces, como se ha destacado anteriormente, se puede decir que no existían límites reales al desarrollo de esta actividad), para reducir la presión o, al menos, impedir ulteriores aumentos en la frecuentación por buceadores recreativos, necesidad que sigue en vigor actualmente. El argumento para ello era que, aunque los impactos observados no eran de enorme magnitud, sí constituían una señal temprana (*'early-warning'*) de que la actividad subacuática practicada actualmente es capaz de ejercer cambios detectables en diversas características de los fondos de la reserva marina, y cabía la posibilidad de que la relación entre perturbación y respuesta de los fondos de la reserva marina no fuera lineal, sino abrupta e incluso discontinua (histéresis), con un umbral de perturbación desconocido, por lo que se imponía la aplicación de un enfoque precautorio.

Además de estos límites al número total de inmersiones en la reserva, las operadoras de buceo deberían garantizar el establecimiento de una serie de medidas correctoras del probable incremento del impacto (medidas que se ha comprobado permiten reducir el impacto observable de los buceadores), y más concretamente, (1) la obligación de realizar *'briefings'* previos a la inmersión, en los que se realicen recomendaciones dirigidas a minimizar el impacto individual de los buceadores (p. ej. flotabilidad, contacto con el fondo, manipulación o extracción de fauna y vegetación, uso de cámaras, etc.), y (2) obligatoriedad de llevar guías acompañante en todas las inmersiones, ya que se ha demostrado que su presencia reduce el efecto erosivo de los buceadores, por su acción de control, o por simple imitación de un desenvolvimiento adecuado bajo el agua; para facilitar dicha tarea, se propone la organización de cursos oficiales de eco-guía y la edición de materiales divulgativos. La reciente normativa del MAPAMA³ relativa a los criterios de buceo responsable en aguas exteriores de las reservas marinas van en esta línea, y debería hacerse extensiva a toda la reserva.

En la última década se han realizado varios estudios para evaluar el impacto potencial del buceo recreativo en las comunidades bentónicas rocosas mediterráneas, siendo uno de ellos en la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas (véase el capítulo 3 en García-Charton *et al.* [2013] para una revisión completa de los estudios donde se han considerado diferentes especies indicadoras de impacto). Sin embargo, sólo recientemente se ha podido demostrar directamente la relación entre buceo recreativo y peligrosos daños físicos en hábitat rocosos. Una de estas primeras evidencias fue precisamente el estudio realizado por el Departamento de Ecología e Hidrología de la Universidad de Murcia en 2013 utilizando el falso coral *Myriapora truncata*. Análogamente, en un reciente estudio llevado a cabo, entre otras localidades, en la reserva marina de Tabarca (sur de la Comunidad Valenciana), De la Nuez-Hernández *et al.* (2014) observaron resultados parecidos, utilizando también *Myriapora truncata* como indicador de impacto. En ese estudio, donde se analizaron más de 2.000 fotos y más de 10.000 colonias, se evaluó el impacto del buceo

³ Resolución de 27 de marzo de 2017, de la Secretaría General de Pesca, por la que se aprueban los criterios de buceo responsable en reservas marinas, BOE nº 111, de 10 de mayo de 2017.



recreativo analizando la densidad y las características morfométricas del falso coral antes y después del verano (es decir la temporada en la que se concentra el submarinismo recreativo). Los resultados de este estudio mostraron que inmediatamente después de la temporada alta para el turismo, en las localidades en las que la frecuentación de buceadores es más alta, las colonias de *Myriapora truncata* sufren una reducción en densidad, perímetro y área. De la Nuez-Hernández *et al.* (2014) observaron también que después de la temporada alta las colonias más expuestas, y por ello más susceptibles a ser golpeadas, disminuyen en número, determinando un incremento relativo de las colonias más escondidas y protegidas.

Desde este punto de vista, los resultados observados en la reserva de Cabo de Palos – Islas Hormigas para este último año no parecen coincidir ni con este patrón descrito por De la Nuez-Hernández *et al.* (2014) ni con los resultados de años previos. En la reserva integral, donde no hay impacto debido al buceo, en las zonas más expuestas predominan claramente las colonias más jóvenes y poco estructuradas, siendo la frecuencia de colonias menor conforme aumenta la complejidad. En las zonas menos expuestas, por el contrario, lo que encontramos es que predominan las colonias de mayor edad y estructuralmente más complejas. En la reserva parcial, sin embargo, el patrón no es tan claro, en donde sí que se observa cómo conforme disminuye el nivel de exposición la frecuencia de las colonias de baja complejidad también disminuye, pero no se observa un aumento claro de la frecuencia de colonias complejas conforme disminuye el nivel de exposición. Estos cambios en los resultados con respecto a años previos pueden deberse bien al cambio en el personal dedicado a la toma de datos para este estudio, que puede haber introducido un sesgo en la toma de datos, bien a la falta de datos este año en la reserva parcial (bajo de Dentro), que puede estar enmascarando los resultados, o bien a cambios en las condiciones ambientales que hayan propiciado un cambio en la distribución de las colonias con distintos grados de complejidad estructural en función del nivel de exposición. No obstante, las diferencias en las densidades totales de *M. truncata* entre la reserva integral y parcial son lo suficientemente claras como para que no exista ningún tipo de duda sobre el efecto de la sobre-frecuentación por buceo en la presencia de este briozoo.

En cuanto a las características morfométricas de las colonias, en el presente estudio ninguna de las variables analizadas en el 2017 (anchura, altura, ratio de aspecto y área) presentan variaciones entre niveles del factor reserva ni entre profundidades. El buceo parece entonces no impactar la morfometría de las colonias, aunque en el estudio de De la Nuez-Hernández *et al.* (2014) se observó también una reducción de perímetro y área de los zoarios asociada a la alta frecuentación por buceadores.

Si se considera el porcentaje de colonias rotas, igual entre los dos diferentes niveles de protección de la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas, se puede inferir que el buceo no determina una mayor frecuencia de fracturas en las colonias. Nuestra hipótesis es que, para organismos muy frágiles como el falso coral, cuando son golpeadas, las colonias se desgajan totalmente del sustrato más que sufrir roturas. Esto se puede notar también por el hecho de que raramente se encuentran trozos



rotos de falso coral en el fondo y que la mayoría de las colonias sueltas (generalmente muertas) están perfectamente integras, salvo los trozos más antiguos.

Pese al cambio de cupos desde el 2014, con un descenso considerable de las inmersiones en los bajos de la reserva parcial estudiados, si comparamos los resultados de 2016 con los de 2015 y 2013, no se ha detectado un cambio en las densidades totales del briozoo *Myriapora truncata* a lo largo de los años. El mantenimiento de las densidades en la reserva parcial pese a la reducción interanual en el número de buzos en los bajos estudiados puede deberse a la necesidad de más años para poder observar posibles cambios en las densidades, debido a la lenta tasa de crecimiento de esta especie, o bien a que en estos bajos el número actual de inmersiones sigue superando algún umbral que impide que las colonias del falso coral puedan recuperar densidades acordes a las condiciones ambientales. No obstante, sin duda alguna, la reducción de casi el 30% en el número de buceadores durante los meses de julio, agosto y septiembre entre 2013 y 2015 (datos oficiales del Servicio de Pesca y Acuicultura de la Región de Murcia), como consecuencia de las nuevas normas, representa un primer paso crucial para la reducción de dicho impacto. Es evidente que para poder evaluar si la normativa vigente tendrá los efectos deseados de reducción del impacto del submarinismo recreativo y el logro de un eco-turismo sostenible, será necesario repetir el presente estudio en los próximos años y monitorizar la evolución de las poblaciones de falso coral en la reserva, e incluso considerar la utilización de otros indicadores.

Por otro lado, en pasados informes hemos defendido reiteradamente la necesidad de que, además de la gestión del buceo recreativo basado en el establecimiento de un cupo anual (eso sí, mediante un mecanismo participativo y revisable y siguiendo esquemas adaptativos), se desarrollen e implementen otras medidas de gestión del buceo recreativo, con el fin de minimizar los efectos económicos que el control y limitación del número de inmersiones en la reserva marina pudieran tener sobre el sector, tales como:

- oferta de puntos alternativos de buceo fuera de la reserva marina (pero aún sujetos a su influencia): itinerarios submarinos - guiados o autoguiados, promoción de puntos de buceo (hábitats, ambientes, paisajes singulares) fuera de la reserva marina, visita a arrecifes artificiales, pecios, etc.;
- promoción de otros tipos de turismo subacuático, p. ej. turismo cultural (con especial incidencia sobre el conocimiento del patrimonio cultural sumergido), o turismo de la naturaleza (conocimiento de los ecosistemas marinos), no necesariamente ligados a la reserva marina;
- organización de actividades de voluntariado científico, utilizable incluso para complementar las tareas de muestreo para el seguimiento de los efectos de la reserva marina (ver capítulos siguiente);
- edición de un manual de buenas prácticas subacuáticas;
- desarrollo de una eco-marca (fuente de prestigio y reconocimiento) 'Reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas', cuya adhesión exija la firma de



convenios específicos entre centros de buceo y la administración de la reserva, sujetos al cumplimiento de una serie de normas auto-impuestas orientadas a la sostenibilidad de la reserva marina.

Para todo ello, el grupo de investigación abajo firmante se pone a la entera disposición tanto de la administración como de la asociación de centros de buceo, con el fin de aportar nuestros conocimientos y experiencia al servicio de estas nuevas iniciativas.



5. Establecimiento de un protocolo participativo de monitoreo de la biodiversidad marina y los efectos del cambio climático en la reserva marina y otras zonas del litoral murciano

5.1. Introducción

El mar representa el 95% de la biosfera y cubre el 70% de la superficie terrestre. A pesar de su importancia, nuestro conocimiento sobre los hábitats y las especies marinas es todavía escaso. Frente a la vertiginosa pérdida de recursos, una actuación rápida para el aumento de nuestro conocimiento sobre los hábitats y las especies marinas resulta esencial. El mar Mediterráneo, y en particular su zona litoral, cuenta con algunos de los ecosistemas más biodiversos y ricos del mundo (Bianchi & Morri 2000, Coll *et al.* 2010, Mouillot *et al.* 2011). Sin embargo, estas áreas son además las más impactadas debido a la influencia directa de las presiones antrópicas (Halpern *et al.* 2008). Entre ellas: su destrucción directa a través del desarrollo costero urbanístico, la contaminación y la alteración de los procesos de sedimentación debidos, por ejemplo, a la sobre-explotación y denudación de la superficie terrestre (Crain *et al.* 2009). La reserva marina de Cabo de Palos-Islas Hormigas aparece protegida de estas acciones, sin embargo, no queda exenta de dos problemáticas que influyen a nivel mundial en los océanos: la pérdida de biodiversidad y los efectos del cambio climático (Crain *et al.* 2009). Las áreas marinas protegidas (AMP) resultan laboratorios naturales, donde la ausencia de otras perturbaciones, permite la evaluación directa de la biodiversidad y de los efectos del cambio climático en sus ecosistemas.

Lamentablemente, los monitoreos tradicionales no permiten abordar la escala espacial a la que actúan dichos fenómenos y no suelen tener la suficiente continuidad temporal. Por ello el empleo de la CC resulta crucial. La pérdida de biodiversidad en las AMPs puede estar ocasionada por las actividades humanas en áreas de reserva parcial. Pero también, el mismo cambio climático puede generar cambios en la biodiversidad a través de distintos procesos, por ejemplo debido a la facilitación de la proliferación de



especies termófilas, nativas o foráneas al medio, y cuya expansión puede resultar invasiva si no encuentran competidores naturales, sustituyendo más o menos rápidamente a las especies autóctonas.

Tener información sobre la pérdida de biodiversidad que está causando la pesca y/o el cambio climático en los ecosistemas del AMP de Cabo de Palos-Islas Hormigas, resulta crucial para facilitar la gestión de esta área marina, así como de la franja costera murciana en general.

5.1.1. Problema

Las administraciones locales, nacionales e internacionales llevan a cabo políticas ambientales cuyo objetivo prioritario es la gestión de los recursos naturales. Para planificar una correcta gestión de los mismos, resulta esencial llevar a cabo programas de monitoreo que permitan evaluar el estado del medio ambiente. Sin embargo, dichos programas no disponen, de forma frecuente, de suficientes recursos económicos. En este contexto, la creación de nuevas medidas que permitan la monitorización del medio ambiente de un modo económico y eficaz resulta esencial.

La instauración de protocolos participativos de monitoreo responde a esta necesidad. Este tipo de protocolos se enmarcan en la denominada “Ciencia Ciudadana” (Citizen Science, CC). La CC consiste en la colaboración entre científicos y ciudadanos voluntarios, con el fin de llevar a cabo labores de monitoreo. Pero además, los ciudadanos voluntarios tienen la oportunidad de implicarse en otros procesos de la investigación, incluyendo el diseño de la misma, el análisis de los datos y su interpretación, así como la publicación de los resultados (Riesch & Potter 2014).

En general, cualquier persona que voluntariamente ofrece su contribución a través de datos, muestras, u otra información es considerada como “científico ciudadano”, cuente o no con algún tipo de educación académica en el campo de la investigación. Sin embargo, dado que los estudios científicos requieren una planificación cuidadosa y un determinado apoyo técnico, los voluntarios definidos como científicos ciudadanos deben al menos recibir un entrenamiento básico, que cubra todos los aspectos del proyecto científico específico en el que participan, incluyendo el manejo de las técnicas necesarias para los muestreos.

La literatura demuestra el creciente poder que tiene esta herramienta para el monitoreo de los recursos naturales. De hecho, se está produciendo un aumento creciente tanto en la participación de voluntarios, como en los proyectos científicos que integran esta herramienta (Cohn 2008, Silvertown 2009, Hand 2010, Teleki 2012).

Las ventajas que ofrece la CC se pueden resumir en (Gouveia *et al.* 2004):

- Permite el desarrollo de una cultura de cooperación, entre los científicos y la ciudadanía, favoreciendo la integración de ambas partes en problemáticas



comunes y diluyendo las barreras sociales tradicionales entre científicos y ciudadanía.

- Promueve la sensibilización pública en temáticas ambientales: la participación de ciudadanos en actividades de seguimiento ambiental genera un público más informado y concienciado respecto a los problemas ambientales. Esto permite la reducción de los impactos al medio y de los esfuerzos económicos destinados a la restauración ambiental.
- Permite abordar escalas espaciales de monitoreo extensas, y con una continuidad en el tiempo, generando grandes cantidades de datos. Y por tanto, permite la existencia de un sistema de vigilancia del medio a una amplia escala espacial y a tiempo real, favoreciendo la alerta temprana frente a la aparición de desequilibrios ambientales.

Las desventajas que pueden presentar las ciencias ciudadanas se pueden resumir en (Gouveia *et al.* 2004):

- La fiabilidad de los datos recogidos por los voluntarios es a menudo difícil de evaluar. Para que la fiabilidad de los mismos sea máxima, es necesario definir bien los objetivos científicos, establecer un protocolo claro y sencillo de recogida de datos y establecer controles de calidad en la recogida de los mismos, realizando muestreos científicos en paralelo a los del voluntariado, que permitan la validación de los resultados.
- Los datos recogidos por los voluntarios en diversas regiones pueden ser difícilmente comparables, debido a la falta de homogenización de los protocolos y técnicas científicas empleadas, así como a la variabilidad en el entrenamiento/habilidad de los voluntarios para la toma de datos. Por ello resultaría muy beneficioso la estandarización de los protocolos a aplicar en los diferentes lugares y un alto grado de implicación de los voluntarios, que lleven a cabo el entrenamiento previo en las técnicas y los métodos a poner en práctica para los monitoreos (Foster-Smith & Evans 2003).

Dada la escala espacial y la temporalidad que permiten las CCs, esta herramienta resulta de gran utilidad para la monitorización de la pérdida de la biodiversidad ambiental y los efectos del cambio climático, problemáticas que operan a escala mundial.

El presente capítulo describe una propuesta de implementación de la ciencia ciudadana para el seguimiento de la biodiversidad y de los efectos del cambio climático sobre los ecosistemas del litoral murciano, y en especial de la reserva marina de Cabo de Palos-Islas Hormigas, a través de la implicación ciudadana de los submarinistas deportivos, tan intensa en la Reserva Marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas.



5.1.2. Antecedentes

La implicación de voluntarios en proyectos de monitoreo se ha centrado en varias disciplinas, predominantemente del ámbito terrestre. Sin embargo, su ampliación al medio marino y la aportación de los ciudadanos que tienen estrecha relación con este medio, resultan de una importancia particular, dada las dificultades que ofrece el mismo. Entre estos ciudadanos en interacción con el medio marino destacan los buceadores recreativos.

La actividad del buceo recreativo es practicada por cerca de 20 millones de personas en todo el mundo. La mayor parte de esta actividad se desarrolla en destinos tropicales, pero al menos 1 millón de personas por año realizan buceo recreativo en las AMPs del mar Mediterráneo.

Aunque *a priori* los buceadores recreativos pueden impactar negativamente los hábitats submarinos, su implicación para la conservación de los mismos resulta fundamental. Entre los impactos que generan, destacan: la fractura de organismos duros sésiles, la perturbación de los peces y/o de los mamíferos, y la alteración de la sedimentación a microescala. Estos impactos, a la larga, pueden producir cambios en la comunidad de organismos (Di Franco *et al.* 2009, Luna *et al.* 2009, Bravo *et al.* 2015). Sin embargo, los buceadores recreativos bien informados pueden evitar este tipo de impactos. En este sentido, su implicación en las CC permite a los buceadores descubrir que ellos mismos pueden provocar la degradación de los hábitats marinos (Orams 1996), pero a la vez generar un mayor compromiso emocional con la conservación del medio marino (véase, teoría de Orams para la “Interpretación Ambiental Eficaz” y la “disonancia cognoscitiva” de Festinger 1957).

La facilidad de divulgación que ofrece la CC genera un aumento del sentido de la propiedad de nuestro patrimonio natural, la aceptación pública de su importancia y el empuje social necesario para el cumplimiento de decisiones de gestión (Evans *et al.* 2008, McKinley & Fletcher 2012). Pero, además, los buceadores implicados en la CC contribuyen a la conservación del medio marino, no sólo a través de la adquisición de un mayor respeto por el medio (Branchini *et al.* 2015), sino además, a través de la recogida de datos científicos, a menudo a una escala espacial grande y con una continuidad temporal. Datos que resultan de alto valor para la gestión de las AMPs, el establecimiento de políticas territoriales y una economía local más sostenible en el ámbito marítimo (Cigliano *et al.* 2015).

Los centros de buceo que se implican activamente en la CC participan en la protección del patrimonio marino, base de su actividad económica, proporcionando la promoción de proyectos de CC, incrementando el número de buceadores voluntarios, y siendo centros centinelas clave en la observación de cambios y anomalías en el medio marino. Convirtiéndose de este modo, en modelos de conducta submarina y al



mismo tiempo sentando las bases para la gobernanza participativa del medio marino (Hammerton *et al.* 2012, Markantonatou *et al.* 2016).

Muchos grupos de trabajo a nivel internacional que han incluido este tipo de iniciativas participativas en sus actividades submarinas, han conseguido un reconocimiento institucional propio a este objetivo. Durante las dos décadas pasadas, los buceadores voluntarios han proporcionado datos sobre las especies invasoras (Semmens *et al.* 2004) o sobre la abundancia de especies y su distribución (Halusky *et al.* 1994, Darwall & Dulvy 1996, Schmitt & Sullivan 1996, Pattengill-Semmens & Semmens 2003, Bell 2007, Huveneers *et al.* 2009, Forrester *et al.* 2015). Sin embargo, aún existen pocas iniciativas de ciencias ciudadanas con buceadores en el mar Mediterráneo (Boero *et al.* 2009, Bramanti *et al.* 2011), y en la actualidad no existe ninguna específica de la Región de Murcia, aunque se hayan llevado a cabo experiencias previas en este sentido en el 2007 (ver más abajo). Sin embargo, actualmente existe un conjunto creciente de iniciativas que integran a este sector en proyectos de CC, entre ellos Observadores del Mar, CIESM y Reef Check Italia; además, RAC/SPA está en pleno proceso de promoción de estas metodologías para el seguimiento de indicadores de cambio climático en áreas marinas protegidas mediterráneas. Todas estas iniciativas se revisan a continuación.

5.1.2.1. Voluntariado 2007 en Cabo de Palos

Durante el año 2007 se creó una actividad de voluntariado en colaboración con 7 centros de buceo distribuidos en Cabo de Palos, La Manga y Murcia (Tabla 5.1). La actividad tuvo lugar en la reserva marina de Cabo de Palos-Islas Hormigas, e inmediaciones, entre 8-15 m de profundidad (García-Charton *et al.* 2007).

Nombre	Tipo de organización	Localización
Naranjito	Centro de buceo	Cabo de Palos
Atura	Centro de buceo	Cabo de Palos
Islas Hormigas	Centro de buceo	Cabo de Palos
Planeta Azul	Centro de buceo	Cabo de Palos
Mundo Activo	Centro de buceo	La Manga
CIMAS	Club asociativo	Murcia
CUAS	Club asociativo	Murcia

Tabla 5.1 Centros de buceo del entorno de la reserva marina de Cabo de Palos - Islas Hormigas implicados en el voluntariado ambiental marino organizado en 2007 en el ámbito del seguimiento científico de los efectos de la reserva marina (García-Charton *et al.* 2007).

Los voluntarios llevaron a cabo un censo de erizos (*Paracentrotus lividus*, *Arbacia lixula* y *Sphaerechinus granularis*) y peces (especies frecuentes en la reserva marina) mediante transectos de 50 m y considerando una anchura ilimitada, así como estimas de la cobertura algal mediante cuadrados de 1x1 m, subdivididos en 4 sub-cuadrados 25x25 cm (Fig. 5.2).

a)



b)



Figura 5.2 Buceadores voluntarios realizando (a) conteos de erizos sobre cuadrados de 1x1 m y (b) censos de peces sobre recorridos de 50 m de longitud, durante las actividades de voluntariado llevadas a cabo en 2007.

Se estimó también el impacto que crean los submarinistas realizando la actividad de voluntariado con el fin de aumentar la conciencia sobre los impactos que genera esta actividad de buceo recreativo. Asimismo, llevaron a cabo en paralelo por parte del personal científico censos de erizos y peces, y estimaciones de cobertura algal, con el objetivo de validar los datos registrados por los voluntarios, comprobándose la precisión de los mismos. La actividad tuvo gran acogida por los centros de buceo y se comprobó la viabilidad para implementar este tipo de actividades con los centros de buceo (más información en García-Charton *et al.* 2007).

5.1.2.2. Observadores del Mar

Observadores del Mar es una propuesta de CC coordinada desde el Instituto de Ciencias del Mar de Barcelona (CSIC) (www.observadoresdelmar.es); esta iniciativa, la más importante llevada a cabo actualmente en el Mediterráneo español, cuenta con la participación de expertos de diferentes centros de investigación, nacionales e internacionales, que validan y comentan las observaciones recibidas por la ciudadanía. El objetivo de Observadores del Mar es, entre otros, también determinar el impacto del cambio climático sobre los ecosistemas marinos y evaluar otras transformaciones que sufre el mar, mediante la colaboración de la ciudadanía, incluyendo a buceadores. La ciudadanía recoge datos sobre la distribución y abundancia de especies marinas comunes, la aparición de especies marinas, 'raras' o invasoras, o la presencia de efectos sobre el ecosistema (mortalidades de organismos, contaminación superficial y del fondo) (ICM 2017).

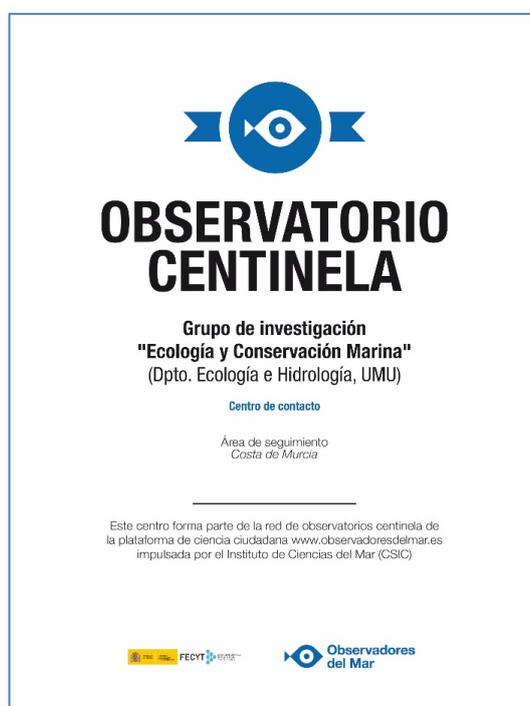


Figura 5.3 Diploma que acredita al grupo de investigación autor del presente informe como Observatorio Centinela de la red de Observadores del Mar.



Uno de los objetivos del proyecto es organizar 7 estructuras centinelas, cada una correspondiente a una área geográfica o área de seguimiento, que forman una red de observatorios de sur a norte de la costa mediterránea española desde su entrada desde el Atlántico. El grupo de investigación de Ecología y Conservación Marina de la UMU es uno de estos Observatorios Centinela, y es el único presente en la costa murciana (Fig. 5.3). Estos observatorios centinela pueden ofrecer una imagen global del estado actual del Mar Mediterráneo occidental y constituirán un punto de partida para conocer la evolución anual de algunas de las problemáticas que se están analizando y sentar bases para la gestión del medio marino (ICM 2017).

5.1.2.3. CIESM

La *Commission Internationale pour l'Exploration Scientifique de la Méditerranée* (CIESM, www.ciesm.org) fue creada en Mónaco a principios del siglo pasado para promover la investigación internacional en el mar Mediterráneo y Mar Negro. Cuenta con 23 estados miembros y apoya el trabajo de una red de investigadores del ámbito del medio marino para mejorar la conciencia, el seguimiento y la protección del Mar Mediterráneo. Entre sus varios programas de monitoreo, la Comisión supervisa el seguimiento de las tendencias del ecosistema resultantes del calentamiento de las aguas, de los cambios estacionales marinos, de los contaminantes, la proliferación de especies exóticas, y las variaciones en la diversidad biológica y el zooplancton.

Entre los programas del CIESM que supervisan los cambios o tendencias en estos parámetros críticos a lo largo del Mar Mediterráneo, el programa Tropical Signals (www.ciesm.org/marine/programs/tropicalization.htm) emplea ciudadanos voluntarios y en particular a buceadores, y los principales objetivos científicos que persigue son (Moschella *et al.* 2008):

- seguimiento de la especies termófilas y "de agua fría" y sus cambios de distribución;
- descubrir cambios en la distribución de especies de profundidad;
- registrar la frecuencia y magnitud de las mortalidades masivas de organismos marinos y de *blooms* de especies;
- relacionar los cambios de distribución de los organismos con la variabilidad hidroclimática (temperatura, salinidad y corrientes).

El proyecto prevé la colaboración de:

- buceadores voluntarios, que pueden proporcionar información sobre los efectos del calentamiento global a través del censo visual de peces indicadores, tomando datos de abundancia a lo largo de transectos de 50 m en un tiempo fijo (5 min);
- pescadores, que permiten la recuperación de información histórica a través de entrevistas. Se pueden así establecer los cambios a lo largo del tiempo en la



abundancia y distribución de las especies de peces y también proporcionar información para la detección temprana de especies nuevas. La pregunta principal de estas entrevistas es: “¿Puede decirnos qué peces muestran la mayor variación en su abundancia desde las décadas pasadas? ¿conoce especies que han desaparecido o aparecido?”.

El grupo de Ecología y Conservación Marina de la UMU es colaborador científico de la plataforma CIESM.

5.1.2.4. Reef Check Italia

Reef Check Italia Onlus (www.reefcheckitalia.it) es una asociación científica sin ánimo de lucro, fundada en el 2008. Nace de la fusión entre la Fundación Reef Check (oficialmente reconocida por las Naciones Unidas para la monitorización de los arrecifes coralinos) y el proyecto MAC (Monitorización del Ambiente Costero Mediterráneo, un protocolo de monitoreo ideado por investigadores de las Universidades de Génova, Bolonia y la Universidad Politécnica de le Marche - Ancona, Italia).

El objetivo del protocolo es llevar a cabo observaciones subacuáticas útiles para ampliar los conocimientos sobre la distribución de algunas especies de especial interés ecológico (especies protegidas, especies centinelas de cambio climático, y especies vulnerables) y monitorizar sus cambios en el tiempo con el fin de proteger y recuperar los arrecifes coralinos del Mediterráneo y de las áreas coralinas, para desarrollar nuevos planes de gestión, valorando la eficacia de aquellos ya implementados. También conocer las variaciones anuales de temperatura a lo largo de la columna de agua y sus eventuales anomalías, para poder localizar las áreas principalmente vulnerables a sufrir fenómenos de mortalidad masiva (Reef Check Italia 2017).

El proyecto se articula en tres partes:

- Censo visual: realizado en largos recorridos casuales, a profundidad variable y por un tiempo conocido. Es un método derivado de la técnica "time swims", ya empleada para el monitoreo de las poblaciones bentónicas de macroinvertebrados y peces en los arrecifes tropicales (Hill & Wilkinson 2004).
- Monitorización en estaciones fijas: prevé el estudio de los cambios en las poblaciones marinas a lo largo del tiempo en cuadrados al azar de 50 × 50 cm instalados en sitios predefinidos.
- Monitorización de la temperatura: en las inmersiones rutinarias.

Los voluntarios Reef Check reciben una formación para el reconocimiento de las especies y para la correcta ejecución de los protocolos. La anotación de los datos

recogidos se lleva a cabo en hojas plastificadas (Fig. 5.4) y la información recogida es integrada en una base de datos (rellenando unos campos en la página web: www.progettomac.it, o utilizando la aplicación de Smartphone: Reef Check Med).

A estos protocolos submarinos del Reef Check Italia, se suman los monitoreos de los entornos emergidos, destinados a la caracterización de playas y arrecifes y a la recogida de datos sobre flora y fauna varada.

Progetto di Monitoraggio Ambiente Costiero - Federazione Italiana Attività Subacquee

Ossevatore _____ Data _____

Località _____ Prov. _____

Latitudine _____ ° Longitudine _____ °

Orario _____ Tempo d'osservazione _____ min

Profondità osservazioni minima _____ m, massima _____ m, visibilità _____ m

Tipo prevalente di fondale _____

A = esemplare isolato B = alcuni esemplari sparsi C = molti esemplari sparsi
D = un'area densa E = alcune aree dense F = molte aree dense (disegni di Cristina Gioia Di Camillo)

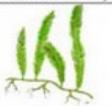
	0 A B C D E F prof.min _____ prof.max _____	<i>Caulerpa racemosa</i>		0 A B C D E F prof.min _____ prof.max _____	<i>Caulerpa taxifolia</i>
	0 1 2 3-5 6-10 11-50 >51 prof.min _____ prof.max _____	<i>Ircinia spp.</i>		0 1 2 3-5 6-10 11-50 >51 prof.min _____ prof.max _____	<i>Axinella spp.</i>
	0 1 2 3-5 6-10 11-50 >51 prof.min _____ prof.max _____	<i>Aplysina spp.</i>		0 1 2 3-5 6-10 11-50 >51 prof.min _____ prof.max _____	<i>Geodia cydonium</i>
	0 1 2 3-5 6-10 11-50 >51 prof.min _____ prof.max _____	<i>Thetya spp.</i>		0 A B C D E F prof.min _____ prof.max _____	<i>Corallium rubrum</i>
	0 A B C D E F prof.min _____ prof.max _____	<i>Astroides calycularis</i>		0 A B C D E F prof.min _____ prof.max _____	<i>Parazoanthus axinellae</i>

Figura 5.4 Tablilla sumergible utilizada en el monitoreo por buceadores voluntarios del programa Reef Check Italia.

En los próximos meses está prevista la integración del grupo de Ecología y Conservación Marina de la UMU y de los centros de buceo de la costa murciana en la red Reef Check. A este efecto se ha puesto en marcha una colaboración entre estas entidades para la organización de un curso destinado a los profesionales de los centros de buceo, incluyendo aquellos que desarrollan su actividad en la reserva marina de Cabo de Palos-Islas Hormigas (www.cienciaciudadanabuceo.com). Al término de este curso, los participantes serán habilitados como “Reef Check EcoDiver MAC trainers”, adquiriendo el entrenamiento necesario para poder formar voluntarios y conceder el carnet de “EcoDiver MAC”.



5.1.2.5. RAC/SPA

El Regional Activity Centre for Specially Protected Areas (RAC/SPA - www.rac-spa.org) fue fundado en Túnez en 1985 por decisión de las partes participantes en la Convención para la protección de Mar Mediterráneo contra la contaminación (Convención de Barcelona). Las acciones realizadas por RAC/SPA aspiran a la conservación de ecosistemas, hábitats, especies y localidades del Mediterráneo con un enfoque centrado en el cambio climático (Bejarano *et al.* 2016).

El RAC/SPA da respuesta a la falta de homogeneización de protocolos para la monitorización de éste a lo largo del Mediterráneo (Bejarano *et al.* 2016). En la actualidad, se emplea una gran variedad de técnicas e instrumentación para el monitoreo de los indicadores principales del cambio climático. Sin embargo, la falta de estandarización de protocolos de muestreo, impide obtener fácilmente datos comparables interregionalmente.

El equipo de expertos del RAC/SPA (entre los que se cuentan investigadores del grupo de investigación autor del presente informe) ha seleccionado 5 indicadores de interés altamente prioritario para entender el impacto del cambio climático sobre la diversidad biológica de las AMPs del Mediterráneo y ha desarrollado protocolos estándar, extensamente aplicables en toda la región mediterránea, para el monitoreo de dichos indicadores. Estos indicadores son:

- Temperaturas y estratificación térmica
- Eventos masivos de mortalidad y blanqueamiento
- Cambios en la distribución de especies sensibles a la temperatura: nativas o invasoras
- Cambios en la fenología reproductiva de tortugas y aves marinas, de peces y de la floración de *Posidonia oceanica*
- *Blooms* de especies, como algas o medusas.

Dichos protocolos se basan en la bibliografía científica a nivel del Mediterráneo y en la experiencia previa directa del equipo de expertos de la RAC/SPA en el monitoreo de AMPs del Mediterráneo, tales como Portofino y Torre Guaceto (Italia) o Cabo de Palos-Islas Hormigas (España). Incluyen metodologías fáciles y económicas que implican a la ciudadanía, y en particular también a buceadores, y están diseñados para garantizar una posible integración de los datos en bases de datos comunes, tanto de redes nacionales, como internacionales (Bejarano *et al.* 2016).



5.1.3. Objetivos

En base a las experiencias de voluntariado submarino ambiental anteriormente mencionadas, proponemos la implementación de la CC para realizar monitoreos en las costas de la Región de Murcia. Los objetivos científicos que persigue esta implementación se enmarcan en las acciones del seguimiento de la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas, y son:

1. Realizar un censo extensivo de especies singulares de la Región de Murcia.
2. Poner en marcha un seguimiento temporal a medio-largo plazo de estas especies, así como un sistema de alerta ambiental marina, basado en la posible observación de especies termófilas y de la proliferación de especies indicadoras nativas e invasoras.

Para realizar dichos objetivos se propone, a modo de acción piloto, el seguimiento, con la colaboración de los centros de buceo integrados en la Asociación de Centros de Buceo de la Región de Murcia (ACBRM), de las especies de erizos de mar *Arbacia lixula* y *Paracentrotus lividus*, así como de la cobertura vegetal y del coral invasor *Oculina patagonica*.

Con dicha acción piloto se pretende poner a prueba la efectividad de la implementación de esta actuación, que en su desarrollo debería:

- a) Promover la sensibilización pública en temas ambientales.
- b) Desarrollar una cultura de cooperación ciudadana.
- c) Involucrar a los buceadores en actividades de conservación de recursos, promovidas desde la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas y extensibles a otros lugares costeros de la Región.
- d) Demostrar a los participantes el valor añadido de bucear en una reserva marina, y la utilidad de realizar este tipo de actividades más allá de la típica visita rutinaria a los lugares de mayor atractivo visual, paisajístico o deportivo.

5.2. Material y métodos

Para la implementación de la ciencia ciudadana en los centros de buceo se han llevado a cabo diversas reuniones previas interactivas entre el grupo de Ecología y Conservación Marina de la UMU y los centros de buceo de la ACBRM. Además, se ha celebrado una jornada divulgativa sobre las ciencias ciudadanas en el mar y sobre los protocolos propios, con dichos actores y con expertos en la temática.

5.2.1. Reuniones previas

Se llevaron a cabo tres reuniones previas con los miembros de la ACBRM. En la primera reunión, el 25 de octubre, se inició la colaboración en este proyecto entre el grupo de Ecología y Conservación Marina de la UMU y los responsables de la ACBRM y se sentaron las bases para empezar el trabajo de voluntariado. En la segunda reunión, el 19 de noviembre, se probó con los actores implicados el protocolo piloto de monitoreo en Cabo de Palos, lo cual permitió introducir ciertas mejoras. Finalmente, el 28 de noviembre se celebró la tercera reunión previa en el Centro de Buceo Hespérides de Cartagena con el personal del centro de buceo, y en ella volvió a probarse una nueva versión del protocolo piloto.

El protocolo pre-seleccionado tras estas tres reuniones preveía el seguimiento de especies de importancia para la biodiversidad (especies protegidas y especies emblemáticas para la Región de Murcia) y de especies indicadoras de los efectos del cambio climático (especies termófilas, nativas e invasoras). Los censos de estas especies se harían a lo largo de recorridos casuales, a una profundidad variable y en un tiempo conocido (siguiendo el método modificado de censos "time swims"). Los datos se apuntarían en hojas subacuáticas diseñadas para tales objetivos (Fig. 5.5).

Algas (Izquierda):

- Cytosaira spp.
- Lithophyllum spp.
- Sargassum spp.
- Laminaria rodriguezii
- Laurencia papillosa
- Cladophora mediterranea

Invertebrados (Derecha):

- Paramuricea clavata
- Eunicella singularis
- Eunicella verrucosa
- Eunicella cavolinii
- Astroides calycularis
- Parazoanthus axinellae
- Dendrogyllia rosea
- Leptosommia pruvoti

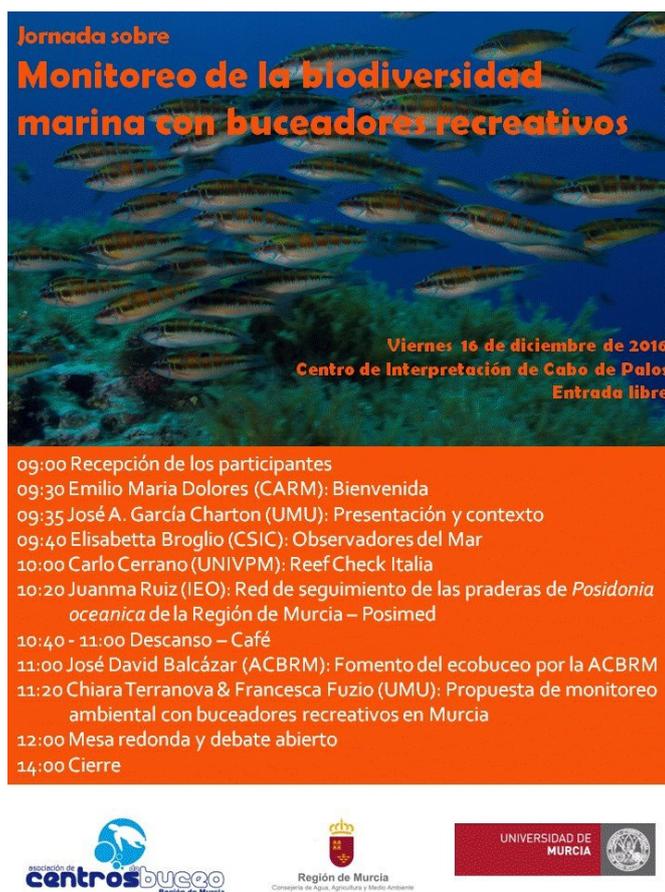
Organismo: _____ Prof. min. _____ max. _____
Abundancia: 0 1 2 3-5 6-10 11-50 >51 o A B C D E F
Organismo: _____ Prof. min. _____ max. _____
Abundancia: 0 1 2 3-5 6-10 11-50 >51 o A B C D E F

BLOOM MEDUSAS O AGREGADOS MUCILAGINOSOS
 Prof. _____ Abundancia: <50 50-100 100-500 >500 o Area mucilago _____ m² Temp. _____ °C

Figura 5.5 Tablillas sumergibles diseñadas para el censo de especies de algas (izq.) e invertebrados bentónicos (der.) de interés para la biodiversidad, en el marco de la iniciativa MMMDivers.

5.2.2. Jornada participativa

El protocolo piloto pre-seleccionado fue presentado en una jornada de divulgación en Cabo de Palos el 16 de diciembre (Fig 5.6). Esta jornada divulgativa versó sobre la CC en los entornos marinos para el monitoreo del medio marino. En ella participaron expertos en la materia, así como los centros de buceo de la ACBRM, buceadores recreativos y el grupo de Ecología y Conservación Marina de la UMU. Tras la intervención de los representantes de algunas de las más reconocidas asociaciones de voluntariado con buceadores (Reef Check Italia, Observadores del Mar), se procedió a una mesa redonda, para discutir los límites y ventajas de esta actividad (Fig. 5.7). La participación de los diferentes actores (Fig. 5.8) permitió el replanteamiento del protocolo piloto pre-seleccionado, y se apuntó la necesidad de, en una primera experiencia, realizar un protocolo más sencillo. Asimismo se establecieron las bases organizativas para una cooperación funcional entre los centros de buceo y los científicos.



Jornada sobre
Monitoreo de la biodiversidad
marina con buceadores recreativos

Viernes 16 de diciembre de 2016
Centro de Interpretación de Cabo de Palos
Entrada libre

09:00 Recepción de los participantes
09:30 Emilio Maria Dolores (CARM): Bienvenida
09:35 José A. García Charton (UMU): Presentación y contexto
09:40 Elisabetta Broglio (CSIC): Observadores del Mar
10:00 Carlo Cerrano (UNIVPM): Reef Check Italia
10:20 Juanma Ruiz (IEO): Red de seguimiento de las praderas de *Posidonia oceanica* de la Región de Murcia – Posimed
10:40 - 11:00 Descanso – Café
11:00 José David Balcázar (ACBRM): Fomento del ecobuceo por la ACBRM
11:20 Chiara Terranova & Francesca Fuzio (UMU): Propuesta de monitoreo ambiental con buceadores recreativos en Murcia
12:00 Mesa redonda y debate abierto
14:00 Cierre

asociación de centros de buceo Región de Murcia

Región de Murcia
Consejería de Agua, Agricultura y Medio Ambiente

UNIVERSIDAD DE MURCIA

Figura 5.6 Cartel anunciador de la Jornada participativa sobre monitoreo de la biodiversidad marina con buceadores recreativos, realizada el 16 de diciembre de 2016 en el Centro de Interpretación de Cabo de Palos.

a)



b)



Figura 5.7 (a) Presentación de la jornada a cargo de Emilio Maria Dolores (Jefe del Servicio de Pesca y Acuicultura de la Región de Murcia), José A. García Charton (UMU) y Daniel Martínez Bernal (ACBRM). (b) Participantes en la mesa redonda con los representantes de los centros de buceo asistentes a la jornada, de izq. a der.: Elisabetta Broglio (Observadores del Mar), Jaime Bernardeau (IEO-COM), Carlo Cerrano (Reef Check Italia), Francesca Fuzio (UMU), Emilio Maria Dolores (CARM), José David Balcázar 'Balky' (ACBRM), José A. García Charton (UMU), Chiara Terranova (UMU), Daniel Martínez Bernal (ACBRM, moderador).



Figura 5.8 Foto de grupo de algunos de los participantes en la jornada participativa del 16 de diciembre de 2016 en Cabo de Palos.

5.3. Resultados

5.3.1. Estudio piloto: *Oculina patagonica*, erizos y algas

Como resultado de las reuniones previas y la jornada participativa, se acotó el protocolo de muestreo, centrandlo el monitoreo en determinadas especies de relevancia ecológica que causan la simplificación de los fondos marinos. Se establecieron dos líneas de acción, que se centran en: (1) el seguimiento de una especie invasora marina, *Oculina patagonica*, y (2) el seguimiento de la distribución y abundancia, así como los efectos de la herbivoría por los erizos *Arbacia lixula* y *Paracentrotus lividus*. Todas estas especies de erizo causan la simplificación de los fondos marinos.



Figura 5.9 El coral invasor *Oculina patagonica* (Foto: Adrián Aguilar)

La primer línea de actuación prevé el seguimiento del coral invasor *O. patagonica* en interacción con los erizos mencionados. Su objetivo es la monitorización de la extensión de *O. patagonica* en las costas de la región y responder a la cuestión de cómo influye la extensión de erizos en la proliferación de esta especie. *Oculina patagonica* (Angelis 1908) (Fig. 5.9) es un coral escleractíneo de afinidad atlántico, aunque presente de forma natural en el Mediterráneo, y cuya distribución y abundancia están aumentando vertiginosamente en los últimos tiempos, probablemente favorecida por el calentamiento de las aguas (Leydet & Hellberg 2015). Siendo una especie oportunista, que crece sobre otros organismos calcáreos y sobre fondos rocosos, puede cambiar y simplificar la estructura original de las comunidades bentónicas. Los erizos pueden favorecer la proliferación de *O. patagonica* a través de su efecto de herbivoría, que permite una mayor disponibilidad de sustrato libre para la colonización de esta especie de coral invasor (Coma *et al.* 2011, Aguilar 2015).

La metodología a emplear para la consecución de este objetivo consiste en transectos de 50 x1 m a la profundidad de 6 m. A lo largo de estos transectos se anotarán las colonias de *O. patagonica* y la superficie que ocupan (medida de las dimensiones de la colonia) (Fig. 5.10); además, se tomarán los datos de abundancia de los erizos *A. lixula* y *P. lividus*, distinguiendo individuos juveniles (<2 cm) de adultos (>2 cm).



Fig. 5.10 Buceadora anotando la densidad y cobertura de *Oculina patagonica* sobre un transecto (Foto: Adrián Aguilar).

La segunda línea de actuación prevé el seguimiento de la distribución y abundancia (densidad) de los erizos *Arbacia lixula* y *Paracentrotus lividus*, y su posible efecto sobre la cobertura algal en los fondos de la Región de Murcia. Otras especies menos frecuentes de erizos que se incluyen también en este estudio por su importancia ecológica son *Centrostephanus longispinus*, *Sphaerechinus granularis* y *Echinus melo*.

La metodología a emplear para la consecución de este objetivo consiste en transectos de 50 x 1 m extendidos a las profundidades de 25, 15 y 6 m, a lo largo de los cuales se realizará el censo de los erizos y se estimará la cobertura vegetal. Para estimar la cobertura vegetal, se emplearán cuadrados de 25x25 cm donde visualmente se estimará el recubrimiento porcentual de morfotipos vegetales (algas erectas, arbóreas, cespitosas e incrustantes y fanerógamas) (modificado de Litter & Litter 1984).

Para validar los datos recogidos en ambas líneas de actuación, por parte de los centros de buceo y los clientes voluntarios, se harán paralelamente muestreos por el personal del propio grupo de investigación, en las mismas localidades estudiadas por los voluntarios buceadores. Esto permitirá comprobar la precisión y exactitud de los valores por ellos obtenidos. También se podrán confrontar los datos recogidos por los

voluntarios, con los datos de otros trabajos hechos en años pasados en la reserva marina de Cabo de Palos-Islas Hormigas por el grupo de Ecología y Conservación Marina de la UMU, para comprobar los cambios que se hayan podido producir en el tiempo en la densidad de las especies consideradas.

Este protocolo fue probado con los instructores de buceo en una inmersión conjunta el pasado 17 de marzo y ha contado con una gran aceptación, despertado el interés y el compromiso de números centros de la asociación (Fig. 6.11). Ahora que el proyecto ha sido iniciado, continuamos afinando la cooperación y desarrollo de estas líneas de monitoreo, con vistas a que se convierta en un proyecto efectivamente accesible a los voluntarios interesados y que sea efectivamente útil al cumplimiento de los objetivos planteados.



Figura 5.11 Participantes en la jornada de puesta a prueba del protocolo de monitoreo del coral *Oculina patagonica* y erizos con voluntarios de la ACBRM (17 de marzo de 2017, La Azohía).





6. Conclusiones

6.1. Poblamiento de peces de fondos rocosos

- La abundancia de una serie de especies de alto valor comercial e importante valor ecológico por su papel clave en el ecosistema (meros, falsos abadejos, chernas, dentones, sargos reales, etc.) ha aumentado considerablemente en la reserva marina de Cabo de Palos - Islas Hormigas desde su declaración 21 años atrás, y es mucho mayor dentro de la reserva que en las localidades de control, siendo un claro ejemplo del "efecto reserva".
- Sin embargo, estos valores de abundancia han disminuido en los últimos años tras alcanzar un máximo en 2009-2010, siendo la pesca furtiva la causa más probable de este cambio (tanto por extracción de individuos, como por provocar cambios en el comportamiento de los peces que los hagan menos accesibles a los censos visuales), a pesar de los esfuerzos realizados en los últimos años para atajar este fenómeno. Resulta por tanto necesario acometer el estudio de los poblamientos más profundos mediante otras técnicas (ROV, buceo técnico con mezcla de gases, 'rebreather'), que permitan distinguir ambas fuentes de variabilidad en los datos observados.
- La acción de los furtivos parece concentrarse en la reserva integral y el bajo de Fuera, a juzgar por la menor recuperación de las poblaciones en esas zonas en comparación con los bajos. Urge pues redoblar esfuerzos y buscar fórmulas novedosas que permitan mejorar la eficiencia de las medidas de vigilancia en la reserva marina.
- Algunas especies (pequeños serránidos, sargos, lábridos, etc.) no solamente no muestran una respuesta positiva frente a las medidas de protección pesquera (siendo más abundantes en las localidades de control), sino que acusan en algunos casos una disminución de sus efectivos a lo largo del periodo de estudio, traduciéndose también en una disminución de la abundancia total (sin contar a especies pelágicas y formadoras de grandes bancos). La causa de este hecho puede encontrarse en un "efecto hábitat" (sobre todo la mayor heterogeneidad de hábitats fuera de la reserva), así como en un posible "efecto trófico" derivado de la mayor importancia del compartimento depredador en la reserva marina.
- El uso de la nueva técnica TRT+DS (Irigoyen *et al.* en eval.) para el censo visual de especies depredadoras es una herramienta prometedora para estimar de manera eficiente y precisa la densidad y biomasa de estas especies, sobre todo en lugares sometidos a gran presión pesquera, y por tanto con densidades muy bajas de estas especies.
- Además de tener una de las series temporales de datos más largas en el contexto mediterráneo en una reserva marina, se cuenta con 6 años de datos previos a la declaración de la reserva marina de Cabo Tiñoso, lo cual proporciona una



oportunidad única de evaluar de modo preciso los cambios debidos a la puesta en reserva, y distinguirlos de la variabilidad espacio-temporal "natural" del poblamiento de peces. El hecho de contar también con 12 años de datos en el litoral de Águilas no hace sino apuntalar esta oportunidad, al poder seguir contando con una zona de control comparable a ambas reservas marinas.

6.2. Pesca artesanal

- La captura por unidad de esfuerzo (CPUE, medidas como kg de pescado por barco y día) de la flota artesanal que faena en las tres zonas de control evaluadas (Cabo de Palos, Cabo Tiñoso y Cabo Cope) a partir de datos primera venta en lonja (2007-2016) y considerando todas las especies juntas, ha sido mayor en Cabo Tiñoso que en las otras dos zonas; sin embargo, el rendimiento económico ha sido significativamente mayor en el entorno de la reserva marina de Cabo de Palos - Islas Hormigas.
- La CPUE calculada sobre el conjunto de especies más valiosas desde el punto de vista comercial (meros, falsos abadejos, dentones, lechas, salmonetes, sargos y gallinetas) ha sido del orden de 3 veces mayor mayor en Cabo de Palos
- Por tanto, las diferencias en cuanto al rendimiento económico de la pesca es consecuencia de que las especies capturadas en el entorno de la reserva marina de Cabo de palos son de mayor valor comercial, además de que los individuos sean posiblemente más grandes, como consecuencia de los efectos de la reserva sobre los peces.
- La pesca dentro de los límites de la reserva marina de Cabo de Palos - Islas Hormigas (datos de los estadillos de captura diaria en la reserva para el periodo 2006-2016) ha aumentado significativamente en más del doble de capturas por barco y día en promedio.
- Es necesario ahondar en la validación de los datos de estadillos y hojas de venta en lonja con embarques continuados en el tiempo, con el fin de obtener un reflejo más fidedigno de las capturas en la zona y la importancia relativa del "efecto reserva" y el "desbordamiento" (exportación de biomasa o 'spillover') para la pesca artesanal.
- Otros estudios necesarios son los relacionados con los rendimientos económicos de la pesca (problema de la comercialización del pescado y el fomento del conocimiento y el consumo de productos de la pesca artesanal).
- Creemos necesario que se unifique la forma de recolección de los datos oficiales en todas las cofradías de la Región de Murcia, estandarizando una hoja común en la que se recojan datos tan importantes como artes de pesca utilizados y características principales (metros calados, nº anzuelos, etc.), zona de pesca, profundidad de calado del arte, especie, nº de piezas y kilogramos capturados, descartes, etc.



6.3. Impacto del submarinismo recreativo

- En 2016, según los datos facilitados por el propio Servicio de Pesca y Acuicultura, el número de inmersiones subió en unas 6.000 (de algo más de 21.600 a más de 27.600) inmersiones, alcanzándose de este modo la cifra más alta desde que hay registro en esta reserva marina. Dicho aumento, sin embargo, se debe al incremento en el número de inmersiones en bajos distintos a las localidades en las que se ha llevado a cabo el presente estudio (Fuera, Testa y Morra), mientras que el número total de inmersiones en los bajos en los que se han tomado los datos (Dentro, Piles 1 y Piles 2) se ha mantenido prácticamente constante desde 2014, año en el que entró en vigor la normativa actual.
- Con independencia de la profundidad, las densidades totales de zoarios de la especie usada como indicadora de impacto del buceo (el briozoo 'falso coral' - *Myriapora truncata*) en las localidades de la reserva integral (donde el buceo no está permitido) son entre 3 y 10 veces más altas que en las localidades donde se puede bucear (5,4 veces mayores, por término medio). Estos resultados son muy parecidos a los encontrados en 2013 y 2015, con datos recolectados por los mismos observadores y con el mismo diseño de muestreo.
- La causa más probable de las diferencias encontradas es el desarrollo del buceo recreativo, existiendo menores densidades donde éste se practica. Los resultados de este último año 2016 no hacen más que confirmar los encontrados en 2013 y 2015, consolidando los hallazgos previamente encontrados.
- De todo lo anterior se dedujo en su momento la necesidad de establecer un límite al número de inmersiones en la reserva marina mediante los correspondientes cupos (hasta entonces, como se ha destacado anteriormente, se puede decir que no existían límites reales al desarrollo de esta actividad), para reducir la presión o, al menos, impedir ulteriores aumentos en la frecuentación por buceadores recreativos, necesidad que sigue en vigor actualmente.
- Además de estos límites al número total de inmersiones en la reserva, las operadoras de buceo deberían garantizar el establecimiento de una serie de medidas compensatorias del probable incremento del impacto (medidas que se ha comprobado permiten reducir el impacto observable de los buceadores), y más concretamente, (1) la obligación de realizar 'briefings' previos a la inmersión, en los que se realicen recomendaciones dirigidas a minimizar el impacto individual de los buceadores (p. ej. flotabilidad, contacto con el fondo, manipulación o extracción de fauna y vegetación, uso de cámaras, etc.), y (2) obligatoriedad de llevar guías acompañante en todas las inmersiones, ya que se ha demostrado que su presencia reduce el efecto erosivo de los buceadores, por su acción de control, o por simple imitación de un desenvolvimiento adecuado bajo el agua.
- El mantenimiento de las densidades más bajas en la reserva parcial pese a la reducción interanual en el número de buzos en los bajos estudiados puede deberse a la necesidad de que transcurran más años para poder observar cambios



en las densidades, debido a la lenta tasa de crecimiento de esta especie, o bien a que en estos bajos el número actual de inmersiones sigue superando algún umbral que impide que las colonias del falso coral rojo puedan recuperar densidades acordes a las condiciones ambientales. No obstante, sin duda alguna, la reducción de casi el 30% en el número de buceadores durante los meses de julio, agosto y septiembre entre 2013 y 2015 (datos oficiales del Servicio de Pesca y Acuicultura de la Región de Murcia), como consecuencia de las nuevas normas, representa un primer paso crucial para la reducción de dicho impacto.

- Para poder evaluar si la normativa vigente tendrá los efectos deseados de reducción del impacto del submarinismo recreativo y el logro de un eco-turismo sostenible, será necesario repetir el presente estudio en los próximos años y monitorizar la evolución de las poblaciones de falso coral en la reserva, e incluso considerar la utilización de otros indicadores.
- Por otro lado, en pasados informes hemos defendido reiteradamente la necesidad de que, además de la gestión del buceo recreativo basado en el establecimiento de un cupo anual (eso sí, mediante un mecanismo participativo y revisable y siguiendo esquemas adaptativos), se desarrollen e implementen otras medidas de gestión del buceo recreativo, con el fin de minimizar los efectos económicos que el control y limitación del número de inmersiones en la reserva marina pudieran tener sobre el sector, tales como:
 - oferta de puntos alternativos de buceo fuera de la reserva marina (pero aún sujetos a su influencia): itinerarios submarinos - guiados o autoguiados, promoción de puntos de buceo (hábitats, ambientes, paisajes singulares) fuera de la reserva marina, visita a arrecifes artificiales, pecios, etc.;
 - promoción de otros tipos de turismo subacuático, p. ej. turismo cultural (con especial incidencia sobre el conocimiento del patrimonio cultural sumergido), o turismo de la naturaleza (conocimiento de los ecosistemas marinos), no necesariamente ligados a la reserva marina;
 - organización de actividades de voluntariado científico, utilizable incluso para complementar las tareas de muestreo para el seguimiento de los efectos de la reserva marina (ver capítulos siguiente);
 - edición de un manual de buenas prácticas subacuáticas;
 - desarrollo de una eco-marca (fuente de prestigio y reconocimiento) 'Reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas', cuya adhesión exija la firma de convenios específicos entre centros de buceo y la administración de la reserva, sujetos al cumplimiento de una serie de normas auto-impuestas orientadas a la sostenibilidad de la reserva marina.
- Para todo ello, el grupo de investigación abajo firmante se pone a la entera disposición tanto de la administración como de la asociación de centros de buceo, con el fin de aportar nuestros conocimientos y experiencia al servicio de estas nuevas iniciativas.



6.4. Ciencia ciudadana para el monitoreo de la biodiversidad marina

- La ciencia ciudadana, es decir, la recogida de datos científicos por parte de voluntarios que no necesariamente pertenecen a la esfera científica, aunque sí están encuadrados por ésta, constituye una poderosa herramienta que multiplica la capacidad de los equipos científicos para recabar datos y obtener una imagen fidedigna del devenir de los ecosistemas, a pesar de que también incurre en desventajas que habrá que tener en cuenta en cada caso.
- Existen cada vez más iniciativas de ciencia ciudadana en el ámbito marino, tales como Observadores del Mar, Reef Check Med, CIESM - Tropical Signals, etc., en las que el equipo firmante del presente informe se ha ido implicando cada vez más. Se cuenta con el antecedente de 2007, en el que se lanzó una iniciativa piloto pionera en la reserva marina de Cabo de Palos - Islas Hormigas, que sin embargo no tuvo continuidad en años sucesivos.
- En el marco del seguimiento científico de la reserva marina de Cabo de Palos - Islas Hormigas, se ha iniciado el proceso de implicación de usuarios de la reserva en la toma de datos científicos encuadrados en esas iniciativas; además, se ha lanzado una iniciativa propia y original, cuyo objetivo es implicar a los buceadores recreativos, a través de los centros de buceo asociados a la ACBRM (Asociación de Centros de Buceo de la Región de Murcia) en el seguimiento del coral invasor *Oculina patagonica* y su relación con la densidad de erizos, a la vez que se estudia la posible relación entre estos últimos y la cobertura algal, como ejemplo del llamado "efecto cascada" de la protección pesquera.
- En base a los protocolos puestos a prueba y la experiencia acumulada, se espera afianzar la participación de los diferentes colectivos de la reserva marina (principalmente buceadores recreativos y pescadores artesanales) en el monitoreo ambiental y el seguimiento a largo plazo de la reserva marina.





7. Bibliografía

- Aguilar Rodríguez A (2015) La proliferación del coral invasor *Oculina patagonica* (De Ángelis D'Ossat, 1908) en el litoral murciano: posible influencia de la protección pesquera. TFM Trabajo Fin de Máster, Máster Universitario en Gestión de Recursos Pesqueros y Acuicultura, Universidad de Murcia.
- Airoldi L, Beck MW (2007) Loss, status and trends for coastal marine habitats of Europe. *Oceanogr Mar Biol* 45: 345–405.
- Amengual-Ramis JF, Vázquez-Archdale M, Cánovas-Pérez C, Morales-Nin B (2016) The artisanal fishery of the spiny lobster *Palinurus elephas* in Cabrera National Park, Spain: Comparative study on traditional and modern traps with trammel nets. *Fish Res* 179: 23-32
- Anderson AB, Bonaldo RM, Barneche DR, Hackradt CW, Félix-Hackradt FC, García-Charton JA, Floeter SR (2014) Recovery of grouper assemblages indicates effectiveness of a marine protected area in Southern Brazil. *Mar Ecol Prog Ser* 514: 207-215.
- Anderson MJ (2001) A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology* 26: 32-46.
- Anderson MJ, Gorley RN, Clarke KR (2008) PERMANOVA+ for PRIMER: Guide to software and statistical methods. PRIMER-E, Plymouth.
- Azzurro E, Moschella P & Maynou F (2011) Tracking signals of change in Mediterranean fish diversity based on Local Ecological Knowledge. *PLoS ONE* 6 (9): e24885
- Ban NC, McDougall C, Beck M, Salomon AK, Cripps K (2014) Applying empirical estimates of marine protected area effectiveness to assess conservation plans in British Columbia, Canada. *Biol. Conserv.* 180: 134-148.
- Barker NHL, Roberts C (2004) Scuba diver behaviour and the management of diving impacts on coral reefs. *Biol Conserv* 120: 481-489.
- Battaglia P, Romeo T, Consoli P, Scotti G, Andaloro F (2010) Characterization of the artisanal fishery and its socio- economic aspects in the central Mediterranean Sea (Aeolian Islands, Italy). *Fisheries Research* 102: 87-97
- Bejarano I, Cerrano C, Mateos-Molina D, Ruíz-Fernández J, Bernardeau J, García-Charton J (2016) Indicators of Climate Change Impact in Specially Protected Areas of Mediterranean Importance. RAC SPA Internal report.
- Bell JJ (2007) The use of volunteers for conducting sponge biodiversity assessments and monitoring using a morphological approach on Indo-Pacific coral reefs. *Aquat Conserv Mar Freshw Ecosyst* 17: 133–145.



- Bender MG, Machado GR, Silva PJdA, Floeter SR, Monteiro-Netto C, Luiz OJ & Ferreira CL (2014) Local Ecological Knowledge and scientific data reveal overexploitation by multigear artisanal fisheries in the Southwestern Atlantic. *PLoS ONE* 9 (10): e110332
- Bianchi CN, Morri C (2000) Marine Biodiversity of the Mediterranean Sea: Situation, Problems and Prospects for Future Research. *Mar Pollut Bull* 40: 367–376.
- Boero F, Bonsdorff E (2007) A conceptual framework for marine biodiversity and ecosystem functioning. *Mar Ecol* 28: 134–145.
- Boero F, Putti M, Trainito E, Prontera E, Piraino S, Shiganova T (2009) First records of *Mnemiopsis leidyi* (Ctenophora) from the Ligurian, Thyrrenian and Ionian seas (western Mediterranean) and first record of *Phyllorhiza punctata* (Cnidaria) from the western Mediterranean. *Aquat Invasions* 4: 675–680.
- Boersma PD, Parrish JK (1999) Limiting abuse: marine protected areas, a limited solution. *Ecol Econom* 31: 287-304.
- Bohnsack BL (1998) Application of marine reserves to reef fisheries management. *Aust J Ecol* 23: 298-304.
- Bozec YM, Kulbicki M, Laloe F, Mou-Tham G, Gascuel D (2011) Factors affecting the detection distances of reef fish: implications for visual counts. *Mar Biol* 158: 969-981.
- Bramanti L, Vielmini I, Giovanni S (2011) Involvement of recreational scuba divers in emblematic species monitoring: the case of Mediterranean red coral (*Corallium rubrum*). *J Nat Conserv* 19:312–318.
- Branchini S, Meschini M, Covi C, Piccinetti C, Zaccanti F, Goffredo S (2015) Participating in a citizen science monitoring program: implications for environmental education. *PLoS One* 10: e0131812.
- Bravo G, Márquez F, Marzinelli EM, Mendez MM, Bigatti G (2015) Effect of recreational diving on Patagonian rocky reefs. *Mar Environ Res* 104: 31–36.
- Bray JR, Curtis JT (1957) An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin. *Ecological Monographs*, 27: 325–349
- Buckland ST, Anderson DR, Burnham KP, Laake JL, Borchers DL, Thomas L (2001) *Introduction to Distance Sampling*, Oxford University Press, Oxford.
- Cater C, Cater E (2007) *Marine ecotourism: Between the devil and the deep blue sea* (Vol. 6). Cabi.
- Cigliano JA, Meyer R, Ballard HL, Freitag A, Phillips TB, Wasser A (2015) Making marine and coastal citizen science matter. *Ocean Coast Manag* 115: 77–87.
- Claudet J, García-Charton JA, Lenfant P (2011) Combined effects of levels of protection and environmental variables at different spatial resolutions on fish assemblages in a Marine Protected Area. *Conserv. Biol.* 25: 105-114.
- Claudet J, Osenberg CW, Benedetti-Cecchi L, Domenci P, Garcia-Charton JA, Perez-Ruzafa A, Badalamenti F, Bayle-Sempere J, Brito A, Bulleri F, Culioli JM, Dimech M, Falcón JM,



- Guala I, Milazzo M, Sánchez-Meca J, Somerfield PJ, Stobart B, Vandeperre F, Valle C, Planes S (2008) Marine reserves: Size and age do matter. *Ecol Lett* 11: 481-489. doi: 10.1111/j.1461-0248.2008.01166.
- Claudet J, Osenberg CW, Domenici P, Badalamenti F, Milazzo M, Falcón J M, Bertocci I, Benedetti-Cecchi L, García-Charton JA, Groňi R, Borg JA, Forcada A, De Lucia GA, Pérez-Ruzafa Á, Afonso P, Brito A, Guala I, Le Diréach L, Sánchez-Jerez P, Somerfield (2010) Marine reserves: fish life history and ecological traits matter. *Ecological applications* 20(3): 830-839.
- Cohn JP (2008) Citizen science: Can volunteers do real research? *BioScience* 58: 192–197.
- Coleman FC, Williams SL (2002) Overexploiting marine ecosystem engineers: potential consequences for biodiversity. *Trends Ecol Evol* 17: 40-44.
- Coll J, García-Rubies A, Morey G, Grau AM (2012) The carrying capacity and the effects of protection level in three marine protected areas in the Balearic Islands (NW Mediterranean). *Sci Mar* 76: 809-826.
- Coll M, Carreras M, Ciércoles C, Cornax M-J, Gorelli G, Morote E & Sáez R (2014) Assessing fishing and marine biodiversity changes using fishers' perceptions: The Spanish Mediterranean and Gulf of Cadiz case study. *PLoS ONE* 9 (1): e85670
- Coll M, Piroddi C, Steenbeek J, Kaschner K, Ben Rais Lasram F, Aguzzi J, Ballesteros E, Bianchi CN, Corbera J, Dailianis T, Danovaro R, Estrada M, Frogliá C, Galil BS, Gasol JM, Gertwagen R, Gil J, Guilhaumon F, Kesner-Reyes K, Kitsos M-S, Koukouras A, Lampadariou N, Laxamana E, López de la Cuadra CM, Lotze HK, Martin D, Mouillot D, Oro D, Raicevich S, Rius-Barile J, Saiz-Salinas JI, San Vicente C, Somot S, Templado J, Turon X, Vafidis D, Villanueva R, Voultsiadou E (2010) The biodiversity of the Mediterranean Sea: Estimates, patterns, and threats. *PLoS ONE* 5: e11842.
- Colloca F, Crespi V, Cerasi S, Coppola SR (2004) Structure and evolution of the artisanal fishery in a southern Italian coastal area. *Fisheries Research* 69: 359-369.
- Coma R, Pola E, Ribes M, Zabala M (2004) Long-term assessment of the patterns of mortality of a temperate octocoral in protected and unprotected areas: a contribution to conservation and management needs. *Ecol Appl* 14: 1466-1478.
- Crain CM, Halpern BS, Beck MW, Kappel CV (2009) Understanding and managing human threats to the coastal marine environment. *Ann N Y Acad Sci* 1162: 39–62.
- Darwall WR, Dulvy NK (1996) An evaluation of the suitability of non-specialist volunteer researchers for coral reef fish surveys. Mafia Island, Tanzania—a case study. *Biol Conserv* 78: 223–231.
- Dayton PK, Sala E, Tegner MJ, Thrush S (2000) Marine reserves: parks, baselines, and fishery enhancement. *Bull Mar Sci* 66:617-634.
- De la Nuez-Hernández D, Valle C, Forcada A, González-Correa JM, Fernández-Torquemada Y (2014) Assessing the erect bryozoan *Myriapora truncata* (Pallas, 1766) as indicator of recreational diving impact on coralligenous reef communities. *Ecol Indic* 46: 193-200.



- Dearden P, Bennett M, Rollins R (2007) Perceptions of diving impacts and implications for reef conservation. *Coast Manage* 35: 305-317.
- Di Franco A, Bodilis P, Piante C, Di Carlo G, Thiriet P, Francour P, Guidetti P (2014) Fishermen engagement, a key element to the success of artisanal fisheries management in Mediterranean marine protected areas. MedPAN North Project. WWF France
- Di Franco A, Milazzo M, Baiata P, Tomasello A, Chemello R (2009) Scuba diver behaviour and its effects on the biota of a Mediterranean marine protected area. *Environ Conserv* 36: 32–40.
- Edgar GJ, Stuart-Smith RD, Willis TJ, Kininmonth S, Baker SC, Banks S, Barrett NS, Becerro MA, Bernard ATF, Berhout J, Buxton CD, Campbell SJ, Cooper AT, Davey M, Edgar SC, Försterra G, Galván D, Irigoyen AJ, Kushner DJ, Moura R, Parnell PE, Shears NT, Soler G, Strain EMA, Thomson RJ (2014) Global conservation outcomes depend on marine protected areas with five key features. *Nature* 506: 216-221.
- EEA (2006) Priority Issues in the Mediterranean Copenhagen: European Environment Agency.
- Esparza-Alaminos O (2010) Estudio de la pesca artesanal en el entorno de la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas. Estrategias de pesca, efecto de la protección y propuestas para la gestión. Tesis doctoral, Universidad de Murcia
- Evans SM, Gebbels S, Stockill JM (2008) “Our shared responsibility”: Participation in ecological projects as a means of empowering communities to contribute to coastal management processes. *Mar Pollut Bull* 57: 3–7.
- FAO (2016) The state of Mediterranean and Black Sea Fisheries 2016. FAO - GFCM.
- Farrugio H, Oliver P, Biagi F (1993) An overview of the history, knowledge, recent and future research trends in Mediterranean fisheries. *Scientia Marina* 57 (2–3): 105–119
- Ferretti F, Myers RA, Serena F, Lotze HK (2008) Loss of large predatory sharks from the Mediterranean Sea. *Conserv Biol* 22: 952–964.
- Forcada A, Valle C, Sánchez-Lizaso JL, Bayle-Sempere JT, Corsi F (2010) Structure and spatio-temporal dynamics of artisanal fisheries around a Mediterranean marine protected area. *ICES Jour of Mar Sci* 67: 191–203
- Forrester G, Baily P, Conetta D, Forrester L, Kintzing E, Jarecki L (2015) Comparing monitoring data collected by volunteers and professionals shows that citizen scientists can detect long-term change on coral reefs. *J Nat Conserv* 24: 1–9.
- Foster-Smith J, Evans SM (2003) The value of marine ecological data collected by volunteers. *Biol Conserv* 113: 199–213.
- García-Charton JA, Calò A, Codognotto-Capuzzo MS, Hernández-Andreu R, Irigoyen AJ, Pereñíguez-López JM, Rojo- Moreno I, Barcala-Bellod E, Marcos C, Pérez-Ruzafa A (2015) Estudios de seguimiento de la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas - 2015. Universidad de Murcia y Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente
- García-Charton JA, Lorenzi MR, Calò A, Treviño-Oton J, Irigoyen A, Hernandez-Andreu R, Muñoz-Gabaldon I, Marcos-Diego C, Pérez-Ruzafa A (2013) Estudios de seguimiento de



- la Reserva marina de Cabo de Palos–Islas Hormigas 2013. Comunidad Autónoma de la Región de Murcia.
- García-Charton JA, Pérez-Ruzafa A (2001) Spatial pattern and the habitat of a SW Mediterranean reef fish assemblage. *Marine Biology* 138: 917-934.
- García-Charton JA, Pérez-Ruzafa A, Marcos C, Claudet J, Badalamenti F, Benedetti-Cecchi L, Falcón JM, Milazzo M, Schembri PJ, Stobart B, Vandeperre F, Brito A, Chemello R, Dimech M, Domenici P, Guala I, Le Diréach L, Maggi E, Planes S (2008) Effectiveness of European Atlanto-Mediterranean MPAs: Do they accomplish the expected effects on populations, communities and ecosystems? *J Nat Conserv* 16: 193-221.
- García-Charton JA, Pérez-Ruzafa A, Sánchez-Jerez P, Bayle-Sempere JT, Reñones O, Moreno D (2004) Multiscale spatial heterogeneity, habitat structure, and the effect of marine reserves on Western Mediterranean rocky reef fish assemblages. *Mar Biol* 144: 161-182.
- García-de-la-Fuente L, González-Álvarez J, García-Flórez L, Fernández-Rueda P, Alcázar-Álvarez J (2013) Relevance of socioeconomic information for the sustainable management of artisanal fisheries in South Europe. A characterization study of the Asturian artisanal fleet (northern Spain). *Oce & Coast Manag* 86: 61- 71
- García-Rodríguez M, Fernández AM, Esteban A (2006) Characterisation, analysis and catch rates of the small-scale fisheries of the Alicante Gulf (SE Spain) over a 10 years time series. *Fisheries Reseach* 77: 226-238.
- García-Rubies A, Hereu B, Zabala M (2013) Long-term recovery patterns and limited spillover of large predatory fish in a Mediterranean MPA. *PLoS ONE* 8(9): e73922.
- García-Rubies A, Zabala M (1990) Effects of total fishing prohibition on the rocky fish assemblages of Medes Islands marine reserve (NW Mediterranean). *Sci Mar* 54:317-328.
- Garrabou J, Sala E, Arcas A, Zabala M (1998) The impact of diving on rocky sublittoral communities: A case study of a bryozoan population. *Conserv Biol* 12: 302-312.
- Giakoumi S, Scianna C, Plass-Johnson J, Micheli F, Grorud-Colvert K, Thiriet P, Claudet J, Di Carlo G, Di Franco A, Gaines SD, García-Charton JA, Lubchenco J, Reimer J, Sala E, Guidetti P (en prensa) Ecological effects of full and partial protection in the crowded Mediterranean Sea: a regional meta-analysis. *Scientific Reports*.
- Gómez S, Lloret J, Demestre M, Riera V (2006) The decline of artisanal fisheries in Mediterranean coastal areas: the case of Cap de Creus (Cape Creus) *Coast Manag* 34: 217-232
- Goñi R, Adlerstein S, Alvarez-Berastegui D, Forcada a, Reñones O, Criquet G, Polti S, Cadiou G, Valle C, Lenfant P, Bonhomme P, Pérez-Ruzafa a, Sánchez-Lizaso J, García-Charton J, Bernard G, Stelzenmüller V, Planes S (2008) Spillover from six western Mediterranean marine protected areas: evidence from artisanal fisheries. *Mar Ecol Prog Ser* 366: 159–174.
- Goñi R, Hilborn R, Díaz D, Mallol S, Adlerstein S (2010) Net contribution of spillover from a marine reserve to fishery catches. *Marine Ecology Progress Series* 400: 233–243.



- Gouveia C, Fonseca A, Câmara A, Ferreira F (2004) Promoting the use of environmental data collected by concerned citizens through information and communication technologies. *J Environ Manage* 71: 135–154.
- Green RH (1979) *Sampling design and statistical environmental biologists*. Wiley, Chichester.
- Grüss A, Kaplan DM, Guénette S, Roberts CM, Botsford LW (2011a) Consequences of adult and juvenile movement for marine protected areas. *Biological Conservation*. 144: 692–702.
- Grüss A, Kaplan DM, Hart DR (2011b) Relative impacts of adult movement, larval dispersal and harvester movement on the effectiveness of reserve networks. *PLoS One* 6: e19960.
- Guidetti P, Baiata P, Ballesteros E, Di Franco A, Hereu B, Macpherson E, Micheli F, Pais A, Panzalis P, Rosenberg AA, Zabala M, Sala E (2014) Large-scale assessment of Mediterranean marine protected areas effects on fish assemblages. *PLoS One* 9: e91841. doi:10.1371/journal.pone.0091841
- Guidetti P, Claudet J (2010) Co-management practices enhance fisheries in marine protected areas. *Conservation Biology* 24: 312-318
- Guidetti P, Milazzo M, Bussotti S, Molinari A, Murenu M, Pais A, Spanò N, Balzano R, Agardy T, Boero F, Carrada G, Cattaneo-Vietti R, Cau A, Chemello R, Greco S, Manganaro A, Notarbartolo di Sciara G, Russo G, Tunesi L (2008) Italian marine reserve effectiveness: does enforcement matter? *Biological Conservation* 141: 699-709.
- Guyader O, Berthou P, Koutsikopoulos C, Alban F, Demanèche S, Gaspar MB, Eschbaum R, Fahy E, Tully O, Reynal L, Curti O, Frangoudes K, Maynou F (2013) Small scale fisheries in Europe: A comparative analysis based on a selection of case studies. *Fisheries Research* 140: 1-13
- Guzmán HM, Cortés J (2001) Changes in reef community structure after fifteen years of natural disturbances in the eastern Pacific (Costa Rica). *B Mar Sci* 69:133-149.
- Hackradt CW, García-Charton JA, Harmelin-Vivien M, Pérez-Ruzafa A, Le Diréach L, Bayle-Sempere JT, Charbonnel E, Ody D, Reñones O, Sánchez-Jerez P, Valle C (2014) Response of rocky reef top predators (Serranidae: Epinephelinae) in and around marine protected areas in the Western Mediterranean Sea. *PLoS ONE* 9(6): e98206.
- Halpern BS, Walbridge S, Selkoe KA, Kappel CV, Micheli F, D'Agrosa C, Bruno JF, Casey KS, Ebert C, Fox HE, Fujita R, Heinemann D, Lenihan HS, Madin EMP, Perry MT, Selig ER, Spalding M, Steneck R, Watson R (2008) A global map of human impact on marine ecosystems. *Science* 319: 948–952
- Halusky JG, Seaman Jr W, Strawbridge EW (1994) Effectiveness of trained volunteer divers in scientific documentation of artificial aquatic habitats. *Bull Mar Sci* 55: 939–959.
- Hammerton Z, Dimmock K, Hahn C, Dalton SJ, Smith SD (2012) Scuba diving and marine conservation: collaboration at two Australian subtropical destinations. *Tour Mar Environ* 8: 77–90.
- Hand E (2010) Citizen science: people power. *Nature* 466: 685–687.



- Harmelin-Vivien ML, Le Diréach L, Bayle-Sempere JT, Charbonnel E, García-Charton JA, Ody D, Pérez-Ruzafa A, Reñones O, Sánchez-Jerez P, Valle C (2008) Gradients of abundance and biomass across reserve boundaries in six Mediterranean marine protected areas: Evidence of fish spillover? *Biol Conserv* 141: 1829-1839.
- Harrison HB, Williamson DH, Evans RD, Almany GR, Thorrold SR, Russ GR, Feldheim KA, van Herwerden L, Planes S, Srinivasan M, Berumen ML, Jones GP (2012) Larval export from marine reserves and the recruitment benefit for fish and fisheries. *Current Biology* 22: 1023–1028.
- Hill J, Wilkinson C (2004) Methods for ecological monitoring of coral reefs. *Aust Inst Mar Sci Townsv* 117.
- Hoegh-Guldberg O (1999) Climate change, coral bleaching and the future of the world's coral reefs. *Mar Freshwater Res* 50: 839-866.
- Hoegh-Guldberg O, Mumby PJ, Hooten AJ, Steneck RS, Greenfield P, Gomez E, Harvell CD, Sale PF, Edwards AJ, Caldeira K, Knowlton N, Eakin CM, Iglesias-Prieto R, Muthiga N, Bradbury RH, Dubi A, Hatziolos ME (2007) Coral reefs under rapid climate change and ocean acidification. *Science* 318: 1737–1742.
- Hogg K, Noguera-Méndez P, Semitiel-García M, Giménez-Casalduero M (2013) Marine protected area governance: Prospects for co-management in the European Mediterranean. *Adv Ocean and Limno* 4: 241-259.
- Hogg K, Noguera-Méndez P, Semitiel-García M, Gray T, Young S (2017) Controversies over stakeholder participation in marine protected area (MPA) management: A case study of the Cabo de Palos-Islas Hormigas MPA. *Ocean & Coastal Management* 144: 120-128.
- Horta e Costa B, Batista MI, Gonçalves L, Erzini K, Caselle JE, Cabral HN, Gonçalves EJ (2013) Fishers' behaviour in response to the implementation of a marine protected area. *PLoS One* 8: e65057
- Horta e Costa B, Claudet J, Franco G, Erzini K, Caro A, Gonçalves EJ (2016) A regulation-based classification system for Marine Protected Areas (MPAs). *Marine Policy* 72: 192-198.
- Huveneers C, Luo K, Otway NM, Harcourt RG (2009) Assessing the distribution and relative abundance of wobbegong sharks (*Orectolobidae*) in New South Wales, Australia, using recreational scuba-divers. *Aquat Living Resour* 22: 255–264.
- Irigoyen AJ, Rojo I, Calò A, Trobbiani G, Sánchez-Carnero N, García-Charton JA (En revisión) The "Tracked Roaming Transect": A novel method to increase the efficiency of UVC. *J Exp Mar Biol Ecol*
- IUCN (2008) Maritime traffic effects on biodiversity in the Mediterranean Sea: review of impacts, priority areas and mitigation measures. Malaga: IUCN Centre for Mediterranean Cooperation.
- Jackson JB, Kirby MX, Berger WH, Bjorndal KA, Botsford LW, Bourque BJ, Bradbury RH, Cooke R, Erlandson J, Estes JA, Hughes TP, Kidwell S, Lange CB, Lenihan HS, Pandolfi JM,



- Peterson CH, Steneck RS, Tegner MJ & Warner RR. 2001. Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems. *Science* 293: 629-638
- Jennings S, Kaiser MJ (1998) The Effects of Fishing on Marine Ecosystems. *Advances in Marine Biology* 34: 201-352.
- Johnson CR, Banks SC, Barrett NS, Cazassus F, Dunstan PK, Edgar GJ, Frusher SD, Gardner C, Haddon M, Helidoniotis F, Hill KL, Holbrook NJ, Hosie GW, Last PR, Ling SD, Melbourne-Thomas J, Miller K, Pecl GT, Richardson AJ, Ridgway KR, Rintoul SR, Ritz DA, Ross DJ, Sanderson JC, Shepherd SA, Slotwinski A, Swadling KM, Taw N (2011) Climate change cascades: shifts in oceanography, species' ranges and subtidal marine community dynamics in eastern Tasmania. *J Exp Marine Biol Ecol* 400: 17–32.
- Katsanevakis S, Weber A, Pipitone C, Leopold M, Cronin M, Scheidat M, Doyle TK, Buhl-Mortensen L, Buhl-Mortensen P, D'Anna G, de Boois I, Dalpadado P, Damalas D, Fiorentino F, Garofalo G, Giacalone VM, Hawley KL, Issaris Y, Jansen J, Knight CM, Knittweis L, Kröncke I, Mirto S, Muxica I, Reiss H, Skjoldal HR, Vøge S (2012) Monitoring marine populations and communities: methods dealing with imperfect detectability. *Aquat Biol* 16: 31-52.
- Kulbicki M, Sarramégn S (1999) Comparison of density estimates derived from strip transect and distance sampling for underwater visual censuses: a case study of Chaetodontidae and Pomacanthidae. *Aquat Living Resour* 12: 315-325.
- Leleu K, Pelletier D, Charbonnel E, Letourneur Y, Alban F, Bachet F, Boudouresque CF (2014) Métiers, effort and catches of a Mediterranean small-scale coastal fishery: The case of the Côte Bleue Marine Park. *Fish Res* 154: 93-101
- Lester SE & Halpern BS. 2008. Biological responses in marine no-take reserves versus partially protected areas. *Marine Ecology Progress Series* 367: 49–56.
- Leydet KP, Hellberg ME (2015) The invasive coral *Oculina patagonica* has not been recently introduced to the Mediterranean from the western Atlantic. *BMC Evolutionary Biology* 15: 79. doi: 10.1186/s12862-015-0356-7.
- López-Ornat A, Atauri JA, Ruiz C, Múgica M (2014) Beneficios sociales y ambientales de las reservas marinas de interés pesquero. Fundación Fernando González Bernáldez.
- Lotze HK, Lenihan HS, Bourque BJ, Bradbury RH, Cooke RG, Kay MC, Kidwell SM, Kirby MX, Peterson CH, Jackson JBC (2006) Depletion, degradation, and recovery potential of estuaries and coastal Seas. *Science* 312: 1806–1809.
- Lubchenco J & Grorud-Colvert K (2015) Making waves: The science and politics of ocean protection. *Science* 350: 382-383.
- Lubchenco J, Palumbi SR, Gaines SD, Andelman S (2003) Plugging a hole in the ocean: the emerging science of marine reserves. *Ecol Appl* 13: S3-S7.
- Luna B, Pérez CV, Sánchez-Lizaso JL (2009) Benthic impacts of recreational divers in a Mediterranean Marine Protected Area. *ICES J Mar Sci J Cons* 66: 517–523.



- Madin EMP, Dill LM, Ridlon AD, Heithaus MR, Warner RR (2016) Human activities change marine ecosystems by altering predation risk. *Global Change Biol* 22: 44-60.
- Markantonatou V, Noguera-Méndez P, Semitiel-García M, Hogg K, Sano M (2016) Social networks and information flow: building the ground for collaborative marine conservation planning in Portofino Marine Protected Area (MPA). *Ocean Coast Manag* 120 :29–38.
- Martín P, Maynou F, Stelzenmüller V, Sacanell M (2012) A small-scale fishery near a rocky littoral marine reserve in the northwestern Mediterranean (Medes Islands) after two decades of fishing prohibition. *Scie Mar* 76: 607-618
- Maynou F, Sbrana M, Sartor P, Maravelias C, Kavadas S, Damalas D, Cartes JE, Osio G (2011) Estimating trends of population decline in long-lived marine species in the Mediterranean Sea based on Fishers' Perceptions. *PLoS ONE* 6 (7): e21818
- McKinley E, Fletcher S (2012) Improving marine environmental health through marine citizenship: a call for debate. *Mar Policy* 36: 839–843.
- Menge BA, Gouhier TC, Freidenburg T, Lubchenco J (2011) Linking long-term, large-scale climatic and environmental variability to patterns of marine invertebrate recruitment: Toward explaining “unexplained” variation. *J Exp Mar Biol Ecol* 400: 236–249.
- Micheli F, Halpern BS, Walbridge S, Ciriaco S, Ferretti F, Fraschetti S, Lewison R, Nykjaer L, Rosenberg AA (2013) Cumulative human impacts on Mediterranean and Black Sea marine ecosystems: Assessing current pressures and opportunities. *PLoS ONE* 8 (12): e79889
- Milazzo M, Chemello R, Badalamenti F, Camarda R, Riggio S (2002) The impact of human recreational activities in marine protected areas: what lessons should be learnt in the Mediterranean Sea? *Mar Ecol* 23: 280–290.
- Moschella P, Commission Internationale pour l'Exploration Scientifique de la Mer Mediterranee- CIESM M, Briand F (2008) The new CIESM Tropicalization Programme-effects of climate warming on Mediterranean key taxa. In: CIESM, Monaco, p 47–50.
- Mouillot D, Albouy C, Guilhaumon F, Lasram FBR, Coll M, Devictor V, Meynard CN, Pauly D, Tomasini JA, Troussellier M, Velez L, Watson R, Douzery EJP, Mouquet N (2011) Protected and threatened components of fish biodiversity in the Mediterranean Sea. *Curr Biol* 21: 1044–1050.
- Orams MB (1996) Using interpretation to manage nature-based tourism. *J Sustain Tour* 4: 81–94.
- Parmesan C, Yohe G (2003) A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. *Nature* 421: 37–42.
- Parsons GR, Thur SM (2008) Valuing changes in the quality of coral reef ecosystems: A stated preference study of SCUBA diving in the Bonaire National Marine Park. *Environ Resource Econ* 40: 593–608.



- Pattengill-Semmens CV, Semmens BX (2003) Conservation and management applications of the reef volunteer fish monitoring program. In: Coastal Monitoring through Partnerships. Springer, p 43–50.
- Pauly D, Christensen V, Guenette S, Pitcher TJ, Sumaila R, Walters CJ, Watson R, Zeller D (2002) Towards sustainability in world fisheries. *Nature* 418: 689-695
- Pauly D, Watson R, Alder J (2005) Global trends in world fisheries: impacts on marine ecosystems and food security. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 360: 5-12
- Piniella F, Casimiro-Soriguer M, Pastoriza F (2010) Artisanal fishing in Andalusia (and III): "The Day After...". *Mar Pol* 34: 120-132
- Piniella F, Casimiro-Soriguer M, Pastoriza F (2010) Artisanal fishing in Andalusia (and III): "The Day After...". *Marine Policy* 34: 120-132
- Piniella F, Soriguer MC, Fernández-Engo MA (2007) Artisanal fishing in Andalusia: a statistical study of the fleet. *Marine Policy* 31: 573–581
- PISCO - Partnership for Interdisciplinary Studies of Coastal Oceans and University of Nice Sophia Antipolis (2016) *The Science of Marine Protected Areas* (3rd edition, Mediterranean). www.piscoweb.org. 22 pages. 2016
- Pomeroy R (2016) A research framework for traditional fisheries: Revisited. *Mar Pol* 70: 153 – 163
- Prato G, Barrier C, Francour P, Cappanera V, Markantonatou V, Guidetti P, Mangialajo L, Cattaneo-Vietti R, Gascuel D (2016) Assessing interacting impacts of artisanal and recreational fisheries in a small Marine Protected Area (Portofino, NW Mediterranean Sea. *Ecosphere* 7(12): e01601
- Prato G, Guidetti P, Bartolini F, Mangialajo L, Francour P (2013) The importance of high-level predators in marine protected areas management: consequences of their decline and their potential recovery in the Mediterranean context. *Adv Oceanogr Limnol* 4: 176-193.
- Quantum GIS Development Team (2016) Quantum GIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. <http://qgis.osgeo.org>
- R Core Team (2016) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Rabal-Saura G (2008) Especies marinas en las tradiciones del campo de Cartagena *Rev Murc Antrop* 15: 81-93
- Riesch H, Potter C (2014) Citizen science as seen by scientists: Methodological, epistemological and ethical dimensions. *Public Underst Sci* 23: 107–120.
- Roberts CM, Bohnsack JA, Gell E, Hawkins JP, Goodridge R (2001) Effects of marine reserves on adjacent fisheries. *Science* 294:1920-1923.
- Roberts CM, Hawkins JP (1999) Extinction risk in the sea. *Trends Ecol Evol* 14: 241-246.



- Rocklin D, Tomasini JA, Culioli JM, Pelletier D, Mouillot D (2011) Spearfishing regulation benefits artisanal fisheries: the ReGS indicator and its application to a multiple-use Mediterranean marine protected area. *PLoS ONE* 6: e23820.
- Rouphael AB, Inglis GJ (2001) 'Take only photographs and leave only footprints'? An experimental study of the impacts of underwater photographers on coral reef dive sites. *Biol Conserv* 100: 281–287.
- Rudd MA, Tupper MH (2002) The impact of Nassau grouper size and abundance on scuba diver site selection and MPA economics. *Coast Manage* 30: 133–151.
- Ruiz-Parra J (2014) *El mundo simbólico de los pescadores de Águilas*. Ed. Natursport
- Sala E, Garrabou J, Zabala M (1996) Effects of diver frequentation on Mediterranean sublittoral populations of the bryozoan *Pentapora fascialis*. *Mar Biol* 126: 451-459.
- Sala *et al.* 2012
- Sandrini-Neto L, Camargo MG (2011) GAD: an R package for ANOVA designs from general principles. Available on CRAN. Vienna: R Foundation for Statistical Computing.
- Schmitt E, Sullivan K (1996) Analysis of a volunteer method for collecting fish presence and abundance data in the Florida Keys. *Bull Mar Sci* 59: 404–416.
- Semmens BX, Buhle ER, Salomon AK, Pattengill-Semmens CV (2004) A hotspot of non-native marine fishes: evidence for the aquarium trade as an invasion pathway. *Mar Ecol Prog Ser* 266: 239–244.
- Shafer AG, Reis EG (2008) Artisanal fishing areas and traditional ecological knowledge: The case study of the artisanal fisheries of the Patos Lagoon estuary (Brazil). *Mar Pol* 32: 283-292
- Silva L, Gil J, Sobrino I (2002) Definition of fleet components in the Spanish artisanal fishery of the Gulf of Ca'diz (SW Spain ICES division IXa). *Fisheries Research* 59: 117-128.
- Silvertown J (2009) A new dawn for citizen science. *Trends Ecol Evol* 24: 467–471.
- Skalski JR, Robson DS (1992) *Techniques for Wildlife Investigations, Design and Analysis of Capture Data*. Academic Press.
- Soler GA, Edgar GJ, Thomson RJ, Kininmonth S, Campbell SJ, Dawson TP, Barrett NS, Bernard ATF, Galván DE, Willis TJ, Alexander TJ, Stuart-Smith RD (2015) Reef fishes at all trophic levels respond positively to effective marine protected areas. *PLoS ONE* 10: e0140270. doi:10.1371/journal.pone.0140270.
- Spiers EKA, Stafford R, Ramirez M, Izurieta DEV, Cornejo M, Chavarria J (2016) Potential role of predators on carbon dynamics of marine ecosystems as assessed by a Bayesian belief network. *Ecol Informat* 36: 77-83.
- Stenzenmüller V, Maynou F, Bernard G, Cadiou G, Camilleri M, Crec'hriou R, Criquet G, Dimech M, Esparza O, Higgins R, Lenfant P, Pérez-Ruzafa A (2008) Spatial assessment of fishing effort around European marine reserves: Implications for successful fisheries management. *Mar Poll Bull* 56: 2018-2026.



- Teleki KA (2012) Power of the people? *Aquat Conserv Mar Freshw Ecosyst* 22: 1–6.
- Tzanatos E, Dimitriou E, Katselis G, Georgiadis M, Koutsikopoulos C (2005) Composition, temporal dynamics and regional characteristics of small scale fisheries in Greece. *Fisheries Research* 73: 147–158
- Underwood AJ (1997) *Experiments in ecology: Their logical design and interpretation using analysis of variance*. Cambridge University Press.
- Walters RDM, Samways MJ (2001) Sustainable dive ecotourism on a South African coral reef. *Biodiv Conserv* 10: 2167-2179.
- Wilkinson C, Lindén O, Cesar H, Hodgson G, Rubens J, Strong AE (1999) Ecological and socioeconomic impacts of 1998 coral mortality in the Indian Ocean: an ENSO impact and a warning of future changes? *Ambio* 28: 188-196.
- Zakai D, Chadwick-Furman NE (2002) Impacts of intensive recreational diving on reef corals at Eilat, northern Red Sea. *Biol Conserv* 105: 179-187.



8. Agradecimientos

Las siguientes personas e instituciones han resultado cruciales para la realización del presente informe:

- Cofradía de Pescadores de Cartagena, especialmente su Patrón Mayor, Bartolo Navarro, y los pescadores artesanales de Cabo de Palos
- Asociación de Centros de Buceo de la Región de Murcia (ACBRM), y a través de ella a todos los centros de buceo de Cabo de Palos
- Servicio Regional de Pesca y Acuicultura, Comunidad Autónoma de la Región de Murcia
- Guardas de la reserva marina de Cabo de Palos - Islas Hormigas (Tragsa)
- Centro de buceo "Rivemar" de La Azohía
- Centro de buceo "La Almadraba" de Águilas
- Asociación Columbares
- Alejo Irigoyen (CENPAT-CONYCET, Puerto Madryn, Argentina)
- Proyectos de investigación REDEMED (MINECO CGL2013-49039-R) y ABHACO²DE (Fundación Séneca 19516/PI/14)
- Departamento de Ecología e Hidrología de la Universidad de Murcia
- Unidad de Gestión de la Investigación (UGI) de la Universidad de Murcia
- Oficina de Transferencia de los Resultados de la Investigación (OTRI) de la Universidad de Murcia
- Servicio de Gestión Económica de la Universidad de Murcia
- Oficina de Proyectos Europeos (OPERUM) de la Universidad de Murcia
- Sección de Medio Acuático (SEMA) del Servicio de Apoyo a la Investigación (SAI) de la Universidad de Murcia, y en especial su patrón, José A. Rodríguez Navarro 'Rodri'.