

# La Reserva Marina de Sa Dragonera

## Seguimiento de los peces de fondos rocosos vulnerables a la pesca



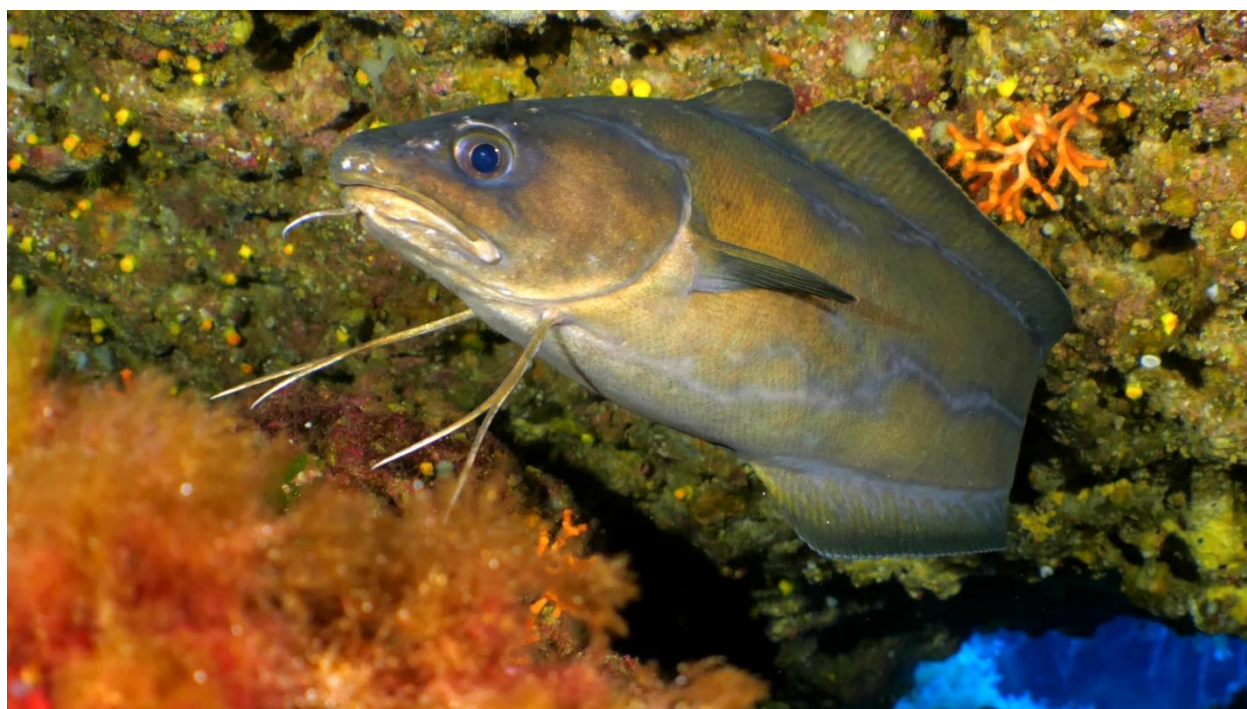
G CONSELLERIA  
O AGRICULTURA,  
I PESCA I ALIMENTACIÓ  
B  
/

  
Reserves Marines  
de les Illes Balears



UNIÓ EUROPEA

FONDO EUROPEO MARÍTIMO  
Y DE PESCA (FEMP)



## Diciembre de 2022

**Autores:** Josep Coll<sup>1</sup>, Gabriel Morey<sup>1</sup> y Oliver Navarro<sup>2</sup>

1: Tragsatec. 2: Irfap

 **Tragsatec**  
GrupoTragsa

**Foto de portada:** Brótola de roca *Phycis phycis*. W de cap Llebeig (Dragonera).

Autor: Dan Abbot. Save The Med Foundation.

Citar como:

**Coll, J., G. Morey y O. Navarro. 2022.** La Reserva Marina de Sa Dragonera. Seguimiento de los peces de fondos rocosos vulnerables a la pesca. *Direcció General de Pesca i Medi Marí-Govern de les Illes Balears* - Tragsatec. 73 páginas.



# ÍNDICE

Resumen Ejecutivo .....	Pág. 1
1. INTRODUCCIÓN .....	Pág. 3
2. ÁREA DE ESTUDIO Y METODOLOGÍA .....	Pág. 4
2.1. El área de estudio .....	Pág. 4
2.2. La toma de datos .....	Pág. 7
2.3. Diseño de muestreo y análisis estadístico .....	Pág. 10
3. RESULTADOS .....	Pág. 14
3.1.    Análisis espacio-temporal de indicadores sintéticos	
3.1.1.    Análisis simétrico del efecto reserva (2016-2018-2020-2022) .....	Pág. 14
Las especies vulnerables y la riqueza .....	Pág. 14
La densidad de peces .....	Pág. 18
La biomasa de peces .....	Pág. 27
La biomasa de especies de mayor nivel trófico (NT> 3,5) .....	Pág. 36
3.1.2.    Análisis de las series temporales disponibles (2003-2022)	Pág. 38
3.1.3.    Análisis espacio-temporal ampliado a 6 estaciones protegidas (2018-2020-2022) .....	Pág. 42
3.2.    Análisis de la distribución de tallas de especies frecuentes y abundantes .....	Pág. 46
4. DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES .....	Pág. 58
5. AGRADECIMIENTOS .....	Pág. 62
6. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	Pág. 63



## Resumen Ejecutivo

Durante el mes de julio de 2022 se ha realizado la cuarta campaña de seguimiento de los recursos ícticos de fondos rocosos en la Reserva Marina de Sa Dragonera (SW de Mallorca). Esta campaña se ha desarrollado tras casi 6 años de protección en las aguas interiores de la reserva (declaración en octubre de 2016) y con 21 meses de protección en sus aguas exteriores (declaración en octubre de 2020). Esta asincronía en el tiempo de protección nos ha llevado a efectos prácticos y de análisis a diferenciar las dos áreas protegidas, RMAI en el caso de las aguas interiores, y RMAE en el caso más reciente de las aguas exteriores.

La reciente campaña se ha realizado mediante censos visuales en escafandra autónoma en 8 estaciones superficiales (< 15 m) de la reserva marina y en dos estaciones control (NR). A mayor profundidad (20-28 m) se han estudiado dos estaciones en la reserva marina y dos en zonas control. En conjunto, en 2022, se han realizado 89 transectos de dimensiones 50x5 m. Todos los resultados están por tanto referidos a un área de 250 m<sup>2</sup>, habiéndose cubierto un área total de 22.250 m<sup>2</sup> de fondos rocosos infralitorales.

En general la reserva marina presenta una mayor diversidad de especies que las zonas control no protegidas, pudiéndose establecer una jerarquía donde la riqueza media responde a la secuencia RMAI>RMAE>NR.

Los indicadores de densidad y biomasa de peces demersales han respondido de forma muy positiva en 3 estaciones superficiales y en las 2 estaciones profundas de la reserva marina. En las estaciones superficiales se ha visto una homogeneidad de respuesta en la RMAE, donde la biomasa se ha duplicado (x2,2) en las dos estaciones estudiadas, pasando de un promedio de 3,6 a 8,0 kg/250 m<sup>2</sup> en tan solo 21 meses de protección. En la RMAI los valores siguen siendo más elevados en cala Llebeig, con un incremento de x3,4 veces en 6 años de protección, alcanzándose los 17,1 kg/250 m<sup>2</sup>. Sin embargo, se observa una estabilización de la biomasa en el resto de estaciones de la RMAI (eg. Cala Lladó o cala en Basset) e incluso un descenso en el caso de la illa Mitjana y Es Calafats.

La presión pesquera que se ejerce en estos enclaves es baja según los datos obtenidos por el servicio de vigilancia, y cabe tener muy en cuenta la temperatura del agua registrada en el verano de 2022 en la interpretación de los resultados. La campaña de julio de 2022 ha coincidido con una ola de calor extraordinaria que en agosto llegó a alcanzar el récord de los 31,4°C en la boya de Dragonera (Red de Puertos del Estado). Las mediciones de temperatura *in situ*, durante la campaña en la primera quincena de julio, mostraron que, como término medio, la mayoría de estaciones estaban entre 1,5 y 2°C por encima de las medidas en 2020. Asimismo, se observó una mayor variación de temperatura y un menor calentamiento en las estaciones con mayor gradiente de profundidad, situadas más al sur (inmediaciones E y W de cap Llebeig), donde el efecto del propio cabo sobre el viento y las fuertes corrientes tiene a menudo influencia sobre la elevación o hundimiento de la termoclina (obs. pers).

A mayor profundidad, más próximos a la termoclina, los resultados son espectaculares en la estación de la RMAI, con un incremento de hasta x7 veces la biomasa inicial, alcanzándose actualmente los 41 kg/250 m<sup>2</sup>; unos valores que tras solo 6 años se ajustan a las referencias de biomasa de enclaves con mayor tiempo de protección (> 15 años) y que son considerados puntos calientes (*hot spots*) de biomasa y diversidad de especies en las Illes Balears. Así por ejemplo, de entre las 21 especies censadas, tenemos un incremento de densidad (número de individuos) de hasta x10 en el caso de la mojarra *Diplodus vulgaris*, de x16 en el caso del corvallo *Sciaena umbra* y de x40 en el caso del mero *Epinephelus marginatus* en la estación de cap Llebeig (RMAI).

En las aguas profundas de la estación de la RMAE se ha dado una recuperación de un factor de x3 en la biomasa de especies demersales, pasando de 4,4 kg/250 m<sup>2</sup> a 14,1 kg/250 m<sup>2</sup> en el lapso de los 21 meses antes mencionados. Las especies que han mostrado una recuperación más evidente para el indicador de biomasa son: el mero *E. marginatus* (x7), el corvallo *S. umbra* (x22) y la brótola de roca *Phycis phycis* (x16).

Un indicador más de la evolución positiva de la reserva es la mayor proporción de individuos con talla superior a Lm (talla de primera madurez sexual) respecto a las zonas control en las 4 especies que por su abundancia han permitido el análisis: sargo, mojarra, mero y corvallo; sin olvidar que, en conjunto, todo el sector W de Sa Dragonera se caracteriza por acantilados submarinos de gran pendiente, escasez de fanerógamas marinas y, consecuentemente, por presentar una baja abundancia de juveniles respecto a enclaves más aplacerados y menos expuestos.

Entre las recomendaciones expresadas por el equipo redactor, en función de los resultados del presente informe técnico y de los datos sobre actividad pesquera de la propia Direcció General de Pesca i Medi Marí del Govern de les Illes Balears, cabe destacar: a) que el servicio de vigilancia y la coordinación entre administraciones al respecto mejoren en la medida de lo posible, con una mayor cobertura de turnos horarios, y mayor presencia diaria a lo largo de la semana; b) que se redacten las normas específicas sobre usos pesqueros en la RMAI con un carácter más conservacionista. Ello podría implicar, entre otros aspectos, una limitación de aparejos (permitiendo el cebo vivo solo en el caso de la pesca profesional) y una limitación de profundidad en el entorno del enclave más importante (cala y cap Llebeig), excluyendo de cualquier actividad pesquera los fondos por encima de los 35-40 m de profundidad, lo que daría una garantía de conservación mucho mayor a las especies que han iniciado allí un proceso de recuperación; c) debido a que el diseño de muestreo se estableció antes de la declaración de la reserva marina, pensando en una unidad de gestión desde el inicio, las estaciones profundas están actualmente desaparejadas (una en la RMAI y otra en la RMAE). Al respecto consideramos que sería positivo añadir una estación profunda más en el seguimiento, tanto en la RMAI como en la RMAE, d) realizar medidas de parámetros ambientales en distintos enclaves y profundidades de la reserva, en especial de la temperatura, para una mejor interpretación de los resultados.



# 1. INTRODUCCIÓN

Durante el mes de julio de 2022 se ha realizado la cuarta campaña de seguimiento de los peces litorales de fondos rocosos desde que se declaró la Reserva Marina del Freu de Sa Dragonera (*Decret 62/2016, de 7 d'octubre*), posteriormente ampliada en sus aguas exteriores según la Orden APA/1024/2020, de 27 de octubre bajo el nombre de Reserva Marina de Interés Pesquero de la Isla Dragonera, y unificadas actualmente a efectos prácticos bajo el nombre de Reserva Marina de Sa Dragonera.

El uso de reservas marinas como herramientas de interés pesquero se ha desarrollado de una forma decidida en todo el litoral español, contando ya con 40 años de experiencia y 22 enclaves protegidos en el litoral español (Revenga, 2022), y de forma especial en las Illes Balears, que actualmente cuenta con casi el 50% de estas figuras en el conjunto del estado (Grau, 2022).

El éxito en la recuperación de los recursos pesqueros ha sido constatado en diferentes publicaciones científicas e informes técnicos a lo largo del litoral español (Garcia-Charton *et al.*, 2004; Goñi *et al.*, 2008, 2010;; Forcada *et al.*, 2009; Coll *et al.*, 2012, 2020a; Hereu, 2022;, entre muchos otros), aspecto que ha contribuido enormemente a aumentar, fortalecer y mejorar su uso y gestión.

El desacompañamiento temporal en la protección de las aguas interiores y exteriores en el caso de Sa Dragonera ha generado algunos problemas en el establecimiento de hipótesis de trabajo y su resolución, dado que algunas estaciones de muestreo fueron elegidas, y de hecho ya estudiadas, en el Proyecto LIFE Posidonia en 2003 (Garcia-Rubies *et al.*, 2004; Coll y Garcia-Rubies, 2005), entendiendo entonces la isla y sus fondos como una unidad natural y de gestión, y eligiendo estaciones tanto en las aguas interiores como exteriores. Las estaciones elegidas entonces en las aguas exteriores han estado 4 años desprotegidas respecto a las que se eligieron en las aguas interiores. Por ello en 2016, al declararse solo la RMAI, se amplió el número de estaciones en las aguas interiores de menor profundidad (< 15 m) con el objeto de evitar la pseudoreplicación (confundir el efecto de la reserva con una única estación), y también en 2018 en aras de disponer de una mayor cobertura espacial de la reserva marina.

El entorno natural sumergido de Sa Dragonera es de un gran potencial por su diversidad y extensión de hábitats marinos (Coll y Moreno, 1993; Ballesteros y Cebrián, 2003), por las especies ícticas que los habitan (Grau, 1999; Frau *et al.*, 2003; Garcia Rubies *et al.*, 2004); e igualmente lo es el conjunto socioecológico de Sa Dragonera y los enclaves costeros de Sant Elm y Port

d'Andratx. Unos enclaves con unas actividades pesqueras, recreativas y de servicios que potencian socioeconómicamente las prestaciones de la reserva marina.

Previamente a la campaña actual de 2022 se habían descrito incrementos de la riqueza de especies demersales de interés pesquero (40%), de la biomasa de peces en aguas superficiales del Freu (138%) y en sus aguas profundas (340%) (Coll *et al.*, 2020b). Asimismo se puso de manifiesto la heterogeneidad espacial en la respuesta a la protección, al analizar un conjunto de 6 estaciones en las aguas interiores. Los resultados del presente informe técnico cuentan ya con 6 años acumulados de protección en las aguas interiores (2016-2022) y, por primera vez, se exponen datos de los efectos de la protección en las aguas exteriores (2020-2022).

De igual forma que en las campañas anteriores se ha mantenido el método no destructivo de los censos visuales en escafandra autónoma, desarrollado por 4 biólogos buceadores entrenados para tal efecto. Los censos han cubierto áreas de estudio en la zona de el Freu, en las aguas exteriores y en zonas control no protegidas de la costa vecina del SW de Mallorca a efectos comparativos.

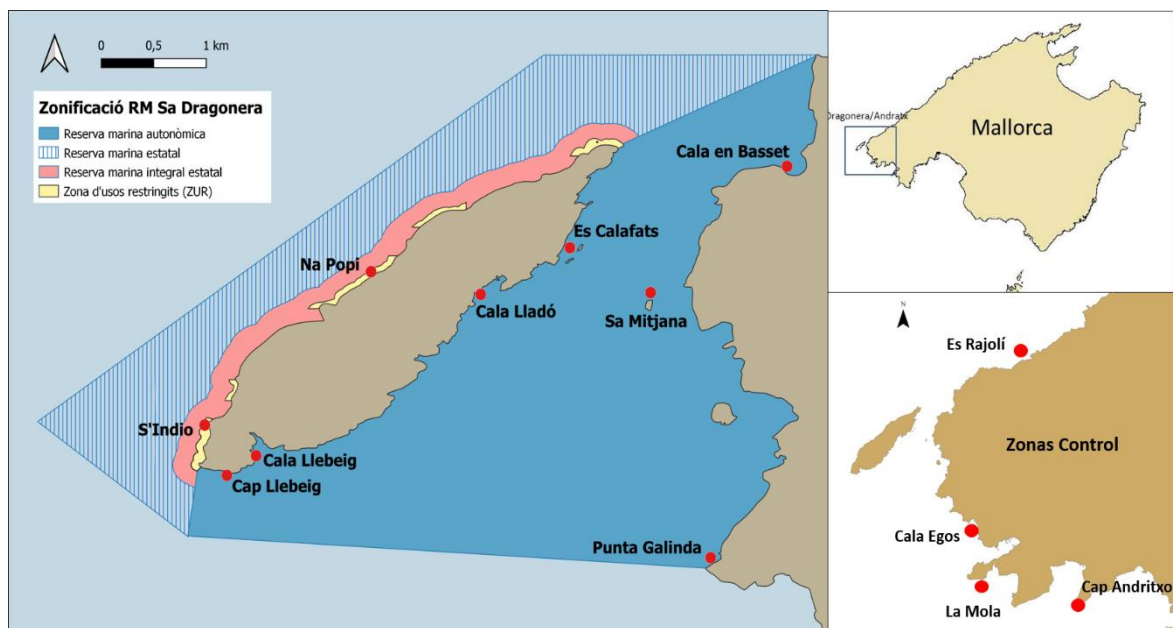
## 2. AREA DE ESTUDIO Y METODOLOGÍA

### 2.1. El área de estudio

En esta campaña de 2022 se han estudiado los estratos de profundidad que se estudiaron en julio de 2016, previamente a la declaración de la reserva marina: el estrato superficial, comprendido entre 3 y 15 m, y el estrato profundo, entre 20 y 28 m.

Para el análisis del efecto reserva en el estrato superficial se han estudiado 6 estaciones/sitios: 2 situados en la original reserva marina des Es Freu de Sa Dragonera (RMAI) (Cala Llebeig y Cala Lladó), 2 en las aguas exteriores de Sa Dragonera (RMAE) (S'Indio y Na Popi), y dos zonas control sin protección especial en la vecina costa de Andratx (NR) (Cala Egos y Es Rajolí). En estas zonas se ha centrado siempre el mayor esfuerzo de muestreo. Sin embargo, con el objeto de obtener una información de mayor amplitud espacial, en el verano de 2018 se incorporaron 4 zonas más en el interior de la reserva marina: Es Calafats, Illa Mitjana, Cala en Basset y Punta Galinda (Figura 2.1).

En el estrato profundo se eligieron inicialmente (2016) dos estaciones en Sa Dragonera: Cap Llebeig y S'Indio (Fig. 1), que resultan desaparejadas en cuanto al tiempo de protección (6 y 2 años respectivamente). En las zonas control se han mantenido las estaciones de Cap Andritxol y de La Mola (Fig. 2.1).

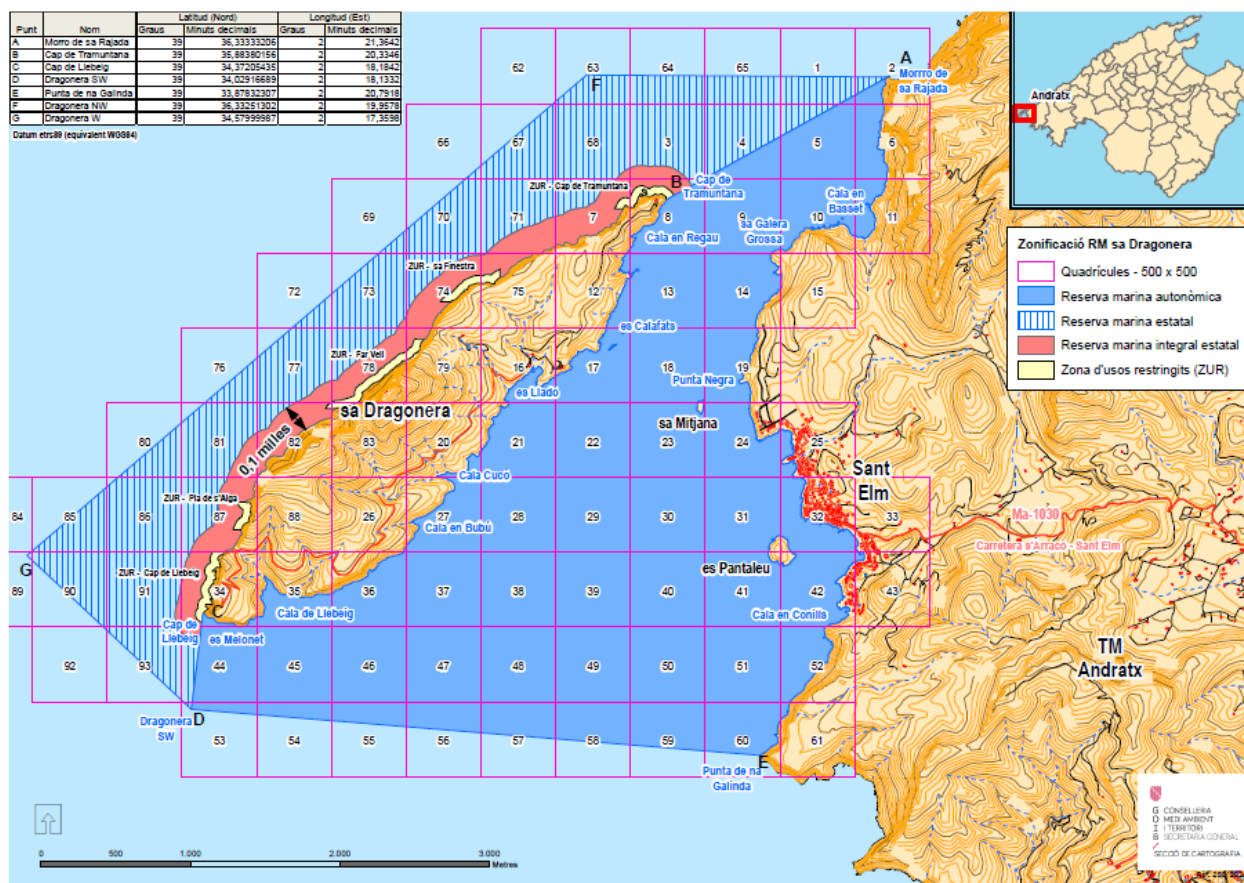


**Figura 2.1.** Distribución de las estaciones de muestreo en la Reserva Marina del Freu de Sa Dragonera (fondo azul), en las aguas exteriores (Na Popi y S'Indio) y en zonas control no protegidas: Es Rajolí, Cala Egos, La Mola y Cap Andritxol.

Los datos sobre la actividad que se ha desarrollado en la reserva marina, recogidos por el equipo de vigilancia durante 2022, nos muestran que las actividades recreativas de buceo en escafandra autónoma, la pesca con caña desde tierra (Mallorca) y la pesca de volatín son las más frecuentes (Tabla 2.1). La pesca profesional de artes menores se centra en las artes fijas de red, básicamente trasmallo, sin un área específica que reciba más presión que el resto. Los datos de la tabla 2.1. hacen referencia a las localizaciones por cuadrícula de la figura 2.2.

**Tabla 2.1.** Frecuencia de observaciones sobre los distintos usos recreativos y profesionales observados en la Reserva Marina de Sa Dragonera durante 2022. Número de cuadrícula correspondiente con el mapa de la figura 2.2

Cuadrícula	Buceo	Caña	Curricán	Moruna	Potera_Calamar	Palangrillo	Volantín	Redes fijas	TOTAL
5					4				4
6							3	1	4
8	2		4				2	2	10
9		4					2		6
10		2	2		1			1	6
13			2				4	1	7
14		22	1					2	25
16				1			1		2
17							7	1	8
18		2	2				3	1	8
19		14					1	1	16
20			1						1
21			1	1			2		4
22						1		1	2
23			1				7	3	11
24		13						2	15
25		3							3
27				1			1		2
28							6		6
29			1						1
32		2							2
34	32								32
35	43		1				4		48
36							3		3
37			1						1
40			2						2
41								1	1
42		8					2	1	11
44			9				9	1	19
45			1						1
46							3		3
50							2		2
52				2				2	4
59			1						1
60							1	1	2
68			2						2
78							3		3
86			1						1
89							2		2
91	2								2
93							1		1
<b>TOTAL</b>	<b>79</b>	<b>70</b>	<b>33</b>	<b>5</b>	<b>5</b>	<b>1</b>	<b>69</b>	<b>22</b>	<b>284</b>



**Figura 2.2.** Distribución de la numeración por cuadrícula usada en el registro de los usos observados en la reserva marina.

## 2.2. La toma de datos

El registro de datos se ha basado en censos visuales realizados en inmersión con escafandra autónoma sobre una serie de transectos de 50 x 5 m distribuidos al azar (Harmelin-Vivien *et al.*, 1985; García-Charton *et al.*, 2004), dentro de estratos de hábitat predeterminados por la existencia de fondos rocosos de una complejidad media-alta y en el intervalo de profundidades comentado anteriormente.

Este método, basado en inventarios visuales, permite una evaluación cualitativa y cuantitativa relativamente rápida de la ictiofauna de una zona determinada, y su eficacia en la caracterización de la ictiofauna litoral sobre sustrato rocoso en el Mediterráneo ha sido ampliamente comprobada (Bell, 1983; Harmelin, 1987; García-Rubies y Zabala, 1990; Francour, 1991; Reñones *et al.*, 2001; Guidetti y Sala, 2007; entre muchos otros). Además, la exactitud de los censos mejora considerablemente cuando el número de especies es reducido respecto a todo el poblamiento íctico (el llamado *Discret Group Censusing* según Greene y Alevizon, 1989), tal como se ha llevado a cabo aquí, tan solo con las especies típicas de los fondos rocosos que son más vulnerables a la

pesca profesional, a la pesca submarina y, parcialmente, a la pesca recreativa de superficie con diferentes aparejos. A diferencia de métodos tradicionales de seguimiento pesquero, donde se utilizan los mismos aparejos utilizados por la flota pesquera para la toma de datos, los censos visuales constituyen un método no destructivo, y su aplicación es especialmente adecuada en estudios relacionados con las áreas marinas protegidas (AMPs).

Sobre cada uno de los transectos se identificaron las especies objetivo y se estimó el número de individuos y su talla. Se procuró, en todo caso, que la estima del número de ejemplares fuera lo más precisa posible. Si los peces formaban bancos densos se atribuyó el número de individuos estimado a clases de abundancia pre-establecidas que seguían, aproximadamente, una progresión geométrica de clase 2 (1; 2-4; 5-10; 11-30; 31 -50; 51-100; etc.). Las tallas se estimaron en clases de 2 cm por buceadores previamente entrenados (ver protocolo según Bell *et al.*, 1985). El error en la estima visual de las tallas se ha demostrado como mínimo en ejemplares de hasta 30 cm de longitud total, pero se incrementa, tendiendo a una cierta subestima, en clases de talla superiores. En cualquier caso, y a pesar del error inherente al observador, se ha demostrado que a partir de inventarios visuales se podía obtener una distribución de tallas que no difería significativamente de la real en peces con tamaños variables, de hasta 38 cm de longitud total (Macpherson *et al.*, 2000). Para peces de mayor talla, se utilizaron clases de talla de mayor intervalo (5 y 10 cm).



Estima del % de cada hábitat sobre la cinta-guía del transecto.

Las especies vulnerables observadas en los transectos se han separado en dos grupos. El grupo más importante lo constituyen las especies demersales que viven cerca del fondo y cuya área de campeo (*home range* (Palumbi, 2004; Green *et al.*, 2015)) es relativamente reducida, pudiéndoseles otorgar un grado de residencia elevado. La práctica totalidad de estas especies se integran en las categorías espaciales 3, 5 y 6 de las seis que fueron definidas por Harmelin (1987). El segundo grupo de especies lo constituyen aquellas de carácter más errático o divagante, bien sean epipelágicas costeras (e.g. *Sphyraena* spp., *Seriola* spp., Scombridae, etc., correspondientes a la categoría 1 según Harmelin (1987)) o demersales con amplia área de campeo (e.g. *Dentex dentex*). Este segundo grupo se registra a efectos faunísticos y de biodiversidad, elaborándose una estadística descriptiva sobre las especies que lo componen, sin incorporarlas en los indicadores principales de biomasa y abundancia total por su carácter divagante, difícilmente asociable a un lugar concreto. Es importante indicar que la lista de especies considerada no es cerrada, es decir, que se incorporan al censo todas las especies que cumplen con las características descritas.

Además de los datos sobre los propios peces, sobre cada transecto se realizó una caracterización del hábitat en base a los rasgos más relevantes del fondo. Así, se registró siempre la profundidad mínima y máxima, y se tipificó la naturaleza física del sustrato en base al tipo de recubrimiento. Este se diferenció en: roca homogénea; grandes bloques ( $\varnothing > 2\text{m}$ ), bloques medianos ( $1\text{m} < \varnothing < 2\text{m}$ ) y bloques pequeños ( $\varnothing < 1\text{m}$ ); el recubrimiento de arena, grava o guijarros, y el de *Posidonia oceanica*. Los recubrimientos de cada tipo de sustrato se estimaron en base a los porcentajes ocupados sobre la longitud total del transecto, señalada por la cinta métrica de 50 m que sirve de cuerda guía. El relieve y complejidad estructural del fondo o “rugosidad” (sensu Lukhurst i Lukhurst, 1978) se estimó de *visu*, estableciéndose una escala de 4 grados, siendo 1: relación entre la longitud real y la longitud lineal igual o ligeramente superior a uno, sin grietas ni anfractuosidades aparentes, ni importantes variaciones verticales; 2: relación entre ambas longitudes claramente superior a uno, con variaciones verticales poco importantes, pocos bloques y pocas grietas o anfractuosidades; 3: relación entre longitud real y lineal claramente superior a 1,5, con grietas y anfractuosidades de una cierta entidad, ocupando, al menos un 50% de la longitud total del transecto; 4: presencia de bloques y grietas importantes, ocupando más del 50% de la longitud del transecto y/o profundas variaciones verticales con una relación entre la longitud real y la lineal superior o igual a dos.

Finalmente, en cada transecto se estimó la pendiente del sustrato en base a una escala establecida también de 1 a 4, siendo 1: una pendiente de entre 0 y 30°; 2: de 30 a 60°; 3: de 60 a 90°; y 4: si la pendiente supera los 90° formando superficies extraplomadas.

## 2.3. Diseño de muestreo y análisis estadístico

La alta complejidad de los fondos rocosos litorales, a menudo constituyendo mosaicos mixtos con hábitats de fanerógamas marinas y fondos sedimentarios, obliga a establecer un estrato de muestreo muy específico, donde se encuentran las especies objetivo. El estrato concreto lo han constituido los fondos rocosos de complejidad media-alta entre 3-15 y 20-28 m de profundidad. Se han evitado los fondos de roca lisa, sin refugios, de forma deliberada y en la medida de lo posible en la escala espacial del sitio de muestreo. En la escala espacial del propio transecto, los hábitats “no deseados” se incorporan como covariables (% de hábitats no rocosos o de roca homogénea).

### 2.3.1. Análisis simétrico del efecto reserva (2016-2022) en el estrato superficial

Siempre dentro del estrato indicado, el diseño de muestreo enfocado a determinar el efecto de la reserva marina se basa en tres factores principales a analizar: protección, escala espacial y tiempo.

La protección consta de tres niveles: a) La original Reserva Marina del Freu de Sa Dragonera en las aguas interiores (RMAI) protegida desde octubre de 2016; b) las aguas exteriores protegidas posteriormente en octubre de 2020 (RMAE), (incluidas ambas dentro del parque natural y la zona LIC/ZEC ES0000221); y c) zonas control sin ninguna protección especial (NR) (Figura 1).

La escala espacial se refiere a las variaciones eventuales que pueden darse dentro de un mismo nivel de protección en sitios separados desde cientos a miles de metros (ver García-Charton *et al.*, 2004). Para ello se han elegido dos sitios dentro de cada nivel de protección, separados al menos 1.000 m el uno del otro, lo que a su vez evita la pseudoreplicación, es decir, confundir el efecto local de un solo sitio concreto con el nivel de protección (Underwood, 1997). En el mapa de la figura 1 se puede observar la localización de los sitios en las aguas interiores: Cala Lladó y Cala Llebeig; en las aguas exteriores: S’Indio y Na Popi; y en las zonas control: Cala Egos y Es Rajolí.

El factor tiempo se considera a efectos nominales como las distintas campañas efectuadas antes y después de la declaración de la reserva marina; concretamente entran en juego aquí las campañas de 2016, 2018, 2020 y 2022.



En cada sitio se han realizado entre 6 y 9 transectos/réplicas en un solo día. El número total de transectos para los 3 niveles de protección y los 4 años analizados es de  $N=207$ .

Los indicadores calculados a partir de la información de cada transecto son:

- La riqueza de especies ( $N^\circ$  de especies/250 m<sup>2</sup>), que tiene en cuenta todas las especies, tanto las de tipo nectobentónico o demersal como las pelágicas costeras.
- La abundancia, medida como densidad de peces ( $N^\circ$  de individuos/250 m<sup>2</sup>) y que solo contempla las especies demersales.
- La biomasa (kg/250 m<sup>2</sup>), que contempla solo las especies demersales y para las cuales se obtuvo la relación talla:peso según Morey *et al.*, (2003).
- La biomasa de las especies demersales con niveles tróficos  $NT > 3,5$  según Froese y Pauly (2020). Estas especies son indicadoras de madurez en el ecosistema, en el sentido de la sucesión ecológica (Margalef, 1993; Sandin y Sala, 2012) y acotan además el análisis a un grupo de especies con alto grado de residencia o fidelidad espacial.

El efecto del tiempo y de la protección sobre los indicadores se ha evaluado mediante un análisis de la varianza (ANOVA) con un factor fijo “Protección” ( $Ph$ ), que se replica espacialmente en “sitios” ( $Zi$ ), aleatorios y encajados dentro de cada nivel de protección. El mismo modelo contempla la interacción de estos factores espaciales con el tiempo  $Tj$ . De este modo, cada réplica o transecto ( $Xhijk$ ) se puede definir como la suma de la media de todas las réplicas efectuadas ( $\mu$ ), más la variación creada por el efecto de la protección ( $Ph$ ), más la variación debida al sitio  $i$  en el nivel de protección  $h$   $Zi(h)$ , más el efecto del tiempo ( $Tj$ ), más la interacción del tiempo con el sitio  $Tj \times Zi(h)$ , más la interacción del tiempo con la protección  $Tj \times Ph$ , más el término de error debido a la variación entre réplicas ( $ehijk$ ).

$$Xhijk = \mu + Ph + Tj + Zi(h) + Tj \times Zi(h) + Tj \times Ph + ehijk$$

En todos los análisis se comprobó la homogeneidad de las varianzas mediante el test de Cochran (Zar, 1984), la ausencia de correlación entre medias y desviaciones, y la normalidad de los datos. En los casos frecuentes en que estos requisitos no se cumplían, se procedió a la transformación de los datos según la función  $x' = \log(x+1)$ . En cualquier caso, se procedió a los análisis aunque no se cumplieran todas las condiciones paramétricas, tomando la precaución de rebajar el nivel de significancia de 0,05 a 0,01 (Underwood, 1997). Asimismo, y en el caso de cumplirse los requisitos paramétricos, y tras analizar un gran número de casos en la red de reservas marinas de las Illes

Balears, se ha asumido la probabilidad de  $p=0,1$  (un 10% de error al rechazar la hipótesis nula), como suficiente para aceptar la hipótesis alternativa.

En los casos en que el factor encajado “sitio” no resultase significativo ( $p>0,20$ ) se procedió a un *pooling* de las sumas cuadráticas de este factor anidado y del término de error (Underwood, 1997). De este modo se incrementó el poder de detectar diferencias debidas a la interacción entre los diferentes niveles de protección y el tiempo. Todas las comparaciones *a posteriori* entre pares de casos se realizaron mediante el test de HSD para N desigual.

### 2.3.2. Análisis de las series temporales disponibles (2003, 2016, 2018, 2020 y 2022) en el estrato superficial

Dado que los primeros datos sobre censos visuales en el enclave objeto de estudio datan de 2003 (Coll y García-Rubies, 2005), hemos usado esta información de mayor escala temporal en 4 sitios con información disponible: Cala Lladó, Na Popi, Cala Egos y Es Rajolí (ver Figura 1). Esta información original no se ha incorporado al análisis del efecto reserva del apartado anterior (2.3.1) por quedar desaparejadas las zonas protegidas en 2016. Fue en este momento cuando se incorporaron las demás estaciones para evitar la ya explicada pseudoreplicación.

Esta situación desigual para las aguas de Sa Dragonera ha llevado a analizar la evolución temporal de cada uno de los 4 sitios mencionados de forma independiente. En cada sitio y en el conjunto de los 5 años analizados contamos con un número de entre 42 y 45 transectos. El análisis se realizó mediante ANOVA, para los mismos indicadores y con el tiempo como factor fijo en cada sitio y los requisitos paramétricos y transformaciones explicadas en apartados anteriores.

### 2.3.3. Análisis espacio-temporal ampliado a 6 estaciones protegidas (2018-2020-2022) en el estrato superficial

Debido a que el esfuerzo de muestreo para cumplir con los factores considerados anteriormente es notable, y ello reducía el número de sitios estudiados a tan solo dos por cada nivel de protección, en el verano de 2018 se procedió a estudiar un mayor número de sitios dentro de la reserva. Así, se han contemplado 6 sitios/estaciones de estudio dentro de la reserva marina (ver apartado 2.1), 2 en las aguas exteriores y los 2 sitios control. Dada la asimetría en el número de sitios en cada

nivel de protección, se ha realizado una ANOVA de dos factores (sitio y año), para los mismos indicadores y con los mismos requisitos paramétricos y transformaciones explicadas en apartados anteriores. En este análisis cada sitio lleva implícito su estatus de protección (RMAI, RMAE o NR).

#### 2.3.4. Análisis en el estrato profundo

El diseño de muestreo en las aguas profundas se estableció en 2016, previamente a la declaración de la reserva marina, igual que el superficial, con dos zonas/estaciones de muestreo. En este caso las zonas de Cap Llebeig y S'Indio. Esta última estación, como se ha comentado anteriormente, se mantuvo desprotegida hasta 2020 al estar en aguas exteriores. Contar con tan solo una estación dentro de la reserva no permite analizar el efecto de la protección sin confundirlo con el efecto local. Entraríamos en el pantano de lo que ya se ha enunciado como pseudoreplicación (Underwood, 1997). De este modo hemos obviado la aplicación del modelo de análisis de la varianza de tiempo y protección, con las zonas anidadas, tal como se había procedido en el estrato superficial. Y simplemente se ha analizado el efecto del tiempo (2016/2018 vs 2020, 2022) en las estaciones disponibles mediante una ANOVA de un factor (Tiempo), y se han comparado sus relaciones de biomasa mediante operaciones básicas de cálculo a efectos descriptivos.

#### 2.3.5. Análisis de la distribución de tallas de las especies más frecuentes y abundantes

El análisis de tallas se ha realizado en ambos estratos de profundidad para las 4 especies más frecuentes y abundantes: *Diplodus sargus*, *Diplodus vulgaris*, *Sciaena umbra* y *Epinephelus marginatus*.

En el caso de las estaciones/sitios superficiales y dado el bajo número de individuos observado para algunas especies, se utilizó el muestreo de mayor amplitud realizado en 2003, con N= 27 transectos en cada estación. Esta variación, orientada a obtener individuos y poder analizar su talla, se indica debidamente en los análisis y tablas de resultados. Las tallas medias se han considerado como una variable continua y se han analizado agrupando los datos de los tres niveles de protección mediante análisis de la varianza con los factores: nivel de protección y tiempo (año). Se ha abordado un análisis incorporando el mayor número de años disponible, sólo con las

estaciones muestreadas en los primeros años, previamente a la declaración de la reserva (2003 y 2016) y posteriormente (2018 y 2020). Y se ha realizado otro análisis sólo entre 2018 y 2020 con las 6 estaciones protegidas, las aguas exteriores y las zonas control. En el estrato profundo se ha dispuesto tan solo de datos para los años 2016 (2018 en el caso del control de la Mola), 2020 y 2022, procediendo a contrastar las tallas medias con un análisis de la varianza por nivel de protección y año en los casos en que el número de individuos ha sido suficiente en cada tratamiento. Para el caso del mero *Epinephelus marginatus*, en que se usaron intervalos de talla de 10 cm, se ha realizado un contraste de hipótesis por  $\chi^2$  entre las frecuencias observadas y esperadas en los distintos niveles de protección y años.

### 3. RESULTADOS

#### **3.1. Análisis espacio-temporal de indicadores de riqueza, abundancia y biomasa**

##### 3.1.1. Análisis simétrico del efecto reserva (2016-2018-2020-2022)

###### *Las especies de peces vulnerables y la riqueza específica*

###### **Las aguas superficiales (< 15 m)**

Se han censado 21 especies de interés pesquero en el conjunto de las 4 campañas realizadas. La riqueza acumulada en todas las muestras o transectos es superior en la RMAE con 18 especies, seguida de la RMAI con 16 y de las zonas control con 12 especies (Tabla 3.1). Sin embargo, la ocurrencia de estas especies, su frecuencia de aparición en los transectos, responde a un efecto reserva acumulado desde 2016, cuando se creó la RMAI. El análisis de la varianza nos describe una interacción de los factores Año y Nivel de Protección con un nivel de probabilidad muy bajo ( $p=0,067$ ) para considerar que se haya producido al azar (Tabla 3.2). Tanto en la figura 3.1 como en la tabla 3.2 se puede observar como la riqueza de especies supera el umbral de 4 esp./250 m<sup>2</sup> con el discurrir de los años, tanto en RMAI como en RMAE, pero no en las zonas abiertas a la pesca.

Si bien la significancia de la interacción mencionada era baja pero por encima de los niveles de rechazo habituales de las hipótesis nulas ( $p=0,05$ ), tanto el efecto del tiempo como del nivel de protección han sido muy significativos ( $p<0,01$ ). En el caso de la protección se observa una jerarquía entre los valores medios de riqueza, del modo: RMAI>RMAE>NR en el conjunto de

todos los años estudiados (Tabla 3.2.C). Este resultado responde al distinto tiempo de protección al que han estado amparadas las zonas de RMAI (6 años) y de RMAE (2 años), mostrando respectivamente una riqueza media de  $4,7 \pm 0,2$  y  $3,8 \pm 0,1$  esp./250 m<sup>2</sup> frente a las  $2,9 \pm 0,1$  esp./250 m<sup>2</sup> de las zonas control no protegidas. Por tanto, entendiendo la riqueza como el indicador más directo de la diversidad de especies, se está produciendo un aumento de ésta en función del tiempo de protección.

**Tabla 3.1.** Presencia/ausencia (+/-) de las especies vulnerables a la pesca censadas en dos estaciones superficiales (< 15 m) de cada nivel de protección en 2016, 2018, 2020 y 2022. RMAI: reserva marina de aguas interiores, RMAE: reserva marina de aguas exteriores, y NR: zonas control no protegidas. DLP: especies pelágicas costeras o divagantes de litoral y plataforma. N= número de transectos de 50x5 m. Junto al nombre vernáculo en castellano aparece el nivel trófico de las especies demersales según Froese y Pauly (2020).

Catalán	Castellano	Científico	RMAI. N= 69	RMAE. N= 66	NR. N= 72
Espet (DLP)	Espetón	<i>Sphyraena viridensis</i>	+	+	+
Cirviola (DLP)	Pez Limón	<i>Seriola dumerili</i>	+	-	-
Déntol (DLP)	Dentón	<i>Dentex dentex</i>	+	+	-
Morruda	Sargo Picudo (3,2)	<i>Diplodus puntazzo</i>	+	+	+
Sard	Sargo (3,4)	<i>Diplodus sargus</i>	+	+	+
Variada	Mojarra (3,5)	<i>Diplodus vulgaris</i>	+	+	+
Càntara	Chopa (3,3)	<i>Spondyliosoma cantharus</i>	+	+	+
Orada	Dorada (3,7)	<i>Sparus aurata</i>	+	+	-
Congre	Congrio (4,3)	<i>Conger conger</i>	-	+	-
Morena	Morena (4,2)	<i>Muraena helena</i>	+	+	+
Xerna	Cherna (3,8)	<i>Epinephelus caninus</i>	-	+	-
Anfós Llis	Falso Abadejo (3,9)	<i>Epinephelus costae</i>	+	+	-
Anfós	Mero (4,4)	<i>Epinephelus marginatus</i>	+	+	+
Anfós Bord	Gitano (4,1)	<i>Mycteroperca rubra</i>	-	+	-
Tord Massot	Merlo (3,6)	<i>Labrus merula</i>	+	-	+
Grívia	Tordo Verde (3,9)	<i>Labrus viridis</i>	+	-	+
Mòllera	Brótola (4,3)	<i>Phycis phycis</i>	+	+	-
Escorball	Corvallo (3,8)	<i>Sciaena umbra</i>	+	+	+
Captinyós	Cabriela (3,7)	<i>Scorpaena notata</i>	-	+	-
Escórpora	Rascacio (3,9)	<i>Scorpaena porcus</i>	+	+	+
Cap-Roig	Cabracho (4,3)	<i>Scorpaena scrofa</i>	-	+	+
		Número de especies	16	18	12

**Figura 3.1.** Evolución de la riqueza media de especies de interés pesquero en las estaciones superficiales (< 15 m) de la Reserva Marina de Sa Dragonera y en zonas control no protegidas entre 2016 y 2022.

**Tabla 3. 2.** A) Análisis de la varianza para la riqueza media de especies con los factores: Año (Año), Nivel de Protección (Prot), la interacción de ambos (Año\*Prot) y las estaciones de muestreo o zonas anidadas dentro del nivel de protección (Zona(Prot)). SC: suma de cuadrados; GL: grados de libertad; MC: media cuadrática, F test, p= nivel de significancia con umbral 0,05 (**rojo indica p<0,05**). B) Análisis de la varianza integrando (*pooling*) el efecto de la zona con el error. C) Tests a posteriori HSD para N desigual entre los niveles de protección RMAI, RMAE y zonas control (NR).

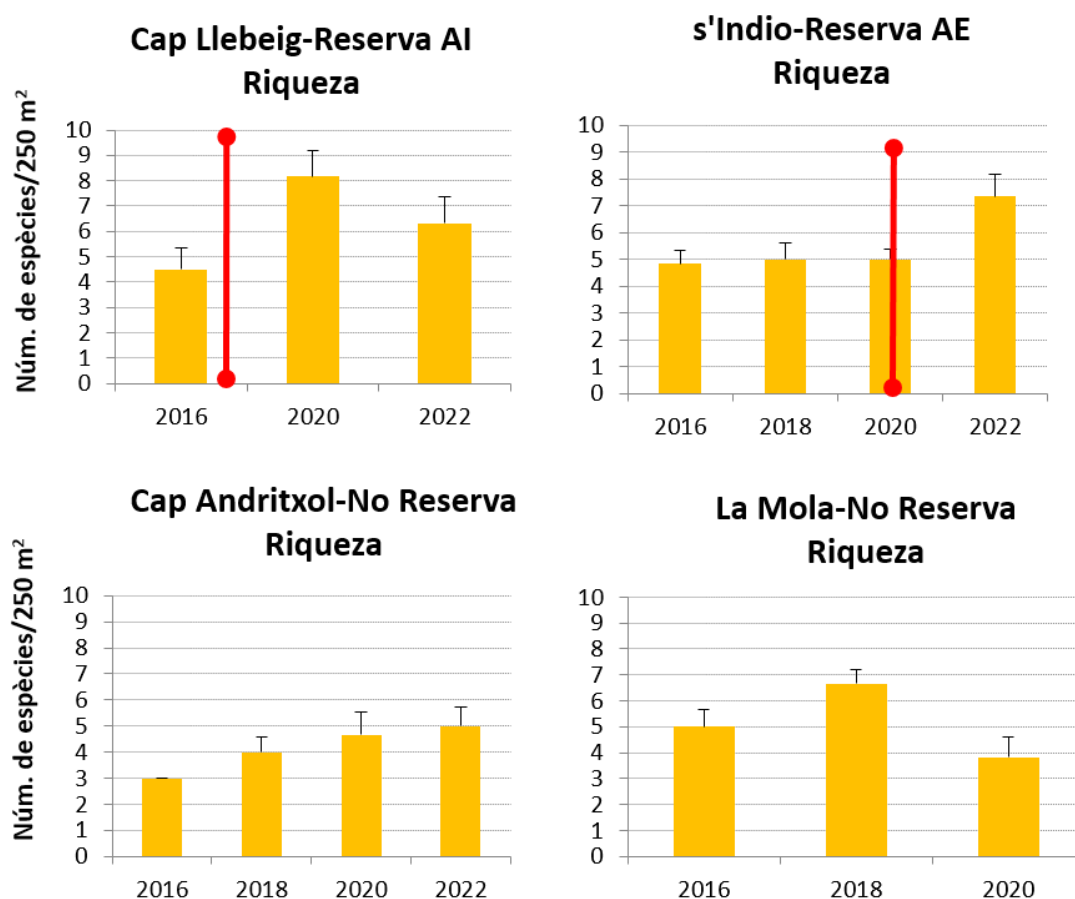
A)	SC	GL	MQ	F	p
Intercept	2969,3	1	2969,3	1599,8	0,0000
Año	18,1	3	6,0	3,4	0,0687
Prot	110,9	2	55,5	29,9	0,0104
Año*Prot	14,6	6	2,4	1,3	0,3288
Zona(Prot)	5,6	3	1,9	1,0	0,4226
Año*Zona(Prot)	16,2	9	1,8	1,5	0,1518
Error	220,4	183	1,2		
<i>POOLING (Error SC + Zona SC)</i>					
B)	SC	GL	MQ	F	p
Intercept	2991,092	1	2991,092	2414,223	0,0000
Año	18,954	3	6,318	5,099	0,0020
Prot	113,906	2	56,953	45,969	0,0000
Año*Prot	14,841	6	2,473	1,996	0,0680
Error	241,594	195	1,239		
C)		NR	R	RAE	
	Valores medios	2,9±0,1	4,7±0,2	3,8±0,1	
	NR		0,0000	0,0000	
	R	0,0000		0,0001	
	RAE	0,0000	0,0001		

### Las aguas profundas (20-25 m)

En las estaciones profundas se han censado 18 especies de interés pesquero, sin que el número acumulado de ellas difiera mucho entre niveles de protección (Tabla 3.3). Cabe decir al respecto que en este caso los niveles de protección RMAI y RMAE cuentan tan solo con una estación (Cap Llebeig y s’Indio respectivamente) mientras que las zonas control cuentan con dos estaciones (La Mola y Cap Andritxol). Cuando analizamos la evolución de la riqueza media por estación, se observa que los incrementos del Cap Llebeig están en los límites de detección significativa ( $F_{(2,15)}=3,53$ ;  $p=0,055$ ) y siempre por encima de las 6 esp./250 m<sup>2</sup> en los años posteriores a la declaración de la reserva, mientras que hay un incremento muy significativo en el último año de muestreo en la estación de aguas exteriores de s’Indio ( $F_{(3,20)}=3,89$ ;  $p=0,024$ ) (Fig. 3.2). En las zonas control, el Cap Andritxol muestra una riqueza media baja ( $\leq 5$  esp./250 m<sup>2</sup>), sin cambios temporales ( $F_{(3,13)}=1,47$ ;  $p=0,267$ ) y una evolución variable en la Mola, con un máximo significativo en 2020 que bajó de nuevo en 2022 ( $F_{(2,15)}=4,54$ ;  $p=0,028$ ) (Fig. 3.2).

**Tabla 3.3.** Presencia/ausencia (+/-) de las especies vulnerables a la pesca censadas en las estaciones profundas (20-25 m) de cada nivel de protección en 2016, 2018, 2020 y 2022. RMAI: reserva marina de aguas interiores, RMAE: reserva marina aguas exteriores, y NR: zonas control no protegidas. DLP: especies pelágicas costeras o divagantes de litoral y plataforma. N= número de transectos de 50x5 m. Junto al nombre vernáculo en castellano aparece el nivel trófico de las especies demersales según Froese y Pauly (2020).

Catalán	Castellano	Científico	RMAI N= 18	RMAE 24	NR N= 17
Déntol (DLP)	Dentón	<i>Dentex dentex</i>	+	+	+
Espet (DLP)	Espetón	<i>Sphyraena viridensis</i>	+	+	+
Orada	Dorada (3,7)	<i>Sparus aurata</i>	+	+	+
Morruda	Sargo Picudo (3,2)	<i>Diplodus puntazzo</i>	+	+	+
Sard	Sargo (3,4)	<i>Diplodus sargus</i>	+	+	+
Variada	Mojarra (3,5)	<i>Diplodus vulgaris</i>	+	+	+
Càntara	Chopa (3,3)	<i>Spondyliosoma cantharus</i>	+	+	+
Xerna	Cherna (4,1)	<i>Epinephelus caninus</i>	+	+	+
Anfós Llis	Falso Abadejo (3,9)	<i>Epinephelus costae</i>	+	+	+
Anfós	Mero (4,4)	<i>Epinephelus marginatus</i>	+	+	+
Anfós bord	Gitano (3,8)	<i>Mycyoperca rubra</i>	+	-	-
Tord Massot	Merlo (3,6)	<i>Labrus merula</i>	+	+	+
Grívia	Tordo Verde (3,9)	<i>Labrus viridis</i>	-	-	+
Morena	Morena (4,2)	<i>Muraena helena</i>	+	+	+
Möllera	Brótola (4,3)	<i>Phycis phycis</i>	+	+	+
Escorball	Corvallo (3,8)	<i>Sciaena umbra</i>	+	+	+
Escórpora	Rascacio (3,9)	<i>Scorpaena porcus</i>	+	-	+
Cap-roig	Cabracho (4,3)	<i>Scorpaena scrofa</i>	+	+	+
Número de especies			17	15	17



**Figura 3.2.** Evolución de la riqueza media de especies de interés pesquero en las estaciones profundas (20-28 m) de la Reserva Marina de Sa Dragonera y en zonas control no protegidas entre 2016 y 2022. La barra vertical roja señala el tiempo en que fue protegida la zona de estudio.

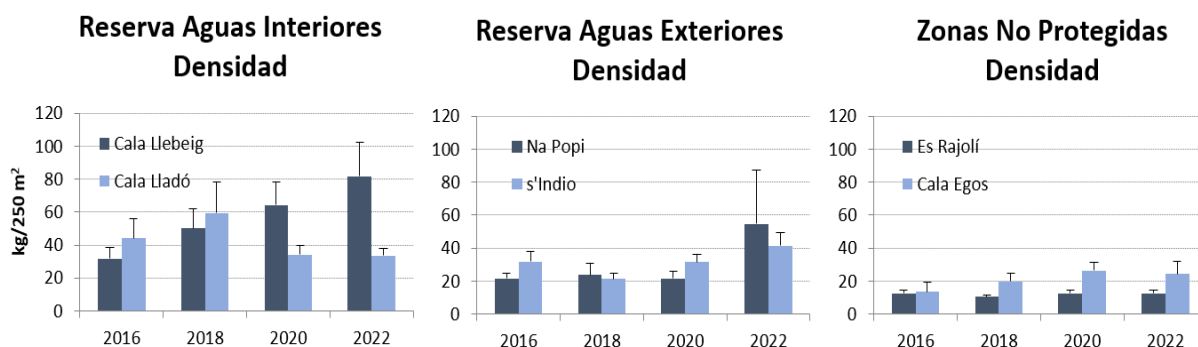
### *La densidad de peces*

#### **Las aguas superficiales (< 15 m)**

En las tablas 3.4 a 3.9 puede observarse la densidad media estimada para las 16 especies (2 epipelágicas costeras y 14 demersales) en las 6 estaciones de estudio durante la campaña de julio de 2022. Además, en la figura 3.3 se aprecia una tendencia creciente de la densidad de especies demersales entre 2016 y 2022, tanto en la RMAI como en la RMAE. Esta tendencia debe matizarse en el interior de la reserva marina autonómica dado que hay un efecto zona o estación claro pero no estrictamente significativo ( $p=0,165$ ), incrementándose la densidad en la estación de cala Llebeig pero no en la de cala Lladó (Tabla 3.10). El análisis de la varianza detecta diferencias de densidad de peces entre los tres niveles de protección, dándose una jerarquía en el sentido RMAI>RMAE>NR de forma significativa ( $p=0,024$ ). El ligero incremento que se observa en las zonas control (cala Egos) evita la interacción de los factores Tiempo y Protección, lo que nos lleva



a concluir que el efecto reserva observado está influido a su vez por condicionantes locales que favorecen la densidad de peces en el entorno de la isla Dragonera desde un principio. En las estaciones situadas en las aguas exteriores, con tan solo 21 meses de protección, el incremento de densidad ha sido casi del 100%, observándose una media de  $48 \pm 16,2$  ind./250 m<sup>2</sup> en la última campaña. En las tablas 3.6 y 3.7 puede observarse como las especies *D. vulgaris*, *S. umbra* y *E. marginatus* aumentan considerablemente en las dos estaciones de la RMAE en la última campaña.



**Figura 3.3.** Evolución de la densidad media de peces demersales en las estaciones superficiales (< 15 m) de la Reserva Marina de Sa Dragonera y en zonas control no protegidas entre 2016 y 2022.

**Tabla 3.4.** Densidad media de individuos (ind./250 m<sup>2</sup>) y error estándar (EE) para todas las especies de interés pesquero censadas en la estación de la RMAI de cala Llebeig (5-15 m).

	cala Llebeig		cala Llebeig		cala Llebeig		cala Llebeig	
	2016. N= 9		2018. N= 9		2020. N= 9		2022. N= 9	
	Mitjana	EE	Mitjana	EE	Mitjana	EE	Mitjana	EE
<i>S. viridensis</i>	1,4	1,4	7,8	5,5	0,0	0,0	11,9	11,0
<i>S. dumerili</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>D. dentex</i>	0,0	0,0	0,3	0,2	0,2	0,1	0,2	0,1
<i>M. helena</i>	0,3	0,2	0,0	0,0	0,4	0,2	0,1	0,1
<i>G. unicolor</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>D. cervinus</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>D. puntazzo</i>	1,1	0,3	1,3	0,5	1,9	0,6	0,7	0,3
<i>D. sargus</i>	7,4	1,1	13,2	2,1	15,2	2,3	12,1	1,8
<i>D. vulgaris</i>	22,2	6,1	33,0	10,7	42,0	13,5	58,7	18,6
<i>S. aurata</i>	0,1	0,1	0,3	0,2	0,1	0,1	0,4	0,2
<i>S. cantharus</i>	0,1	0,1	0,4	0,2	0,2	0,1	2,6	1,5
<i>E. caninus</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>E. costae</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,1	0,0	0,0
<i>E. marginatus</i>	0,2	0,1	0,4	0,3	1,3	0,4	1,1	0,4
<i>M. rubra</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

Continuación tabla 3.4

<i>L. merula</i>	0,1	0,1	0,0	0,0	0,1	0,1	0,0	0,0
<i>L. viridis</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,1	0,0	0,0
<i>S. umbra</i>	0,1	0,1	1,2	0,7	2,4	0,9	6,0	2,7
<i>S. notata</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>S. porcus</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>S. scrofa</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>P. phycis</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,1	0,0	0,0

**Tabla 3.5.** Densidad media de individuos (ind./250 m<sup>2</sup>) y error estándar (EE) para todas las especies de interés pesquero censadas en la estación de la RMAI de cala Lladó (5-15 m).

	cala Lladó		cala Lladó		cala Lladó		cala Lladó	
	2016. N= 9		2018. N= 9		2020. N= 9		2022. N= 6	
	Mitjana	EE	Mitjana	EE	Mitjana	EE	Mitjana	EE
<i>S. viridensis</i>	0,0	0,0	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>S. dumerili</i>	0,0	0,0	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>D. dentex</i>	0,0	0,0	0,2	0,1	0,1	0,1	0,0	0,0
<i>M. helena</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,2
<i>D. puntazzo</i>	0,8	0,4	1,0	0,7	1,0	0,4	0,3	0,2
<i>D. sargus</i>	4,7	0,9	6,2	0,9	9,1	2,0	9,0	1,2
<i>D. vulgaris</i>	36,1	11,1	50,0	18,5	19,0	3,4	19,8	5,2
<i>S. aurata</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>S. cantharus</i>	1,9	0,5	0,2	0,1	0,4	0,2	0,5	0,2
<i>E. caninus</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>E. marginatus</i>	0,2	0,2	0,1	0,1	0,4	0,3	0,5	0,2
<i>L. merula</i>	0,3	0,2	0,4	0,2	0,7	0,2	0,3	0,2
<i>L. viridis</i>	0,0	0,0	0,3	0,2	0,2	0,1	0,0	0,0
<i>S. umbra</i>	0,0	0,0	1,1	0,4	3,3	2,1	3,0	1,0
<i>S. porcus</i>	0,1	0,1	0,0	0,0	0,1	0,1	0,0	0,0

**Tabla 3.6.** Densidad media de individuos (ind./250 m<sup>2</sup>) y error estándar (EE) para todas las especies de interés pesquero censadas en la estación de la RMAE de Na Popi (5-15 m).

	Na Popi		Na Popi		Na Popi		Na Popi	
	2016. N= 9		2018. N= 9		2020. N= 9		2022. N= 6	
	Mitjana	EE	Mitjana	EE	Mitjana	EE	Mitjana	EE
<i>S. viridensis</i>	0,0	0,0	1,1	0,7	0,0	0,0	1,8	1,8
<i>S. dumerili</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>D. dentex</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,1	0,2	0,2
<i>C. conger</i>	0,0	0,0	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>M. helena</i>	0,2	0,1	0,1	0,1	0,3	0,2	0,0	0,0
<i>D. puntazzo</i>	0,8	0,3	0,9	0,4	0,3	0,2	0,3	0,2
<i>D. sargus</i>	4,2	1,4	3,6	0,9	3,7	0,9	8,0	3,7

Continuación tabla 3.6

<i>D. vulgaris</i>	14,1	2,9	18,2	6,9	16,4	4,1	42,7	32,2
<i>S. aurata</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,2
<i>S. cantharus</i>	0,9	0,5	0,3	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>E. caninus</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,2
<i>E. marginatus</i>	0,3	0,2	0,3	0,2	0,1	0,1	1,2	0,5
<i>M. rubra</i>	0,0	0,0	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>L. merula</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>L. viridis</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>S. umbra</i>	0,3	0,2	0,0	0,0	0,2	0,1	2,3	1,6
<i>S. notata</i>	0,2	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>S. porcus</i>	0,1	0,1	0,0	0,0	0,2	0,2	0,0	0,0
<i>S. scrofa</i>	0,1	0,1	0,0	0,0	0,2	0,1	0,0	0,0
<i>P. phycis</i>	0,2	0,1	0,0	0,0	0,1	0,1	0,0	0,0

**Tabla 3.7.** Densidad media de individuos (ind./250 m<sup>2</sup>) y error estándar (EE) para todas las especies de interés pesquero censadas en la estación de la RMAE de s'Indio (5-15 m).

	s'Indio		s'Indio		s'Indio		s'Indio	
	2016. N= 9		2018. N= 9		2020. N= 9		2022. N= 6	
	Mitjana	EE	Mitjana	EE	Mitjana	EE	Mitjana	EE
<i>S. viridensis</i>	0,1	0,1	8,2	5,0	0,0	0,0	1,0	1,0
<i>S. dumerili</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>D. dentex</i>	0,1	0,1	0,0	0,0	0,2	0,1	0,2	0,2
<i>M. helena</i>	0,1	0,1	0,2	0,1	0,3	0,2	0,2	0,2
<i>D. puntazzo</i>	1,3	0,3	1,1	0,2	1,3	0,5	1,0	0,4
<i>D. sargus</i>	12,7	4,0	6,0	0,9	11,8	2,6	9,7	2,6
<i>D. vulgaris</i>	17,8	4,1	13,2	2,8	17,2	3,4	27,7	7,3
<i>S. aurata</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>S. cantharus</i>	0,1	0,1	0,0	0,0	0,1	0,1	0,0	0,0
<i>E. caninus</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>E. costae</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,2
<i>E. marginatus</i>	0,0	0,0	0,4	0,2	0,0	0,0	1,7	0,6
<i>M. rubra</i>	0,0	0,0	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>L. merula</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>L. viridis</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>S. umbra</i>	0,0	0,0	0,2	0,2	0,1	0,1	0,7	0,3
<i>S. scrofa</i>	0,0	0,0	0,1	0,1	0,1	0,1	0,0	0,0
<i>P. phycis</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	0,2	0,3	0,3

**Tabla 3.8.** Densidad media de individuos (ind./250 m<sup>2</sup>) y error estándar (EE) para todas las especies de interés pesquero censadas en la estación control de Es Rajolí (5-15 m).

	Es Rajolí		Es Rajolí		Es Rajolí		Es Rajolí	
	2016. N= 9		2018. N= 9		2020. N= 9		2022. N= 9	
	Mitjana	EE	Mitjana	EE	Mitjana	EE	Mitjana	EE
<i>S. viridensis</i>	0,0	0,0	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>S. dumerili</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>M. helena</i>	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>G. unicolor</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>D. cervinus</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>D. puntazzo</i>	0,6	0,2	0,1	0,1	0,6	0,2	0,6	0,2
<i>D. sargus</i>	2,4	0,7	2,3	0,6	1,9	0,6	2,1	0,6
<i>D. vulgaris</i>	8,4	0,9	7,1	0,7	8,7	2,0	9,6	2,3
<i>S. aurata</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>S. cantharus</i>	0,9	0,4	0,6	0,3	0,2	0,1	0,1	0,1
<i>E. marginatus</i>	0,1	0,1	0,1	0,1	0,2	0,1	0,1	0,1
<i>M. rubra</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>L. merula</i>	0,1	0,1	0,0	0,0	0,2	0,1	0,1	0,1
<i>L. viridis</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,1	0,0	0,0
<i>S. umbra</i>	0,0	0,0	0,1	0,1	0,3	0,2	0,0	0,0
<i>S. scrofa</i>	0,0	0,0	0,1	0,1	0,1	0,1	0,0	0,0
<i>P. phycis</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

**Tabla 3.9.** Densidad media de individuos (ind./250 m<sup>2</sup>) y error estándar (EE) para todas las especies de interés pesquero censadas en la estación control de cala Egos (5-15 m).

	cala Egos		cala Egos		cala Egos		cala Egos	
	2016. N= 9		2018. N= 9		2020. N= 9		2022. N= 9	
	Mitjana	EE	Mitjana	EE	Mitjana	EE	Mitjana	EE
<i>S. viridensis</i>	0,0	0,0	1,8	1,3	0,4	0,4	1,1	1,1
<i>S. dumerili</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>D. dentex</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>M. helena</i>	0,1	0,1	0,0	0,0	0,1	0,1	0,1	0,1
<i>D. puntazzo</i>	0,4	0,3	0,2	0,2	0,1	0,1	0,0	0,0
<i>D. sargus</i>	4,2	1,5	8,8	4,3	6,9	1,5	3,2	0,7
<i>D. vulgaris</i>	8,2	4,4	10,6	3,3	18,8	4,6	19,7	7,1
<i>S. aurata</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>S. cantharus</i>	0,3	0,2	0,2	0,1	0,1	0,1	0,2	0,2
<i>E. caninus</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>E. costae</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>E. marginatus</i>	0,0	0,0	0,1	0,1	0,0	0,0	0,6	0,2
<i>M. rubra</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

Continuación tabla 3.9

<i>L. merula</i>	0,2	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,1
<i>L. viridis</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>S. umbra</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,2	0,0	0,0
<i>S. porcus</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	0,2	0,6	0,2

**Tabla 3.10. A)** Análisis de la varianza para la densidad media de peces con los factores: Año (Año), Nivel de Protección (Prot), la interacción de ambos (Año\*Prot) y las estaciones de muestreo o zonas anidadas dentro del nivel de protección (Zona(Prot)). SC: suma de cuadrados; GL: grados de libertad; MC: media cuadrática, F test, p= nivel de significancia con umbral 0,05 (rojo indica  $p < 0,05$ ). B) Tests a posteriori HSD para N desigual entre los niveles de protección RMAI, RMAE y zonas control (NR).

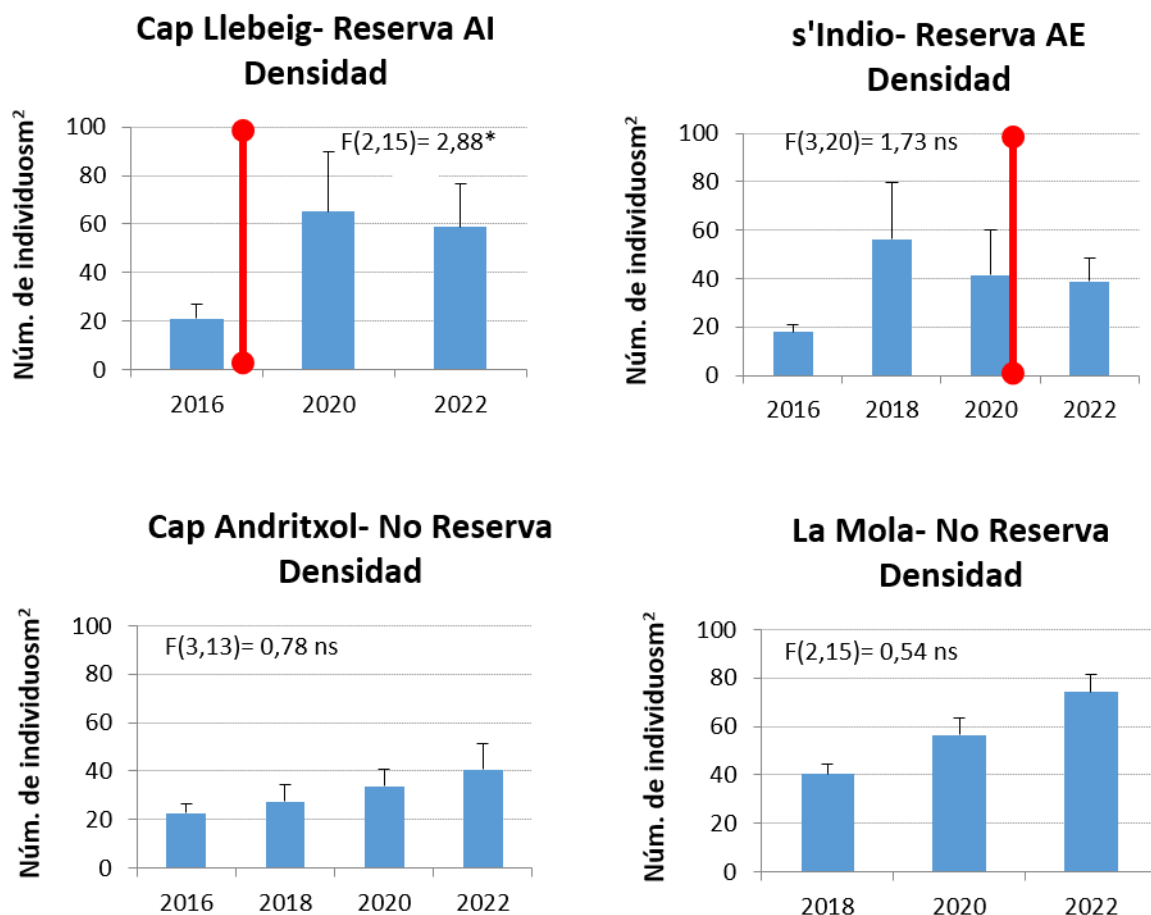
A)	SC	GL	MC	F	p
Intercept	391,1	1	391,1	1724,1	0,0000
Año	0,6	3	0,2	1,9	0,1965
Prot	7,4	2	3,7	16,2	0,0246
Año*Prot	0,4	6	0,1	0,7	0,6849
Zona(Prot)	0,7	3	0,2	2,1	0,1654
Año*Zona(Prot)	1,0	9	0,1	1,5	0,1412
Error	12,8	183	0,1		

B)		NR	RMAI	RMAE
16,6±1,6	NR		0,0000	0,0000
50,1±4,9	RMAI	0,0000		0,0000
29,4±3,5	RMAE	0,0000	0,0000	

### Las aguas profundas (20-25 m)

La densidad media de especies demersales muestra un incremento entre la primera y la última campaña en todas las estaciones, si bien el análisis de toda la serie temporal en cada caso no resulta significativo debido a la fuerte variación a pequeña escala espacial (entre transectos) de la especie más abundante (*D. vulgaris*) (Figura 3.4 y tablas 3.11-3.14). En la estación de cap Llebeig hay un aumento de las especies *D. vulgaris* (x10), *S. umbra* (x16) y *E. marginatus* (x40). Esta última especie alcanza densidades de alrededor de los 8 ind./250 m<sup>2</sup> en la campaña de 2022. En la estación de la RMAE de s'Indio, aumentan las mismas especies comentadas anteriormente para la RMAI, añadiendo el caso de la brótola de roca *P. phycis*, con un aumento de hasta 8 veces su densidad inicial (Tablas 3.11-3.12). En las zonas control son básicamente las especies del género *Diplodus* las que aumentan de una forma no significativa (Fig. 3.4. Tablas 3.13-3.14).



**Figura 3.4.** Evolución de la densidad media de peces demersales en las estaciones profundas (20-28 m) de la Reserva Marina de Sa Dragonera y en zonas control no protegidas entre 2016 y 2022. La barra vertical roja señala el tiempo en que fue protegida la zona de estudio.

**Tabla 3.11.** Densidad media de individuos (ind./250 m<sup>2</sup>) y error estándar (EE) para todas las especies de interés pesquero censadas en la estación de Cap Llebeig en la RMAI (20-28 m).

	cap Llebeig		cap Llebeig		cap Llebeig	
	2016. N= 6		2020. N= 6		2022. N= 6	
	Mitjana	EE	Mitjana	EE	Mitjana	EE
<i>Sphyraena viridensis</i>	10,7	8,1	0,7	0,5	5,7	4,6
<i>Dentex dentex</i>	0,5	0,5	0,8	0,2	0,2	0,2
<i>Muraena helena</i>	0,0	0,0	0,8	0,3	0,2	0,2
<i>Diplodus puntazzo</i>	0,7	0,7	1,2	0,6	0,8	0,7
<i>Diplodus sargus</i>	12,5	3,5	16,3	7,4	9,2	3,8
<i>Diplodus vulgaris</i>	2,8	1,4	37,3	25,2	27,5	12,3
<i>Spondyliosoma cantharus</i>	3,3	1,2	1,5	1,5	0,3	0,2
<i>Sparus aurata</i>	0,0	0,0	0,5	0,3	0,2	0,2
<i>Epinephelus caninus</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,2
<i>Epinephelus costae</i>	0,0	0,0	0,3	0,2	0,0	0,0

Continuación tabla 3.11

<i>Epinephelus marginatus</i>	0,2	0,2	2,5	0,4	7,8	1,0
<i>Mycteroperca rubra</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,2
<i>Labrus merula</i>	0,0	0,0	0,5	0,3	0,3	0,2
<i>Labrus viridis</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Sciaena umbra</i>	0,7	0,7	2,8	1,0	11,3	6,6
<i>Scorpaena porcus</i>	0,2	0,2	0,2	0,2	0,0	0,0
<i>Scorpaena scrofa</i>	0,2	0,2	0,2	0,2	0,0	0,0
<i>Phycis phycis</i>	0,5	0,3	0,8	0,5	0,7	0,3

**Tabla 3.12.** Densidad media de individuos (ind./250 m<sup>2</sup>) y error estándar (EE) para todas las especies de interés pesquero censadas en la estación de s'Indio en la RMAE (20-28 m).

	s'Indio		s'Indio		s'Indio		s'Indio	
	2016. N= 6 Mitjana	EE	2018. N= 6 Mitjana	EE	2020. N= 6 Mitjana	EE	2022. N= 6 Mitjana	EE
<i>Sphyraena viridensis</i>	0,8	0,5	8,7	8,3	0,0	0,0	1,7	1,7
<i>Dentex dentex</i>	0,2	0,2	0,7	0,3	0,3	0,2	2,5	1,9
<i>Muraena helena</i>	0,7	0,3	0,7	0,3	0,7	0,2	1,7	0,6
<i>Diplodus puntazzo</i>	0,5	0,3	0,2	0,2	1,0	0,6	0,7	0,3
<i>Diplodus sargus</i>	5,2	0,9	5,7	1,7	12,0	7,8	7,0	2,3
<i>Diplodus vulgaris</i>	9,7	2,6	47,2	21,7	26,3	18,8	20,2	9,4
<i>Spondylisoma cantharus</i>	1,0	0,4	1,5	0,9	0,2	0,2	2,7	2,5
<i>Sparus aurata</i>	0,2	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Epinephelus caninus</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	0,2
<i>Epinephelus costae</i>	0,2	0,2	0,3	0,3	0,0	0,0	0,2	0,2
<i>Epinephelus marginatus</i>	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	1,3	0,6
<i>Mycteroperca rubra</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Labrus merula</i>	0,0	0,0	0,3	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Labrus viridis</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Sciaena umbra</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	0,2	2,8	1,4
<i>Scorpaena porcus</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Scorpaena scrofa</i>	0,2	0,2	0,0	0,0	0,3	0,2	0,5	0,2
<i>Phycis phycis</i>	0,2	0,2	0,2	0,2	0,5	0,2	1,5	0,6

**Tabla 3.13.** Densidad media de individuos (ind./250 m<sup>2</sup>) y error estándar (EE) para todas las especies de interés pesquero censadas en la estación control de Cap Andritxol (20-28 m).

	cap Andritxol		cap Andritxol		cap Andritxol		cap Andritxol	
	2016. N= 3		2018. N= 6		2020. N= 3		2022. N= 5	
	Mitjana	EE	Mitjana	EE	Mitjana	EE	Mitjana	EE
<i>Sphyraena viridensis</i>	0,0	0,0	3,3	3,3	12,3	9,1	0,0	0,0
<i>Dentex dentex</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	0,3	0,0	0,0
<i>Muraena helena</i>	0,3	0,3	0,7	0,2	0,0	0,0	1,0	0,6
<i>Diplodus puntazzo</i>	0,0	0,0	0,2	0,2	0,3	0,3	0,8	0,4
<i>Diplodus sargus</i>	2,7	0,9	3,2	1,2	9,0	6,0	6,6	1,5
<i>Diplodus vulgaris</i>	17,3	2,2	21,0	6,3	22,0	2,1	28,0	9,5
<i>Spondyliosoma cantharus</i>	2,3	1,2	1,5	0,5	2,0	1,0	0,8	0,5
<i>Sparus aurata</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Epinephelus caninus</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Epinephelus costae</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Epinephelus marginatus</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,2
<i>Mycteroperca rubra</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Labrus merula</i>	0,0	0,0	0,5	0,3	0,0	0,0	0,2	0,2
<i>Labrus viridis</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	0,2
<i>Sciaena umbra</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,2	1,4
<i>Scorpaena porcus</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Scorpaena scrofa</i>	0,0	0,0	0,3	0,2	0,3	0,3	0,2	0,2
<i>Phycis phycis</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,2

**Tabla 3.14.** Densidad media de individuos (ind./250 m<sup>2</sup>) y error estándar (EE) para todas las especies de interés pesquero censadas en la estación control de La Mola (20-28 m).

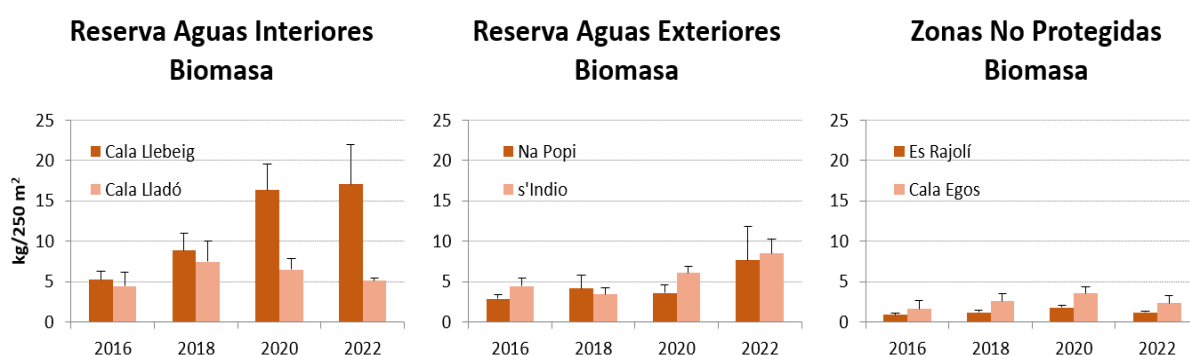
	La Mola		La Mola		La Mola	
	2018. N= 6		2020. N= 6		2020. N= 6	
	Mitjana	EE	Mitjana	EE	Mitjana	EE
<i>Sphyraena viridensis</i>	5,0	3,2	33,8	33,2	1,7	1,7
<i>Dentex dentex</i>	1,7	0,4	2,2	1,1	2,5	1,8
<i>Muraena helena</i>	0,5	0,3	1,3	0,4	0,7	0,2
<i>Diplodus puntazzo</i>	0,0	0,0	0,8	0,5	0,0	0,0
<i>Diplodus sargus</i>	6,2	1,7	13,5	8,1	15,8	7,6
<i>Diplodus vulgaris</i>	30,3	15,8	36,8	11,9	56,3	34,0
<i>Spondyliosoma cantharus</i>	2,5	1,4	0,2	0,2	0,8	0,8
<i>Sparus aurata</i>	0,0	0,0	0,3	0,2	0,0	0,0
<i>Epinephelus caninus</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,2
<i>Epinephelus costae</i>	0,0	0,0	0,2	0,2	0,2	0,2
<i>Epinephelus marginatus</i>	0,2	0,2	0,2	0,2	0,0	0,0
<i>Mycteroperca rubra</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Labrus merula</i>	0,5	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Labrus viridis</i>	0,0	0,0	0,3	0,2	0,0	0,0
<i>Sciaena umbra</i>	0,0	0,0	2,5	1,8	0,0	0,0
<i>Scorpaena porcus</i>	0,0	0,0	0,2	0,2	0,0	0,0
<i>Scorpaena scrofa</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	0,2
<i>Phycis phycis</i>	0,3	0,2	0,2	0,2	0,0	0,0



## La biomasa de peces

### Las aguas superficiales (< 15 m)

En la figura 3.5 puede observarse como entre la primera y la última campaña se da un incremento de biomasa de especies demersales desde los 5 kg/250 m<sup>2</sup> hasta los 17 kg/250 m<sup>2</sup> en cala Llebeig pero se mantiene alrededor de los 5 kg/250 m<sup>2</sup> en cala Lladó. Hay entonces un efecto zona/estación significativo, con una respuesta desigual a la protección (Tabla 3.15). En 2022, cuando la RMAE ya acumulaba casi dos años de protección se observa una mayor homogeneidad espacial en la respuesta a la protección, duplicándose la biomasa tanto en la estación de Na Popi como en s'Indio, con valores finales de alrededor de los 8 kg/250 m<sup>2</sup>.



**Figura 3.5.** Evolución de la biomasa media (kg/250 m<sup>2</sup>) de especies de interés pesquero en las estaciones superficiales (< 15 m) de la Reserva Marina de Sa Dragonera y en zonas control no protegidas entre 2016 y 2022.

Estos cambios provocan un efecto reserva significativo con la jerarquía ya explicada RMAI>RMAE>NR, aunque el análisis de la varianza nos indica que este efecto se da con el conjunto de todos los datos integrados desde 2016, 2018, 2020 y 2022 y no en un año o años concretos, tal como indicaría una interacción significativa que no se produce. Las zonas control presentan una biomasa muy baja, incluso inferior a la biomasa media observada en distintas zonas de las Illes Balears (4 kg/250 m<sup>2</sup>) (Coll, 2022).

**Tabla 3.15.** A) Análisis de la varianza para la biomasa media ( $\log_{10}(x+1)$ ) de especies con los factores: Año (Año), Nivel de Protección (Prot), la interacción de ambos (Año\*Prot) y las estaciones de muestreo o zonas anidadas dentro del nivel de protección (Zona(Prot)). SC: suma de cuadrados; GL: grados de libertad; MC: media cuadrática, F test, p= nivel de significancia con umbral 0,05 (rojo indica  $p < 0,05$ ). B) Tests a posteriori HSD para N desigual entre los niveles de protección RMAI, RMAE y zonas control (NR).

A)	SC	GL	MC	F	p
Intercept	86,3	1	86,3	176,5	0,001
Año	1,7	3	0,6	10,9	0,002
Prot	8,6	2	4,3	8,8	0,056
Año*Prot	0,7	6	0,1	2,1	0,150
Zona(Prot)	1,5	3	0,5	9,4	0,004
Año*Zona(Prot)	0,5	9	0,1	0,9	0,569
Error	11,2	183	0,1		
B)	NR	RMAI	RMAE		
NR. 1,9±0,2		0,000022	0,000022		
RMAI. 9,0±1,1	0,000022		0,000031		
RMAE. 4,8±0,5	0,000022	0,000031			

Las especies *D. vulgaris*, *E. marginatus* y *S. umbra* son las que más aumentan en todos los casos donde la biomasa ha respondido de forma creciente (Tabla 3.16-3.21).

**Tabla 3.16.** Biomasa media (kg/250 m<sup>2</sup>) y error estándar (EE) para todas las especies de interés pesquero censadas en la estación de la RMAI de cala Llebeig (5-15 m).

	cala Llebeig		cala Llebeig		cala Llebeig		cala Llebeig	
	2016. N= 9		2018. N= 9		2020. N= 9		2022. N= 9	
	Mitjana	EE	Mitjana	EE	Mitjana	EE	Mitjana	EE
<i>Sphyraena viridensis</i>	1,4	1,4	6,0	4,2	0,0	0,0	5,8	5,5
<i>Seriola dumerili</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Dentex dentex</i>	0,0	0,0	0,6	0,4	0,4	0,2	0,4	0,3
<i>Dicentrarchus labrax</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Diplodus cervinus</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Diplodus puntazzo</i>	0,2	0,1	0,3	0,1	0,4	0,1	0,2	0,1
<i>Diplodus sargus</i>	1,7	0,4	3,3	0,7	3,9	0,6	3,0	0,7
<i>Diplodus vulgaris</i>	2,4	0,7	3,5	1,7	6,9	2,7	6,7	2,4
<i>Spondyliosoma cantharus</i>	0,0	0,0	0,1	0,0	0,1	0,1	0,6	0,4
<i>Conger conger</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Muraena helena</i>	0,7	0,5	0,0	0,0	0,8	0,5	0,2	0,2
<i>Gymnothorax unicolor</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Sparus aurata</i>	0,1	0,1	0,3	0,1	0,1	0,1	0,3	0,2
<i>Epinephelus caninus</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Epinephelus costae</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,1	0,0	0,0
<i>Epinephelus marginatus</i>	0,1	0,0	1,0	0,9	2,2	0,5	2,8	1,5
<i>Mycteroperca rubra</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

Continuación tabla 3.16

<i>Labrus merula</i>	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Labrus viridis</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Sciaena umbra</i>	0,0	0,0	0,3	0,2	1,7	0,8	3,2	1,6
<i>Scorpaena porcus</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Scorpaena scrofa</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Scorpaena notata</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Phycis phycis</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,1	0,0	0,0

**Tabla 3.17.** Biomasa media (kg/250 m<sup>2</sup>) y error estándar (EE) para todas las especies de interés pesquero censadas en la estación de la RMAI de cala Lladó (5-15 m).

	cala Lladó		cala Lladó		cala Lladó		cala Lladó	
	2016. N= 9		2018. N= 9		2020. N= 9		2022. N= 6	
	Mitjana	EE	Mitjana	EE	Mitjana	EE	Mitjana	EE
<i>Sphyræna viridensis</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Seriola dumerili</i>	0,0	0,0	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Dentex dentex</i>	0,0	0,0	0,2	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Dicentrarchus labrax</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Diplodus cervinus</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Diplodus puntazzo</i>	0,1	0,1	0,2	0,1	0,2	0,1	0,1	0,0
<i>Diplodus sargus</i>	0,8	0,3	1,1	0,2	2,1	0,5	1,5	0,3
<i>Diplodus vulgaris</i>	3,2	1,4	5,4	2,4	2,0	0,5	2,0	0,6
<i>Spondyliosoma cantharus</i>	0,1	0,0	0,0	0,0	0,1	0,1	0,1	0,0
<i>Conger conger</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Muraena helena</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,1
<i>Gymnothorax unicolor</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Sparus aurata</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Epinephelus caninus</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Epinephelus costae</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Epinephelus marginatus</i>	0,1	0,1	0,1	0,1	0,4	0,3	0,3	0,2
<i>Mycteroperca rubra</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Labrus merula</i>	0,1	0,1	0,3	0,2	0,2	0,1	0,1	0,1
<i>Labrus viridis</i>	0,0	0,0	0,1	0,1	0,2	0,1	0,0	0,0
<i>Sciaena umbra</i>	0,0	0,0	0,3	0,1	1,3	1,0	0,9	0,3
<i>Scorpaena porcus</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Scorpaena scrofa</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Scorpaena notata</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Phycis phycis</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

**Tabla 3.18.** Biomasa media (kg/250 m<sup>2</sup>) y error estándar (EE) para todas las especies de interés pesquero censadas en la estación de la RMAE de Na Popi (5-15 m).

	Na Popi		Na Popi		Na Popi		Na Popi	
	2016. N= 9		2018. N= 9		2020. N= 9		2022. N= 6	
	Mitjana	EE	Mitjana	EE	Mitjana	EE	Mitjana	EE
<i>Sphyraena viridensis</i>	0,0	0,0	0,4	0,3	0,0	0,0	1,5	1,5
<i>Seriola dumerili</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Dentex dentex</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,1	0,1	0,1
<i>Dicentrarchus labrax</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Diplodus cervinus</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Diplodus puntazzo</i>	0,2	0,1	0,2	0,1	0,1	0,0	0,1	0,1
<i>Diplodus sargus</i>	1,0	0,4	0,6	0,2	0,7	0,2	0,8	0,4
<i>Diplodus vulgaris</i>	0,9	0,2	2,6	1,5	2,3	0,8	4,4	3,5
<i>Spondyliosoma cantharus</i>	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Conger conger</i>	0,0	0,0	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Muraena helena</i>	0,2	0,2	0,1	0,1	0,3	0,2	0,0	0,0
<i>Gymnothorax unicolor</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Sparus aurata</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,1
<i>Epinephelus caninus</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,1
<i>Epinephelus costae</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Epinephelus marginatus</i>	0,2	0,1	0,2	0,1	0,0	0,0	1,1	0,6
<i>Mycteroperca rubra</i>	0,0	0,0	0,4	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Labrus merula</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Labrus viridis</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Sciaena umbra</i>	0,2	0,1	0,0	0,0	0,1	0,1	1,0	0,6
<i>Scorpaena porcus</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Scorpaena scrofa</i>	0,1	0,1	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0
<i>Scorpaena notata</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Phycis phycis</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,1	0,0	0,0

**Tabla 3.19.** Biomasa media (kg/250 m<sup>2</sup>) y error estándar (EE) para todas las especies de interés pesquero censadas en la estación de la RMAE de s'Indio (5-15 m).

	s'Indio		s'Indio		s'Indio		s'Indio	
	2016. N= 9		2018. N= 9		2020. N= 9		2022. N= 6	
	Mitjana	EE	Mitjana	EE	Mitjana	EE	Mitjana	EE
<i>Sphyraena viridensis</i>	0,1	0,1	4,5	2,7	0,0	0,0	0,7	0,7
<i>Seriola dumerili</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Dentex dentex</i>	0,4	0,4	0,0	0,0	0,5	0,4	0,2	0,2
<i>Dicentrarchus labrax</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Diplodus cervinus</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Diplodus puntazzo</i>	0,2	0,0	0,2	0,0	0,3	0,1	0,3	0,1
<i>Diplodus sargus</i>	2,4	0,7	1,3	0,2	2,5	0,6	3,2	0,9
<i>Diplodus vulgaris</i>	1,8	0,5	1,3	0,4	2,6	0,6	3,0	0,9
<i>Spondyliosoma cantharus</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Conger conger</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

Continuación tabla 3.19

<i>Muraena helena</i>	0,1	0,1	0,2	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
<i>Gymnothorax unicolor</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Sparus aurata</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Epinephelus caninus</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Epinephelus costae</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,2
<i>Epinephelus marginatus</i>	0,0	0,0	0,1	0,1	0,0	0,0	1,3	0,7
<i>Mycteroperca rubra</i>	0,0	0,0	0,2	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Labrus merula</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Labrus viridis</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Sciaena umbra</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	0,2
<i>Scorpaena porcus</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Scorpaena scrofa</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,1	0,0	0,0
<i>Scorpaena notata</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Phycis phycis</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	0,2	0,2	0,2

**Tabla 3.20.** Biomasa media (kg/250 m<sup>2</sup>) y error estándar (EE) para todas las especies de interés pesquero censadas en la estación control de Es Rajolí (5-15 m).

	Es Rajolí		Es Rajolí		Es Rajolí		Es Rajolí	
	2016. N= 9	EE	2018. N= 9	EE	2020. N= 9	EE	2022. N= 9	EE
	Mitjana		Mitjana		Mitjana		Mitjana	
<i>Sphyræna viridensis</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Seriola dumerili</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Dentex dentex</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Dicentrarchus labrax</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Diplodus cervinus</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Diplodus puntazzo</i>	0,1	0,1	0,0	0,0	0,1	0,1	0,1	0,0
<i>Diplodus sargus</i>	0,2	0,1	0,3	0,1	0,3	0,1	0,2	0,1
<i>Diplodus vulgaris</i>	0,5	0,1	0,7	0,1	1,0	0,2	0,8	0,2
<i>Spondyliosoma cantharus</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Conger conger</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Muraena helena</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Gymnothorax unicolor</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Sparus aurata</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Epinephelus caninus</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Epinephelus costae</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Epinephelus marginatus</i>	0,0	0,0	0,1	0,1	0,1	0,1	0,0	0,0
<i>Mycteroperca rubra</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Labrus merula</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Labrus viridis</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,1	0,0	0,0
<i>Sciaena umbra</i>	0,0	0,0	0,1	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0
<i>Scorpaena porcus</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Scorpaena scrofa</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Scorpaena notata</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Phycis phycis</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

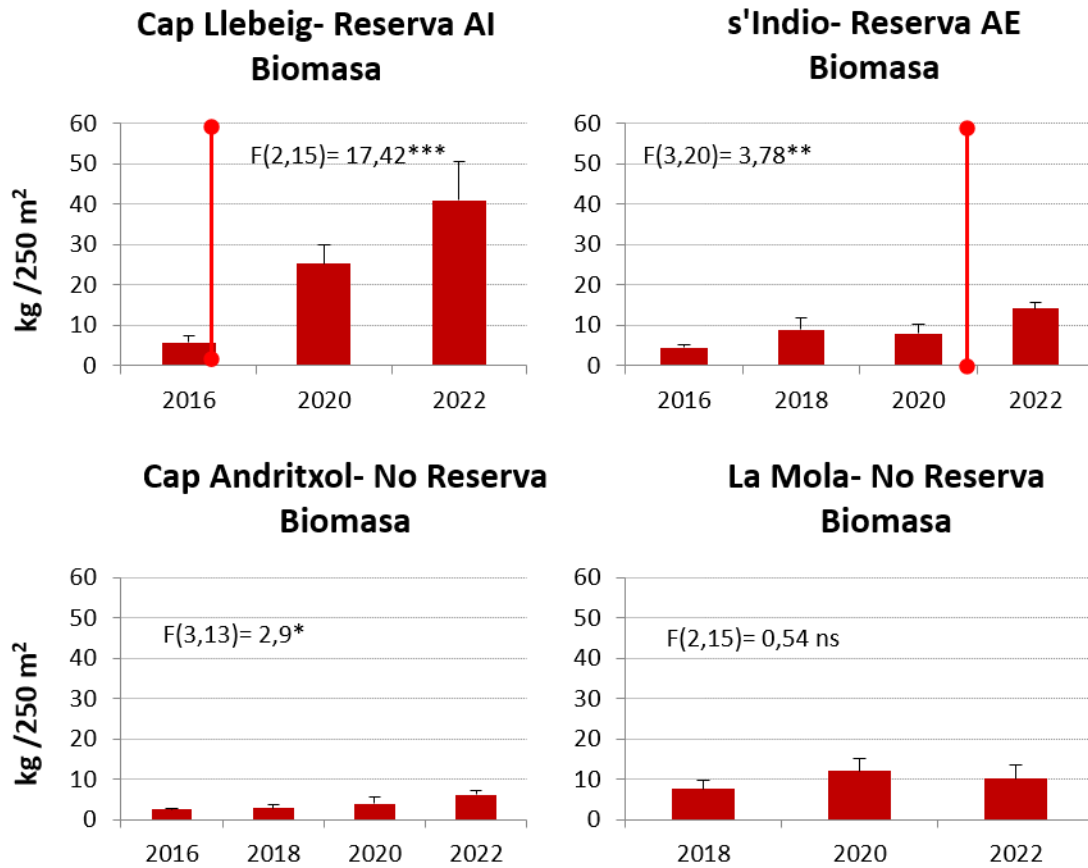
**Tabla 3.21.** Biomasa media (kg/250 m<sup>2</sup>) y error estándar (EE) para todas las especies de interés pesquero censadas en la estación control de cala Egos (5-15 m).

	cala Egos		cala Egos		cala Egos		cala Egos	
	2016. N= 9		2018. N= 9		2020. N= 9		2022. N= 9	
	Mitjana	EE	Mitjana	EE	Mitjana	EE	Mitjana	EE
<i>Sphyræna viridensis</i>	0,0	0,0	0,5	0,4	0,1	0,1	0,3	0,3
<i>Seriola dumerili</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Dentex dentex</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Dicentrarchus labrax</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Diplodus cervinus</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Diplodus puntazzo</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Diplodus sargus</i>	0,6	0,3	1,4	0,8	1,3	0,3	0,5	0,2
<i>Diplodus vulgaris</i>	0,9	0,8	1,0	0,4	2,1	0,8	1,6	0,8
<i>Spondyliosoma cantharus</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Conger conger</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Muraena helena</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,1
<i>Gymnothorax unicolor</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Sparus aurata</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Epinephelus caninus</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Epinephelus costae</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Epinephelus marginatus</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,1
<i>Mycteroperca rubra</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Labrus merula</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Labrus viridis</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Sciaena umbra</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Scorpaena porcus</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Scorpaena scrofa</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Scorpaena notata</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Phycis phycis</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

### Las aguas profundas (20-25 m)

Se observa una evolución desigual de la biomasa media de especies demersales en función de la estación. Así, en el cap Llebeig tenemos un incremento de hasta x7 veces la biomasa original, alcanzándose hasta 40 kg/250 m<sup>2</sup> en la campaña de 2022, tras 6 años de protección, mientras que, en la RMAE, la estación de s'Indio triplica la biomasa original, alcanzando los 14 kg/250 m<sup>2</sup> con tan solo 21 meses de protección. En ambos casos el factor año ha resultado muy significativo (Fig. 3.6). Las especies con una respuesta más acentuada a la protección han sido *D. vulgaris*, *E. marginatus*, *S. umbra*, y *P. phycis*, esta última especie en el caso particular de s'Indio (Tablas 3.22-3.25). En las zonas control no protegidas se observa también un incremento,

pero menor, de hasta x2,4 la biomasa original en el cap Andritxol y de x1,3 en la estación de la Mola (Fig. 3.6).



**Figura 3.6.** Evolución de la biomasa media de peces demersales en las estaciones profundas (20-28 m) de la Reserva Marina de Sa Dragonera y en zonas control no protegidas entre 2016 y 2022. La barra vertical roja señala el tiempo en que fue protegida la zona de estudio. \*:  $p < 0,1$ ; \*\*:  $p < 0,05$ ; \*\*\*:  $p < 0,025$ , ns= no significativo.

**Tabla 3.22.** Biomasa media (kg/250 m<sup>2</sup>) y error estándar (EE) para todas las especies de interés pesquero censadas en la estación de Cap Llebeig en la RMAI (20-28 m).

	cap Llebeig		cap Llebeig		cap Llebeig	
	2016. N= 6		2020. N= 6		2022. N= 6	
	Mitjana	EE	Mitjana	EE	Mitjana	EE
<i>Sphyraena viridensis</i>	12,9	7,3	0,9	0,8	2,2	1,9
<i>Dentex dentex</i>	1,1	1,1	1,7	0,5	0,5	0,5
<i>Muraena helena</i>	0,0	0,0	0,9	0,4	0,2	0,2
<i>Diplodus puntazzo</i>	0,2	0,2	0,4	0,2	0,3	0,2
<i>Diplodus sargus</i>	3,8	1,3	4,8	2,1	2,1	1,0
<i>Diplodus vulgaris</i>	0,3	0,1	5,1	3,7	3,9	1,9
<i>Spondyliosoma cantharus</i>	0,4	0,1	0,2	0,2	0,1	0,1
<i>Sparus aurata</i>	0,0	0,0	0,4	0,4	0,1	0,1
<i>Epinephelus caninus</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,1
<i>Epinephelus costae</i>	0,0	0,0	0,8	0,5	0,0	0,0
<i>Epinephelus marginatus</i>	0,4	0,4	8,6	2,2	21,4	3,7
<i>Mycteroperca rubra</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,2
<i>Labrus merula</i>	0,0	0,0	0,2	0,1	0,1	0,1
<i>Labrus viridis</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Sciaena umbra</i>	0,4	0,4	3,1	1,1	12,5	7,6
<i>Scorpaena porcus</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Scorpaena scrofa</i>	0,1	0,1	0,1	0,1	0,0	0,0
<i>Phycis phycis</i>	0,3	0,2	0,6	0,4	0,2	0,1

**Tabla 3.23.** Biomasa media (kg/250 m<sup>2</sup>) y error estándar (EE) para todas las especies de interés pesquero censadas en la estación de s'Indio en la RMAE (20-28 m).

	s'Indio		s'Indio		s'Indio		s'Indio	
	2016. N= 6		2018. N= 6		2020. N= 6		2022. N= 6	
	Mitjana	EE	Mitjana	EE	Mitjana	EE	Mitjana	EE
<i>Sphyraena viridensis</i>	0,6	0,4	4,6	4,4	0,0	0,0	0,9	0,9
<i>Dentex dentex</i>	0,1	0,1	0,6	0,3	0,6	0,5	4,6	3,4
<i>Muraena helena</i>	1,0	0,5	0,9	0,6	0,4	0,2	1,2	0,6
<i>Diplodus puntazzo</i>	0,1	0,1	0,0	0,0	0,4	0,2	0,1	0,1
<i>Diplodus sargus</i>	1,2	0,2	1,1	0,4	3,2	1,9	2,1	0,8
<i>Diplodus vulgaris</i>	1,1	0,2	5,2	2,6	3,2	1,9	2,5	1,2
<i>S. cantharus</i>	0,1	0,0	0,5	0,5	0,0	0,0	0,7	0,6
<i>Sparus aurata</i>	0,2	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Epinephelus caninus</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,1
<i>Epinephelus costae</i>	0,3	0,3	0,4	0,4	0,0	0,0	0,2	0,2
<i>Epinephelus marginatus</i>	0,4	0,4	0,4	0,4	0,1	0,1	2,9	1,1
<i>Mycteroperca rubra</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Labrus merula</i>	0,0	0,0	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Labrus viridis</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Sciaena umbra</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,1	2,2	1,3
<i>Scorpaena porcus</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Scorpaena scrofa</i>	0,1	0,1	0,0	0,0	0,2	0,2	0,5	0,3
<i>Phycis phycis</i>	0,1	0,1	0,1	0,1	0,4	0,2	1,6	0,6



**Tabla 3.24.** Biomasa media (kg/250 m<sup>2</sup>) y error estándar (EE) para todas las especies de interés pesquero censadas en la estación control de cap Andritxol (20-28 m).

	Cap Andritxol		Cap Andritxol		Cap Andritxol		Cap Andritxol	
	2016. N= 3		2018. N= 6		2020. N= 3		2022. N= 5	
	Mitjana	EE	Mitjana	EE	Mitjana	EE	Mitjana	EE
<i>Sphyraena viridensis</i>	0,0	0,0	1,2	1,2	4,3	3,3	0,0	0,0
<i>Dentex dentex</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,1	0,0	0,0
<i>Muraena helena</i>	0,5	0,5	0,5	0,2	0,0	0,0	1,1	0,7
<i>Diplodus puntazzo</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,1	0,2	0,1
<i>Diplodus sargus</i>	0,3	0,2	0,3	0,1	1,8	1,5	1,1	0,4
<i>Diplodus vulgaris</i>	1,7	0,1	1,5	0,6	1,8	0,3	2,3	0,9
<i>S. cantharus</i>	0,1	0,1	0,2	0,1	0,3	0,2	0,1	0,1
<i>Sparus aurata</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Epinephelus caninus</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Epinephelus costae</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Epinephelus marginatus</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	0,4
<i>Mycteroperca rubra</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Labrus merula</i>	0,0	0,0	0,3	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Labrus viridis</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,1
<i>Sciaena umbra</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,9	0,7
<i>Scorpaena porcus</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Scorpaena scrofa</i>	0,0	0,0	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
<i>Phycis phycis</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

**Tabla 3.25.** Biomasa media (kg/250 m<sup>2</sup>) y error estándar (EE) para todas las especies de interés pesquero censadas en la estación control de La Mola (20-28 m).

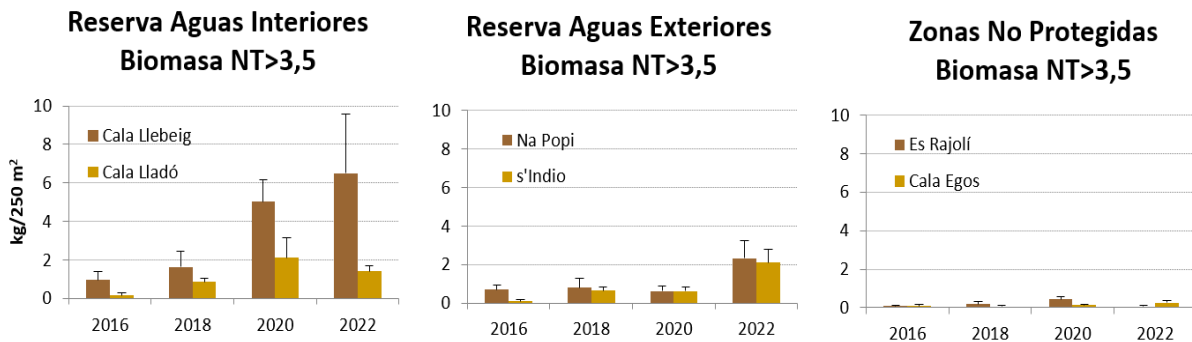
	La Mola		La Mola		La Mola	
	2018. N= 6		2020. N= 6		2020. N= 6	
	Mitjana	EE	Mitjana	EE	Mitjana	EE
<i>Sphyraena viridensis</i>	1,9	1,2	14,0	13,6	1,2	1,2
<i>Dentex dentex</i>	3,2	1,0	4,5	2,8	3,4	2,2
<i>Muraena helena</i>	0,7	0,6	1,8	0,6	0,6	0,3
<i>Diplodus puntazzo</i>	0,0	0,0	0,3	0,2	0,0	0,0
<i>Diplodus sargus</i>	1,3	0,4	3,6	1,9	3,4	1,6
<i>Diplodus vulgaris</i>	4,5	2,4	4,1	1,8	5,4	3,7
<i>Spondyliosoma cantharus</i>	0,3	0,1	0,1	0,1	0,3	0,3
<i>Sparus aurata</i>	0,0	0,0	0,2	0,1	0,0	0,0
<i>Epinephelus caninus</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,1
<i>Epinephelus costae</i>	0,0	0,0	0,1	0,1	0,2	0,2
<i>Epinephelus marginatus</i>	0,5	0,5	0,3	0,3	0,0	0,0
<i>Mycteroperca rubra</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Labrus merula</i>	0,3	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Labrus viridis</i>	0,0	0,0	0,2	0,1	0,0	0,0
<i>Sciaena umbra</i>	0,0	0,0	1,4	1,0	0,0	0,0
<i>Scorpaena porcus</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Scorpaena scrofa</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,1
<i>Phycis phycis</i>	0,0	0,0	0,1	0,1	0,0	0,0

## La biomasa de peces de elevado nivel trófico ( $B_{NT>3,5}$ )

### Las aguas superficiales (< 15 m)

La evolución de este indicador es positiva en todas las estaciones protegidas (Fig. 3.7). Si bien dentro de la RMAI hay un efecto significativo del propio factor “sitio/estación”, que es de la misma magnitud que las diferencias que se dan entre niveles de protección. Aunque los resultados finales para este indicador son desiguales en las dos estaciones de la RMAI, y así lo detecta el análisis de la varianza, en ambas se da un proceso de incremento de entre x7 y x8 veces la biomasa inicial. En cala Llebeig, la  $B_{NT>3,5}$  se sitúa por encima de los 6 kg/250 m<sup>2</sup> en 2022, mientras que en cala Lladó apenas se acerca a los 2 kg/250 m<sup>2</sup>. En la RMAE el resultado final es mucho más homogéneo entre estaciones, situándose ambas sobre los 2 kg/250 m<sup>2</sup>. Fuera de la reserva marina los resultados de estas especies son casi nulos, siempre por debajo de 1 kg/250 m<sup>2</sup>. El mero *E. marginatus* y el corvallo *S. umbra* son las especies que más contribuyen a este indicador, siendo llamativa la baja abundancia/biomasa de grandes lábridos *Labrus* spp. tanto dentro como fuera de las áreas de reserva.

El efecto de la heterogeneidad espacial en RMAI y la elevada dispersión de los datos en estaciones determinadas provoca que ni la interacción Tiempo x Nivel de Protección ni la misma protección resulten significativos actualmente (Tabla 3.26).



**Figura 3.7.** Evolución de la biomasa media (kg/250 m<sup>2</sup>) de especies de interés pesquero en las estaciones superficiales (< 15 m) de la Reserva Marina de Sa Dragonera y en zonas control no protegidas entre 2016 y 2022.

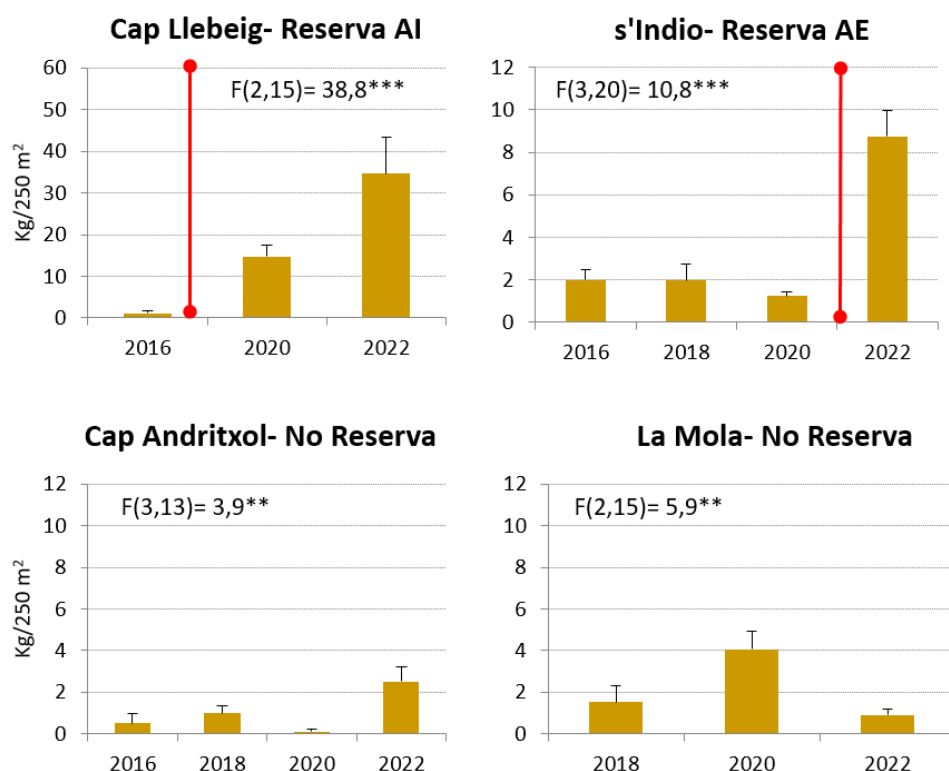
**Tabla 3.26.** Análisis de la varianza para la biomasa media de especies de alto nivel trófico con los factores: Año (Año), Nivel de Protección (Prot), la interacción de ambos (Año\*Prot) y las estaciones de muestreo o

zonas anidadas dentro del nivel de protección (Zona(Prot)). SC: suma de cuadrados; GL: grados de libertad; MC: media cuadrática, F test, p= nivel de significancia con umbral 0,05 (rojo indica  $p < 0,05$ ).

	SC	GL	MC	F	p
Intercept	272,5	1	272,5	8,4	0,063
Año	92,7	3	30,9	5,3	0,022
Prot	166,6	2	83,3	2,6	0,225
Año*Prot	85,8	6	14,3	2,5	0,107
Zona(Prot)	98,0	3	32,7	5,6	0,018
Año*Zona(Prot)	52,2	9	5,8	1,1	0,384
Error	988,2	183	5,4		

### Las aguas profundas (20-25 m)

En el cap Llebeig la biomasa de estas especies experimenta un incremento muy significativo, desde el valor de 1,1 kg/250 m<sup>2</sup> en 2016 hasta los 34,6 kg/250 m<sup>2</sup> en 2022, mientras que en la RMAE se cuadruplica de forma significativa la biomasa entre la primera y la última campaña (Fig. 3.8).



**Figura 3.8.** Evolución de la biomasa media de peces demersales de alto nivel trófico en las estaciones profundas (20-28 m) de la Reserva Marina de Sa Dragonera y en zonas control no protegidas entre 2016 y 2022. La barra vertical roja señala el tiempo en que fue protegida la zona de estudio. \*:  $p < 0,1$ ; \*\*:  $p < 0,05$ ; \*\*\*:  $p < 0,025$ , ns= no significativo.

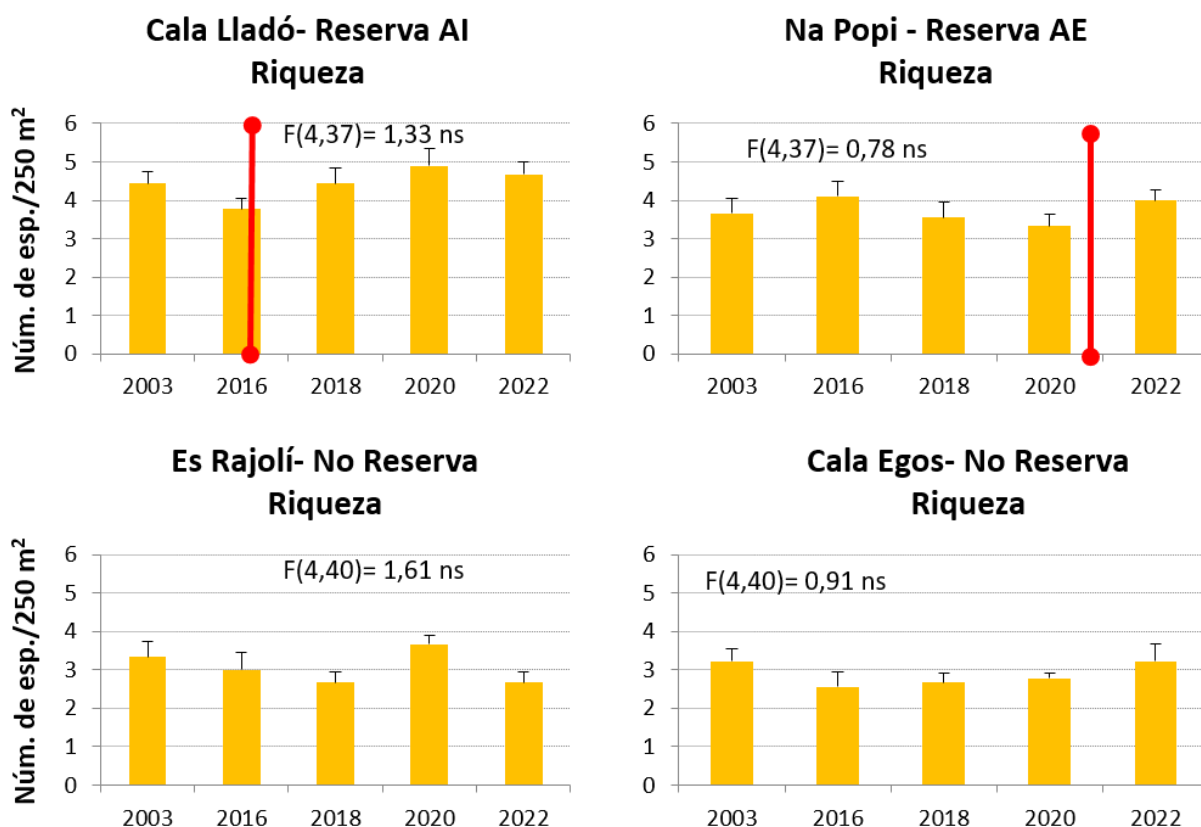
En las zonas no protegidas la biomasa es muy baja, de 2,5 kg/250 m<sup>2</sup> en el cap Andritxol y de tan solo 1 kg/250 m<sup>2</sup> en La Mola. Ambas zonas presentan diferencias significativas entre años pero sin un patrón consistente de aumento o disminución (Fig. 3.8). El número de especies de alto nivel trófico que tienen influencia en el conjunto de la biomasa ha sido muy bajo; y se han citado ya anteriormente: *E. marginatus*, *S. umbra* y *P. phycis*. El resto de especies, como el caso de los grandes lábridos *Labrus* spp., el cabracho *S. scrofa* o los grandes serránidos *E. costae* y *M. rubra*, han presentado una ocurrencia muy baja en las muestras y su influencia es mínima (Tablas 3.22-3.25).

### 3.1.2. Análisis de las series temporales disponibles (2003, 2016, 2018, 2020 i 2022)

Este apartado simplemente aporta como nuevo elemento los datos obtenidos en julio de 2003 en las estaciones superficiales de cala Lladó y de Na Popi, pudiendo dar más consistencia a las interpretaciones de la evolución temporal de los recursos. El efecto de la protección puede aquí solo inferirse por los patrones observados en la evolución de los indicadores, pero no contrastar hipótesis, dada la separación en el tiempo de declaración y normativa de las aguas interiores y exteriores, que dejaron el muestreo realizado en 2003 como un caso de pseudoreplicación (una sola estación en cada una de las dos reservas RMAI y RMAE, que se unieron administrativamente *a posteriori*).

#### *La riqueza de especies*

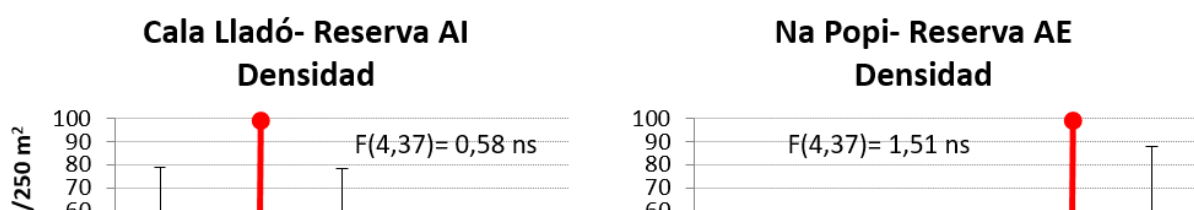
El número medio de especies vulnerables presenta una gran homogeneidad en todas las estaciones, normalmente entre 4,0 y 5,0 especies/250 m<sup>2</sup> en las aguas de Sa Dragonera y entre 2,0 y 3,5 especies en las zonas no protegidas (Fig. 3.9). Esta sencillez de patrones explica por otro lado que en los apartados donde sí se ha analizado el efecto reserva, éste no haya presentado la mayoría de las veces una interacción con el tiempo; es decir, las aguas de Sa Dragonera eran ya desde un inicio más ricas que las zonas control. Los patrones de estabilidad descritos vienen refrendados por el análisis de la varianza de la riqueza media respecto al tiempo, que arrojan resultados de igualdad entre las medias de los distintos años (Fig. 3.9).



**Figura 3.9.** Evolución de la riqueza media (Nº de esp/250 m<sup>2</sup>) desde 2003 en estaciones de la RMAI (cala Lladó), de la RMAE (Na Popi) y de dos zonas control sin protección (Es Rajolí y cala Egos). Resultados de un análisis de la varianza sobre la riqueza media y el factor tiempo. \*: p<0,1; \*\*: p<0,05; \*\*\*: p<0,025, ns= no significativo. La barra vertical roja indica el año de declaración de la reserva marina.

### La densidad de peces demersales

Este indicador muestra resultados de interés que ratifican por una parte la mayor riqueza y abundancia en una de las estaciones de Sa Dragonera (cala Lladó) desde un inicio respecto las zonas control, observándose densidades siempre > 30 ind./250 m<sup>2</sup> que no alcanzan las estaciones control (Fig. 3.10). La estación de aguas exteriores de Na Popi es la única que presenta un cambio brusco desde valores típicos de las zonas control (< 30 ind./250 m<sup>2</sup>) hasta más de 50 ind./250 m<sup>2</sup> en la reciente campaña de 2022, tras 21 meses de protección. Aparte de este incremento de densidad en Na Popi, no significativo, la tendencia decreciente en cala Lladó es también a resaltar, así como la gran estabilidad de las zonas control. Ningún análisis del efecto del tiempo sobre este indicador ha arrojado efectos significativos, independientemente de las tendencias gráficas.



---

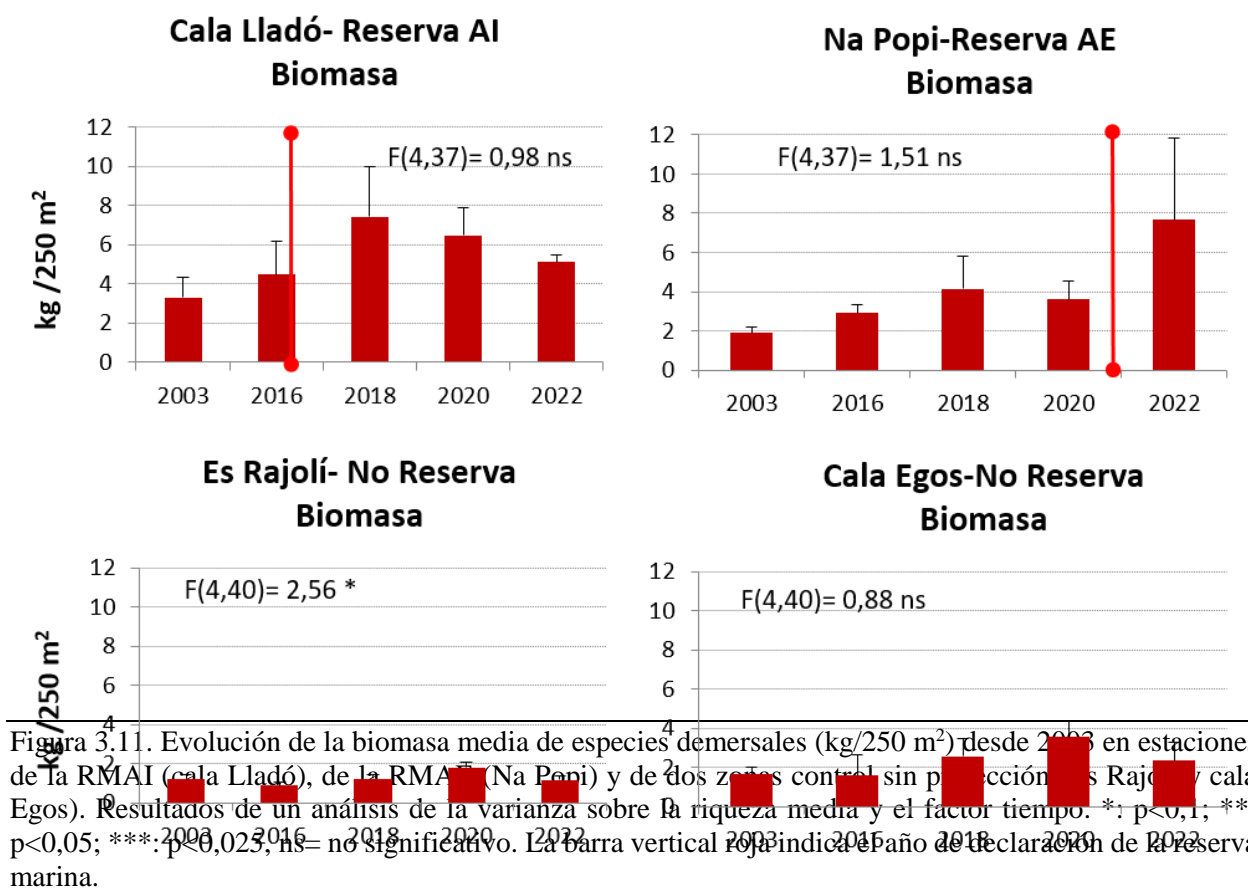
Figura 3.10. Evolución de la densidad media (Nº de ind./250 m<sup>2</sup>) desde 2003 en estaciones de la RMAI (cala Lladó), de la RMAE (Na Popi) y de dos zonas control sin protección (Es Rajolí y cala Egos). Resultados de un análisis de la varianza sobre la riqueza media y el factor tiempo. \*: p<0,1; \*\*: p<0,05; \*\*\*: p<0,025, ns= no significativo. La barra vertical roja indica el año de declaración de la reserva marina.

---

### *La biomasa de especies demersales*

Tal como se ha observado en diferentes enclaves de las Illes Balears, ni las zonas control ni las estaciones de Sa Dragonera previamente a su declaración como reserva marina superaban el valor de biomasa de 4 kg/250 m<sup>2</sup>, que sirve en muchos casos como un valor umbral, indicador *grosso modo* del estado de conservación de una zona. Los valores de 2003 eran incluso más bajos que los de 2016 tanto en las aguas interiores (cala Lladó) como en las exteriores (Na Popi), indicando que venimos de una situación histórica con un mal estado de los recursos ícticos litorales. Las tendencias en cala Lladó son de incremento y posterior regresión, pero ya por encima del valor umbral de los 4 kg/250 m<sup>2</sup>. En Na Popi hay una evolución positiva desde 1,9 a 7,7 kg/250 m<sup>2</sup> entre 2003 y 2022. Sin embargo, estas diferencias temporales no presentan una homogeneidad suficiente entre transectos para diferenciarse de forma significativa entre los distintos años (Fig. 3.11). Para la replicación establecida (N= de 6 a 9 transectos), la varianza de la biomasa media es todavía elevada en cada año y estación. Las zonas control fluctúan ligeramente entre los valores de 1 y 3,5 kg/250 m<sup>2</sup>, sin una tendencia definida, y resultando en diferencias significativas ( $p= 0,053$ ) entre

el peor y el mejor año de la estación de Es Rajolí. Este aspecto puede ilustrarnos de la importancia relativa de tales diferencias cuando la horquilla de valores es tan baja.



### *La biomasa de especies de alto nivel trófico ( $B_{NT>3,5}$ )*

Tan solo las dos estaciones protegidas muestran una evolución temporal positiva de la  $B_{NT>3,5}$ , desde valores inferiores a 1 kg/250 m<sup>2</sup> hasta valores próximos o superiores a 2 kg/250 m<sup>2</sup> (Fig. 3.12). Aunque estos valores son todavía bajos, por lo expuesto en el apartado de metodología, las probabilidades de rechazo de la hipótesis nula pueden considerarse significativas (p<0,1) y, por tanto, establecer una causa-efecto entre la declaración de la reserva, el tiempo transcurrido y los valores de  $B_{NT>3,5}$ . Los valores observados en las zonas control son muy bajos (< 0,5 kg/250 m<sup>2</sup>) y las diferencias temporales observadas en Es Rajolí son de tipo puntual, sin un patrón claro que explique aumento o regresión de la biomasa de estas especies (Fig. 3.12).

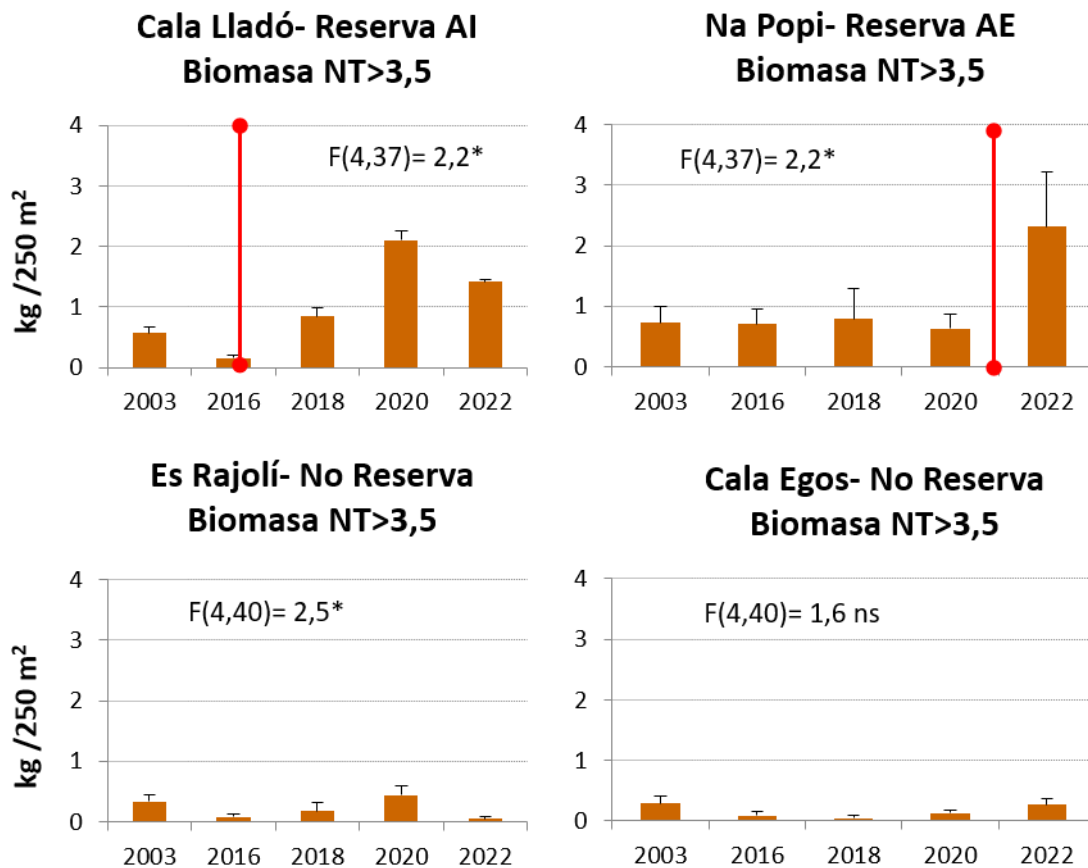
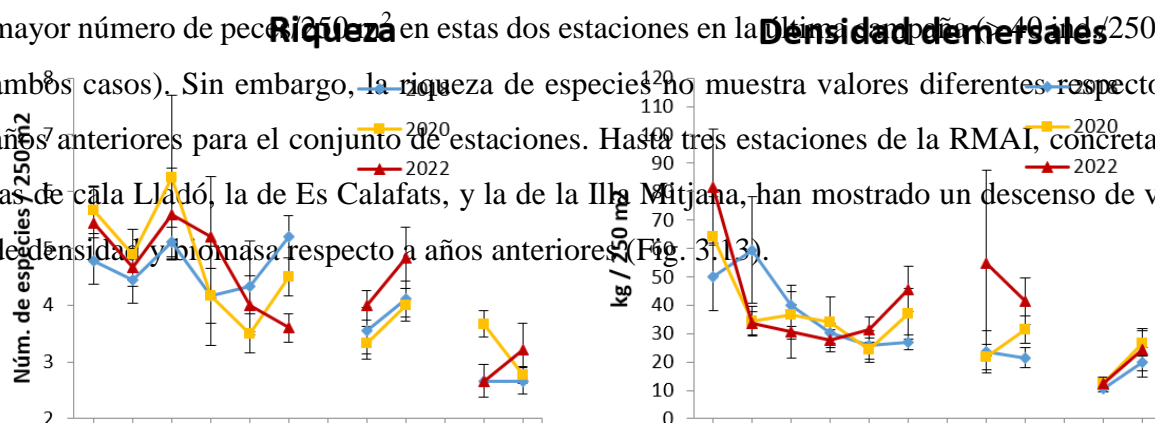


Figura 3.12. Evolución de la biomasa media de especies demersales de elevado nivel trófico (kg/250 m<sup>2</sup>) desde 2003 en estaciones de la RMAI (cala Lladó), de la RMAE (Na Popi) y de dos zonas control sin protección (Es Rajolí y cala Egos). Resultados de un análisis de la varianza sobre la riqueza media y el factor tiempo. \*: p<0,1; \*\*: p<0,05; \*\*\*: p<0,025, ns= no significativo. La barra vertical roja indica el año de declaración de la reserva marina.

### 3.1.3. Análisis espacio-temporal ampliado a 6 estaciones protegidas en la RMAI (2018, 2020 y 2022)

La ampliación espacial del muestreo a más estaciones dentro de la RMAI, muestra como solo 2 de 6 estaciones de esta parte de la reserva han incrementado la biomasa en 2022, concretamente las estaciones de cala Llebeig (hasta 17,1 kg/250 m<sup>2</sup>) y la de punta Galinda (6,4 kg/250 m<sup>2</sup>) (Fig. 3.13). Estos resultados son correlativos también con el indicador de densidad, alcanzándose el mayor número de peces por 250 m<sup>2</sup> en estas dos estaciones en la última campaña (6 y 40 peces/250 m<sup>2</sup> en ambos casos).

Sin embargo, la riqueza de especies no muestra valores diferentes respecto a los años anteriores para el conjunto de estaciones. Hasta tres estaciones de la RMAI, concretamente las de cala Lladó, la de Es Calafats, y la de la Illa Mitjana, han mostrado un descenso de valores de densidad y biomasa respecto a años anteriores (Fig. 3.13).





---

**Figura 3.13.** Variación espacial y temporal (2018-2022) de los indicadores de abundancia, riqueza de especies, biomasa y biomasa de niveles tróficos  $>3,5$  entre 6 estaciones protegidas, 2 estaciones en las aguas exteriores y 2 estaciones en zonas control.

---

Las estaciones situadas en la RMAE son las que muestran un incremento más claro y homogéneo de todos los indicadores y, especialmente por su interés comparativo a escala regional, destacan los valores de biomasa de la estación de Na Popi ( $7,7 \text{ kg}/250 \text{ m}^2$ ) y de s'Indio ( $8,5 \text{ kg}/250 \text{ m}^2$ ) en la última campaña. Tanto los valores como las tendencias observadas en las zonas control muestran una gran estabilidad y regularidad en la tendencia, indicando la ergodicidad de los resultados, asociada al proceso de muestreo.

En las tablas 3.27-3.30 puede observarse el resultado de un análisis de la varianza para todos los indicadores, testando la importancia de las estaciones y del tiempo como factores fijos e

independientes. Para todos los indicadores se observa una diferencia muy significativa entre estaciones, que suele concretarse en los tests *a posteriori* entre los valores superiores de las estaciones protegidas respecto de las zonas control. Sin embargo, dado que los cambios temporales se han dado en la mayoría de estaciones, al no existir una interacción significativa (estación x tiempo), los tests *a posteriori* deben interpretarse como las diferencias entre estaciones con los datos integrados de toda la serie temporal (2018, 2020 y 2022) y no de un año en concreto.

**Tabla 3.27.** A) Análisis de la varianza de la riqueza media entre estaciones y los años 2018, 2020 y 2022. B) Tests a posteriori entre estaciones. SC: suma de cuadrados; GL: grados de libertad; MC: media cuadrática, F test, p= nivel de significancia con umbral 0,05 (**rojo indica p<0,05**). NR1: Es Rajolí, NR2: cala Egos, R1: cala Llebeig, R2: cala Lladó, R3: illa Mitjana, R4: Es Calafats, R5: cala en Basset, R6: punta Galinda, RAE1: Na Popi, RAE2: s'Indio.

A) Riqueza					
	SC	GL	MC	F	p
Intercept	3727,8	1,0	3727,8	2410,6	0,000
ESTACIONES	167,7	9,0	18,6	12,0	0,000
Año	1,9	2,0	1,0	0,6	0,540
Estaciones*Año	29,6	18,0	1,6	1,1	0,393
Error	296,9	192,0	1,5		

B) HSD N DESIG.											
Riqueza media		NR1	NR2	R1	R2	R3	R4	R5	R6	RAE1	RAE2
3,0	NR1		1,000	0,000	0,000	0,000	0,020	0,403	0,036	0,836	0,018
2,9	NR2	1,000		0,000	0,000	0,000	0,008	0,244	0,016	0,645	0,006
5,3	R1	0,000	0,000		0,764	1,000	0,644	0,037	0,632	0,000	0,101
4,7	R2	0,000	0,000	0,764		0,592	1,000	0,771	1,000	0,076	0,978
5,5	R3	0,000	0,000	1,000	0,592		0,318	0,007	0,316	0,000	0,077
4,5	R4	0,020	0,008	0,644	1,000	0,318		0,967	1,000	0,542	1,000
3,9	R5	0,403	0,244	0,037	0,771	0,007	0,967		0,983	0,997	0,999
4,4	R6	0,036	0,016	0,632	1,000	0,316	1,000	0,983		0,639	1,000
3,6	RAE1	0,836	0,645	0,000	0,076	0,000	0,542	0,997	0,639		0,698
4,3	RAE2	0,018	0,006	0,101	0,978	0,077	1,000	0,999	1,000	0,698	

**Tabla 3.28.** A) Análisis de la varianza de la densidad media entre estaciones y los años 2018, 2020 y 2022. B) Tests a posteriori entre estaciones. SC: suma de cuadrados; GL: grados de libertad; MC: media cuadrática, F test, p= nivel de significancia con umbral 0,05 (**rojo indica p<0,05**). NR1: Es Rajolí, NR2: cala Egos, R1: cala Llebeig, R2: cala Lladó, R3: illa Mitjana, R4: Es Calafats, R5: cala en Basset, R6: punta Galinda, RAE1: Na Popi, RAE2: s'Indio.

A) Densidad	SC	GL	MC	F	p
Intercept	429,9	1	429,9	6756,0	0,000
ESTACIONES	7,1	9	0,8	12,4	0,000
Año	0,2	2	0,1	1,6	0,200
Estaciones*Año	0,9	18	0,0	0,8	0,750
Error	12,2	192	0,1		

B) HSD N DESIG.											
Densidad		NR1	NR2	R1	R2	R3	R4	R5	R6	RAE1	RAE2
11,8	NR1		0,053	0,000	0,000	0,000	0,000	0,002	0,000	0,010	0,000
23,6	NR2	0,053		0,000	0,009	0,206	0,623	0,889	0,185	1,000	0,576
65,3	R1	0,000	0,000		0,359	0,221	0,060	0,008	0,425	0,000	0,003
43,6	R2	0,000	0,009	0,359		1,000	0,982	0,809	1,000	0,084	0,825
36,6	R3	0,000	0,206	0,221	1,000		1,000	0,983	1,000	0,584	0,997
30,7	R4	0,000	0,623	0,060	0,982	1,000		1,000	0,999	0,934	1,000
27,2	R5	0,002	0,889	0,008	0,809	0,983	1,000		0,964	0,996	1,000
36,5	R6	0,000	0,185	0,425	1,000	1,000	0,999	0,964		0,525	0,992
30,7	RAE1	0,010	1,000	0,000	0,084	0,584	0,934	0,996	0,525		0,946
30,2	RAE2	0,000	0,576	0,003	0,825	0,997	1,000	1,000	0,992	0,946	

**Tabla 3.29.** A) Análisis de la varianza de la biomasa media entre estaciones y los años 2018, 2020 y 2022. B) Tests a posteriori entre estaciones. SC: suma de cuadrados; GL: grados de libertad; MC: media cuadrática, F test, p= nivel de significancia con umbral 0,05 (rojo indica  $p < 0,05$ ). NR1: Es Rajolí, NR2: cala Egos, R1: cala Llebeig, R2: cala Lladó, R3: illa Mitjana, R4: Es Calafats, R5: cala en Basset, R6: punta Galinda, RAE1: Na Popi, RAE2: s'Indio.

A) Biomasa	SC	GL	MC	F	p
Intercept	6981,8	1	6981,8	241,4	0,000
ESTACIONES	2701,0	9	300,1	10,4	0,000
Año	142,8	2	71,4	2,5	0,087
Estaciones*Año	528,7	18	29,4	1,0	0,444
Error	5552,6	192	28,9		

B) HSD N DESIG.											
Biomasa		NR1	NR2	R1	R2	R3	R4	R5	R6	RAE1	RAE2
1,4	NR1		0,994	0,000	0,035	0,054	0,649	0,649	0,607	0,452	0,152
2,8	NR2	0,994		0,000	0,345	0,356	0,978	0,981	0,965	0,955	0,707
14,1	R1	0,000	0,000		0,000	0,003	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
6,5	R2	0,035	0,345	0,000		1,000	0,998	0,996	1,000	0,987	1,000
7,0	R3	0,054	0,356	0,003	1,000		0,983	0,971	0,994	0,968	0,999
5,0	R4	0,649	0,978	0,000	0,998	0,983		1,000	1,000	1,000	1,000
4,9	R5	0,649	0,981	0,000	0,996	0,971	1,000		1,000	1,000	1,000
5,2	R6	0,607	0,965	0,000	1,000	0,994	1,000	1,000		1,000	1,000
4,8	RAE1	0,452	0,955	0,000	0,987	0,968	1,000	1,000	1,000		1,000
5,7	RAE2	0,152	0,707	0,000	1,000	0,999	1,000	1,000	1,000	1,000	

**Tabla 3.30.** A) Análisis de la varianza de la biomasa ( $B_{NT>3,5}$ ) media entre estaciones y los años 2018, 2020 y 2022. B) Tests a posteriori entre estaciones. SC: suma de cuadrados; GL: grados de libertad; MC: media cuadrática, F test, p= nivel de significancia con umbral 0,05 (rojo indica  $p < 0,05$ ). NR1: Es Rajolí, NR2: cala Egos, R1: cala Llebeig, R2: cala Lladó, R3: illa Mitjana, R4: Es Calafats, R5: cala en Basset, R6: punta Galinda, RAE1: Na Popi, RAE2: s'Indio.

A) Biomasa NT>3,5	SC	GL	MC	F	p
-------------------	----	----	----	---	---

Intercept	426,7	1	426,7	64,5	0,000
ESTACIONES	22,2	2	11,1	1,7	0,190
Año	344,7	9	38,3	5,8	0,000
Estaciones*Año	155,3	18	8,6	1,3	0,189
Error	1271,1	192	6,6		

#### HSD N DESIG.

Biomasa NT>3,5		NR1	NR2	R1	R2	R3	R4	R5	R6	RAE1	RAE2
0,2	NR1		1,000	0,000	0,813	0,458	0,979	0,941	1,000	0,974	0,989
0,1	NR2	1,000		0,000	0,755	0,399	0,966	0,915	1,000	0,955	0,980
4,4	R1	0,000	0,000		0,003	0,191	0,014	0,017	0,003	0,000	0,000
1,5	R2	0,813	0,755	0,003		0,999	1,000	1,000	0,999	1,000	1,000
2,1	R3	0,458	0,399	0,191	0,999		0,993	0,998	0,907	0,978	0,956
1,2	R4	0,979	0,966	0,014	1,000	0,993		1,000	1,000	1,000	1,000
1,4	R5	0,941	0,915	0,017	1,000	0,998	1,000		1,000	1,000	1,000
0,8	R6	1,000	1,000	0,003	0,999	0,907	1,000	1,000		1,000	1,000
1,1	RAE1	0,974	0,955	0,000	1,000	0,978	1,000	1,000	1,000		1,000
1,0	RAE2	0,989	0,980	0,000	1,000	0,956	1,000	1,000	1,000	1,000	

## 3.2. Análisis de tallas de las especies más frecuentes y abundantes

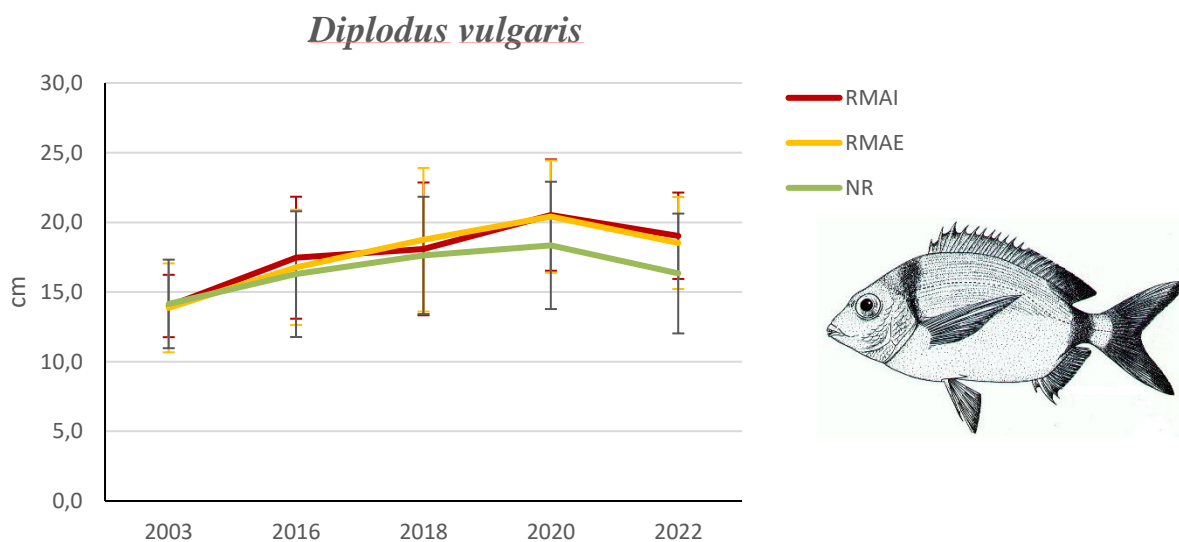
### La mojarra *Diplodus vulgaris*

Las estaciones con series temporales más completas (cala Lladó, cala Llebeig, Na Popi y s'Indio) muestran una evolución creciente de la talla media hasta los 19 -20 cm (Tabla 3.31 y Fig. 3.14), superior a las medias observadas en las zonas control a partir de 2018. La evolución más asociada a la declaración de la RMAI debe interpretarse a partir de 2016, dado que en 2003 tan solo se realizaron censos en cala Lladó i en Na Popi, lo que puede llevar asociado un sesgo hacia tallas más pequeñas en ese año concreto (las estaciones de cala Llebeig i s'Indio, incorporadas en 2016 presentan un hábitat idóneo para individuos grandes).

**Tabla 3.31.** Estadística descriptiva de la talla de la mojarra *D. vulgaris*. N= número de individuos, media (cm), desviación estándar, talla mínima y máxima observadas.

RMAI	N	Media	Std.Dev.	Minimum	Maximum
2003	433	14,0	2,2	10,0	22,0

2016	525	17,5	4,4	4,0	28,0
2018	410	18,1	4,8	2,0	27,0
2020	549	20,5	4,0	6,0	28,0
2022	647	19,0	3,1	8,0	26,0
<b>RMAE</b>					
2003	72	13,9	3,2	6,0	22,0
2016	287	16,8	4,1	8,0	30,0
2018	283	18,7	5,2	6,0	26,0
2020	303	20,4	4,0	6,0	28,0
2022	422	18,5	3,3	6,0	28,0
<b>NO RESERVA</b>					
2003	279	14,1	3,2	6,0	24,0
2016	150	16,3	4,5	6,0	24,0
2018	159	17,6	4,2	4,0	26,0
2020	247	18,3	4,6	6,0	30,0
2022	263	16,3	4,3	4,0	25,0



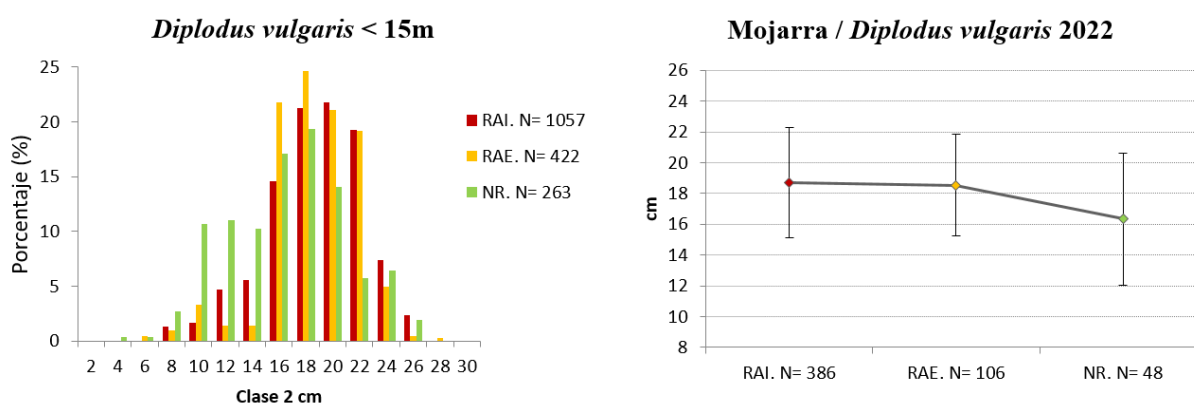
**Figura 3.14.** Evolución de la talla media ( $\pm$  desviación estándar) de *D. vulgaris* en los tres niveles de protección estudiados, usando las 2 estaciones históricas en cada nivel.

Situándonos en la reciente campaña de 2022 y ampliando el número de estaciones superficiales, se observan unas distribuciones totalmente diferentes entre las zonas protegidas y las zonas control. En todos los niveles de protección se observa una talla modal de 18 cm, aunque las medias sí difieren entre las zonas protegidas y las control ((RMAI:  $18,7 \pm 3,6$  = RMAE:  $18,5 \pm 3,3$ ) > NR:  $16,3 \pm 4,3$ ) (Tabla 3.32 y Fig. 3.15). Tomando como referencia la talla de primera madurez (Lm) según Mouine *et al.* (2012) (17 cm), el 51% de la población de mojarras de la RMAI

en 2022 se sitúa por encima de Lm, mientras que tan solo lo están el 46% en la RMAE y el 28% en las zonas control.

**Tabla 3.32.** Estadística descriptiva de la talla de la mojarra *D. vulgaris* en las 6 estaciones superficiales de la RMAI, y en las estaciones de RMAE y NR entre 2018, 2020 y 2022. N= número de individuos, media (cm), desviación estándar, talla mínima y máxima observadas.

		N	Mean	stdv	min	Max
RMAI	2022	1057	18,7	3,6	8,0	26,0
RMAE	2022	422	18,5	3,3	6,0	28,0
NR	2022	263	16,3	4,3	4,0	25,0



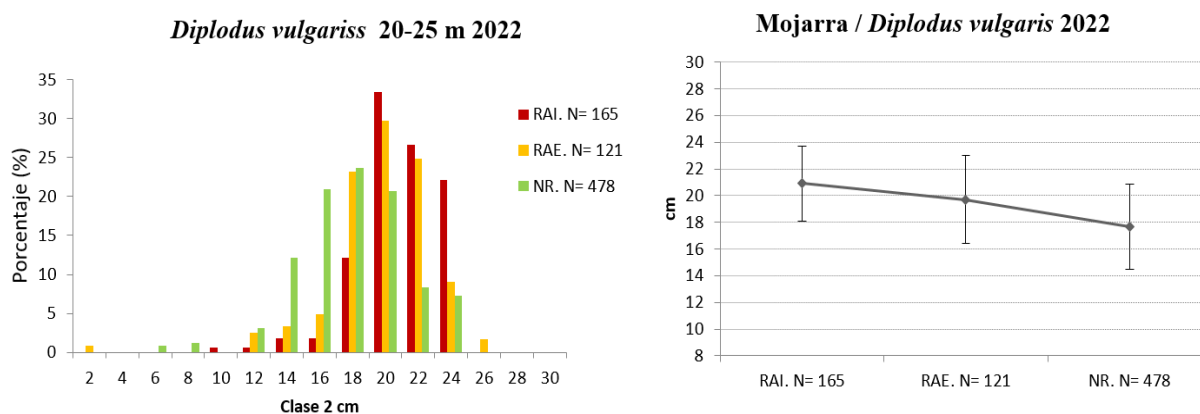
**Figura 3.15.** Frecuencias de talla (2 cm) y medias ( $\pm$  desviación estándar) de *D. vulgaris* entre los 3 niveles de protección estudiados en julio de 2022. La RMAI cuenta con 6 estaciones frente a las 2 estaciones de RMAE y NR.

En las aguas profundas, al disponer solo de una estación de muestreo en el caso de la RMAI y de la RMAE, se ha obviado cualquier contraste de hipótesis asociado a probabilidades de aceptación o rechazo del efecto reserva. En la tabla 3.33 puede observarse como en las 2 estaciones de la reserva marina de la isla Dragonera, las mayores tallas medias se dan a partir del tercer año de muestreo, en 2018. En la reciente campaña de 2022, se observa de forma gráfica que las mayores mojarrras se encuentran en la estación de la RMAI (Cap Llebeig), con frecuencias elevadas para individuos  $> 22$  cm, una talla media próxima a los 21 cm y un 83% de mojarrras por encima de la talla de primera madurez (Fig. 3.16). En la RMAE, la talla media es ligeramente inferior a la

del caso anterior ( $19,7\pm 3,2$  cm) pero 2 cm superior a la de las zonas control ( $17,7\pm 3,4$  cm). En la RMAE, el porcentaje de las mojarra que se encuentran por encima de la talla de primera madurez es del 65% frente al 36% en las zonas control.

**Tabla 3.33.** Estadística descriptiva de la talla de la mojarra *D. vulgaris* en las estaciones profundas de los 3 niveles de protección considerados. N= número de individuos, DE: desviación estándar, m: talla mínima, M: talla máxima.

	RMAI					RMAE					NR				
	N	Media	DE	m	M	N	Media	DE	m	M	N	Media	DE	m	M
<b>2016</b>	17	17,1	4,7	8,0	23,0	58	18,6	4,2	10,0	26,0	105	16,6	4,7	10,0	28,0
<b>2018</b>	-	-	-	-	-	283	18,9	3,0	8,0	26,0	308	18,7	4,4	6,0	28,0
<b>2020</b>	224	20,2	3,6	12,0	26,0	158	18,9	4,7	12,0	28,0	287	18,0	4,5	2,0	27,0
<b>2022</b>	165	20,9	2,5	10,0	24,0	121	19,7	3,2	2,0	26,0	478	17,7	3,4	6,0	24,0



**Figura 3.16.** Frecuencias de talla (2 cm) y medias ( $\pm$  desviación estándar) de *D. vulgaris* entre los 3 niveles de protección estudiados en las aguas profundas (20-28 m) en julio de 2022.

### El sargo *Diplodus sargus*

Teniendo en consideración las mismas circunstancias que en el caso anterior para el año 2003, con solo una estación de muestreo para RMAI y RMAE respectivamente, se observa un ligero aumento de talla a partir de 2016, incrementándose desde  $20,6\pm 5,4$  cm hasta  $22,7\pm 3,9$  cm en RMAI, y, en menor medida, desde  $21,5\pm 5,1$  cm hasta  $22,5\pm 4,8$  cm en RMAE (Tabla. 3.34 y Fig. 3. 17). En las zonas control y durante la última campaña de 2022, la talla media de *D. sargus* se sitúa entre 2 y 3 cm por debajo de la observada en las zonas protegidas, aunque también ha experimentado un incremento desde 2003 que debe interpretarse por un menor reclutamiento de juveniles en años posteriores. En las frecuencias de talla analizadas para las zonas control, fue en

el año 2003 cuando se observó una mayor proporción de individuos inmaduros (<Lm 21 cm; Mouine *et al.* (2007)), con un 72%, mientras que en años posteriores esta proporción se situó siempre entre el 30% y el 50% de la población. Dado que la profundidad media de muestreo ha sido muy homogénea en los distintos años ( $7,6 \pm 2,3$  m) los cambios en estas zonas deben atribuirse al éxito del reclutamiento en los años inmediatamente anteriores a 2003.

**Tabla 3.34.** Estadística descriptiva de la talla del sargo *D. sargus*. N= número de individuos, media (cm), desviación estándar, talla mínima y máxima observadas.

<b>RMAI</b>	<b>N</b>	<b>Media</b>	<b>Std.Dev.</b>	<b>Minimum</b>	<b>Maximum</b>
2003	43	16,7	3,0	12,0	24,0
2016	109	21,6	5,4	10,0	32,0
2018	141	22,8	4,5	10,0	32,0
2020	219	23,6	3,7	12,0	30,0
2022	163	22,8	3,9	12,0	30,0

<b>RMAE</b>	<b>N</b>	<b>Media</b>	<b>Std.Dev.</b>	<b>Minimum</b>	<b>Maximum</b>
2003	39	18,6	2,8	14,0	24,0
2016	152	21,5	5,1	12,0	34,0
2018	86	21,7	4,3	10,0	30,0
2020	139	22,2	4,0	12,0	30,0
2022	106	22,5	4,9	14,0	32,0

<b>NO RESERVA</b>	<b>N</b>	<b>Media</b>	<b>Std.Dev.</b>	<b>Minimum</b>	<b>Maximum</b>
2003	63	15,5	4,2	8,0	26,0
2016	60	17,6	5,0	8,0	28,0
2018	100	20,7	3,1	10,0	28,0
2020	79	20,7	5,1	8,0	31,0
2022	48	19,0	4,9	10,0	28,0

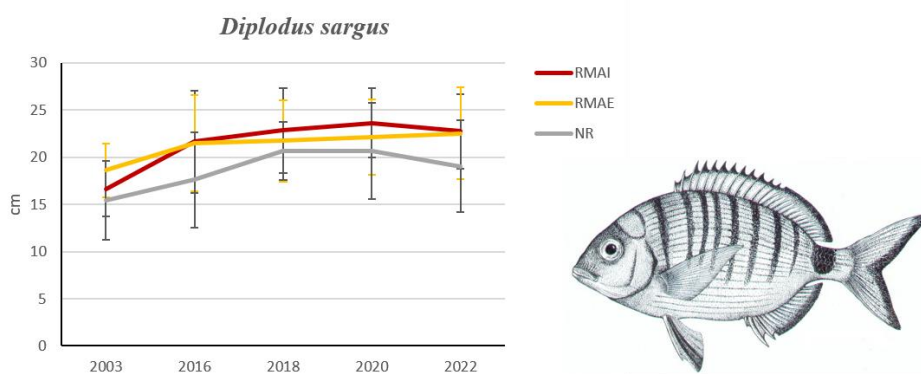
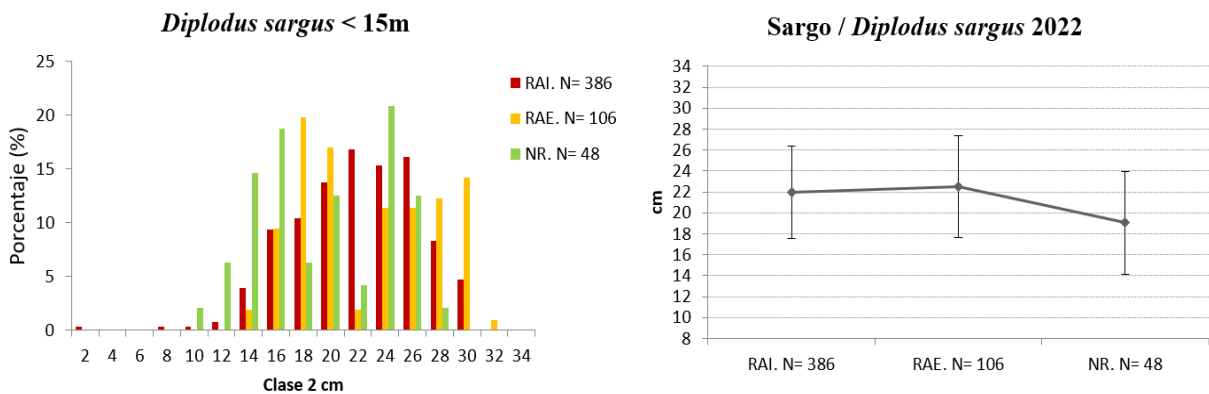


Figura 3.17. Evolución de la talla media ( $\pm$  desviación estándar) de *D. sargus* en los tres niveles de protección estudiados, usando las 2 estaciones históricas en cada nivel.

Teniendo en cuenta todas las estaciones del *freu* (RMAI), en la figura 3.18 puede observarse como las distribuciones de tallas de *D. sargus* difieren de forma significativa entre los tres niveles



de protección analizados en la última campaña de 2022. En la RMAI se observa una moda de 21-22 cm, con media de  $21,9 \pm 4,4$  cm, y un 44% de los individuos por encima de la talla de primera madurez ( $L_m = 21$  cm). Los sargos en las aguas exteriores, tras 21 meses de protección, muestran una moda ligeramente inferior a la de la RMAI, con una clase de talla de entre 17-18 cm, pero una distribución más amplia, con mayor frecuencia de individuos grandes ( $> 26$  cm). La talla media en la RMAE es muy parecida a la de la RMAI si tenemos en cuenta la precisión de la estima (2 cm), y se sitúa en  $22,5 \pm 4,8$  cm, y el porcentaje de la población que se sitúa por encima de  $L_m$  es también muy parecido: 49%. Las distribuciones de tallas de ambas áreas protegidas se diferencian significativamente de las zonas control, que muestran una talla media de  $19,0 \pm 4,9$  cm, y tan solo el 35% de la población se encuentra por encima de  $L_m$ .

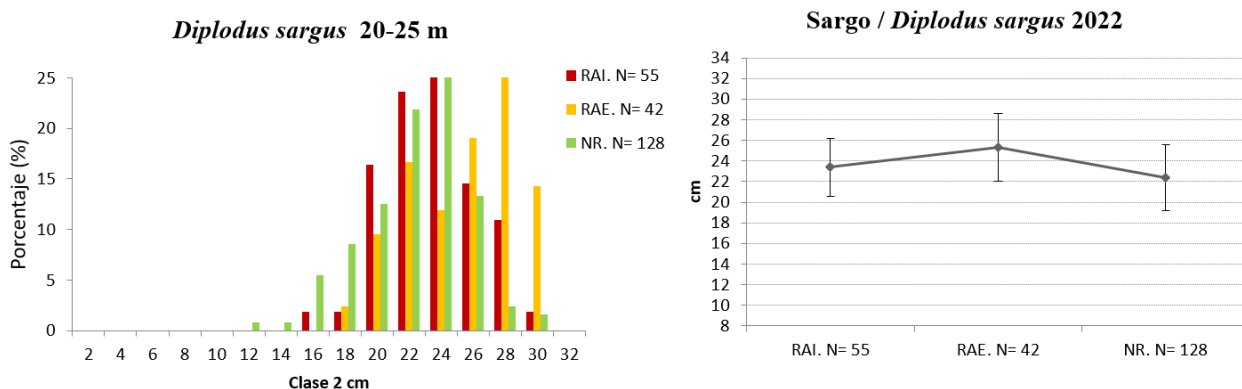


**Figura 3.18.** Frecuencias de talla (2 cm) y medias ( $\pm$  desviación estándar) de *D. sargus* entre los 3 niveles de protección estudiados en julio de 2022. La RMAI cuenta con 6 estaciones frente a las 2 estaciones de RMAE y NR.

En las aguas profundas puede observarse que las mayores tallas medias en ambas zonas protegidas se dan a partir de 2018, con valores  $\geq 22$  cm (Tabla 3.35). En la reciente campaña de 2022 los sargos de mayor talla se observan en las aguas exteriores, con una media de  $25,3 \pm 3,3$  cm y frecuencias elevadas de peces de 28 y 30 cm (Fig. 3.19). La talla media de la RMAI es ligeramente superior, nominalmente, a la de las zonas control ( $23,4 \pm 2,8$  vs  $22,4 \pm 3,2$ ) pero el número de peces de gran talla ( $> 28$  cm) es inferior al de la RMAE. Por lo que respecta a la fracción de la población con talla superior a  $L_m$ , la mayor proporción de reproductores se da en RMAE (71,4%), seguido de RMAI (56,4%) y de las zonas control (50%).

**Tabla 3.35.** Estadística descriptiva de la talla del sargo *D. sargus* en las estaciones profundas de los 3 niveles de protección considerados. N= número de individuos, DE: desviación estándar, m: talla mínima, M: talla máxima.

	RMAI					RMAE					NR				
	N	Media	DE	m	M	N	Media	DE	m	M	N	Media	DE	m	M
<b>2016</b>	75	24,9	4,6	16,0	34,0	31	22,8	4,2	14,0	32,0	42	18,7	4,3	12,0	28,0
<b>2018</b>						34	21,8	3,2	14,0	30,0	108	23,8	3,4	15,0	32,0
<b>2020</b>	98	25,3	2,4	20,0	32,0	72	24,7	2,3	20,0	30,0	56	20,5	4,3	10,0	26,0
<b>2022</b>	55	23,4	2,8	16,0	29,0	42	25,3	3,3	18,0	30,0	128	22,4	3,2	12,0	29,0



**Figura 3.19.** Frecuencias de talla (2 cm) y medias ( $\pm$  desviación estándar) de *D. sargus* entre los 3 niveles de protección estudiados en las aguas profundas (20-28 m) en julio de 2022.

### El corvallo *Sciaena umbra*

El número de corvallos en las zonas no protegidas y en las aguas exteriores previas a su declaración como reserva fue muy bajo, a menudo inferior a N=4 individuos en el conjunto de los transectos. Esto ha condicionado las comparaciones de tallas. En primer lugar, en la figura 3. 20 y en la tabla 3.36 podemos observar como en la RMAI se da un incremento de talla media desde los 22 cm de 2003 hasta los 32 cm de 2020 y 2022. Incluyendo en este análisis temporal tan solo los años con el mismo número de estaciones y un número suficiente de ejemplares (N> 29) (2018-2022), se observa un incremento significativo de la talla media (Tabla 3.36) en los dos últimos años estudiados ( $F_{(2, 142)} = 9,08$ ;  $p = 0,000$ ); que se concreta en la relación  $(2020=2022) > 2018$  en los tests *a posteriori* (HSD;  $p < 0,01$ ).

**Tabla 3.36.** Estadística descriptiva de la talla del corvallo *S. umbra*. N= número de individuos, media (cm), desviación estándar, talla mínima y máxima observadas.

<b>RMAI</b>	<b>N</b>	<b>Media</b>	<b>Std.Dev.</b>	<b>Minimum</b>	<b>Maximum</b>
2003	13	22,5	6,4	16,0	34,0
2016	1	32,0		32,0	32,0
2018	21	26,6	5,4	20,0	38,0
2020	52	32,7	7,5	18,0	46,0
2022	72	32,6	4,9	24,0	46,0
<b>RMAE</b>					
2003	17	22,5	6,0	16,0	40,0
2016	3	36,3	5,1	32,0	42,0
2018	2	26,0	0,0	26,0	26,0
2020	3	32,0	5,3	28,0	38,0
2022	18	32,3	3,5	26,0	38,0
<b>NO RESERVA</b>					
2003	6	22,0	6,9	16,0	34,0
2016	-	-	-	-	-
2018	5	34,8	5,2	28,0	42,0
2020	9	26,9	4,3	18,0	30,0
2022	0	0,0	0,0	0,0	0,0

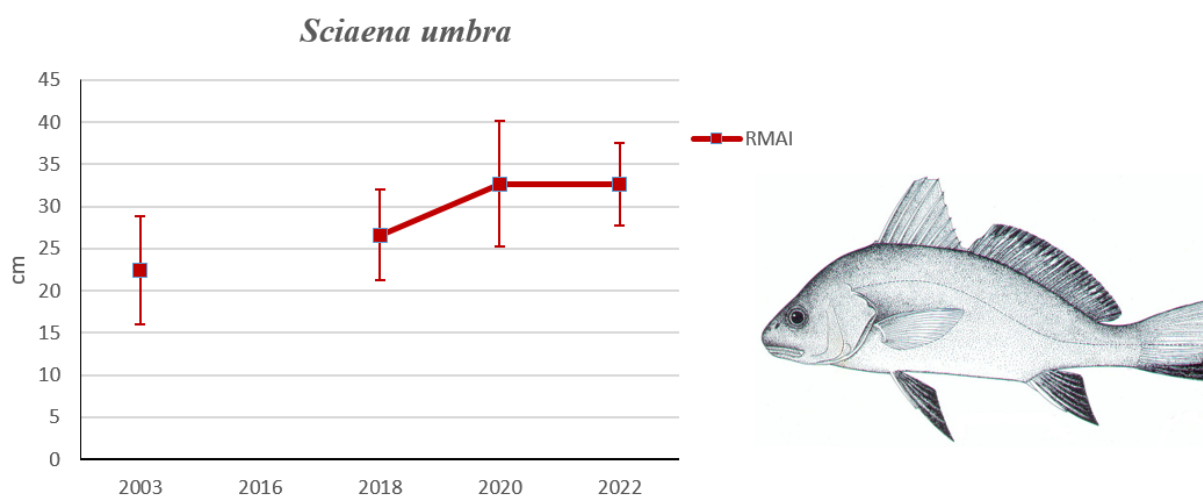


Figura 3.20. Evolución de la talla media ( $\pm$  desviación estándar) de *S. umbra* en las 2 estaciones históricas de la RMAI.

Al aumentar el número de estaciones en 2018, la talla media no muestra diferencias significativas entre los 3 años comparados, situándose en todos los casos entre 30 y 32 cm (Fig. 3.21). En el reciente muestreo de 2022, el 54% de la población de la RMAI presentó una talla superior a la Lm de 30 cm según Grau *et al.* (2009), un porcentaje que no difiere en gran medida del observado en 2020 (53%) y en 2018 (49%) (Fig. 3.21).

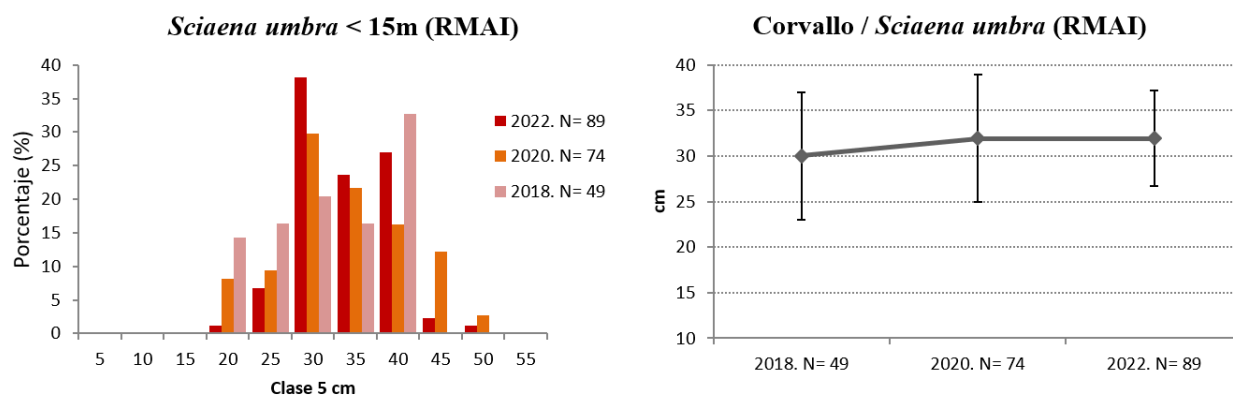


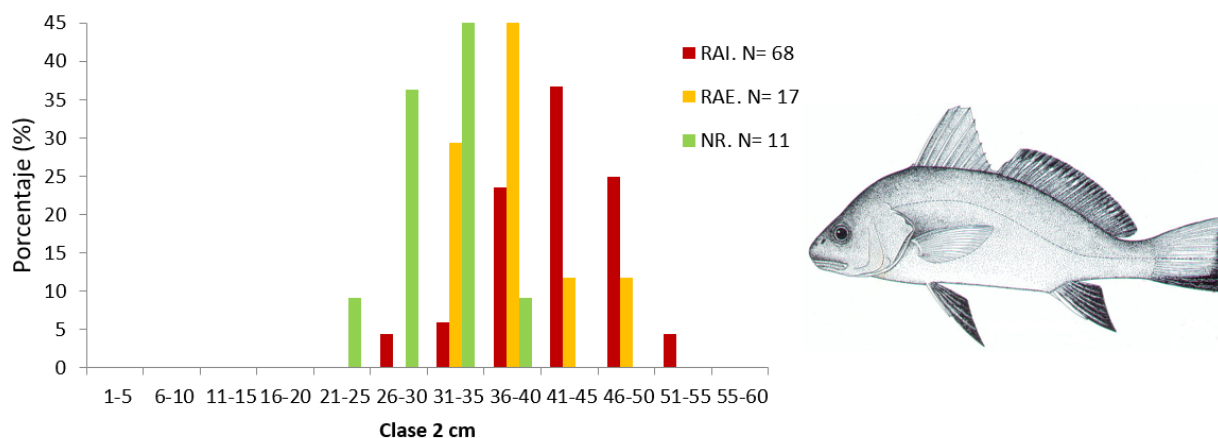
Figura 3.21. Evolución de las frecuencias de talla (5 cm) de *S. umbra* en las 6 estaciones de RMAI desde 2018.

En las aguas profundas de la RMAI pasamos de observar tan solo 4 corvallos de entre 35-36 cm y una media de 35,8 cm en 2016 a 68 corvallos de entre 26 y 54 cm y una media de 42,3 cm en la reciente campaña de 2022 (Tabla 3.37). En la RMAE se evoluciona también de forma positiva, pues no se observó ningún ejemplar en los dos primeros años del seguimiento, y se ve un incremento de abundancia y talla media entre 2020 (27,0 cm) y 2022 (38,2 cm). En las zonas control no se ve ninguna tendencia creciente en la talla media. Al representar las frecuencias por clase de talla en 2022, se observa un perfecto desplazamiento hacia la derecha entre las clases de talla modal de las zonas control (26-30 cm), la RMAE (36-40 cm) y la RMAI (41-45 cm) (Fig. 3. 22).

**Tabla 3.37.** Estadística descriptiva de la talla del corvallo *S. umbra* en las estaciones profundas de los 3 niveles de protección considerados. N= número de individuos, DE: desviación estándar, m: talla mínima, M: talla máxima.

	RMAI					RMAE					NR				
	N	Media	DE	m	M	N	Media	DE	m	M	N	Media	DE	m	M
2016	4	35,8	0,5	35,0	36,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2018	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2020	17	42,4	4,3	34,0	50,0	2	27,0	1,4	26,0	28,0	15	34,1	4,8	28,0	44,0
2022	68	42,3	5,6	26,0	54,0	17	38,2	4,7	32,0	48,0	11	30,8	4,7	22,0	36,0

### *Sciaena umbra* 20-28 m. 2022



**Figura 3.22.** Frecuencias de talla (5 cm) de *S. umbra* entre los 3 niveles de protección estudiados en las aguas profundas (20-28 m) en julio de 2022.

Si bien la presencia de individuos de talla pequeña puede estar influida por la cercanía de hábitats de reclutamiento (eg. praderas de *Posidonia oceanica* superficiales), la ausencia de individuos grandes viene marcada por la mortalidad por pesca. Ambos procesos intervienen en el patrón de la figura 3.22. En las zonas control de cap Andritxol y la Mola escasean los individuos de gran talla pero hay juveniles, de tal manera que tan solo el 54,5% de los corvallos están por encima de Lm. Sin embargo, la conexión con praderas de posidonia superficiales es baja en la estación de cap Llebeig, obteniéndose un 95,6% de la población por encima de Lm; una conexión que es prácticamente nula en las aguas exteriores, donde el 100% de la población se sitúa por encima de los 30 cm de Lm.

### **El mero *Epinephelus marginatus***

A pesar del bajo número de ejemplares observado en algunos años, lo que ha prevenido de realizar cualquier contraste de hipótesis, en la tabla 3.38 puede observarse como en la RMAI se da un incremento de la talla media de los meros, desde los 25 cm en 2003 y 2016 hasta más de 40 cm en los tres últimos años de estudio. Esta evolución creciente en las dos estaciones con mayor serie histórica de la RMAI no se observa ni en las aguas exteriores ni en las zonas control.

**Tabla 3.38.** Estadística descriptiva de la talla del mero *E. marginatus* en las aguas superficiales. N= número de individuos, media (cm), desviación estándar, talla mínima y máxima observadas.

<b>RMAI</b>	<b>N</b>	<b>Media</b>	<b>Std.Dev.</b>	<b>Minimum</b>	<b>Maximum</b>
2003	18	25,1	7,9	16,0	44,0
2016	4	25,0	1,2	24,0	26,0
2018	5	48,8	8,2	40,0	62,0
2020	16	43,1	7,8	28,0	54,0
2022	13	44,8	15,1	18,0	84,0

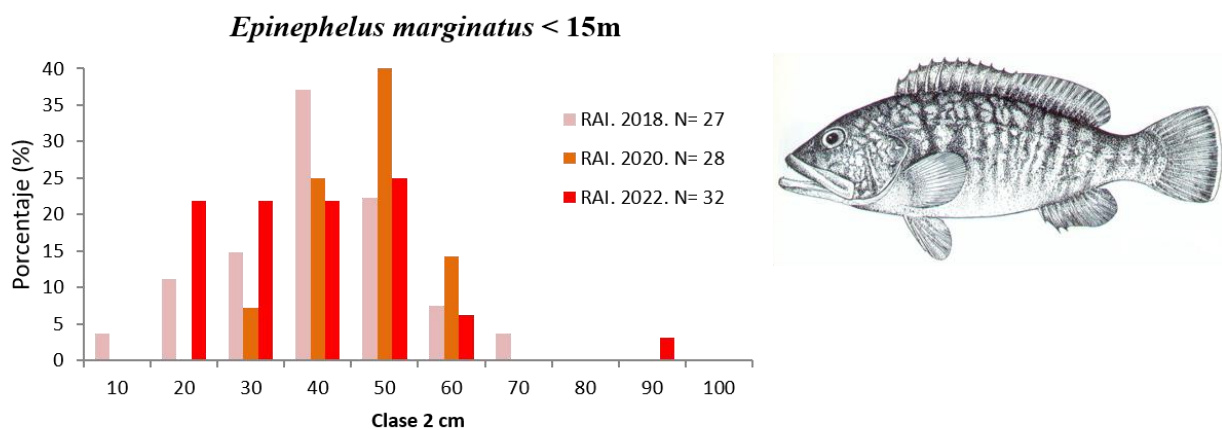
  

<b>RMAE</b>					
	<b>N</b>	<b>Media</b>	<b>Std.Dev.</b>	<b>Minimum</b>	<b>Maximum</b>
2003	17	26,6	11,3	14,0	50,0
2016	3	32,0	5,3	28,0	38,0
2018	7	28,3	6,7	22,0	40,0
2020	1	26,0		26,0	26,0
2022	17	30,1	16,9	10,0	54,0

<b>NO RESERVA</b>					
	<b>N</b>	<b>Media</b>	<b>Std.Dev.</b>	<b>Minimum</b>	<b>Maximum</b>
2003	43	25,6	9,8	16,0	56,0
2016	1	26,0		26,0	26,0
2018	9	32,6	9,3	18,0	46,0
2020	8	36,6	4,2	32,0	43,0
2022	6	18,7	11,5	8,0	37,0

Al aumentar el número de estaciones en 2018 en la RMAI se observa un desplazamiento de la talla modal desde los 31-40 cm en 2018 a la clase de 41-50 cm en 2020 y 2022 (Fig. 3.23). Sin embargo, la frecuencia de individuos > 41 cm es baja en el último año de muestreo.



**Figura 3.23.** Frecuencias de talla (10 cm) de *E. marginatus* en las 6 estaciones superficiales de la RMAI entre 2018, 2020 y 2022.

Al realizar una tabla de contingencia para  $\chi^2$  se observa que el elevado número de meros de entre 41-50 cm observado en 2020 desciende en 2022, incrementándose en este último año el

número de juveniles de 1-30 cm (Tabla 3.39). La tendencia no es la esperada, y los cambios entre las clases de talla discretas y los distintos años son significativas:  $\chi^2= 14,059$ ;  $gl= 6$ ,  $p= 0,028$ .

**Tabla 3.39.** Tabla de contingencia entre las distintas clases de talla y los 3 años muestreados en las 6 estaciones superficiales de la RMAI.

Frecuencias observadas					
Año/Clase de talla (10 cm)	1-30	31-40	41-50	51-90	Total
2018	8	10	6	3	27
2020	2	7	15	4	28
2022	14	7	8	3	32
Total	24	24	29	10	87
Frecuencias esperadas					
Año/Clase de talla (10 cm)	1-30	31-40	41-50	51-90	Total
2018	7,4	7,4	9,0	3,1	27,0
2020	7,7	7,7	9,3	3,2	28,0
2022	8,8	8,8	10,7	3,7	32,0
Total	24,0	24,0	29,0	10,0	87,0

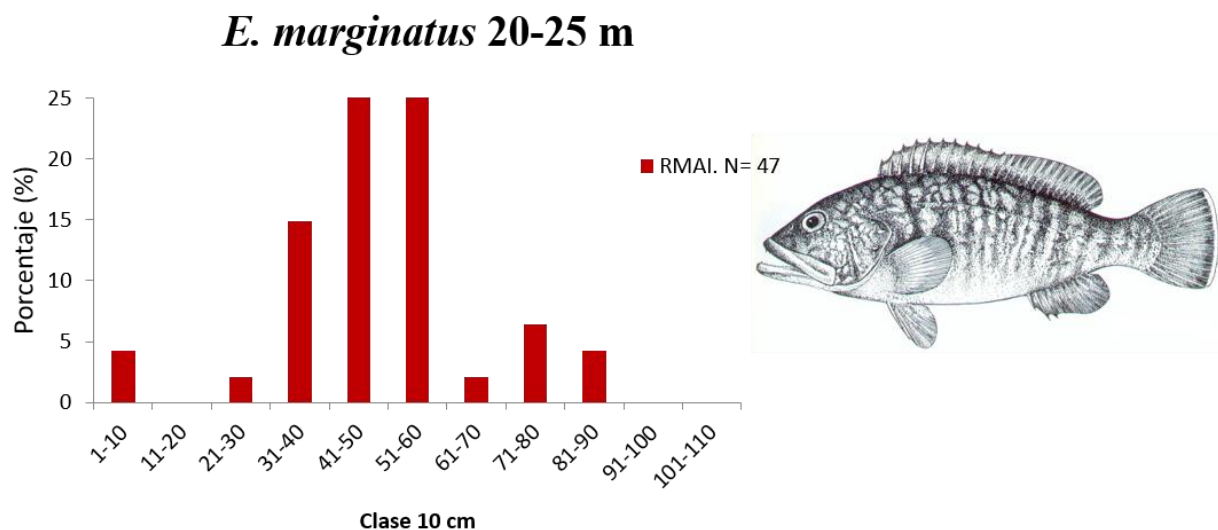
A mayor profundidad solo obtenemos un número elevado de individuos en la RMAI, con un incremento de x47 individuos entre 2016 y 2022 (Tabla 3. 40). En la figura 3.24 puede observarse una distribución bimodal, con las clases de talla más frecuentes entre 41-50 y 51-60 cm. La talla máxima observada fue de 90 cm en 2022 si bien la talla media desciende respecto a la de 2020 debido a la presencia de jóvenes del año (< 18 cm) en 2022 (Tabla 3. 40).

**Tabla 3.40.** Estadística descriptiva de la talla del mero *E. marginatus* en las estaciones profundas de los 3 niveles de protección considerados. N= número de individuos, DE: desviación estándar, m: talla mínima, M: talla máxima.

	RMAI					RMAE					NR				
	N	Media	DE	m	M	N	Media	DE	m	M	N	Media	DE	m	M
2016	1	52,0		52,0	52,0	1	52,0		52,0	52,0	0	-	-	-	-
2018	-	-	-	-	-	1	52,0		52,0	52,0	1	56	56	56	-
2020	15	56,1	12,4	34,0	80,0	1	32,0		32,0	32,0	1	45	45	45	-
2022	47	49,7	15,9	6,0	90,0	8	48,4	11,1	32,0	70,0	1	48	48	48	-

En la RMAE resulta de interés observar que el mayor número de ejemplares (N= 8) se observa después de 2 años de protección, y que la talla media de estos meros (48,4 cm) se sitúa por encima de la talla legal de captura (45 cm) y muy cercana a la talla de primera madurez (Lm= 50 cm

Reñones *et al.*, (2010). En las zonas control no protegidas se observó un número máximo de N= 1 en los mejores años.



**Figura 3. 24.** Distribución de frecuencias por clase de talla de 10 cm para los meros *E. marginatus* censados en las aguas profundas (RMAI) en 2022.

#### 4. DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

En julio de 2022 se ha realizado la cuarta campaña de seguimiento de la Reserva Marina de Sa Dragonera. En el primer año del seguimiento (julio de 2016) la campaña tuvo lugar 2 meses antes de la declaración de la Reserva Marina del Freu de Sa Dragonera, mientras que la presente campaña de 2022 ha sido la primera que ha contado también con la protección de la zona oeste de la isla, en las denominadas aguas exteriores, que han acumulado 21 meses de protección desde su declaración (octubre de 2020). A efectos explicativos se mantiene aquí la división entre la zona protegida en las aguas interiores (RMAI) y las exteriores (RMAE) dada su distinta antigüedad y normativa (*Decret 62/2016 de 7 d'octubre* y Orden APA/1024/2020, de 27 de octubre, respectivamente). Respecto a la disponibilidad de datos, cabe añadir a los actuales, los de inicios del sXXI, concretamente los que se obtuvieron en el marco del Proyecto LIFE Posidonia (García-Rubies *et al.*, 2004; Coll y García-Rubies, 2005). Sirva esta relación temporal sobre la disponibilidad de datos para afirmar que, a menudo, la sociedad presenta un alto nivel de desconocimiento respecto al estado de conservación de los sistemas naturales. El entorno de Sa



Dragonera había sido declarado parque natural (*Decret 7/1995 de 26 de gener*) y entró a formar parte de la Red Natura 2000 de las Illes Balears (ES0000221 Sa Dragonera), y si bien el imaginario popular coincidía con el buen estado de conservación de los parajes emergidos y de los hábitats bentónicos (Coll y Moreno, 1993; Ballesteros y Cebrián, 2003; Thibaut *et al.*, 2017), éste resultaba totalmente ufano respecto al estado de conservación de las poblaciones de peces que forman parte de estos hábitats.

Tal como se ha observado en diferentes enclaves de las Illes Balears, ni las zonas abiertas a la pesca usadas como control en el presente estudio, ni las estaciones de Sa Dragonera previamente a su declaración como reserva marina, superaban el valor de biomasa de 4 kg/250 m<sup>2</sup> para especies demersales, que sirve en muchos casos como un valor umbral, indicador *grosso modo* del estado de conservación de una zona (Coll, 2022). Los valores de 2003 fueron incluso más bajos que los de 2016 tanto en las aguas interiores como en las exteriores, indicando que venimos de una situación histórica con un mal estado de los recursos ícticos que habitan los fondos rocosos litorales. Un mal estado que se había venido describiendo en artículos científicos publicados en las dos últimas décadas (Frau *et al.*, 2003; Sala *et al.*, 2012; Coll *et al.*, 2013; Guidetti *et al.*, 2014; Thibaut *et al.*, 2017). Al respecto, Sala *et al.* (2012), con datos tomados en 2007, situaron a Sa Dragonera en el lugar 19 de un conjunto de 32 enclaves protegidos y no protegidos a escala mediterránea, desde Gibraltar a Turquía, con unos valores de biomasa que solo alcanzaban la mitad del umbral establecido (40 g/m<sup>2</sup>) para considerar un buen estado de conservación.

La declaración de la reserva marina y la evolución positiva actual de los recursos pesqueros constata y reafirma el estado de sobreexplotación en el que se encontraban muchas especies dentro de un enclave declarado como Parque Natural y LIC. Una sobreexplotación que se diagnostica a partir de la proporción que significa la biomasa inicial, antes de la declaración de la reserva, respecto a la estimada en la actualidad, sin duda más próxima al umbral teórico de biomasa virgen o no pescada (Caddy y Mahon, 1995; Worm *et al.*, 2009) dentro de un proceso de sucesión ecológica que se desarrolla como consecuencia de la protección (Sandin y Sala, 2012).

Los resultados obtenidos en julio de 2022 han coincidido con una ola de calor extraordinaria que en agosto llegó a alcanzar el récord de los 31,4°C en la boya de Dragonera (Red de Puertos del Estado). Las mediciones de temperatura *in situ* durante la campaña en la primera quincena de julio mostraron que, como término medio, la mayoría de estaciones estaban entre 1,5 y 2°C por encima de las medidas dos años antes, en 2020. Asimismo, se observó una mayor variación de temperatura y un menor calentamiento en las estaciones con mayor gradiente de profundidad, situadas más al sur (inmediaciones E y W de cap Llebeig) donde el efecto del propio cabo sobre

el viento y las fuertes corrientes tiene a menudo influencia sobre la elevación o hundimiento de la termoclina (obs. pers). Este es sin duda un aspecto que debería estudiarse en mayor detalle con el objeto de comprender la evolución de los recursos dentro de la gran diversidad de ambientes de la reserva marina.

Esta variabilidad térmica en la compleja fisiografía del conjunto de la reserva puede haber influido en la heterogeneidad espacial de los resultados observados. El conjunto de las 21 especies de interés pesquero censadas a lo largo de las campañas muestra una ocurrencia diferente, aumentando ésta en un número reducido de especies, que lleva a incrementos de la riqueza y, por tanto, de la biodiversidad, en las estaciones superficiales tradicionales de la RMAI: cala Llebeig y cala Lladó, y en las dos estaciones de la RMAE: Na Popi y s'Indio. En 2022 el número medio de especies en estas estaciones ha superado el valor de 4 esp./250 m<sup>2</sup> mientras que en las zonas control la riqueza media ha sido solo de 2,9 esp./250 m<sup>2</sup>. La densidad media de peces ha aumentado también pero solo en la estación de cala Llebeig y en las dos de la RMAE, estableciéndose un gradiente significativo de densidad: RMAI>RMAE>NR. Un patrón que se repite con el indicador de biomasa, y un incremento temporal de hasta x3,4 en cala Llebeig, estabilidad en cala Lladó, y que se ha duplicado en tan solo 21 meses de protección en las dos estaciones de la RMAE, alcanzando un valor promedio de 8 kg/250 m<sup>2</sup>, más acorde con valores observados en AMPs de mayor antigüedad (Coll *et al.*, 2012; Morey *et al.*, 2018).

La respuesta no es sin embargo satisfactoria en todas las estaciones superficiales añadidas al seguimiento en 2018: Es Calafats, Illa Mitjana, cala en Basset i punta Galinda. Ninguno de los dos indicadores más importantes (biomasa y B<sub>NT>3,5</sub>) ha presentado valores superiores respecto a las campañas anteriores en estas estaciones. Si bien los datos sobre actividad pesquera profesional en esta zona arrojan una frecuencia muy baja de operaciones, la mayor se ha observado en las inmediaciones de la illa Mitjana con el uso de trasmallo (6 registros en 2022. Tabla 2.1). Esta intensidad de pesca no es suficiente para explicar la pobreza de los resultados y probablemente ha habido una influencia manifiesta de las altas temperaturas registradas. La temperatura es un parámetro físico que afecta de forma importante a la fisiología de organismos ectotermos como los peces, y todas las especies tienen intervalos de valores óptimos para este parámetro (Brown *et al.*, 2004). Cambios de temperatura en la columna de agua pueden inducir movimientos verticales, que en el caso de especies mediterráneas como el corvallo (*S. umbra*) puede incluso relacionarse a nivel de individuo (Brazo *et al.*, 2021), mientras que, por ejemplo, en el caso del dentón *D. dentex* (Aspillaga *et al.*, 2017) o el mero *E. marginatus* (Reñones *et al.*, 2012), el calentamiento del epilimnion, y la profundización de la termoclina, pueden aumentar mucho y de forma generalizada la distribución más profunda de estas especies. En esta línea, llama mucho la atención el bajo

número de especies que forman el grupo de mayor nivel trófico ( $B_{NT>3,5}$ ) en los datos del estrato superficial (< 15 m) de 2022. Especies como *Labrus* spp., *Myxteroperca rubra*, *Epinephelus costae* y *Scorpaena scrofa* han sido muy escasas o ausentes en la mayoría de estaciones.

A mayor profundidad (estrato de 20-28 m) los resultados son muy espectaculares en la estación de la RMAI (cap Llebeig) tras casi 6 años de protección, y muy positivos en la estación de la RMAE (s'Indio) tras casi 2 años de protección. Ambas estaciones presentan un número medio de especies superior a 6 esp./250 m<sup>2</sup> frente a una riqueza inferior a 5 en las zonas control. En cap Llebeig se ha incrementado la densidad de algunas especies como la mojarra *D. vulgaris* (x10), el corvallo *S. umbra* (x16) o el mero *E. marginatus* (x40), mientras que en la RMAE destaca la presencia y aumento de densidad de mero (x7), de corvallo (x 9) y de la brótola de roca *P. phycis* (x8).

En los 6 años de protección parcial acumulados en las aguas profundas de cap Llebeig la biomasa de especies demersales se ha incrementado por un factor de x7, pasando de 5,7 kg/250 m<sup>2</sup> en 2016 a 41 kg/250 m<sup>2</sup> en 2022. Estos valores se sitúan dentro del intervalo de 40-50 kg registrado en dos de los enclaves más ricos, considerados como *hot spots*, del litoral balear: l'illa Foradada, en el Parque Nacional Marítimo Terrestre del Archipiélago de Cabrera, con 30 años acumulados de protección (Coll *et al.*, 2022), y la isla del Toro, perteneciente a la Reserva Marina de les illes del Toro i de les illes Malgrats, con 16 años acumulados de protección (Morey *et al.*, 2020). Cabe mencionar asimismo que es en el enclave del cap Llebeig donde se registra una mayor actividad de curricán y de volantín, ambas frecuentemente con cebo vivo, y que actúan conjuntamente sobre especies que se contabilizan en los censos: grandes serránidos (*E. marginatus*, *E. costae* y *M. rubra*), el cabracho *S. scrofa*, la brótola de roca *P. phycis*, y sobre otras también de interés pesquero pero que se tratan solo por su contribución al indicador de riqueza en el análisis estadístico: el dentón *D. dentex* y la serviola o pez limón *S. dumerili*.

La importancia de este enclave, sin olvidar que la reserva marina de Sa Dragonera es de interés pesquero, debería conllevar alguna regulación especial. Una regulación más restrictiva entre cala Llebeig y el propio cabo, que la aproximase de algún modo al mayor grado de protección que hay en las aguas exteriores. Una limitación de aparejos (permitiendo el cebo vivo solo en el caso de la pesca profesional) y una limitación de profundidad, excluyendo de cualquier actividad pesquera los fondos por encima de los 35-40 m de profundidad daría una garantía de conservación mucho mayor a las especies que han iniciado allí un proceso de recuperación.

En las aguas profundas de la estación de la RMAE se ha dado una recuperación de un factor de x3 en la biomasa de especies demersales, pasando de 4,4 kg/250 m<sup>2</sup> a 14,1 kg/250 m<sup>2</sup> en el lapso

de los 21 meses antes mencionados (Octubre 2020- Julio 2022). Las especies que han mostrado una recuperación más evidente para el indicador de biomasa son: el mero *E. marginatus* (x7), el corvallo *S. umbra* (x22) y la brótola de roca *P. phycis* (x16). Debido a que el diseño de muestreo se estableció antes de la declaración de la reserva marina, pensando en una unidad de gestión desde el inicio, las estaciones profundas están actualmente desaparejadas. Al respecto, consideramos que sería positivo añadir una estación profunda más tanto en la RMAI como en la RMAE.

Un indicador más de la evolución positiva de la reserva es la mayor proporción de individuos con talla superior a Lm (talla de primera madurez sexual) respecto a las zonas control en las 4 especies que por su abundancia han permitido el análisis: sargo, mojarra, mero, corvallo; sin olvidar que, en conjunto, todo el sector oeste de Sa Dragonera se caracteriza por acantilados submarinos de gran pendiente, escasez de fanerógamas marinas y, consecuentemente, por presentar una baja abundancia de juveniles respecto a enclaves más aplacerados y menos expuestos.

Como conclusión, por tanto, tenemos una fuerte recuperación de las especies de interés pesquero en las aguas profundas de la reserva marina, en todas las estaciones superficiales de las aguas exteriores, y en estaciones concretas de las aguas interiores, especialmente en la cala i el cap Llebeig. Los discretos resultados obtenidos en el resto de estaciones superficiales de la RMAI pueden estar asociados al incremento de la temperatura que se dio en julio de 2022, tras observaciones de una mayor riqueza y abundancia, previamente, a finales de mayo de 2022, en inmersiones puntuales realizadas por miembros del equipo redactor de este informe. Ello no es óbice para que el servicio de vigilancia y la coordinación entre administraciones al respecto mejoren en la medida de lo posible. Los registros sobre actividades pesqueras que se realizan al ocaso son extremadamente bajas (Tabla 2.1). La cobertura de más turnos horarios y mayor presencia diaria a lo largo de la semana sería una demanda razonable en un enclave natural de tanta importancia. Finalmente, en consonancia con las propuestas de regulación pesquera en el entorno de cap Llebeig, sería positivo que se estudien y redacten las normas específicas sobre usos pesqueros en la RMAI con un carácter más conservacionista.

## 5. AGRADECIMIENTOS

Los autores del presente informe técnico queremos expresar nuestra gratitud a la tripulación de “Es Pantaleu”: Gabi Coll y Jaume Gelabert, por su buen hacer, compañerismo y gran ayuda en todas las salidas de muestreo, así como también y en el mismo sentido a los siguientes compañeros

de buceo: Dan Abbot, Patricia Puerta, Yaiza Santana y Olga Reñones. También, en tierra, ha resultado muy importante la labor logística prestada por Kike Massutí y Amalia Grau, en su base de la estación de acuicultura del Port d'Andratx. Maria Arpa ha colaborado en la confección de mapas y figuras de este informe. A todos ellos va nuestro sincero reconocimiento por su apoyo y camaradería.

## 6. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS CITADAS

ASPILLAGA, E., F. BARTUMEUS, R. M. STARR, A. LOPEZ-SANZ, C. LINARES, D. DIAZ, J. GARRABOU, M. ZABALA i B. HEREU. 2017. Thermal stratification drives movement of a coastal apex predator. *Scientific Reports*, 7: 526. DOI:10.1038/s41598-017-00576-z.

BALLESTEROS, E. y CEBRIAN, E. 2003. Bionomia bentònica del parc de Llevant-Artà, la reserva de Migjorn i Sa Dragonera. Informe final-I. Centre d'Estudis Avançats de Blanes i Conselleria d'Agricultura i Pesca del Govern de les illes Balears. 134 pp.

BELL, J. D. 1983. Effects of depth and marine reserve fishing restrictions on the structure of a rocky reef fish assemblage in the north-western Mediterranean Sea. *Journal of Applied Ecology*, 20: 357-369.

BELL, J. D., CRAIK, G. J. S., POLLARD, D. A y RUSSELL, B. C. 1985. Estimating length frequency distributions of large reef fish underwater. *Coral Reefs*, 4: 41-44.

BRAZO, A., R. MARQUES, M. ZIMMERMANN, E. ASPILLAGA, B. HEREU, G. SARAGONI, A. MERCIÈRE, R. CREC'HRIOU, M. MERCADER, M. VERDOIT-JARRAYA, F. CADÈNE & P. LENFANT. 2021. Seasonal influence on the bathymetric distribution of an endangered fish within a marine protected area. *Scientific Reports* volume 11, Article number: 13342.

BROWN, J. H., GILLOOLY, J. F., ALLEN, A. P., SAVAGE, V. M. i WEST, G. B. 2004. Toward a metabolic theory of ecology. *Ecology* 85, 1771-1789.

CADDY J. F i R. MAHON. 1995. Reference points for fisheries management. FAO Fisheries Technical Paper. No. 347. Rome, FAO, 83 pp.

COLL, J i I. MORENO. 1993. Contribució al coneixement de la bionomia bentònica de la isla Dragonera (Mallorca, Mediterràneo Occidental). *Publ. Espec. Inst. esp. Oceanogr*; 11: 313-324.

COLL, J i A. GARCIA-RUBIES. 2005. Estat actual de les poblacions de peixos vulnerables a la pesca en els fons rocosos de l'àrea d'influència marina del Parc Natural de Sa Dragonera (S.O. de Mallorca). Informe tècnic del CEAB/CSIC i Tragsatec. Juliol de 2003.

COLL, J., A. GARCIA-RUBIES, G. MOREY and A. M. GRAU. 2012. The carrying capacity and the effects of protection level in three MPAs in the Balearic Islands (NW Mediterranean). *Scientia Marina*, 76(4): 809-826.

COLL, J., GARCIA-RUBIES, A., MOREY, G., REÑONES, O., ÁLVAREZ-BERASTEGUI, D., NAVARRO, O. I GRAU, A. M. 2013. Using no-take marine reserves as a tool for evaluating rocky-reef fish resources in the western Mediterranean. *ICES Journal of Marine Science*, 70(3): 578-590.

COLL, J., O. REÑONES, J. MORANTA, D. ÁLVAREZ-BERASTEGUI i L. CARDONA. 2020a. Els peixos dels fons durs infralitorals de Cabrera. Efectes de 25 anys de protecció. In: Grau, A.M., J. J. Fornós, G. Mateu, P. Oliver i B. Terrassa. Arxipèlag de Cabrera: Història Natural. *Mon. Soc. Hist. Nat. Balears*, 30: 243-277.

COLL, J., G. MOREY, O. NAVARRO, F. VERGER i M. POZO. 2020b. La Reserva Marina del Freu de Sa Dragonera. Seguimiento de los peces de fondos rocosos vulnerables a la pesca. *Direcció General de Pesca i Medi Marí-Govern de les Illes Balears - Tragsatec*. 68 pàgines.

COLL, J. 2022. *The performance of partially protected zones. Examples from the Balearic Islands*. En: Congreso sobre Áreas Marinas Protegidas (AMPs) del Mediterráneo Occidental/Western Mediterranean MPA Confrence. Palma 27-29 de Octubre de 2022. Pàg: 28-34. Conselleria d'Agricultura, Pesca i Alimentació del Govern de les Illes Balears.

COLL, J., O. REÑONES, J. MORANTA, G. MOREY, D. ÁLVAREZ-BERASTEGUI i M. ARPA. 2022. Seguiment de les comunitats marines d'Espais Naturals Protegits de les Illes Balears. Cens de poblacions de peixos (PN Cabrera). Informe tècnic per a la Direcció General d'Espais Naturals i Biodiversitat del Govern de les Illes Balears. Tragsatec. Abril de 2022. 132 pàgines.

FORCADA, A., C. VALLE, P. BONHOMME, G. CRIQUET, G. CADIOU, P. LENFANT i J. L. SÁNCHEZ-LIZASO. 2009. Effects of habitat on spillover from marine protected areas to artisanal fisheries. *Marine Ecology Progress Series*, 379: 197-211.

FRANCOUR, P. 1991. The effect of protection level on a coastal fish community at Scandola, Corsica. *Rev. Ecol (Terre Vie)*, 46: 65-81.

FRAU, A., S. DEUDERO, S. CERDEÑO i L. ALOU. 2003. No habitat preference in mixed Meadows and rocky bottoms for Mediterranean Labridae and Sparidae fish species. *Bol. Inst. Esp. Oceanogr.* 19: 483-491.

FROESE, R & D. PAULY. 2020. FishBase. World Wide Web electronic publication. [www.fishbase.org](http://www.fishbase.org)

GARCÍA-CHARTON, J.A., A. PÉREZ-RUZAFÁ, P. SÁNCHEZ-JEREZ, J.T. BAYLE-SEMPERE, O. REÑONES and D. MORENO. 2004. Multi-scale spatial heterogeneity, habitat structure, and the effect of marine reserves on Western Mediterranean rocky reef fish assemblages. *Marine Biology*, 144: 161-182.

GARCIA-RUBIES, A i ZABALA, M. 1990. Effects of total fishing prohibition on the rocky fish assemblages of Medes Islands marine reserve (NW Mediterranean). *Scientia Marina*, 54: 317-328.

GARCIA-RUBIES, A., J. COLL i B. HEREU. 2004. Estudi de les comunitats de peixos en els fons rocosos de l'àrea d'influència marina del Parc Natural de Sa Dragonera (S.O de Mallorca). Juliol de 2003. Informe tècnic del CEAB/CSIC/Tragsatec per a la Direcció general de Pesca del Govern de les Illes Balears.

R. GOÑI, S. ADLERSTEIN, D. ÁLVAREZ-BERASTEGUI, A. FORCADA, O. REÑONES, G. CRIQUET, S. POLTI, G. CADIOU, C. VALLE, P. LENFANT, P. BONHOMME, A. PÉREZ-

RUZAFÀ, J. L. SÁNCHEZ-LIZASO, J. A. GARCÍA-CHARTON, G. BERNARD, V. STELZENMÜLLER, S. PLANES (2008) Spillover from six western Mediterranean marine protected areas: evidence from artisanal fisheries. *Marine Ecology Progress Series* 366:159-174.

GOÑI, R., R. HILBORN, D. DÍAZ y S. ADLERSTEIN (2010) Net contribution of spillover from a marine reserve to fishery catches. *Marine Ecology Progress Series* 400:233–243.

GRAU, A. M. 1999. Inventari de la fauna ictiològica del freu de sa Dragonera (Mallorca, Mediterrània Occidental). *Bulletí Científic dels Parcs Naturals de les Balears.*, pàgs: 67-72.

GRAU, A. M. 2022. *La política de reserves marines de les Illes Balears*. En: Congreso sobre Áreas Marinas Protegidas (AMPs) del Mediterráneo Occidental/Western Mediterranean MPA Conference. Palma 27-29 de Octubre de 2022. Pàg: 4-12. Conselleria d’Agricultura, Pesca i Alimentació del Govern de les Illes Balears.

GRAU, A., M. LINDE and A. M. GRAU. 2009. Reproductive biology of the vulnerable species *Sciaena umbra* Linnaeus, 1758 (Pisces: Sciaenidae). *Scientia Marina*, 73 (1): 67-81.

GREEN, A. L., MAYPA, A. *et al.* 2015. Larval dispersal and movement patterns of coral reef fishes, and implications for marine reserve network design. *Biological Reviews*, 90 (4): 1215-1247.

GREENE, L.E. & W.S. ALEVIZON. 1989. Comparative accuracies of visual assessment methods for coral reef fishes. *Bull. Mar. Sci*, 44: 899-912.

GUIDETTI, P & E. SALA. 2007. Community-wide effects of marine reserves in the Mediterranean Sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 335: 43-56.

GUIDETTI, P., BAIATA, P., BALLESTEROS, E., DI FRANCO, A., HEREU, B., MACPHERSON, E., MICHELI, F., PAIS, A., PANZALIS, P., ROSEMBERG, A. A., ZABALA, M I SALA, E. 2014. Large-scale assessment of Mediterranean marine protected areas effects on fish assemblages. *PLOS ONE*, 9(4) e91841.

HARME LIN, J-G. 1987. Structure et variabilité de l'ichtyofaune d'une zone rochouse protégée en Méditerranée (Parc national de port Cros, France). *P.S.Z.N.I: Marine Ecology*, 8: 263-284.

HARME LIN-VIVIEN, M. L., HARME LIN, J-G., CHAUVET, C., DUVAL, C., GALZIN, R., LEJEUNE, P., BARNABE, G *et al.* 1985. Evaluation visuelle des peuplements et populations de poissons. Méthodes et problèmes. *Rev. Ecol (Terre Vie)*. 40: 467-539.

HEREU, B. 2022. *The role of no-take marine reserves. Examples from Catalonia*. En: Congreso sobre Áreas Marinas Protegidas (AMPs) del Mediterráneo Occidental/Western Mediterranean MPA Conference. Palma 27-29 de Octubre de 2022. Pàg: 20-26. Conselleria d’Agricultura, Pesca i Alimentació del Govern de les Illes Balears.

LUCKHURST, B.E & K. LUCKHURST. 1978. Analysis of the influence of substrate variables on coral reef fish communities. *Marine Biology*, 49: 317-323.

MACPHERSON, E., A. GARCÍA-RUBIES & A. GORDOA. 2000. Direct estimation of natural mortality rates for littoral marine fishes using populational data from a marine reserve. *Marine Biology*, 137: 1067 –1076.

- MARGALEF, R. 1993. *Teoría de los sistemas ecológicos*. Edicions Universitat de Barcelona, 290 pàg.
- MOREY, G., MORANTA, J., MASSUTI, E., GRAU, A., LINDE, M., RIERA, F. I MORALES-NIN B. 2003a. Weight-length relationship of littoral to lower slope fishes from the western Mediterranean. *Fish. Res.* 62: 89-96.
- MOREY, G., COLL, J., NAVARRO, O., VERGER F i M. POZO. 2020. Les reserves marines de l'illa del Toro i les illes Malgrats. Seguiment de les espècies íctiques vulnerables sobre substrat rocós. Juliol de 2020. Direcció General de Pesca i Medi Marí/Govern de les Illes Balears – Tragsatec. 134 pàgines.
- MOUINE, N., P. FRANCOUR, M-H. KTARI i N. CHAKROUN-MARZOUK. 2007. The reproductive biology of *Diplodus sargus* in the Gulf of Tunis (central Mediterranean). *Scientia Marina*, 71: 461-469.
- MOUINE, N., P. FRANCOUR, M-H. KTARI i N. CHAKROUN-MARZOUK. 2012. Reproductive biology of four *Diplodus* species *Diplodus vulgaris*, *D. annularis*, *D. sargus sargus* and *D. puntazzo* (Sparidae) in the Gulf of Tunis (central Mediterranean). *Journal of the Marine Biological association of the United Kingdom*, 92: 623-631.
- PALUMBI, S.R. 2004. Marine reserves and ocean neighbourhoods: the spatial scale of marine populations and their management. *Annu. Rev. Environ. Resour.* 29: 31-68.
- REÑONES, O., A. GRAU, X. MAS, F. RIERA and F. SABORIDO-REY. 2010. Reproductive pattern of an exploited dusky grouper *Epinephelus marginatus* (lowe 1834) (Pisces: Serranidae) population in the western Mediterranean. *Scientia Marina*, 74: 523-537.
- REÑONES, O., ÁLVAREZ, D., COLL, J., MOREY, G., NAVARRO, O., RUEDA, L., GRAU., A *et al.* 2012. *Identificación del patrón de movimientos y factores ambientales que determinan la distribución espacial del mero Epinephelus marginatus en el Parque Nacional Marítimo-Terrestre del Archipiélago de Cabrera: aplicaciones para su conservación*. En: *Proyectos de Investigación en Parques Nacionales, 2008-2011*. Pág: 407-430. Organismo Autónomo de Parques Nacionales (Ed.). Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente.
- REÑONES, O., GOÑI, R., POZO, M. I DEUDERO, S. 2001. Effects of the cessation of fishing in protected areas of the Cabrera Archipelago National Park: Results of species of the Serranidae and Sparidae families. *Actas de las I Jornadas Internacionales sobre Reservas Marinas*. Secretaría General de Pesca, Publicaciones Especiales: 197-216.
- REVENGA, S. 2022. *El futuro de la red de AMPs en el Mediterráneo español. ¿Hacia dónde vamos?*. En: *Congreso sobre Áreas Marinas Protegidas (AMPs) del Mediterráneo Occidental/Western Mediterranean MPA Confrence*. Palma 27-29 de Octubre de 2022. Pág: 80-83. Conselleria d'Agricultura, Pesca i Alimentació del Govern de les Illes Balears.
- SALA, E., E. BALLESTEROS, P. DENDRINOS, A. DI FRANCO, F. FERRETTI, D. FOLEY, S. FRASCHETTI *et al.* 2012. The structure of Mediterranean rocky reef ecosystems across environmental and human gradients, and conservation implications. *Plos One* 7(2): e32742. doi: 10.1371/journal.pone.0032742.
- SANDIN, S. A & E. SALA. 2012. Using successional theory to measure marine ecosystem health. *Evol. Ecol.*, 26: 435-448.



THIBAUT, T., A. BLANFUNÉ, C. F. BOUDOURESQUE, S. PERSONNIC, S. RUITTON, E. BALLESTEROS, D. BELLAN-SANTINI, C. N. BIANCHI, S. BUSSOTTI, E. CEBRIAN, A. CHEMINÉE, J-M. CULIOLI, S. DERRIEN-COURTEL, P. GUIDETTI, M. HARMELIN-VIVIEN, B. HEREU, C. MORRI, J-C. POGGIALE, M. VERLAQUE. 2017. An ecosystem-based approach to assess the status of Mediterranean algae-dominated shallow rocky reefs. *Marine Pollution*, 117: 311-329.

UNDERWOOD, A. J. 1997. Experiments in ecology. Their logical design and interpretation using analysis of variance. Cambridge University Press. Cambridge. 504 pp.

WORM, B., R. HILBORN, J. K. BAUM, T. A. BRANCH, J. S. COLLIE, C. COSTELLO, M. J. FOGARTY, E. A. FULTON, J. A. HUTCHINGS, S. JENNINGS, O. P. JENSEN, H. K. LOTZE, P. M. MACE, R. R. McCLANAHAN, C. MINTO, S. R. PALUMBI, A. M. PARMA, D. RICHARD, A. A. ROSEMBERG, R. WATSON and D. ZELLER. 2009. Rebuilding Global Fisheries. *Science*. 325: 578-585.

ZAR, J. H. 1984. Biostatistical Analysis. Prentice Hall, Inc. New Jersey.