

La Reserva Marina del Freu de Sa Dragonera

Seguimiento de los peces de fondos rocosos vulnerables a la pesca



G CONSELLERIA
O AGRICULTURA,
I PESCA I ALIMENTACIÓ
B
/



UNIÓN EUROPEA

FONDO EUROPEO MARÍTIMO
Y DE PESCA (FEMP)



Diciembre de 2020

Autores: Josep Coll¹, Gabriel Morey¹, Oliver Navarro², Francisco Verger¹ y Miguel Pozo

1: Tragsatec. 2: Serveis de Millora Agrària i Pesquera


Reserves Marines
de les Illes Balears

 Tragsatec
GrupoTragsa

Foto de portada: falso abadejo/anfós llis (*Epinephelus costae*) en aguas del Cap Llebeig. Autor:
Miguel Pozo

Citar como:

Coll, J., G. Morey, O. Navarro, F. Verger y M. Pozo. 2020. 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 páginas.

ÍNDICE

Resumen Ejecutivo	Pág. 3
1. INTRODUCCIÓN	Pág. 5
2. ÁREA DE ESTUDIO Y METODOLOGÍA	Pág. 6
2.1. El área de estudio	Pág. 6
2.2. La toma de datos	Pág. 8
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)	Pág. 14
Las especies vulnerables y la riqueza	Pág. 14
La abundancia de especies demersales	Pág. 19
La biomasa de especies demersales	Pág. 26
La biomasa de especies de mayor nivel trófico (NT> 3,5)	Pág. 34
3.1.2. Análisis de las series temporales disponibles (2003-2016-2018-2020) ..	Pág. 36
3.1.3. Análisis espacio-temporal ampliado a 6 estaciones protegidas (2018-2020)	Pág. 40
3.2. Análisis de la distribución de tallas de especies frecuentes y abundantes	Pág. 43
4. DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES	Pág. 57
5. AGRADECIMIENTOS	Pág. 60
6. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	Pág. 61

Resumen ejecutivo

El presente informe técnico muestra los resultados de la tercera campaña de seguimiento de los peces de fondos rocosos vulnerables a la pesca en la Reserva Marina del Freu de Sa Dragonera (RMFSD), que cumple ahora 4 años de existencia (Decreto 62/2016 de 7 de octubre). Aparte de los resultados de este seguimiento *ad hoc* de la reserva marina, se ha dispuesto también de datos anteriores correspondientes a otros proyectos en estaciones concretas de la isla Dragonera y de zonas control no protegidas. Todos los datos han sido obtenidos mediante métodos no intrusivos, concretamente siguiendo protocolos bien definidos para el censo de peces en escafandra autónoma.

El diseño de muestreo se ha enfocado en cuatro escenarios relacionados ecológicamente pero independientes en cuanto a su análisis estadístico: a) el muestreo simétrico (2 zonas/estaciones y mismo número de muestras/transectos) en fondos superficiales (<15 m) de la RMFSD, en las aguas exteriores de Sa Dragonera (AE) y en zonas control no protegidas (NR) entre 2016, 2018 y 2020; b) series históricas de datos en estaciones concretas (<15 m): 2003, 2016, 2018 y 2020, c) ampliación de las estaciones superficiales de 2 a 6 dentro de la reserva en 2018 y 2020, y d) muestreo profundo (20-25 m) en una zona de la RMFSD y de las AE, y en dos zonas NR en 2016, 2018 y 2020.

La campaña se desarrolló en julio de 2020, 3 años y 9 meses después de la declaración de la reserva, por parte de 4 biólogos buceadores que cubrieron un área de hasta 2,5 ha de fondos rocosos en 51 horas de inmersión.

Los resultados muestran una respuesta notable a la disminución de la mortalidad por pesca que ha conllevado la aplicación de las primeras medidas recogidas en el Decreto de declaración de la reserva marina. Todos los indicadores construidos a partir de las 20 especies vulnerables registradas han mostrado incrementos temporales (2016 vs 2020) o valores superiores dentro de la RMFSD. La riqueza de especies ha aumentado en un 40% en las aguas superficiales y en un 81% en las aguas profundas de la RMFSD, alcanzando valores de hasta 8 esp./250 m² en 2020. La biomasa total de especies vulnerables se ha incrementado en un 138% en las aguas superficiales (x2,4). Los valores medios actuales de la reserva se sitúan en 11,4 kg/250 m² frente a los 2,7 kg/250 m² de las zonas NR o los 4,8 kg/250 m² de las estaciones en AE. En las aguas profundas la biomasa media ha aumentado un 340% (x4,4) situándose en 25,3 kg/250 m².

Los análisis en las aguas superficiales se situaron sin embargo en el límite de la significancia estadística ($p=5\%$ de cometer un error al afirmar diferencias entre los tres niveles de protección contrastados). Las causas son bien conocidas, y debidas, por una parte, al buen estado de las poblaciones de *Diplodus* spp., que parecen aumentar en todo el litoral balear debido a cambios drásticos en la flota de artes menores, tanto cuantitativos (número de barcos) como cualitativos (aparejos), y también en los usos de la pesca recreativa desde tierra y desde embarcación. Por otra parte entran en juego los efectos locales de la protección. Los datos ofrecidos por la estación de la cala y el Cap Llebeig apuntan a un *hot spot* de biomasa y diversidad en un futuro no muy lejano. El peso de esta estación en el efecto reserva presenta realmente un desequilibrio frente a otras estaciones de menores prestaciones. La ampliación de 2 a 6 estaciones en 2018 ha permitido discernir mejor el efecto local de la protección. De las 6, tan solo 3 estaciones han

presentado mejores resultados en 2020: Cala Llebeig, Es Calafats e Illa Mitjana. La situación de las estaciones protegidas en la costa de Mallorca, especialmente en Cala en Bassot, no ha sido buena, con valores inferiores en 2020, atribuibles a la gran frecuentación que sufre este enclave y a algún problema de control.

Observada la evolución de la biomasa total de peces, y el peso de especies con menor nivel trófico y valor de mercado (especialmente las del género *Diplodus*), el análisis se refinó a un conjunto de especies de fondo que constituyen una unidad de captura en la sucesión de artes y aparejos de la flota de artes menores, básicamente con trasmallo, palangrillo y curricán de fondo; y que se caracterizan por pertenecer a un nivel trófico superior: $NT > 3,5$ (según Froese y Pauly, 2020). Entre un conjunto de 13 especies con estas características, destacan por ejemplo: el mero (*E. marginatus*), el falso abadejo (*E. costae*), el gitano (*M. rubra*), el corvallo (*S. umbra*), el cabracho (*S. scrofa*), y la brótola (*P. phycis*) entre otras. La biomasa $NT > 3,5$ aumentó por un factor de x3,5 en la única estación protegida para la que tenemos datos de 2003: Cala Lladó. Aumentó por un factor de x6,5 entre 2016 y 2020 en las dos estaciones tradicionales de las aguas superficiales y por un factor de x14 en las aguas profundas.

La experiencia adquirida en el seguimiento de las 11 reservas marinas de interés pesquero que componen la Red Balear de Áreas Marinas Protegidas dan razones para pensar que los casi 4 años transcurridos desde su declaración son pocos todavía para hablar de capacidad de carga o biomasa virgen, conceptos por otro lado inherentes a una protección total de la que carece actualmente la reserva. La recién declarada Reserva Marina de la isla Dragonera, en sus aguas exteriores, permitirá dilucidar los conceptos mencionados de biomasa virgen, no pescada, en sus reservas integrales, y su influencia en las colindantes aguas interiores. Dentro de los límites de la reserva autonómica del Freu de Sa Dragonera se vislumbra la existencia de puntos calientes o *hot spots*, que pueden tardar entre 25 y 35 años en alcanzar valores máximos (García-Rubies *et al.*, 2013; Morey *et al.*, en preparación), y de otros enclaves con una respuesta más discreta, acorde a su potencial natural de producción y de agregación de peces.

1. INTRODUCCIÓN

El presente informe técnico viene a cumplir con las necesidades de conocimiento sobre el estado de los recursos pesqueros en la Red Balear de Áreas Marinas Protegidas que establece la Ley 6/2013 de 7 de noviembre de pesca marítima, marisqueo y acuicultura en las Illes Balears. En el artículo 8 de la citada Ley, donde se trata la figura de reserva marina como herramienta de gestión pesquera, y en su punto 8, se establece que “Las reservas marinas deben ser objeto de un seguimiento biológico y pesquero regular y periódico para conocer la evolución de los recursos marinos y de las actividades pesqueras”. Los resultados que aquí se exponen se corresponden con la tercera campaña de seguimiento de los peces de fondos rocosos en el entorno de la Reserva Marina del Freu de Sa Dragonera.

La Reserva Marina del Freu de Sa Dragonera fue declarada en octubre de 2016 (Decreto 62/2016 de 7 de octubre), en 912 ha de las aguas interiores colindantes con la costa de Andratx (SW de Mallorca) y ha entrado a formar parte de un conjunto de 11 reservas marinas de ámbito pesquero de la Comunidad Autónoma de las Illes Balears (<https://www.caib.es/sites/reservesmarines/ca/>). Se trata de un espacio que abarca también las aguas de influencia marina del Parque Natural de Sa Dragonera (Decreto 7/1995 de 26 de enero. BOCAIB. Núm. 18 de 11/02/95), y desde 2006 se integra dentro de la delimitación de la Zona de Especial Conservación ES0000221 de la Red Natura 2000.

Un aspecto capital en la consecución de los objetivos de la demanda social en la protección marina de Sa Dragonera, y que entre otros foros se expusieron previamente a su declaración en el informe técnico de la Fundación Save the Med (GTAMP, 2015), ha sido su reciente ampliación a las aguas exteriores de competencia estatal. En octubre del presente año, el Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación ha publicado la orden APA/1024/2020 de 27 de octubre (BOE. Núm. 292 de 5 de noviembre de 2020) por la que se establece la reserva marina de interés pesquero de la isla Dragonera (457 ha). Finalmente las aguas de la isla Dragonera, junto al parque natural, responden a una unidad de gestión acorde a su unidad fisiográfica, geológica y ecológica. La demanda social mencionada previamente para conseguir esa unidad de gestión, y la estrecha colaboración entre los equipos técnicos del MAPA y del Govern Balear, materializada en un convenio de colaboración para su gestión, han dado su fruto: 1.369 ha marinas, 82 de ellas en forma de reserva integral, están protegidas a día de hoy con la integración de la reserva marina autonómica y de la estatal.

La estrecha colaboración entre administraciones se materializó asimismo con el diseño original para el seguimiento científico de los peces de fondos rocosos, que abarcó desde su

origen, previo a cualquier protección, tanto las aguas de competencia autonómica como estatales. A causa del desacompañamiento administrativo que ha llevado la declaración de las dos reservas, y del retraso en la protección de las aguas exteriores respecto a la Reserva del Freu de Sa Dragonera, los resultados que se exponen en el presente informe, obtenidos en julio de 2020, evalúan sólo el pretendido “efecto reserva” en las aguas interiores, si bien hacen un diagnóstico pormenorizado de todo el conjunto y de zonas no protegidas tomadas como control.

Los primeros datos con los que hemos contado en lo que concierne al seguimiento específico de los peces de fondos rocosos, datan del verano de 2003 (Coll y García-Rubies, 2005), cuando se censaron dos estaciones (una en aguas exteriores y otra cerca del puerto) y, posteriormente, de las campañas de 2016 (Morey *et al.*, 2017), tres meses antes de la declaración de la reserva, y del verano de 2018 (Coll *et al.*, 2018), cuando la reserva marina ya cumplía con 22 meses de existencia.

Los resultados en 2018 indicaron los efectos de una protección incipiente, con un incremento de biomasa del 70% dentro de la reserva marina, aunque todavía con una baja densidad de las especies más residentes, de vida más larga y mayor nivel trófico. De aquí se dedujo que la red trófica de Sa Dragonera mostraba todavía signos de baja madurez, dado que el 75% de la biomasa de peces estaba constituida por espáridos del género *Diplodus* (sargos y mojarras), de nivel trófico medio. Las comparaciones a nivel espacial, en la última campaña de 2018, indicaron asimismo que la densidad y biomasa de peces en la reserva fue 3 y 4 veces superior, respectivamente, a las zonas control no protegidas.

Los resultados que se muestran a continuación describen la situación de los peces de fondos rocosos en julio de 2020, 3 años y 9 meses después de la declaración de la reserva autonómica. Se tratan dos estratos batimétricos, el superficial, a menos de 15 m de profundidad, sobre el que versa el informe de 2018; y el profundo, entre 20 y 25 m de profundidad, retomando así el muestreo original ya expuesto en 2016.

2. AREA DE ESTUDIO Y METODOLOGÍA

2.1. El área de estudio

En esta campaña de 2020 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 25 m.

Para el análisis del efecto reserva en el estrato superficial, se han estudiado 6 zonas/sitios: 2 situados en la reserva marina (Cala Llebeig y Cala Lladó), 2 en las aguas exteriores de Sa Dragonera (S'Indio y Na Popi), y dos zonas control sin protección especial en la vecina costa de Andratx (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, que se han muestreado de nuevo en 2020: Es Calafats, Illa Mitjana, Cala en Basset y Punta Galinda (Figura 2.1).

En el estrato profundo se eligieron inicialmente dos estaciones en Sa Dragonera: Cap Llebeig y S'Indio (Fig. 1). Sin embargo, el desacompañamiento en la protección de las aguas interiores y exteriores ha dejado a la estación de S'Indio sin protección durante todas las campañas. En las zonas control se ha mantenido la estación de Cap Andritxol, y por motivos de comparabilidad respecto al hábitat, se ha cambiado la estación original de Es Rajolí por la estación de La Mola (Fig. 2.1).

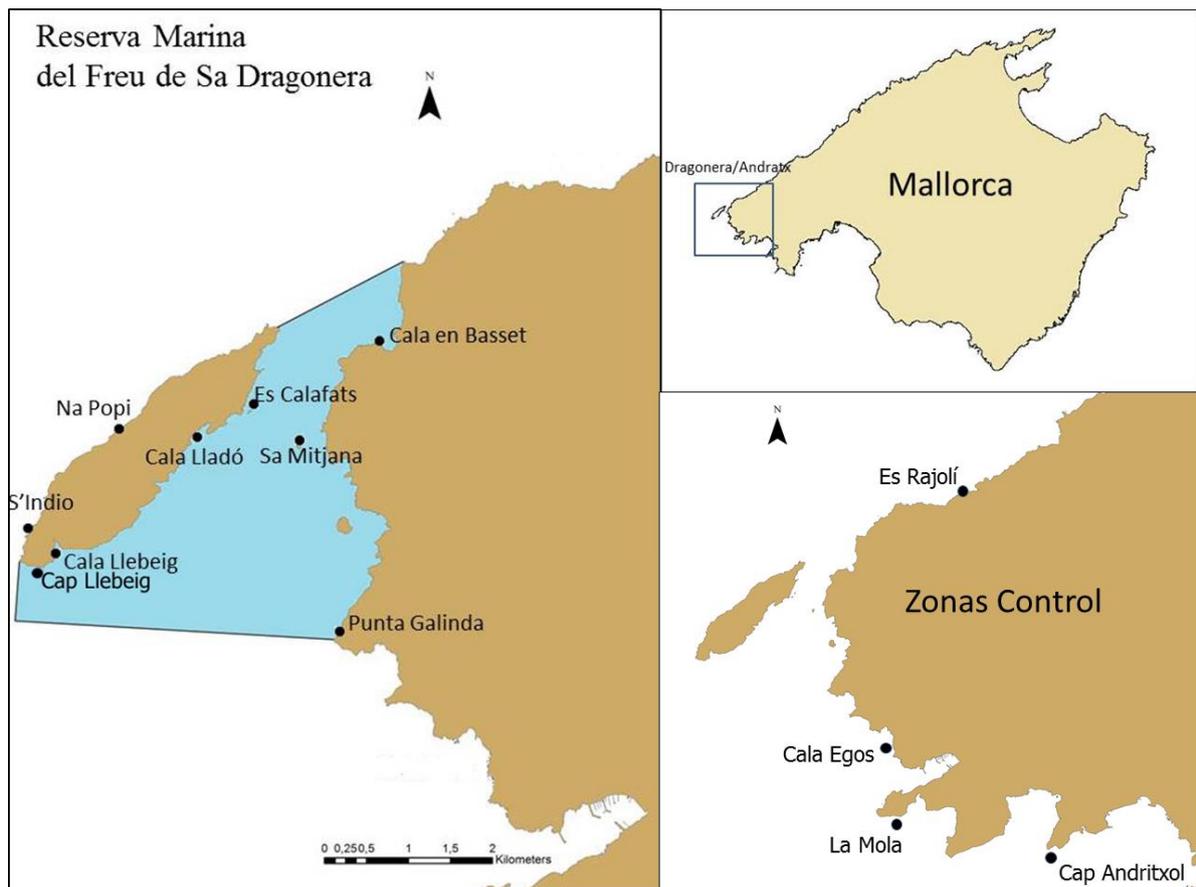


Figura 2.1. Distribución de las estaciones de muestreo en la Reserva Marina del Freu de Sa Dragonera (fondo azul), en las aguas exteriores (Na Popi y S'Indio) y en zonas control no protegidas: Es Rajolí, Cala Egos, La Mola y Cap Andritxol.

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 substrato 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 toda la comunidad íctica (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 20 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).

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.) (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 20-25 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 (2016-2020) 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) Reserva Marina del Freu de Sa Dragonera, b) las aguas exteriores de la isla Dragonera (incluidas dentro del parque natural y la zona LIC/ZEC ES0000221) y c) zonas control sin ninguna protección especial (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 la reserva: 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 y 2020. Para incorporar la variación temporal de pequeña escala a la información obtenida en cada sitio se ha procedido a repetir los censos en tres días diferentes en cada sitio de muestreo y dentro del mismo mes.

En cada sitio se realizaron N=3 transectos/réplicas por día, disponiendo así de N= 9 transectos en cada sitio y año de estudio y un total de N= 162 transectos para el análisis conjunto del efecto reserva.

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

- La riqueza de especies (N° de especies/250 m²) 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° de individuos/250 m²) y que solo contempla las especies demersales.
- La biomasa (kg/250 m²), 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 (μ), 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 x Zi(h)*, más la interacción del tiempo con la protección *TjxPh*, más el término de error debido a la variación entre réplicas (*ehijk*).

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

El efecto de los distintos días se incorporó como una variación más a nivel de sitio que mejora su descripción cuantitativa pero que no se ha testado en el análisis de la varianza para mayor simplicidad y va implícito en el término de error.

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).

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 Tukey.

2.3.2. Análisis de las series temporales disponibles (2003, 2016, 2018, 2020) 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) debido a que en el momento de muestreo tan solo se habían protegido las aguas interiores de Sa Dragonera y, por lo tanto, la estación/sitio de Na Popi quedaba fuera del régimen de protección. De este modo, al tener un solo sitio en el nivel de protección reserva y en las aguas exteriores no se evita el factor anteriormente comentado de la pseudoreplicación para los datos de 2003.

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. Para ello se ha reducido el número de réplicas consideradas en 2003 (27 por sitio) a tan solo 9, con el objeto de balancear las muestras entre los diferentes años. Así, para cada sitio y en el conjunto de los 3 años analizados, contamos con una $N = 27$ 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) 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 nivel de protección, en el verano de 2018 se procedió a estudiar un mayor número de sitios dentro de la reserva aunque sin replicación temporal de pequeña escala (días diferentes). 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 aparejado su estatus de protección.

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, quedó desprotegida 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) en las estaciones disponibles mediante un test T-Student, y en comparar 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 la 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) y 2020, procediendo a contrastar las tallas medias con un test T-Student entre años, o 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.

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)

Las especies de peces vulnerables y la riqueza específica

Las aguas superficiales (< 15 m)

En las aguas someras de los tres niveles de protección tratados se han registrado 20 especies de interés pesquero (Tabla 3.1). El mayor número de especies se ha observado en la reserva marina (16), seguido de las dos estaciones en aguas exteriores (15) y de las zonas control no protegidas (12). Las familias más diversificadas son los espáridos, con 6 especies, los serránidos con 3 y los escorpénidos también con 3.

La riqueza de especies ha evolucionado de forma significativa dentro de la reserva marina desde un valor medio de 3,7 esp./250 m² en julio de 2016 hasta 5,3 esp./250 m² en julio de 2020 (Fig. 3.1). La respuesta de la riqueza media de especies ha resultado ser muy “ortodoxa” en el sentido de que ha sido homogénea en las dos zonas muestreadas de cada nivel de protección (Tabla 3.2). Al no haber diferencias significativas entre zonas se ha procedido a analizar el efecto generalizado del nivel de protección y del tiempo, observándose una interacción significativa entre ambos factores (Tabla 3.2). El efecto de la reserva ha sido muy significativo ($p < 0,001$),

mientras que la interacción indica el efecto desigual que ha tenido el tiempo en la reserva, en las aguas exteriores y en las zonas control. Situándonos dentro de cada nivel de protección, el análisis de la varianza para el factor tiempo ha resultado muy significativo dentro de la reserva ($p < 0,01$), observándose diferencias entre la riqueza media de 2016 y la de 2020 (Fig. 3.1 y Tabla 3.3). Las variaciones temporales de riqueza no han sido sin embargo significativas ni en las aguas exteriores ni en las zonas control (Tabla 3.3).

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 y 2020. RMAI: reserva marina de aguas interiores, AE: 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= 54	AE N= 54	NR N= 54
Espet (DLP)	Espetón	<i>Sphyræna viridensis</i>	+	+	+
Cirviola (DLP)	Pez Limón	<i>Seriola dumerili</i>	+	-	-
Déntol (DLP)	Dentón	<i>Dentex dentex</i>	+	+	-
Congre	Congrio (4,3)	<i>Conger conger</i>	-	+	-
Morena	Morena (4,2)	<i>Muraena helena</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>	+	+	+
Orada	Dorada (3,7)	<i>Sparus aurata</i>	+	-	-
Càntara	Chopa (3,3)	<i>Spondylisoma cantharus</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>	+	-	+
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>	-	+	+
Captinyós	Cabriela (3,7)	<i>Scorpaena notata</i>	-	+	-
Mòllera	Brótola (4,3)	<i>Phycis phycis</i>	+	+	-
		RIQUEZA	16	15	12

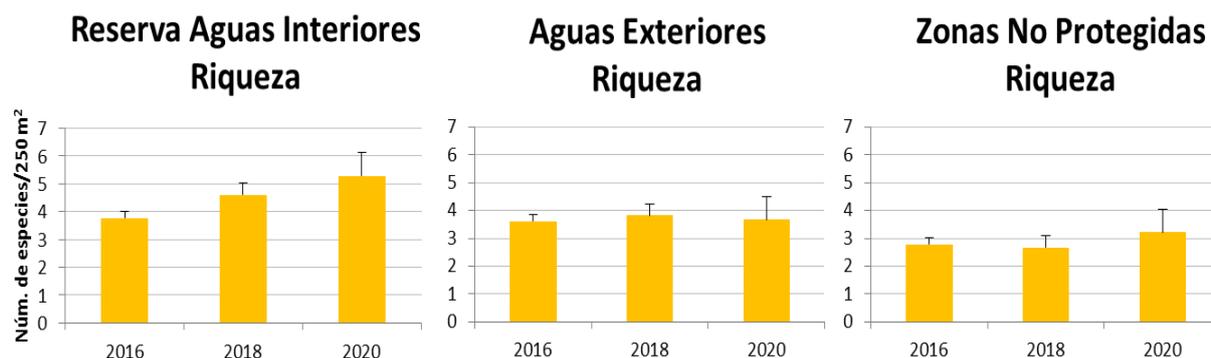


Figura 3.1. Variación temporal de la riqueza media de especies vulnerables (número de especies/250 m²) en las aguas superficiales (<15 m) entre la reserva marina, las aguas exteriores y las zonas control no protegidas.

Tabla 3.2. Análisis de la varianza para la riqueza media de especies con los factores protección (Prot), Año, y las zonas encajadas en protección: Zona(Prot). Análisis mediante integración (*pooling*) de las sumas de cuadrados del efecto zona y del error. SC: suma de cuadrados; GL: grados de libertad; MC: media cuadrática; F: F test; p= significancia. Rojo: $p < 0,05$ significativo. Azul: no significativo: $p > 0,05$.

RIQUEZA	SC	GL	MC	F	p
Intercept	2237,1	1	2237,1	1461,3	0,000
Año	12,0	2	6,0	3,3	0,109
Prot	75,0	2	37,5	24,5	0,014
Año*Prot	11,9	4	3,0	1,6	0,282
Zona(Prot)	4,6	3	1,5	0,8	0,521
Año*Zona(Prot)	11,0	6	1,8	1,7	0,124
Error	154,4	144	1,1		
<i>Pooling (Zona+Error)</i>					
	SC	GL	MC	F	p
Intercept	2237,1	1	2237,1	2013,4	0,000
Año	12,0	2	6,0	5,4	0,005
Prot	75,0	2	37,5	33,8	0,000
Año*Prot	11,9	4	3,0	2,7	0,034
Error	170,0	153	1,1		

Tabla 3.3. Análisis de la varianza para la riqueza media de especies en cada nivel de protección en función del factor tiempo (Año). Tests a posteriori de Tukey en caso de significancia del análisis principal. GL: grados de libertad; MC: media cuadrática; F: F test; p= significancia. Rojo: $p < 0,05$ significativo. Azul: no significativo: $p > 0,05$.

Reserva	SC	GL	MC	F	p
Intercept	1120,7	1	1120,7	853,0	0,000
Año	20,3	2	10,2	7,7	0,001
Error	67,0	51	1,3		
Tukey test					
Año	2016	2018	2020		
2016		0,084	0,001		
2018	0,084		0,199		
2020	0,001	0,199			
Aguas Exteriores	SC	GL	MC	F	p
Intercept	740,7	1	740,7	642,7	0,000
Año	0,5	2	0,2	0,2	0,812
Error	58,8	51	1,2		
Zonas Control	SC	GL	MC	F	p
Intercept	450,7	1	450,7	519,7	0,000
Año	3,1	2	1,6	1,8	0,177
Error	44,2	51	0,9		

Las aguas profundas (20–25 m)

En el conjunto de las estaciones profundas se han censado 16 especies vulnerables a la pesca, obteniéndose el mayor número de ellas en la presente campaña de 2020 en las zonas control (16), seguido de la reserva marina (15) y de las aguas exteriores (13) (Tabla 3.4). Al tener en cuenta la frecuencia de aparición en las muestras de este conjunto de especies, el indicador de riqueza tan solo ha aumentado de forma significativa en la estación protegida de Cap Llebeig (Fig. 3.2), pasando de 4,5 esp./250 m² en 2016 a 8,2 esp./250 m² en 2020. En la estación de aguas exteriores de S'Indio, la riqueza permanece muy estable, en torno a las 5 esp./250 m², mientras que en las zonas control se observa un ligero incremento, no significativo, que sitúa el valor de riqueza de 2020 entre 4 y 6 esp./250 m² (Fig. 3.2).

Tabla 3.4. Presencia/ausencia (+/-) de las especies vulnerables a la pesca censadas en dos estaciones profundas (20-25 m) de cada nivel de protección en 2016, 2018 y 2020. RMAI: reserva marina de aguas interiores, AE: 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).

			RMAI	AE	NR
Catalán	Castellano		N= 12	N= 12	N= 18
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>	+	+	+
Anfós Llis	Falso Abadejo (3,9)	<i>Epinephelus costae</i>	+	+	+
Anfós	Mero (4,4)	<i>Epinephelus marginatus</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>	+	+	+
Mòllera	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>	+	+	+
		RIQUEZA	15	13	16



La cabriela (*S. notata*) aparece como by-catch en la pesquería de trasmallo. Ejemplar en fondos esciáfilos del Freu. Foto: Miguel Pozo

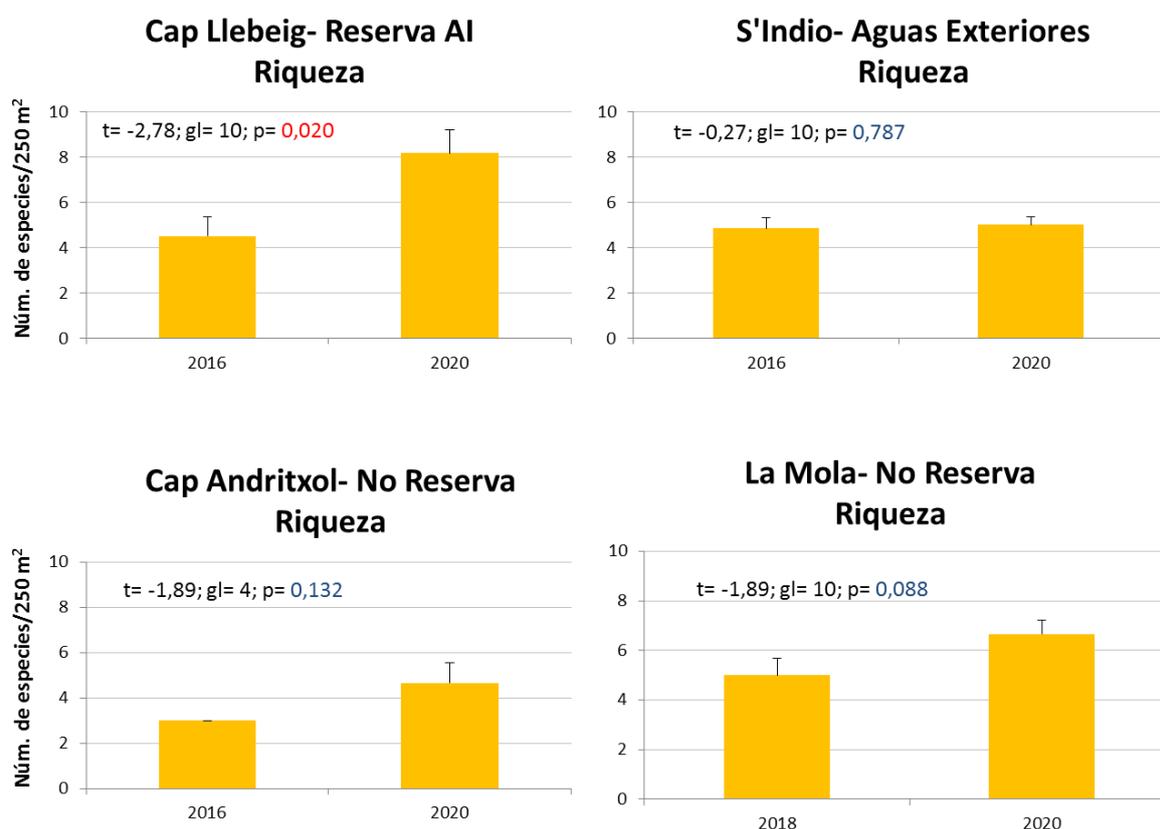


Figura 3.2. Variación temporal de la riqueza media de especies vulnerables (número de especies/250 m²) en las aguas profundas (20-25 m) de estaciones situadas en la reserva marina (Cap Llebeig), en las aguas exteriores (S'Indio) y en las zonas control no protegidas (Cap Andritxol y La Mola). Resultados de un test T-Student; t= valor de t; gl= grados de libertad; p= nivel de significancia con umbral en 0,05.

La abundancia de especies demersales

Las aguas superficiales (< 15 m)

El análisis de la densidad media de peces en aguas someras en los tres años de estudio indica de forma clara que las aguas interiores de Sa Dragonera siempre han tenido mayor abundancia que las aguas exteriores y que las zonas control, independientemente de su status de protección (Fig. 3.3). El análisis de la varianza ya nos indica en una primera instancia, al considerar el efecto de las zonas de estudio, que únicamente el factor “Protección” genera efectos significativos. Al unir el efecto de las zonas al error de muestreo (*pooling*), los resultados son todavía más robustos y concluyentes. En el conjunto de los tres años estudiados, la densidad media en las aguas interiores de Sa Dragonera (47,3 ind./250 m²) es del doble (x1,9) respecto a las aguas exteriores (25,3 ind./250 m²) y del triple (x2,9) respecto a las zonas control (15,9 ind./250 m²), sin un efecto significativo del tiempo (Tabla 3.5 y Fig. 3.3).

El hecho de que los espáridos (básicamente *Diplodus* spp.) sean las especies que más contribuyen a la abundancia total (ver tablas 3.6, 3.7 y 3.8), y que su sensibilidad a la explotación se exprese más a través de los parámetros de talla, peso medio y biomasa, convierte la densidad total de peces demersales en uno de los indicadores menos sensibles a los efectos de la protección.

Los análisis a posteriori concluyen que las diferencias se dan también entre las aguas exteriores de Sa Dragonera y las zonas control, que serían las más pobres en abundancia de peces (Tabla 3.9)

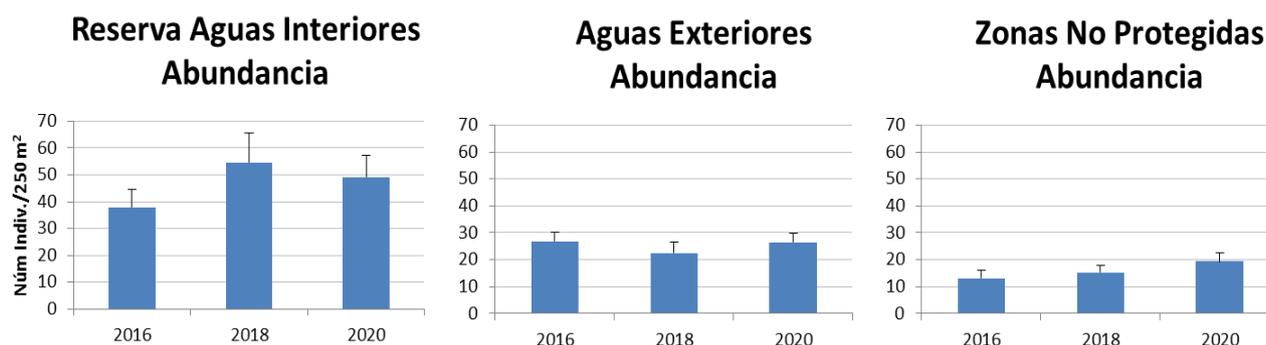


Figura 3.3. Variación temporal de la densidad media de especies vulnerables (número de individuos/250 m²) en las aguas superficiales (<15 m) entre la reserva marina, las aguas exteriores y las zonas control no protegidas.

Tabla 3.5. Análisis de la varianza para la densidad media de peces censadas en las aguas superficiales transformada según $(\log_{10}(x+1))$ con los factores protección (Prot), Año, y las zonas encajadas en protección (3-15 m). Análisis mediante integración (*pooling*) de las sumas de cuadrados del efecto zona y del error. SC: suma de cuadrados; GL: grados de libertad; MC: media cuadrática; F: F test; p= significancia. Rojo: $p < 0,05$ significativo. Azul: no significativo: $p > 0,05$.

log 10 Abund	SC	GL	MC	F	p
Intercept	300,2	1	300	2275	0,000
Año	0,3	2	0	1	0,418
Prot	5,4	2	3	20	0,018
Año*Prot	0,3	4	0	1	0,672
Zona(Prot)	0,4	3	0	1	0,437
Año*Zona(Prot)	0,8	6	0	2	0,080
Error	9,4	144	0		

Tabla 3.6. Densidad media y error estándar para todas las especies censadas en las aguas superficiales de la reserva marina de aguas interiores (RMAI).

	Cala Llebeig (RMAI)						Cala Lladó (RMAI)					
	2016		2018		2020		2016		2018		2020	
	Media	EE	Media	EE	Media	EE	Media	EE	Media	EE	Media	EE
<i>Sphyraena viridensis</i>	1,4	1,4	7,8	5,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,1	0,0	0,0
<i>Seriola dumerili</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,1	0,0	0,0
<i>Dentex dentex</i>	0,0	0,0	0,3	0,2	0,2	0,1	0,0	0,0	0,2	0,1	0,1	0,1
<i>Conger conger</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Muraena helena</i>	0,3	0,2	0,0	0,0	0,4	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Diplodus puntazzo</i>	1,1	0,3	1,3	0,5	1,9	0,6	0,8	0,4	1,0	0,7	1,0	0,4
<i>Diplodus sargus</i>	7,4	1,1	13,2	2,1	15,2	2,3	4,7	0,9	6,2	0,9	9,1	2,0
<i>Diplodus vulgaris</i>	22,2	6,1	33,0	10,7	42,0	13,5	36,1	11,1	50,0	18,5	19,0	3,4
<i>Sparus aurata</i>	0,1	0,1	0,3	0,2	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>S. cantharus</i>	0,1	0,1	0,4	0,2	0,2	0,1	1,9	0,5	0,2	0,1	0,4	0,2
<i>Epinephelus costae</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>E. marginatus</i>	0,2	0,1	0,4	0,3	1,3	0,4	0,2	0,2	0,1	0,1	0,4	0,3
<i>M. rubra</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Labrus merula</i>	0,1	0,1	0,0	0,0	0,1	0,1	0,3	0,2	0,4	0,2	0,7	0,2
<i>Labrus viridis</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,1	0,0	0,0	0,3	0,2	0,2	0,1
<i>Sciaena umbra</i>	0,1	0,1	1,2	0,7	2,4	0,9	0,0	0,0	1,1	0,4	3,3	2,1
<i>Scorpaena notata</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	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	0,1	0,1	0,0	0,0	0,1	0,1
<i>Scorpaena scrofa</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	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	0,2	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

Tabla 3.7. Densidad media y error estándar para todas las especies censadas en las aguas superficiales de las aguas exteriores (AE) de Sa Dragonera

	Na Popi (AE)						S'Indio (AE)					
	2016		2018		2020		2016		2018		2020	
	Media	EE	Media	EE	Media	EE	Media	EE	Media	EE	Media	EE
<i>Sphyraena viridensis</i>	0,0	0,0	1,1	0,7	0,0	0,0	0,1	0,1	8,2	5,0	0,0	0,0
<i>Seriola dumerili</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	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	0,0	0,0	0,2	0,1
<i>Conger conger</i>	0,0	0,0	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Muraena helena</i>	0,2	0,1	0,1	0,1	0,3	0,2	0,1	0,1	0,2	0,1	0,3	0,2
<i>Diplodus puntazzo</i>	0,8	0,3	0,9	0,4	0,3	0,2	1,3	0,3	1,1	0,2	1,3	0,5
<i>Diplodus sargus</i>	4,2	1,4	3,6	0,9	3,7	0,9	12,7	4,0	6,0	0,9	11,8	2,6
<i>Diplodus vulgaris</i>	14,1	2,9	18,2	6,9	16,4	4,1	17,8	4,1	13,2	2,8	17,2	3,4
<i>Sparus aurata</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>S. cantharus</i>	0,9	0,5	0,3	0,2	0,0	0,0	0,1	0,1	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	0,0	0,0	0,0	0,0

Continuación
Tabla 3.7

<i>E. marginatus</i>	0,3	0,2	0,3	0,2	0,1	0,1	0,0	0,0	0,4	0,2	0,0	0,0
<i>M. rubra</i>	0,0	0,0	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,1	0,0	0,0
<i>Labrus merula</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	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	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Sciaena umbra</i>	0,3	0,2	0,0	0,0	0,2	0,1	0,0	0,0	0,2	0,2	0,1	0,1
<i>Scorpaena notata</i>	0,2	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Scorpaena porcus</i>	0,1	0,1	0,0	0,0	0,2	0,2	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	0,1	0,0	0,0	0,1	0,1	0,1	0,1
<i>Phycis phycis</i>	0,2	0,1	0,0	0,0	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	0,2

Tabla 3.8. Densidad media y error estándar para todas las especies censadas en las aguas superficiales de las zonas control no protegidas (NR).

	Es Rajolí (NR)						Cala Egos (NR)					
	2016		2018		2020		2016		2018		2020	
	Media	EE	Media	EE	Media	EE	Media	EE	Media	EE	Media	EE
<i>Sphyraena viridensis</i>	0,0	0,0	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	1,8	1,3	0,4	0,4
<i>Seriola dumerili</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	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	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	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Muraena helena</i>	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,1	0,0	0,0	0,1	0,1
<i>Diplodus puntazzo</i>	0,6	0,2	0,1	0,1	0,6	0,2	0,4	0,3	0,2	0,2	0,1	0,1
<i>Diplodus sargus</i>	2,4	0,7	2,3	0,6	1,9	0,6	4,2	1,5	8,8	4,3	6,9	1,5
<i>Diplodus vulgaris</i>	8,4	0,9	7,1	0,7	8,7	2,0	8,2	4,4	10,6	3,3	18,8	4,6
<i>Sparus aurata</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	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	0,3	0,2	0,2	0,1	0,1	0,1
<i>Epinephelus costae</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>E. marginatus</i>	0,1	0,1	0,1	0,1	0,2	0,1	0,0	0,0	0,1	0,1	0,0	0,0
<i>M. rubra</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Labrus merula</i>	0,1	0,1	0,0	0,0	0,2	0,1	0,2	0,1	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	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Sciaena umbra</i>	0,0	0,0	0,1	0,1	0,3	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,2
<i>Scorpaena notata</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	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	0,0	0,0	0,3	0,2
<i>Scorpaena scrofa</i>	0,0	0,0	0,1	0,1	0,1	0,1	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	0,0	0,0	0,0	0,0

Tabla 3.9. Análisis de la varianza mediante integración (*pooling*) de las sumas de cuadrados del efecto zona y del error para la densidad media de peces censadas en las aguas superficiales transformada según ($\log_{10}(x+1)$) con los factores protección (Prot) y Año (3-15 m). SC: suma de cuadrados; GL: grados de libertad; MC: media cuadrática; F: F test; p= significancia. Test a posteriori de Tukey entre niveles de protección. R= Reserva, AE= Aguas exteriores, NR= No reserva. **Rojo: $p < 0,05$ significativo. Azul: no significativo: $p > 0,05$.**

log 10 Abund	SC	GL	MC	F	p
Intercept	300,2	1	300,2	4360,4	0,000
Año	0,3	2	0,1	1,9	0,161
Prot	5,4	2	2,7	38,9	0,000
Año*Prot	0,3	4	0,1	1,1	0,353
Error	10,5	153	0,1		
Tukey Test					
Prot	R	AE	NR		
R (47,3 ind./250 m ²)		0,000	0,000		
AE (25,3 ind./250 m ²)	0,000		0,000		
NR (15,9 ind./250 m ²)	0,000	0,000			

Las aguas profundas (20–25 m)

La densidad media de peces tiene una tendencia creciente en todas las estaciones estudiadas, si bien con una gran variación entre transectos, que lleva a que las diferencias entre los dos años de estudio no sean significativas (Fig. 3.4). El incremento más pronunciado se da en Cap Llebeig, que pasa de 20 ind./250 m² en 2016 a más de 60 ind./250 m² en 2020. La fuerte varianza dentro de una misma estación se debe a que las especies que más aumentan se caracterizan por formar cardúmenes, con una distribución de contagio, como son *D. vulgaris* y *D. sargus* (ver tablas 3.10-3.11).

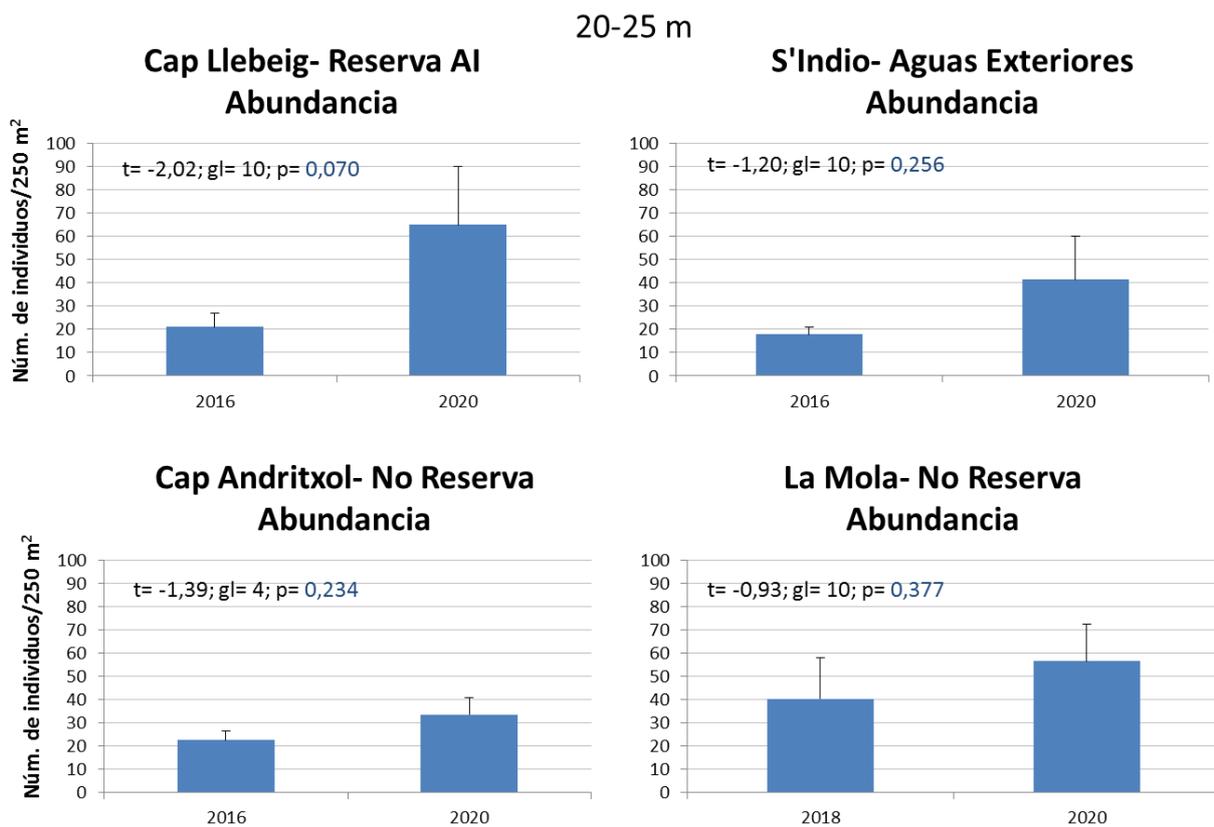


Figura 3.4. Variación temporal de la densidad media de especies vulnerables (número de individuos/250 m²) en las aguas profundas (20-25 m) de estaciones situadas en la reserva marina (Cap Llebeig), en las aguas exteriores (S'Indio) y en las zonas control no protegidas (Cap Andritxol y La Mola). Resultados de un test T-Student; t= valor de t; gl= grados de libertad; p= nivel de significancia con umbral en 0,05.



Pareja de sargos (*D. sargus*) en fondos fotófilos de Sa Dragonera. Foto: Miguel Pozo

Tabla 3.10. Densidad media y error estándar para todas las especies censadas en las aguas profundas de la reserva marina de aguas interiores (RMAI) y en las aguas exteriores (AE) de Sa Dragonera.

	Cap Llebeig (RMAI)				S'Indio (AE)			
	2016		2020		2016		2020	
	Media	EE	Media	EE	Media	EE	Media	EE
<i>Dentex dentex</i>	0,5	0,5	0,8	0,2	0,2	0,2	0,3	0,2
<i>Sphyraena viridensis</i>	10,7	8,1	0,7	0,5	0,8	0,5	0,0	0,0
<i>Sparus aurata</i>	0,0	0,0	0,5	0,3	0,2	0,2	0,0	0,0
<i>Diplodus puntazzo</i>	0,7	0,7	1,2	0,6	0,5	0,3	1,0	0,6
<i>Diplodus sargus</i>	12,5	3,5	16,3	7,4	5,2	0,9	12,0	7,8
<i>Diplodus vulgaris</i>	2,8	1,4	37,3	25,2	9,7	2,6	26,3	18,8
<i>Spondyliosoma cantharus</i>	3,3	1,2	1,5	1,5	1,0	0,4	0,2	0,2
<i>Epinephelus costae</i>	0,0	0,0	0,3	0,2	0,2	0,2	0,0	0,0
<i>Epinephelus marginatus</i>	0,2	0,2	2,5	0,4	0,2	0,2	0,2	0,2
<i>Labrus merula</i>	0,0	0,0	0,5	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>Muraena helena</i>	0,0	0,0	0,8	0,3	0,7	0,3	0,7	0,2
<i>Phycis phycis</i>	0,5	0,3	0,8	0,5	0,2	0,2	0,5	0,2
<i>Sciaena umbra</i>	0,7	0,7	2,8	1,0	0,0	0,0	0,3	0,2
<i>Scorpaena porcus</i>	0,2	0,2	0,2	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Scorpaena scrofa</i>	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,3	0,2

Tabla 3.11. Densidad media y error estándar para todas las especies censadas en las aguas profundas de las zonas control no protegidas (NR).

	Cap Andritxol (NR)				La Mola (NR)			
	2016		2020		2018		2020	
	Media	EE	Media	EE	Media	EE	Media	EE
<i>Dentex dentex</i>	0,0	0,0	0,3	0,3	1,7	0,4	2,2	1,1
<i>Sphyraena viridensis</i>	0,0	0,0	12,3	9,1	5,0	3,2	33,8	33,2
<i>Sparus aurata</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	0,2
<i>Diplodus puntazzo</i>	0,0	0,0	0,3	0,3	0,0	0,0	0,8	0,5
<i>Diplodus sargus</i>	2,7	0,9	9,0	6,0	6,2	1,7	13,5	8,1
<i>Diplodus vulgaris</i>	17,3	2,2	22,0	2,1	30,3	15,8	36,8	11,9
<i>S. cantharus</i>	2,3	1,2	2,0	1,0	2,5	1,4	0,2	0,2
<i>Epinephelus 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	0,0	0,0	0,2	0,2	0,2	0,2
<i>Labrus merula</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5	0,3	0,0	0,0
<i>Labrus viridis</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	0,2
<i>Muraena helena</i>	0,3	0,3	0,0	0,0	0,5	0,3	1,3	0,4
<i>Phycis phycis</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	0,2	0,2	0,2
<i>Sciaena umbra</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,5	1,8
<i>Scorpaena porcus</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,2
<i>Scorpaena scrofa</i>	0,0	0,0	0,3	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0

La biomasa de especies demersales

Las aguas superficiales (< 15 m)

La probabilidad de cometer un error al afirmar que dos medias provienen de poblaciones diferentes (fenológicamente en nuestro caso) viene determinada por el experimentador, que corre mayor o menor riesgo. Actualmente, afirmar la tesis de que hay un efecto reserva en Sa Dragonera tiene una probabilidad del 5% de ser falsa ($p= 0,05$, Tabla 3.12). Se trata de un resultado que coincide plenamente con el nivel convencional adoptado en la mayoría de análisis, por debajo del cual aceptaríamos sin pestañear esa hipótesis. Si decidimos correr ese riesgo, aceptamos que hay diferencias significativas de biomasa entre la reserva y los demás niveles de protección. Lo ajustado del resultado, una vez transformados los datos para homogeneizar varianzas, se debe a la respuesta desigual de las dos zonas tratadas dentro de la reserva y a que, claramente detectado por el análisis, hay diferencias temporales, con una tendencia creciente, en todos los niveles de protección analizados. Esta descripción se hace diáfana al observar las figuras 3.5a y 3.5b. La primera la compraría cualquier entusiasta convencido del efecto positivo de las reservas marinas, la segunda, sólo a medias.

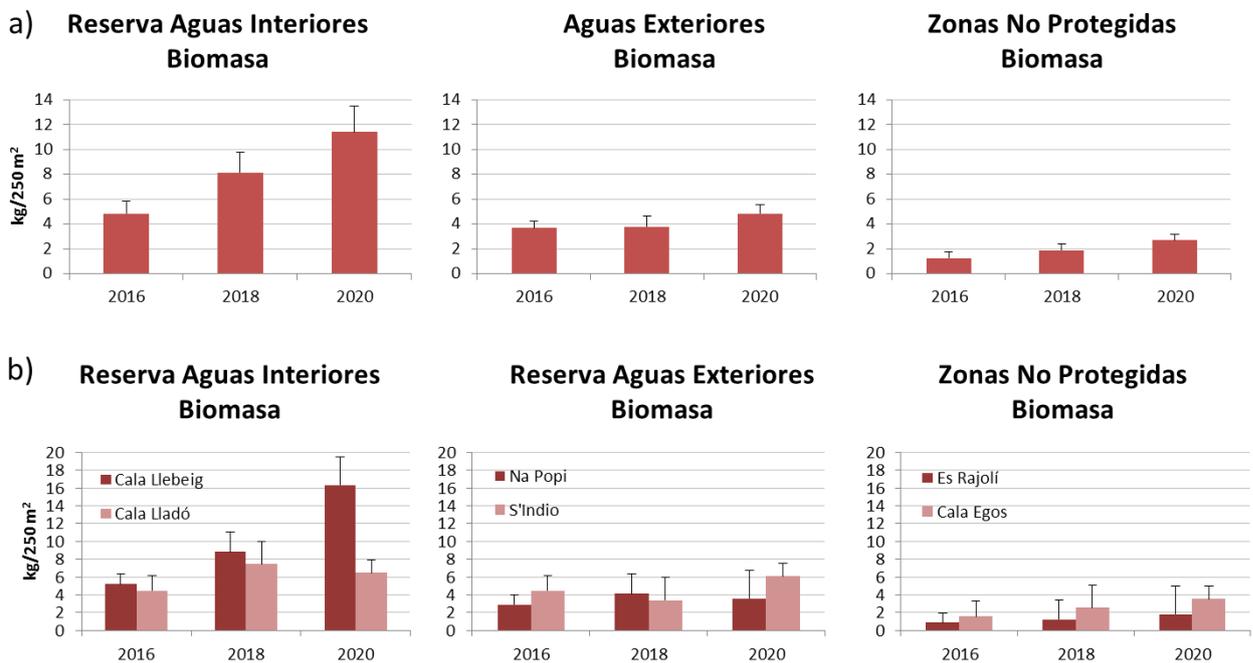


Figura 3.5. Variación temporal de la biomasa media de especies vulnerables (kg/250 m²) en las aguas superficiales (<15 m) en a) la reserva marina, las aguas exteriores y las zonas control no protegidas, y b) en cada una de las dos estaciones estudiadas dentro de cada nivel de protección.

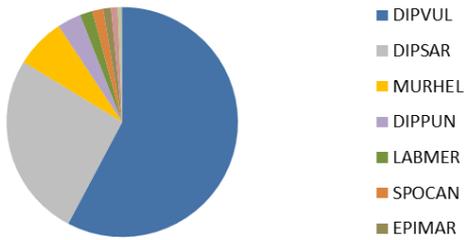
La discordancia aparece en el comportamiento envidiable de Cala Llebeig, donde la biomasa se ha triplicado en los 4 años de funcionamiento de la reserva, de 5,2 kg/250 m² a 16,3 kg/250 m², frente a la discreta respuesta de Cala Lladó, que aun presentando una biomasa nominalmente mayor que previamente a la declaración de la reserva, presenta valores menores en 2020 respecto a 2018 (Fig. 3.5b). En cualquier caso, los cambios experimentados en Cala Lladó, con un incremento de x1,44 (44%) entre 2016 y 2020 son de un orden similar a los errores de muestreo en cada año, e inferiores a los cambios experimentados en las zonas control. Las diferencias temporales que indica el análisis de la tabla 3.12, aparte de las comentadas en la reserva, se concretan también en un incremento del 30% de la biomasa en las aguas exteriores y en un 140% en las zonas control (x2,4).

Tabla 3.12. Análisis de la varianza para la biomasa media de peces censadas en las aguas superficiales transformada según $(\log_{10}(x+1))$ con los factores protección (Prot), Año, y las zonas encajadas en protección (3-15 m). SC: suma de cuadrados; GL: grados de libertad; MC: media cuadrática; F: F test; p= significancia. **Rojo:** $p < 0,05$ significativo. **Azul:** no significativo: $p > 0,05$.

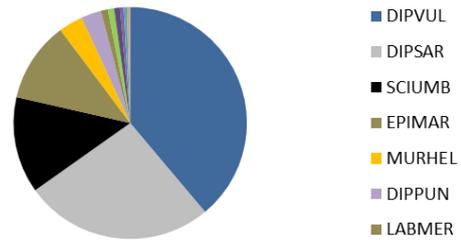
	SC	GL	MC	F	p
Intercept	63,3	1	63,3	220,7	0,001
Año	1,3	2	0,7	10,9	0,010
Prot	5,5	2	2,7	9,5	0,050
Año*Prot	0,3	4	0,1	1,3	0,369
Zona(Prot)	0,9	3	0,3	4,7	0,050
Año*Zona(Prot)	0,4	6	0,1	1,0	0,425
Error	8,7	144	0,1		

En las tablas 3.13-3.15 se muestran los valores de biomasa para cada especie, y podemos concluir que gran parte de los cambios experimentados en las zonas no protegidas se deben a incrementos de especies de menor nivel trófico, básicamente *Diplodus* spp., que son objeto de las diferentes modalidades de pesca recreativa y, en menor medida, de la pesca profesional. De hecho, la composición de la biomasa en los distintos escenarios tratados varía poco en lo que respecta a los *Diplodus* spp. Así, en las aguas exteriores estas especies representaban el 88% en 2016 y el 87% en 2020. En las zonas control el 91% en 2016 y el 88% en 2020. En ambos casos no hay una variación superior a los tres puntos porcentuales. Sin embargo, en la reserva se llega a 17 puntos de diferencia entre el 85% de 2016 y el 68% en la campaña actual de 2020 (Fig. 3.6). Dado que estos cambios tienen implicaciones en las cadenas tróficas, hemos analizado con mayor detalle la evolución de las especies de mayor nivel trófico en apartados siguientes.

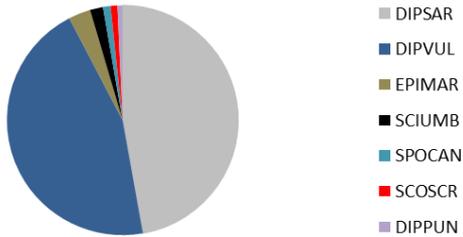
Reserva Freu Dragonera 2016



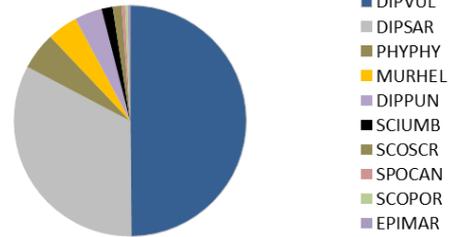
Reserva Freu Dragonera 2020



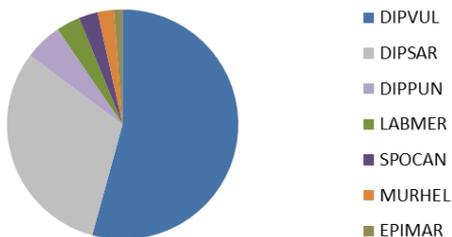
Aguas Exteriores 2016



Aguas Exteriores 2020



No Reserva 2016



No Reserva 2020

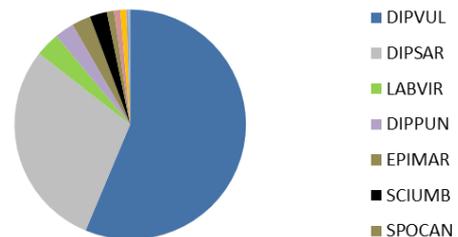


Figura 3.6. Variación porcentual de la biomasa acumulada de las distintas especies en los transectos realizados en las dos estaciones superficiales (<15 m) de cada nivel de protección en el primer año de muestreo, previo a la protección (2016), y después de la protección (2020).



El corvallo (*S. umbra*) ha aparecido con mayor frecuencia en 2020 en la reserva marina. Foto: Miguel Pozo

Tabla 3.13. Biomasa media y error estándar para todas las especies censadas en las aguas superficiales de la reserva marina de aguas interiores (RMAI). N= número de transectos.

	Cala Llebeig (RMAI)						Cala Lladó (RMAI)					
	2016		2018		2020		2016		2018		2020	
	Media	EE	Media	EE	Media	EE	Media	EE	Media	EE	Media	EE
<i>Sphyraena viridensis</i>	1,4	1,4	6,0	4,2	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	0,1	0,1	0,0	0,0
<i>Dentex dentex</i>	0,0	0,0	0,6	0,4	0,4	0,2	0,0	0,0	0,2	0,1	0,0	0,0
<i>Conger conger</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	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	0,0	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	0,1	0,1	0,2	0,1	0,2	0,1
<i>Diplodus sargus</i>	1,7	0,4	3,3	0,7	3,9	0,6	0,8	0,3	1,1	0,2	2,1	0,5
<i>Diplodus vulgaris</i>	2,4	0,7	3,5	1,7	6,9	2,7	3,2	1,4	5,4	2,4	2,0	0,5
<i>Sparus aurata</i>	0,1	0,1	0,3	0,1	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>S. cantharus</i>	0,0	0,0	0,1	0,0	0,1	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0	0,1	0,1
<i>Epinephelus costae</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>E. marginatus</i>	0,1	0,0	1,0	0,9	2,2	0,5	0,1	0,1	0,1	0,1	0,4	0,3
<i>M. rubra</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Labrus merula</i>	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,1	0,3	0,2	0,2	0,1
<i>Labrus viridis</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,1	0,2	0,1
<i>Sciaena umbra</i>	0,0	0,0	0,3	0,2	1,7	0,8	0,0	0,0	0,3	0,1	1,3	1,0
<i>Scorpaena porcus</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	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	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	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	0,0	0,0	0,0	0,0

Tabla 3.14. Biomasa media y error estándar para todas las especies censadas en las aguas exteriores (AE) superficiales de Sa Dragonera. N= número de transectos.

	Na Popi (AE)						S'Indio (AE)					
	2016		2018		2020		2016		2018		2020	
	Media	EE	Media	EE	Media	EE	Media	EE	Media	EE	Media	EE
<i>Sphyraena viridensis</i>	0,0	0,0	0,4	0,3	0,0	0,0	0,1	0,1	4,5	2,7	0,0	0,0
<i>Seriola dumerili</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	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	0,4	0,4	0,0	0,0	0,5	0,4
<i>Conger conger</i>	0,0	0,0	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Muraena helena</i>	0,2	0,2	0,1	0,1	0,3	0,2	0,1	0,1	0,2	0,1	0,1	0,1
<i>Diplodus puntazzo</i>	0,2	0,1	0,2	0,1	0,1	0,0	0,2	0,0	0,2	0,0	0,3	0,1
<i>Diplodus sargus</i>	1,0	0,4	0,6	0,2	0,7	0,2	2,4	0,7	1,3	0,2	2,5	0,6
<i>Diplodus vulgaris</i>	0,9	0,2	2,6	1,5	2,3	0,8	1,8	0,5	1,3	0,4	2,6	0,6
<i>Sparus aurata</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	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	0,0	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	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>E. marginatus</i>	0,2	0,1	0,2	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,1	0,0	0,0

Continuación Tabla
3.14

<i>M. rubra</i>	0,0	0,0	0,4	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,2	0,0	0,0
<i>Labrus merula</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	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	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Sciaena umbra</i>	0,2	0,1	0,0	0,0	0,1	0,1	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	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	0,0	0,0	0,1	0,1
<i>Scorpaena notata</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	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	0,0	0,0	0,4	0,2

Tabla 3.15. Biomasa media y error estándar para todas las especies censadas en las zonas control superficiales no protegidas (NR). N= número de transectos.

	Es Rajolí (NR)						Cala Egos (NR)					
	2016		2018		2020		2016		2018		2020	
	Media	EE	Media	EE	Media	EE	Media	EE	Media	EE	Media	EE
<i>Sphyraena viridensis</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5	0,4	0,1	0,1
<i>Seriola dumerili</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	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	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	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	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Diplodus puntazzo</i>	0,1	0,1	0,0	0,0	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Diplodus sargus</i>	0,2	0,1	0,3	0,1	0,3	0,1	0,6	0,3	1,4	0,8	1,3	0,3
<i>Diplodus vulgaris</i>	0,5	0,1	0,7	0,1	1,0	0,2	0,9	0,8	1,0	0,4	2,1	0,8
<i>Sparus aurata</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>S. cantharus</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	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	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>E. marginatus</i>	0,0	0,0	0,1	0,1	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>M. rubra</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	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	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	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Sciaena umbra</i>	0,0	0,0	0,1	0,1	0,1	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	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	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	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	0,0	0,0	0,0	0,0

Las aguas profundas (20–25 m)

La estación del Cap Llebeig ha presentado un incremento importante y significativo de biomasa, pasando de 5,7 kg/250 m² en 2016 a 25,3 kg/250 m² en 2020. El incremento es de un factor de x4,44 o, porcentualmente, de un 344%. Las diferencias de biomasa respecto a las

demás estaciones son importantes en el último año de muestreo, de hasta 20 kg respecto el control no protegido de Cap Andritxol, o de más de 15 kg respecto la estación de S'Indio, en las aguas exteriores de Sa Dragonera (Fig. 3.7). En las tablas 3.16-3.17 puede apreciarse como prácticamente todas las especies aumentan su biomasa en Cap Llebeig. La proporción (%) de cada especie varía también de forma importante, como el caso del mero y la corva, que pasan a representar conjuntamente del 14% al 46% entre 2016 y 2020 mientras que los espáridos del género *Diplodus* spp dominan en los dos años estudiados en las aguas exteriores y zonas control (Fig. 3.8).

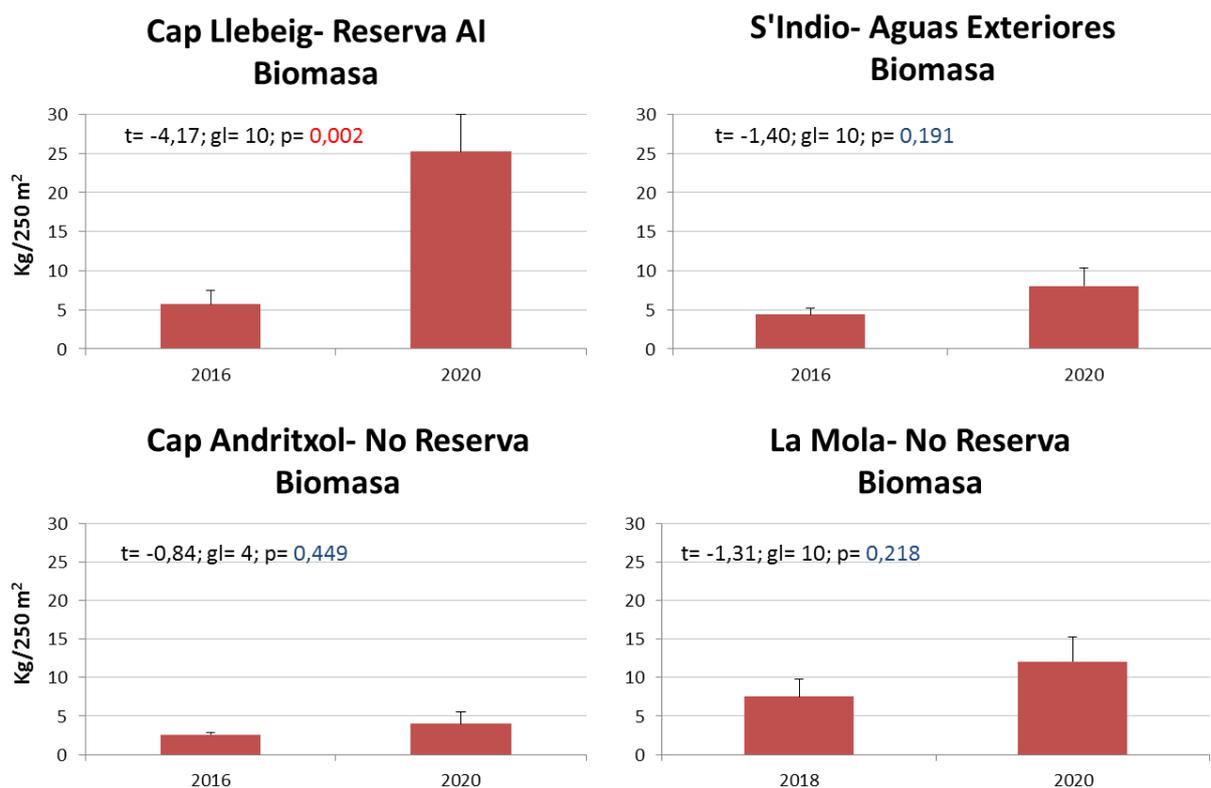


Figura 3.7. Variación temporal de la biomasa media de especies vulnerables (kg/250 m²) en las aguas profundas (20-25 m) de estaciones situadas en la reserva marina (Cap Llebeig), en las aguas exteriores (S'Indio) y en las zonas control no protegidas (Cap Andritxol y La Mola). Resultados de un test T-Student; t= valor de t; gl= grados de libertad; p= nivel de significancia con umbral en 0,05.

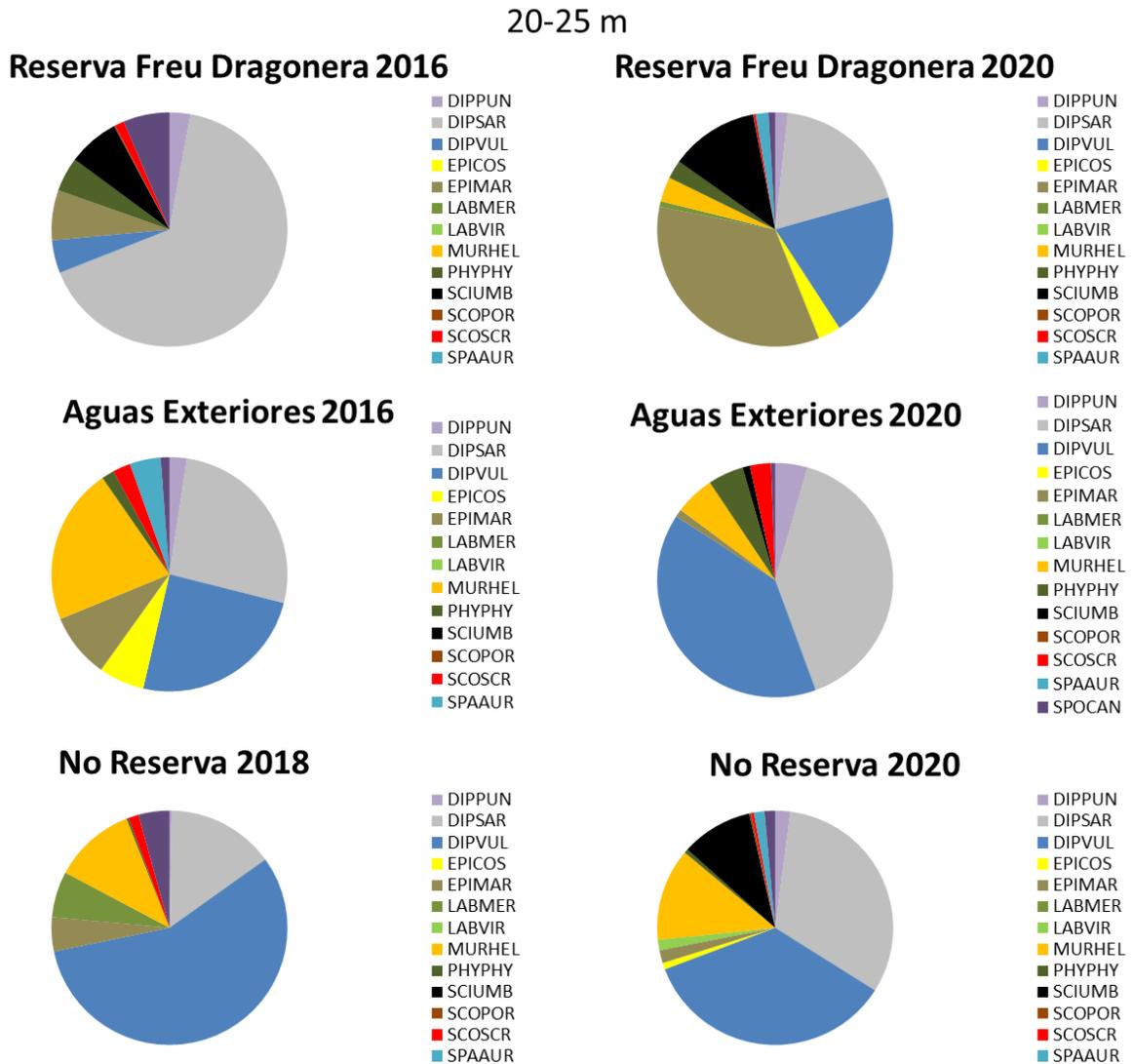


Figura 3.8. Variación porcentual de la biomasa acumulada de las distintas especies en los transectos realizados en las estaciones profundas (20-25 m) de cada nivel de protección en el primer año de muestreo, previo a la protección (julio de 2016), y después de la protección (2020). Primer año de 2018 en el caso de las zonas control.

Cabracho (*S. scrofa*) en las aguas profundas de la estación de S'Indio. Foto: Miguel Pozo.



Tabla 3.16. Biomasa media y error estándar para todas las especies censadas en las aguas profundas de la reserva marina de aguas interiores (RMAI) y en las aguas exteriores (AE) de Sa Dragonera. N= número de transectos.

	Cap Llebeig (RMAI)				S'Indio (AE)			
	2016		2020		2016		2020	
	N= 6		N= 6		N= 6		N= 6	
	Media	EE	Media	EE	Media	EE	Media	EE
<i>Dentex dentex</i>	1,1	1,1	1,7	0,5	0,1	0,1	0,6	0,5
<i>Sphyraena viridensis</i>	12,9	7,3	0,9	0,8	0,6	0,4	0,0	0,0
<i>Sparus aurata</i>	0,0	0,0	0,4	0,4	0,2	0,2	0,0	0,0
<i>Diplodus puntazzo</i>	0,2	0,2	0,4	0,2	0,1	0,1	0,4	0,2
<i>Diplodus sargus</i>	3,8	1,3	4,8	2,1	1,2	0,2	3,2	1,9
<i>Diplodus vulgaris</i>	0,3	0,1	5,1	3,7	1,1	0,2	3,2	1,9
<i>S. cantharus</i>	0,4	0,1	0,2	0,2	0,1	0,0	0,0	0,0
<i>Epinephelus costae</i>	0,0	0,0	0,8	0,5	0,3	0,3	0,0	0,0
<i>E. marginatus</i>	0,4	0,4	8,6	2,2	0,4	0,4	0,1	0,1
<i>Labrus merula</i>	0,0	0,0	0,2	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>Muraena helena</i>	0,0	0,0	0,9	0,4	1,0	0,5	0,4	0,2
<i>Phycis phycis</i>	0,3	0,2	0,6	0,4	0,1	0,1	0,4	0,2
<i>Sciaena umbra</i>	0,4	0,4	3,1	1,1	0,0	0,0	0,1	0,1
<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	0,1	0,1	0,1	0,1	0,2	0,2

Tabla 3.17. Biomasa media y error estándar para todas las especies censadas en las aguas profundas de las zonas control no protegidas (NR). N= número de transectos.

	Cap Andritxol (NR)				La Mola (NR)			
	2016 (N= 3)		2020 (N= 3)		2018 (N= 6)		2020 (N= 6)	
	Media	EE	Media	EE	Media	EE	Media	EE
<i>Dentex dentex</i>	0,0	0,0	0,1	0,1	3,2	1,0	4,5	2,8
<i>Sphyraena viridensis</i>	0,0	0,0	4,3	3,3	1,9	1,2	14,0	13,6
<i>Sparus aurata</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,1
<i>Diplodus puntazzo</i>	0,0	0,0	0,1	0,1	0,0	0,0	0,3	0,2
<i>Diplodus sargus</i>	0,3	0,2	1,8	1,5	1,3	0,4	3,6	1,9
<i>Diplodus vulgaris</i>	1,7	0,1	1,8	0,3	4,5	2,4	4,1	1,8
<i>S. cantharus</i>	0,1	0,1	0,3	0,2	0,3	0,1	0,1	0,1
<i>Epinephelus costae</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,1
<i>E. marginatus</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5	0,5	0,3	0,3
<i>Labrus merula</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	0,2	0,0	0,0
<i>Labrus viridis</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,1
<i>Muraena helena</i>	0,5	0,5	0,0	0,0	0,7	0,6	1,8	0,6
<i>Phycis phycis</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	1,4	1,0
<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	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0

La biomasa de especies demersales de mayor nivel trófico (NT > 3,5)

Las aguas superficiales (< 15 m)

Hasta 13 especies consideradas demersales o nectobentónicas de las 20 especies vulnerables a la pesca registradas en los tres años de muestreo tienen niveles tróficos >3,5 según Froese y Pauly (2020) (Tabla 3.1). En la tabla 3.18, el análisis de la varianza nos indica que la biomasa de estas especies varía de forma significativa con el tiempo, y que además estas diferencias pueden tener mayor o menor magnitud en función del nivel de protección donde se den. La interacción significativa del tiempo (años) y la protección, nos ha permitido analizar de forma independiente la evolución de este indicador en la reserva, en las aguas exteriores y en las zonas control.

Tabla 3.18. Análisis de la varianza para la biomasa media de especies de mayor nivel trófico (NT > 3,5) en las aguas superficiales con los factores protección (Prot), Año, y las zonas encajadas en protección (3-15 m). SC: suma de cuadrados; GL: grados de libertad; MC: media cuadrática; F: F test; p= significancia. Rojo: p<0,05 significativo. Azul: no significativo: p>0,05.

Biomasa NT>3,5	SC	GL	MC	F	p
Intercept	114,4	1	114,4	11,0	0,045
Año	37,7	2	18,8	7,6	0,023
Prot	76,8	2	38,4	3,7	0,156
Año*Prot	53,6	4	13,4	5,4	0,035
Zona(Prot)	31,3	3	10,4	4,2	0,064
Año*Zona(Prot)	14,9	6	2,5	1,3	0,267
Error	278,4	144	1,9		

En la tabla 3.19 y en la figura 3.9 puede apreciarse el sentido de la interacción. Como se observaba en el análisis del apartado anterior con la biomasa de todas las especies demersales, las de mayor nivel trófico también muestran una tendencia creciente en cada nivel de protección. Sin embargo, los cambios son diferentes en cada caso, aumentando por un factor de hasta x6,0 en la reserva, de x1,5 en las aguas exteriores y de x3,0 en las zonas control. Si bien en términos relativos los aumentos en las zonas sin protección llaman la atención, hay que incidir en que los valores de 2016 eran muy bajos tanto en las aguas exteriores (0,4 kg/250 m²) como en las zonas control (0,1 kg/250 m²) y que cualquier variación positiva puede duplicar o triplicar fácilmente los valores iniciales. Así, el incremento en las zonas control en 2020 supone finalmente una biomasa trece veces inferior a la observada en la reserva marina, mientras que la biomasa de NT>3,5 de las aguas exteriores es seis veces inferior a la de la reserva (Fig. 3.9).

Tabla 3.19. Análisis de la varianza para la biomasa media de especies de mayor nivel trófico (NT > 3,5) en las aguas superficiales en cada nivel de protección en función del factor tiempo (Año) (3-15 m). Tests a posteriori de Tukey en caso de significancia del análisis principal. GL: grados de libertad; MC: media cuadrática; F: F test; p= significancia. Rojo: p<0,05 significativo. Azul: no significativo: p>0,05.

Reserva	SC	GL	MC	F	p
Intercept	171,9	1	171,9	30,8	0,000
Año	89,8	2	44,9	8,1	0,001
Error	284,2	51	5,6		
Tukey test	2016	2018	2020		
2016		0,6616	0,0011		
2018	0,6616		0,0128		
2020	0,0011	0,0128			
Aguas Exteriores	SC	GL	MC	F	p
Intercept	18,0	1	18,0	25,4	0,000
Año	1,0	2	0,5	0,7	0,495
Error	36,1	51	0,7		
No Reserva	SC	GL	MC	F	p
Intercept	1,4	1	1,4	16,5	0,000
Año	0,4	2	0,2	2,6	0,085
Error	4,3	51	0,1		

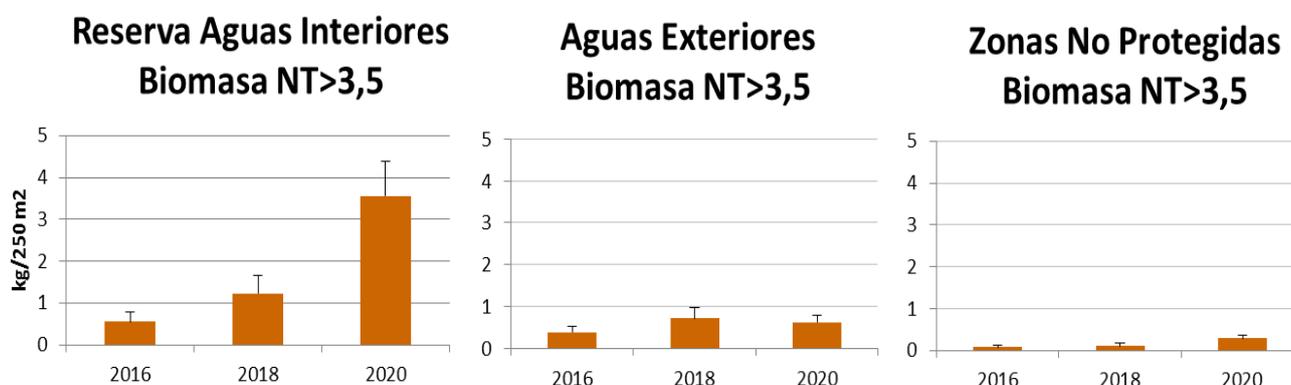


Figura 3.9. Variación temporal de la biomasa media (kg/250 m²) de especies demersales con nivel trófico >3,5 en las aguas superficiales (<15 m) de la reserva marina, las aguas exteriores y las zonas control no protegidas.

Las aguas profundas (20–25 m)

La estación protegida de Cap Llebeig es la única que ha presentado un aumento significativo para este indicador. La biomasa de los niveles tróficos más elevados se ha multiplicado por 15 entre 2016 y 2020 en esta estación (Fig. 3.10). En la estación de aguas exteriores disminuye esta

biomasa, igual que en el control de Cap Andritxol, mientras que aumenta de forma no significativa en el control de la Mola. Especies como la brótola (*P. phycis*), aun siendo escasa, ha duplicado su biomasa en la reserva; el corvallo (*S. umbra*) se ha incrementado en 7,8 veces, mientras que el mero (*E. marginatus*) ha aumentado su biomasa por un factor de x22 en la estación protegida de Cap Llebeig (Tablas 3.16-3.17).

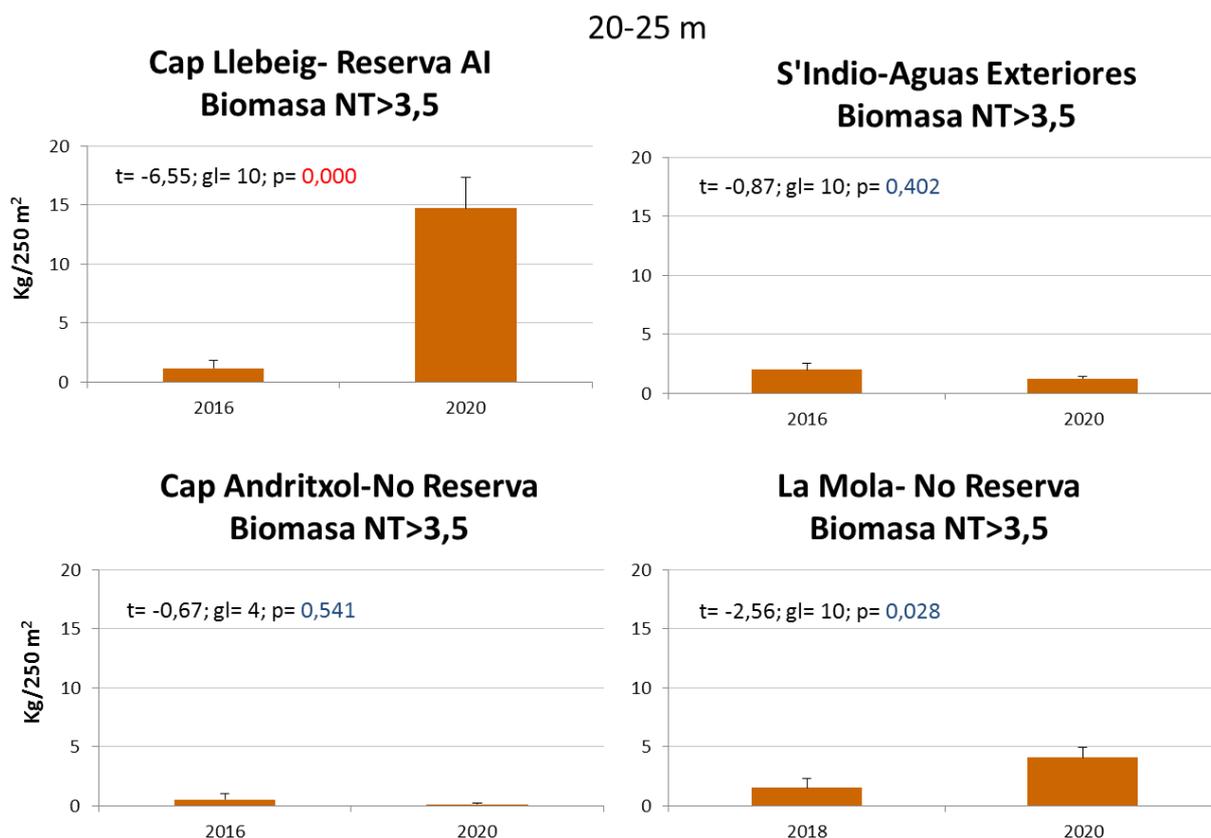


Figura 3.10. Variación temporal de la biomasa media (kg/250 m²) de especies demersales con nivel trófico >3,5 en las aguas profundas (20-25 m) de estaciones situadas en la reserva marina (Cap Llebeig), en las aguas exteriores (S'Indio) y en las zonas control no protegidas (Cap Andritxol y La Mola). Resultados de un test T-Student; t= valor de t; gl= grados de libertad; p= nivel de significancia con umbral en 0,05.

3.1.2. Análisis de las series temporales disponibles (2003-2016-2018-2020)

Como se ha expresado en la introducción de este informe, el desajuste temporal en la declaración de la reserva entre las aguas interiores y exteriores, motivó que una de las estaciones para las que primero se obtuvieron datos (Na Popi, en el sector W de Sa Dragonera) permaneciera sin protección durante todas las campañas: 2003, 2016, 2018 y 2020. Cala Lladó, la otra estación superficial elegida inicialmente, en 2003, para realizar el seguimiento, dispone así de 4 años con datos, dos de ellos previamente a la declaración de la reserva y dos posteriores.

Las zonas control de Es Rajolí y Cala Egos también disponen de datos en los mismos 4 años. Si bien parte de la información (2016, 2018 y 2020) se ha tratado en el apartado anterior en el análisis simétrico, consideramos adecuado incluir los datos de 2003 aunque sea solo a título descriptivo, y en aras de análisis futuros, cuando las zonas protegidas de uno y otro lado de Sa Dragonera hayan avanzado en la sucesión ecológica.

La riqueza de especies

Los valores medios están de forma general en torno de las 3 esp./250 m². Solo en la estación protegida de Cala Lladó se han observado valores habituales por encima del umbral de 3 aunque el análisis de la varianza indica una estabilidad temporal para este indicador en todas las estaciones estudiadas (ver resultados del análisis en Fig. 3.11)

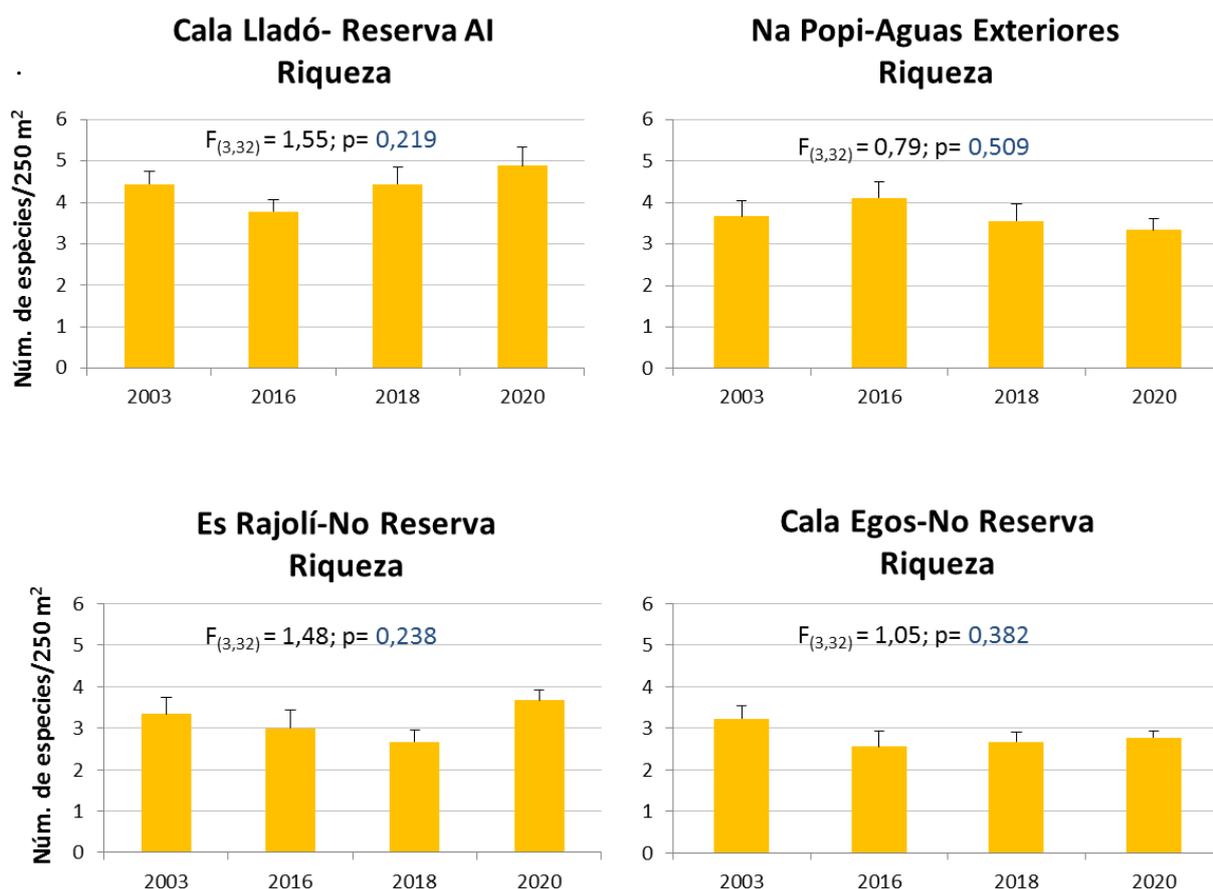


Figura 3.11. Variación temporal entre 2003, 2016, 2018 y 2020 para la riqueza media de especies vulnerables (número de especies/250 m²) en las aguas superficiales (< 15 m) de la reserva marina (Cala Lladó), de las aguas exteriores (Na Popi), y de zonas control no protegidas (Es Rajolí y Cala Egos). Resultados de una análisis de la varianza para un factor fijo (Años) con 3 y 32 grados de libertad y p = nivel de significancia con umbral en 0,05.

La abundancia de peces demersales

En la mayoría de estaciones hay una estabilidad apreciable de la densidad media de peces, que se sitúa entre los 15-25 ind./250 m² con la excepción de Cala Lladó. Es esta estación abundan las especies gregarias del género *Diplodus* y las medias se sitúan siempre por encima de los 30 ind./250 m². Se aprecian variaciones de los valores medios aunque con una fuerte dispersión. En ninguna de las estaciones se han dado diferencias significativas debidas al tiempo (Fig. 3.12).

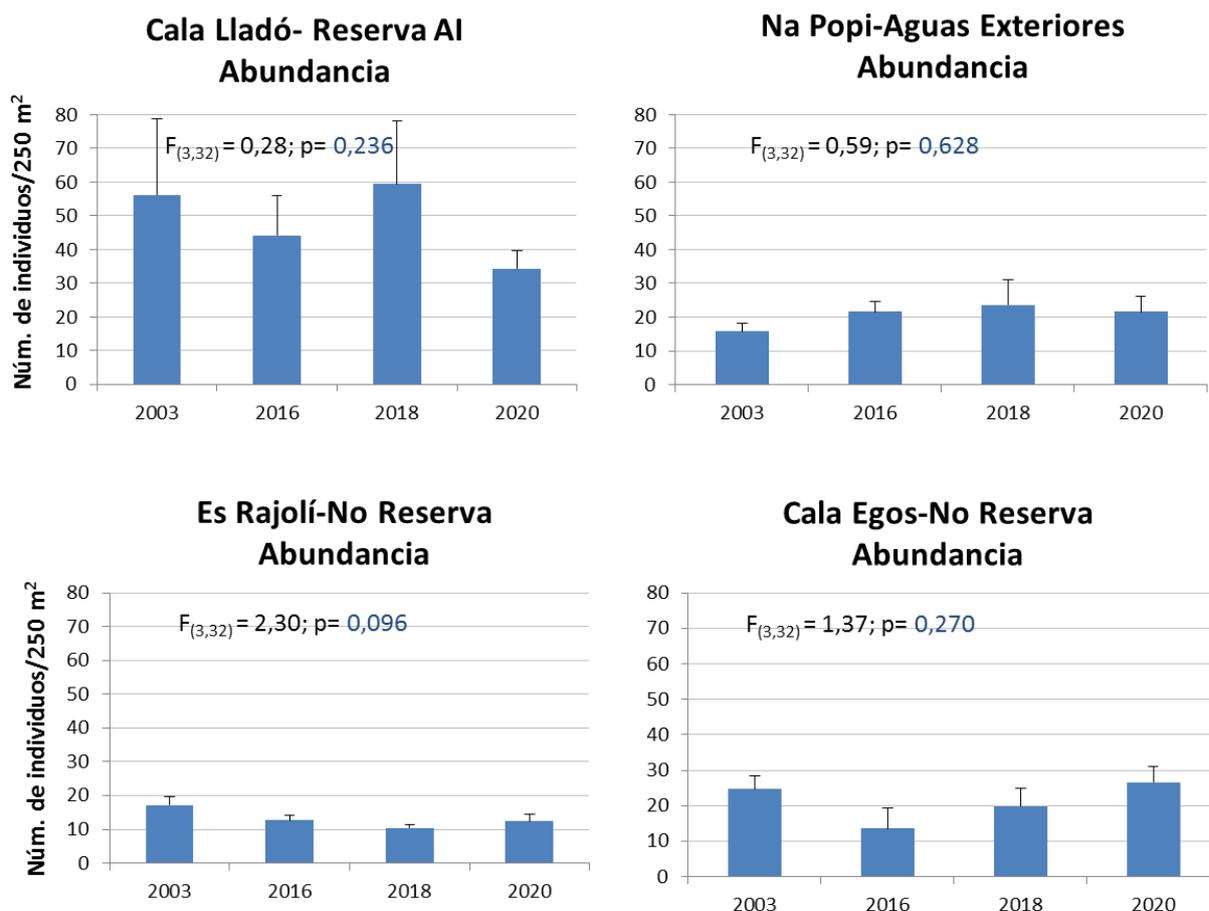


Figura 3.12. Variación temporal entre 2003, 2016, 2018 y 2020 para la densidad media de especies vulnerables (número de individuos/250 m²) en las aguas superficiales (< 15 m) de la reserva marina (Cala Lladó), de las aguas exteriores (Na Popi), y de zonas control no protegidas (Es Rajolí y Cala Egos). Resultados de una análisis de la varianza para un factor fijo (Años) con 3 y 32 grados de libertad y p= nivel de significancia con umbral en 0,05 sobre los datos transformados de densidad ($\text{Log}_{10}(x+1)$).

La biomasa de especies demersales

La biomasa en la zona protegida de Cala Lladó superó los 7 kg/250 m² al cabo de dos años de protección, en 2018, si bien en 2020 este indicador se ha estabilizado en torno de los 6 kg/250 m². Se trata de una zona donde el hábitat de mayor complejidad estructural es muy discontinuo,

produciéndose una fuerte dispersión de los datos, que se acentúa con las especies más abundantes (*Diplodus* spp.). A pesar de los buenos valores obtenidos en 2018 y 2020, la variabilidad intra-anual es del mismo orden que la variabilidad interanual, lo que impide detectar diferencias significativas (ver Fig. 3.13). En las demás estaciones, tan solo se observa una biomasa importante (≈ 4 kg/250 m²) en las aguas exteriores de Sa Dragonera, umbral que no se supera en ningún caso en las zonas control. En las zonas control, parece haber una tendencia creciente en la estación de Cala Egos, debida eminentemente a la evolución positiva de sargos (*D. sargus*) y mojarras (*D. vulgaris*), y no a otras especies, como puede deducirse al analizar los niveles tróficos superiores en el apartado siguiente. La única diferencia significativa se ha dado en Es Rajolí, debido a los valores extremadamente bajos de 2016 (Tukey test; $p= 0,02$ 2016 vs 2020) (Fig. 3.13).

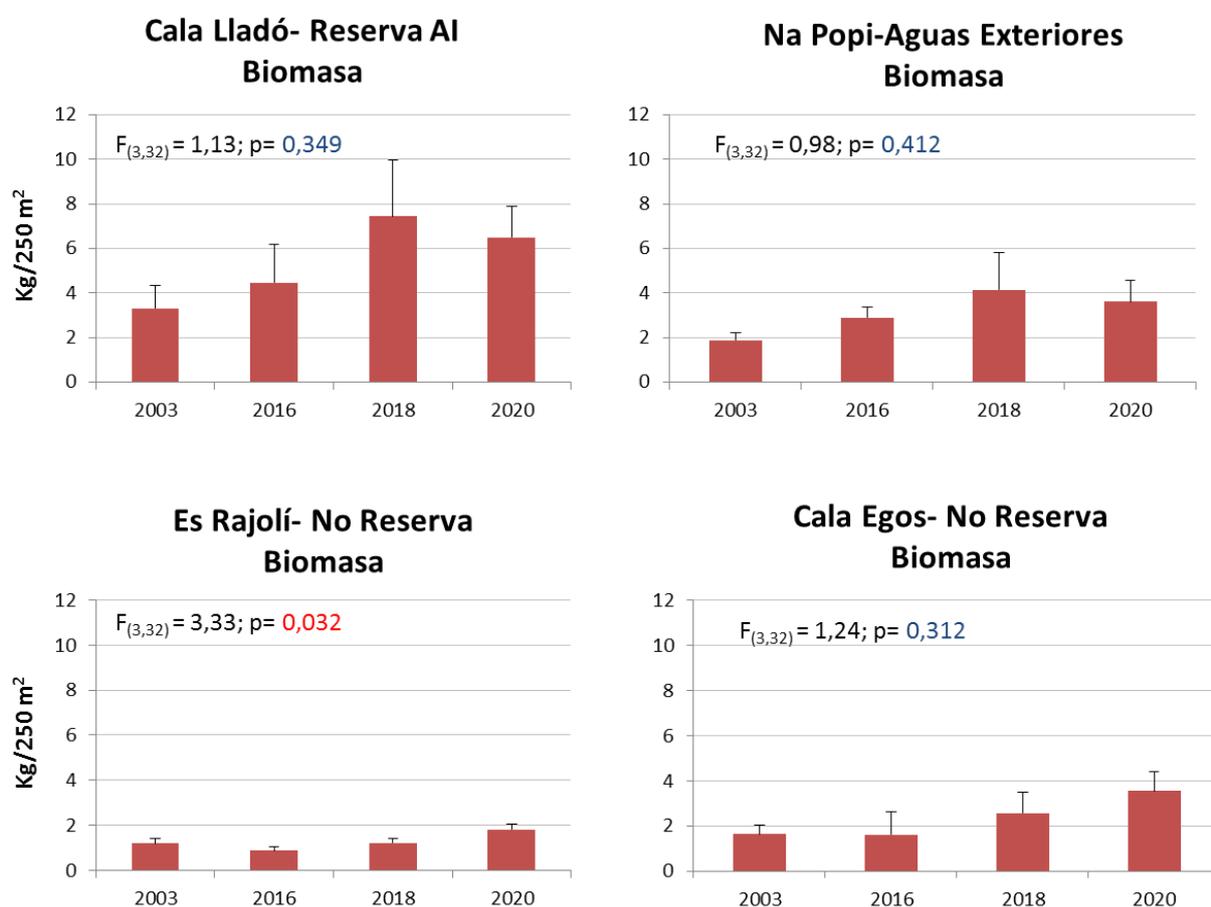


Figura 3.13. Variación temporal entre 2003, 2016, 2018 y 2020 para la biomasa media de especies vulnerables (kg/250 m²) en las aguas superficiales (< 15 m) de la reserva marina (Cala Lladó), de las aguas exteriores (Na Popi), y de zonas control no protegidas (Es Rajolí y Cala Egos). Resultados de un análisis de la varianza para un factor fijo (Años) con 3 y 32 grados de libertad y $p=$ nivel de significancia con umbral en 0,05.

La biomasa de especies de mayor nivel trófico (NT>3,5)

La biomasa de estas especies ha experimentado una evolución positiva, no significativa, en la estación protegida de Cala Lladó, donde supera los 2 kg/250 m² en el último año de muestreo. Los valores medios en años anteriores y en el resto de estaciones no han superado nunca el valor de 1 kg/250 m² (Fig. 3.14).

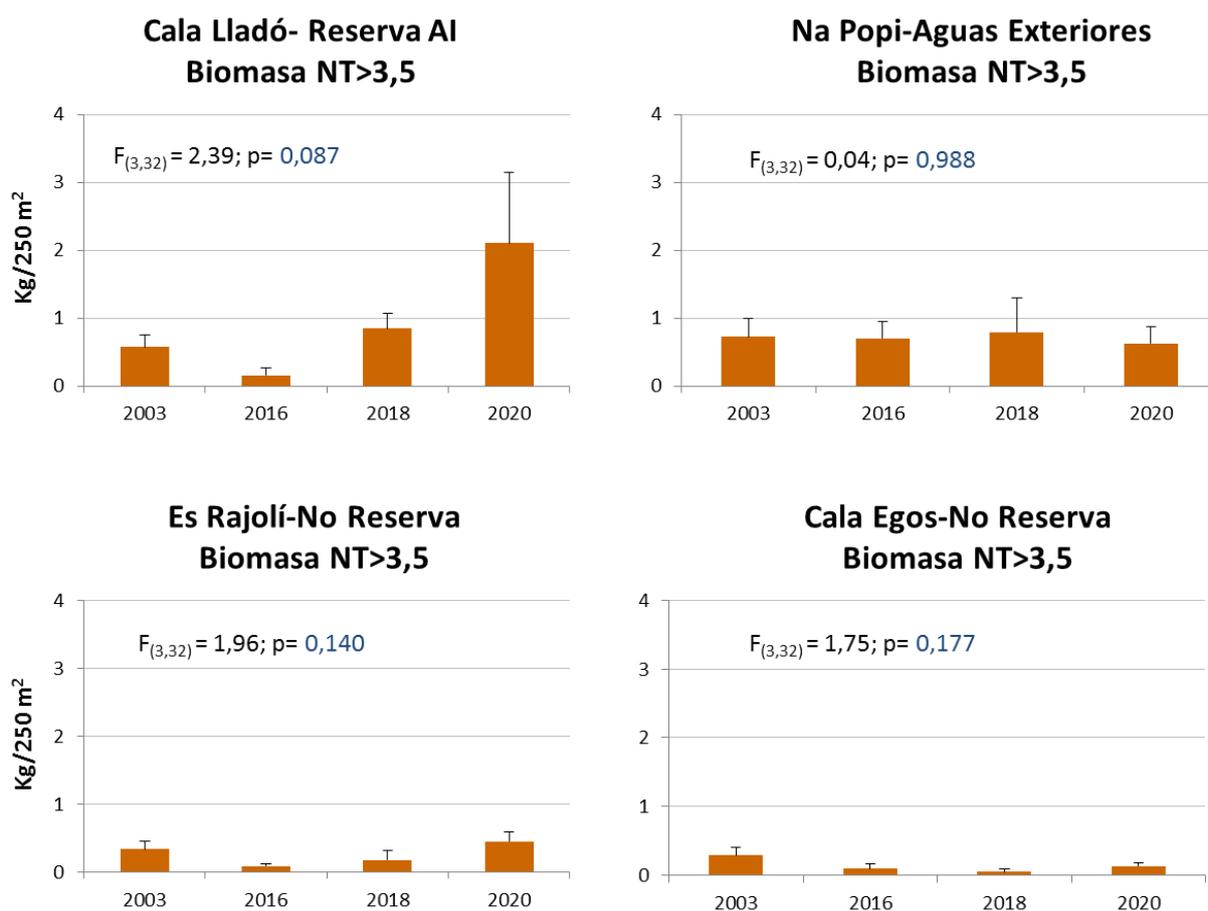


Figura 3.14. Variación temporal entre 2003, 2016, 2018 y 2020 para la biomasa media (kg/250 m²) de especies demersales con nivel trófico >3,5 en las aguas superficiales (< 15 m) de la reserva marina (Cala Lladó), de las aguas exteriores (Na Popi), y de zonas control no protegidas (Es Rajolí y Cala Egos). Resultados de una análisis de la varianza para un factor fijo (Años) con 3 y 32 grados de libertad y p= nivel de significancia con umbral en 0,05 sobre los datos transformados de biomasa (Log₁₀(x+1)).

3.1.3. Análisis espacio-temporal ampliado a 6 estaciones protegidas (2018-2020)

En 2018 se añadieron 4 estaciones de muestreo en el interior de la reserva marina cuya evolución hemos podido contrastar en la presente campaña de 2020. Dada la asimetría entre el

número de estaciones en la reserva (6), en las aguas exteriores (2) y en las zonas control (2), hemos obviado el análisis del factor protección con las zonas encajadas, y se ha examinado el efecto particular de cada estación, del tiempo, y de la interacción entre ambos.

En la figura 3.15 puede observarse que, en general, la variación entre estaciones es bastante coherente en los dos años estudiados, con los valores más elevados a la izquierda, donde se ubican las 4 estaciones protegidas de Sa Dragonera, seguidas por las dos estaciones protegidas de la costa de Mallorca (Cala en Basset y Punta Galinda), y más a la derecha las estaciones ubicadas en aguas exteriores y en las zonas control.

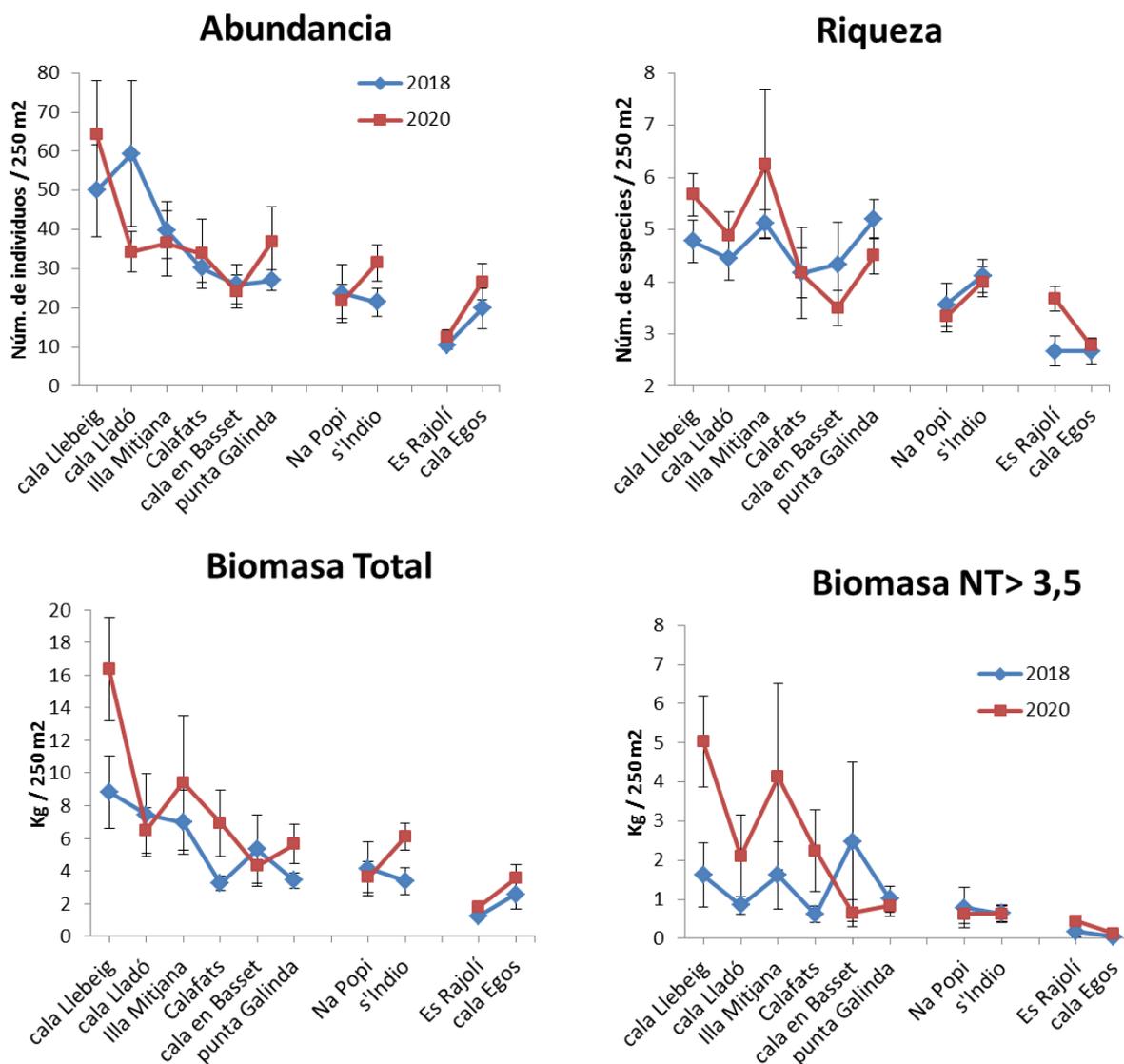


Figura 3.15. Variación espacial y temporal (2018-2020) de los indicadores de abundancia, riqueza de especies, biomasa y biomasa de niveles tróficos >3,5 entre 6 estaciones protegidas, 2 estaciones en las aguas exteriores y 2 estaciones en zonas control.

En la tabla 3.20 puede apreciarse que estas diferencias entre estaciones/zonas son significativas para todos los indicadores analizados, lo que apunta a un claro patrón de causalidad. Los dos años transcurridos entre ambos muestreos tan solo han afectado de forma significativa a la biomasa y a la biomasa NT>3,5.

Tabla 3.20. Análisis de la varianza para A) la densidad media de peces, B) la riqueza media de especies, C) la biomasa y D) la biomasa de niveles tróficos elevados (NT>3,5) con los factores Zona, Año (2018 y 2020) y su interacción: Zona x Año . SC: suma de cuadrados; GL: grados de libertad; MC: media cuadrática; F: F test; p= significancia. Rojo: p<0,05 significativo. Azul: no significativo: p>0,05.

A. ABUNDANCIA	SC	GL	MC	F	p
Intercept	145477,4	1	145477,4	269,0	0,000
Zona	27401,5	9	3044,6	5,6	0,000
Año	72,4	1	72,4	0,1	0,715
Zona x Año	4717,5	9	524,2	1,0	0,468
Error	73539,0	136	540,7		

B. RIQUEZA	SC	GL	MC	F	p
Intercept	2573,4	1	2573,4	1883,9	0,000
Zona	120,3	9	13,4	9,8	0,000
Año	1,1	1	1,1	0,8	0,375
Zona x Año	14,5	9	1,6	1,2	0,312
Error	185,8	136	1,4		

C. BIOMASA	SC	GL	MC	F	p
Intercept	4495,9	1	4495,9	203,0	0,000
Zona	1492,4	9	165,8	7,5	0,000
Año	114,4	1	114,4	5,2	0,025
Zona x Año	255,0	9	28,3	1,3	0,254
Error	3012,3	136	22,1		

D. BIOMASA NT>3,5	SC	GL	MC	F	p
Intercept	260,3	1	260,3	65,0	0,000
Zona	162,7	9	18,1	4,5	0,000
Año	17,9	1	17,9	4,5	0,036
Zona x Año	75,2	9	8,4	2,1	0,035
Error	544,9	136	4,0		

La biomasa total presenta valores superiores en 2020 en Cala Llebeig, Illa Mitjana, Calafats y Punta Galinda, en las aguas exteriores de S'Indio, y de forma más discreta también en las zonas control. Esta generalización en la respuesta temporal motiva que la interacción Zona x Año no sea significativa para este indicador. La biomasa NT>3,5 sin embargo permanece prácticamente igual en todas las estaciones de las aguas exteriores y en las zonas control, mientras que aumenta

en las 4 estaciones protegidas ubicadas en Sa Dragonera. Aumenta por un factor de x2,5 en Cala Lladó y en Illa Mitjana, por un factor de x3,1 en Cala Llebeig y de x3,6 en Es Calafats. Las dos estaciones protegidas de Mallorca presentan resultados iguales, caso de Punta Galinda, o peores, caso de Cala en Basset, respecto a 2018 (Fig. 3.15).

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

El bajo número de individuos observado para algunas especies ha justificado obviar el diseño simétrico entre distintos niveles de protección, con igual número de transectos, y optar por analizar todas las muestras disponibles de cada zona (ver apartado 2.3.5 de la metodología). Aun así, el número de individuos ha sido bajo, e incluso nulo para especies como el mero o el corvallo en ciertas zonas. Los contrastes de hipótesis sobre las tallas medias en distintos años y/o niveles de protección se han hecho sólo en casos concretos con un número suficiente de peces.

El mero (*Epinephelus marginatus*)

El número de individuos observados tanto en las zonas de aguas exteriores como en los controles es extremadamente bajo como para realizar análisis de contraste de hipótesis con la zona protegida (ver Tabla 3.21). En la reserva, y ciñéndonos a las estaciones superficiales muestreadas previamente a su declaración (Cala Lladó i Cala Llebeig), se observa una evolución positiva de la talla media, desde los 25 cm en 2003 y en 2016, hasta más de 40 cm en 2018 y 2020 (Fig. 3.16). La talla mínima y máxima en este periodo se situó en 16 cm y en 62 cm en 2003 y 2018, respectivamente (Tabla 3.21).

Tabla 3.21. Número de individuos observados (N), tallas medias (cm), desviación estándar (DE) y talla mínima (m) y máxima (M) de los meros (*E. marginatus*) censados en las aguas superficiales (< 15 m) de las zonas de reserva (Cala Lladó i Cala Llebeig), en las aguas exteriores (Na Popi y S'Indio) y en las zonas control (Es Rajolí y Cala Egos).*: muestreo con mayor número de transectos respecto a los demás años.

Año	Reserva					Aguas Exteriores					No Reserva				
	N	Media	DE	m	M	N	Media	DE	m	M	N	Media	DE	m	M
2003*	18	25,1	7,9	16,0	44,0	17	26,6	11,3	14,0	50,0	43	25,6	9,8	16,0	56,0
2016	4	25,0	1,2	24,0	26,0	3	32,0	5,3	28,0	38,0	1	26,0	-	26,0	26,0
2018	5	48,8	8,2	40,0	62,0	7	28,3	6,7	22,0	40,0	9	32,6	9,3	18,0	46,0
2020	16	43,1	7,8	28,0	54,0	1	26,0	-	26,0	26,0	8	36,6	4,2	32,0	43,0

Mero / *Epinephelus marginatus* Zonas de Reserva < 15 m

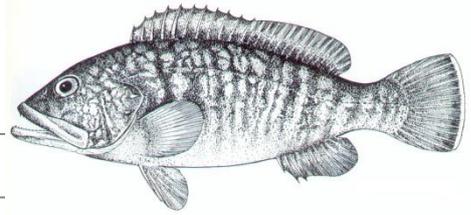
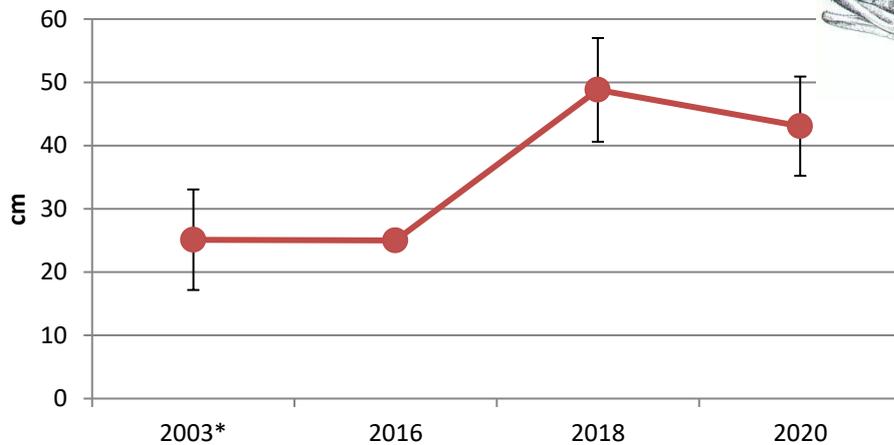


Fig. 3.16. Evolución de la talla media d'*E. marginatus* en las campañas anteriores (2003 y 2016) y posteriores (2018 y 2020) a la declaración de la reserva marina. Estrato de profundidad 5-15 m.).*: muestreo con mayor número de transectos respecto a los demás años.

En 2018 se amplió el número de estaciones, de dos a seis, dentro de la reserva marina, obteniéndose en conjunto un mayor número de individuos. En la figura 3.17 puede observarse como la media ha aumentado de forma significativa entre 2018 y 2020, pasando de 37 cm a 43 cm (T-test, $t = -2,28$; $gl = 53$; $p = 0,026$). La talla mínima y máxima entre estos dos años se situó en 8 cm y en 62 cm, en ambos casos en 2018 (Tabla 3.22).

Epinephelus marginatus < 15 m

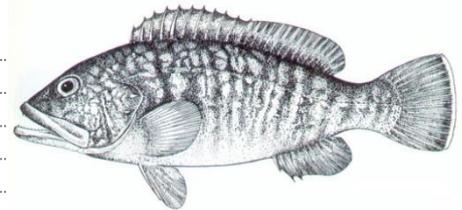
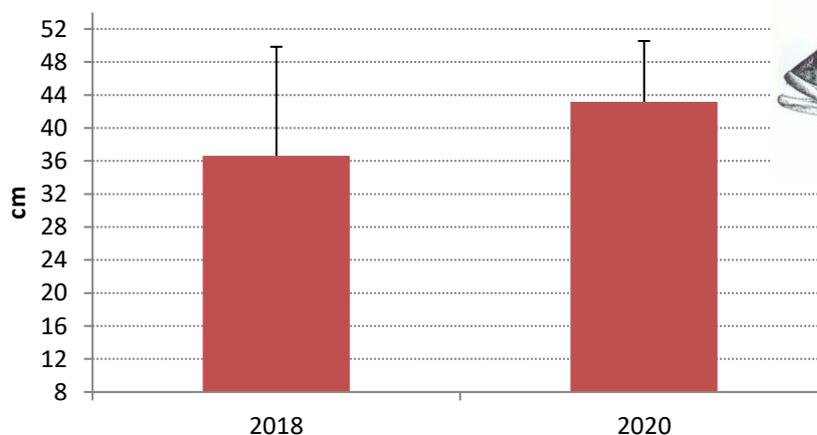


Figura 3.17. Evolución temporal (2018-2020) de la talla media (\pm desv.estándar) del mero (*E. marginatus*) en las 6 estaciones protegidas de Cala Lladó, Cala Llebeig, Es Calafats, Illa Mitjana, Cala en Basset y Punta Galinda.

Tabla 3.22. Número de individuos observados (N), tallas medias (cm), desviación estándar (DE) y talla mínima (m) y máxima (M) de los meros (*E. marginatus*) censados en las aguas superficiales (< 15 m) de todas las zonas de reserva (Cala Lladó, Cala Llebeig, Calafats, Illa Mitjana, Cala En Bassot y Punta Galinda) entre 2018 y 2020.

	N	Media	DE	m	M
2018	27	36,6	13,2	8,0	62,0
2020	28	43,2	7,4	28,0	54,0

En la figura 3.18 puede observarse como la talla modal se sitúa en el intervalo de 41 a 50 cm, y que la fracción de la población por encima de la talla de primera madurez (50 cm; Reñones *et al.*, 2010) en las aguas poco profundas es tan solo del 25%.

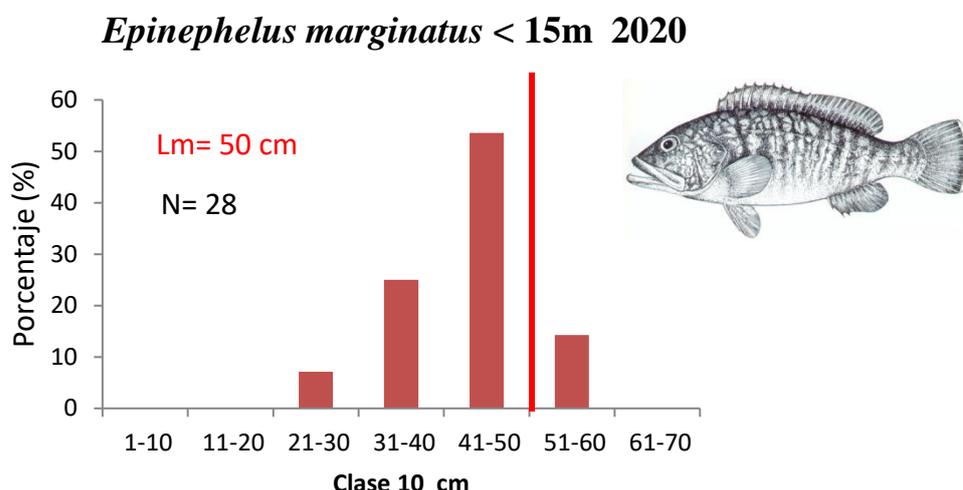


Figura 3.18. Distribución de frecuencias de talla de *E. marginatus* en las 6 estaciones protegidas superficiales de 2020. Lm= talla de primera madurez (línea vertical roja) según Reñones *et al.*, (2010). N= número de individuos censados

En las aguas profundas de la reserva, la talla mínima ha sido de 34 cm y la máxima de 80 cm. En el muestreo previo a la declaración de la reserva, en julio de 2016, se observó tan solo un individuo, de 52 cm, mientras que en julio de 2020 se han observado 15 individuos con una talla media de 56 cm (Tabla 3.23).

En las aguas exteriores superficiales el número de meros observados en 2018 y 2020 es tan solo de 8 individuos, con una talla mínima y máxima de 22 y 40 cm respectivamente. En los dos años la talla media es muy baja, de 28,3 y 26,0 cm (Tabla 3.21), lo que se corresponde con una edad media de vida de tan solo 3 años según Reñones *et al.*, (2007). En el estrato profundo (20-

25 m) de las aguas exteriores se observó tan solo un individuo, de 52 cm, en 2016 y uno de 32 cm en 2020 (Tabla 3.23).

Tabla 3.23. Número de individuos observados (N), tallas medias (cm), desviación estándar (DE) y talla mínima (m) y máxima (M) de los meros (*E. marginatus*) censados en las aguas profundas (20-25 m) de las zonas de reserva, en las aguas exteriores y en las zonas control.

Reserva						Aguas Exteriores					No Reserva					
Año	N	Med	DE	m	M	N	Med	DE	m	M	Año	N	Med	DE	m	M
2016	1	52,0	-	-	-	1	52,0	-	-	-	2018	1	56,0	-	-	-
2020	15	56,1	12,4	34,0	80,0	1	32,0	-	-	-	2020	1	45,0	-	-	-

En las aguas superficiales de las zonas control la talla mínima observada fue de 16 cm por 56 cm de talla máxima, ambas en el primer año de muestreo (2003). Las tallas medias en estas aguas se sitúan en un valor máximo de 37 cm en 2020 (Tabla 3.21). En aguas profundas se observó tan solo un individuo, de 56 cm, en 2018 y uno de 45 cm en la campaña de 2020 (Tabla 3.23).

El corvallo (*Sciaena umbra*)

En aguas superficiales de la reserva marina, considerando el mayor esfuerzo de muestreo realizado en 2003, lo que arrojó un total de 13 corvallos, y comparándolo con los datos actuales, con 52 individuos, la talla media se ha incrementado en aproximadamente 10 cm, pasando de 22,5 cm en 2003 a 32,7 cm en 2020 (Tabla 3.24). Dado que en 2003 no se muestreó Cala Llebeig, se ha obviado cualquier contraste de hipótesis entre estos años. La talla mínima observada en el periodo de estudio fue de 16 cm en 2003 por 46 cm de talla máxima en 2020.

Tabla 3.24. Número de individuos observados (N), tallas medias (cm), desviación estándar (DE) y talla mínima (m) y máxima (M) de los corvallos (*S. umbra*) censados en las aguas superficiales (< 15 m) de las zonas de reserva (Cala LLadó i Cala Llebeig), en las aguas exteriores (Na Popi y S'Indio) y en las zonas control (Es Rajolí y Cala Egos).*: muestreo con mayor número de transectos respecto a los demás años.

Reserva Freu						Aguas Exteriores					No Reserva				
Año	N	Med	DE	m	M	N	Med	DE	m	M	N	Med	DE	m	M
2003*	13	22,5	6,4	16,0	34,0	17	22,5	6,0	16,0	40,0	6	22,0	6,9	16,0	34,0
2016	1	32,0	-	32,0	32,0	3	36,3	5,1	32,0	42,0	0	-	-	-	-
2018	21	26,6	5,4	20,0	38,0	2	26,0	0,0	26,0	26,0	5	34,8	5,2	28,0	42,0
2020	52	32,7	7,5	18,0	46,0	3	32,0	5,3	28,0	38,0	9	26,9	4,3	18,0	30,0

Al considerar todas las estaciones de la reserva, las dos anteriores más las 4 que se añadieron a partir de 2018, no se ha observado un incremento significativo de la talla media, que se sitúa entre 30 y 32 cm en 2018 y 2020 (T-test, $t = -1,51$; $gl = 121$; $p = 0,132$) (Tabla 3.25). La talla modal en 2020 se ha situado en el intervalo de 26-30 cm, con un 72% de la población igual o mayor a la talla de primera madurez (Lm = 30 cm; Grau *et al.*, 2009) (Fig. 3.19).

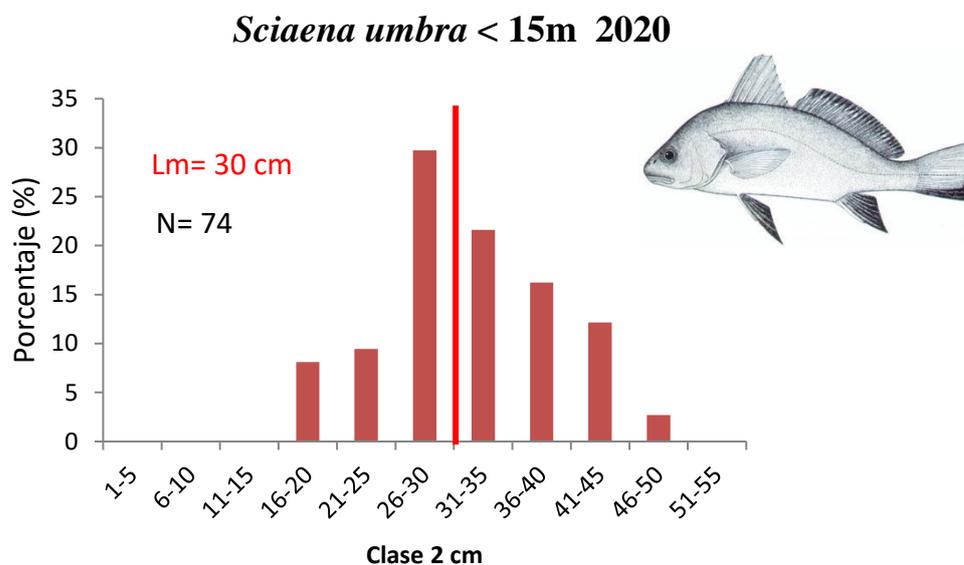


Figura 3.19. Distribución de frecuencias de talla de *S. umbra* en las 6 estaciones protegidas superficiales de 2020. Lm= talla de primera madurez según Grau *et al.*, (2009). N= número de individuos censados

Tabla 3.25. Número de individuos observados (N), tallas medias (cm), desviación estándar (DE) y talla mínima (m) y máxima (M) de los corvallos (*S. umbra*) censados en las aguas superficiales (< 15 m) de todas las zonas de reserva (Cala Lladó, Cala Llebeig, Calafats, Illa Mitjana, Cala En Basset y Punta Galinda) entre 2018 y 2020.

Año	N	Media	DE	m	M
2018	49	30,0	6,9	18,0	40,0
2020	74	31,9	7,0	18,0	46,0

Dentro de la reserva y a mayor profundidad, la talla mínima observada ha sido de 34 cm por 50 cm de talla máxima (Tabla 3.26). En julio de 2016 se observaron tan solo 4 corvallos a 20-25 m de profundidad, con una talla media de 35,8 cm mientras que en julio de 2020 se han registrado 17 individuos con una talla media de 42,4 cm (Tabla 3.26).

En las aguas exteriores superficiales el número de individuos ha sido extremadamente bajo. Las tallas mínima y máxima registradas en el periodo de estudio son de 16 y 42 cm. La mayor talla media observada se registró en julio de 2016 con 36,3 cm. En 2018 se observaron tan solo 2 individuos con 26 cm de talla media por 3 individuos en 2020 con 32 cm de talla media (Tabla 3.24). En las aguas exteriores profundas se observaron tan solo dos corvallos, los dos en la actual campaña de 2020, con tallas de 26 y 28 cm (Tabla 3.26).

Tabla 3.26. Número de individuos observados (N), tallas medias (cm), desviación estándar (DE) y talla mínima (m) y máxima (M) de los corvallos (*S. umbra*) censados en las aguas profundas (20-25 m) de las zonas de reserva, en las aguas exteriores y en las zonas control.

Reserva Freu						Aguas Exteriores					No Reserva					
Año	N	Med	DE	m	M	N	Med	DE	m	M	Año	N	Med	DE	m	M
2016	4	35,8	0,5	35,0	36,0	0	-	-	-	-	2018	0	-	-	-	-
2020	17	42,4	4,3	34,0	50,0	2	27,0	1,4	26	28	2020	15	34,1	4,8	28,0	44,0

En el estrato poco profundo de las zonas control, las tallas mínima y máxima en el periodo de estudio se sitúan también en 16 y 42 cm. El número de individuos no supera la decena en ninguna campaña, con tallas medias comprendidas entre los 22 y los 34,8 cm (Tabla 3.24). A mayor profundidad solo se han registrado corvallos en 2020, con un intervalo de talla situado entre 28 y 44 cm (Tabla 3.26), y una talla media de 34,1 cm, sensiblemente inferior a la observada dentro de la zona protegida (T-test; $t = -5,16$; $gl = 30$; $p = 0,000$) (Fig. 3.20).

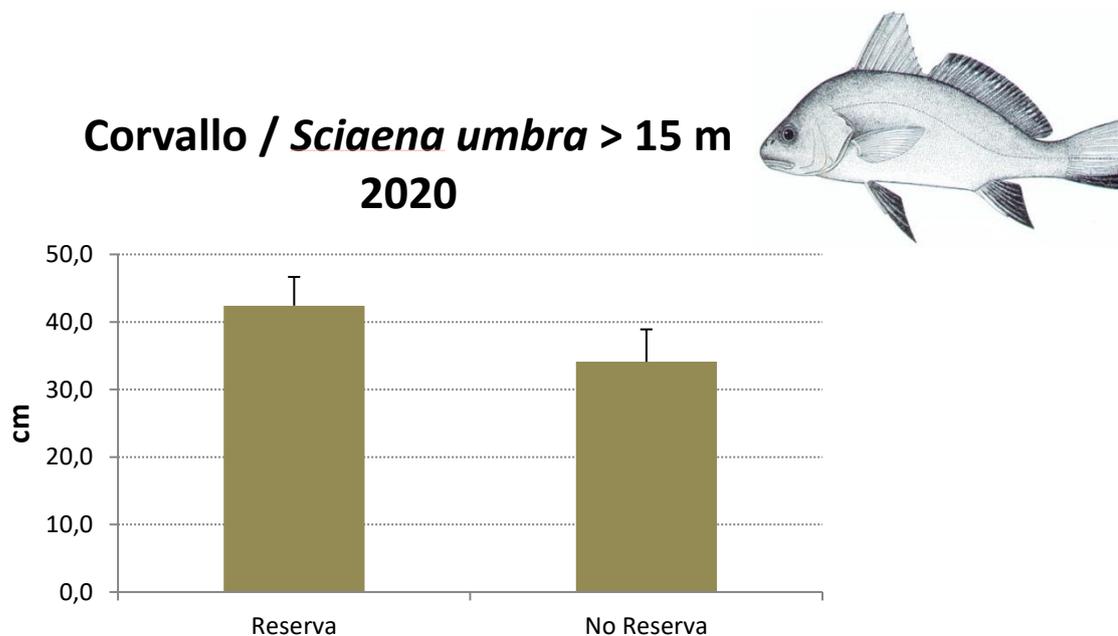


Figura 3.20. Comparación de la talla media (\pm desv.estándar) de *S. umbra* en las aguas profundas de la reserva marina (Cap Llebeig) y las zonas control de Cap Andritxol y La Mola en 2020.

El sargo (*Diplodus sargus*)

De forma general, se ha observado un ligero pero significativo incremento de talla en todos los niveles de protección contemplados, siendo más acentuado en el caso de la reserva marina (Tabla 3.27). El buen reclutamiento en los primeros años del s. XXI y en las aguas superficiales (< 15 m) produjo tallas medias bajas en todos los casos en la campaña de 2003, lo que ha acentuado las diferencias temporales. En 2016, previamente a la declaración de la reserva marina, las tallas ya eran superiores a 2003, pero inferiores a las observadas en 2020, cuando se registró una media de 23,6 cm dentro de la reserva ($F_{(3,508)}= 33,5$ $p= 0,001$). En las aguas exteriores se observa un proceso similar, sin llegar a la talla mínima legal, y pasando de 18,6 cm de talla media en 2003 a 22,2 cm en 2020 ($F_{(3,412)}= 6,7$ $p= 0,000$) y de 15,5 cm a 20,7 cm de media en las zonas control ($F_{(3,248)}= 6,7$ $p= 0,000$).

Tabla 3.27. Número de individuos observados (N), tallas medias (cm), desviación estándar (DE) y talla mínima (m) y máxima (M) de los sargos (*D. sargus*) censados en las aguas superficiales (< 15 m) de las zonas de reserva (Cala LLadó i Cala Llebeig), en las aguas exteriores (Na Popi y S'Indio) y en las zonas control (Es Rajolí y Cala Egos).

Año	Reserva Freu					Aguas Exteriores					No Reserva				
	N	Med	DE	m	M	N	Med	DE	m	M	N	Med	DE	m	M
2003	43	16,7	3,0	12,0	24,0	39	18,6	2,8	14,0	24,0	63	15,5	4,2	8,0	26,0
2016	109	21,6	5,4	10,0	32,0	152	21,5	5,1	12,0	34,0	60	17,6	5,0	8,0	28,0
2018	141	22,8	4,5	10,0	32,0	86	21,7	4,3	10,0	30,0	100	20,7	3,1	10,0	28,0
2020	219	23,6	3,7	12,0	30,0	139	22,2	4,0	12,0	30,0	79	20,7	5,1	8,0	31,0

Al aumentar de 2 a 6 el número de estaciones de muestreo en la reserva, el proceso de incremento de talla se observa también de forma significativa entre 2018 y 2020 (T-test; $t= -6,02$; $gl= 871$; $p= 0,000$) (Fig. 3.21) (Tabla 3.28).

Tabla 3.28. Número de individuos observados (N), tallas medias (cm), desviación estándar (DE) y talla mínima (m) y máxima (M) de los sargos (*D. sargus*) censados en las aguas superficiales (< 15 m) de todas las zonas de reserva (Cala Lladó, Cala Llebeig, Calafats, Illa Mitjana, Cala En Basset y Punta Galinda) entre 2018 y 2020.

Año	N	Media	DE	m	M
2018	436	21,4	5,1	8,0	34,0
2020	437	23,2	3,9	10,0	30,0

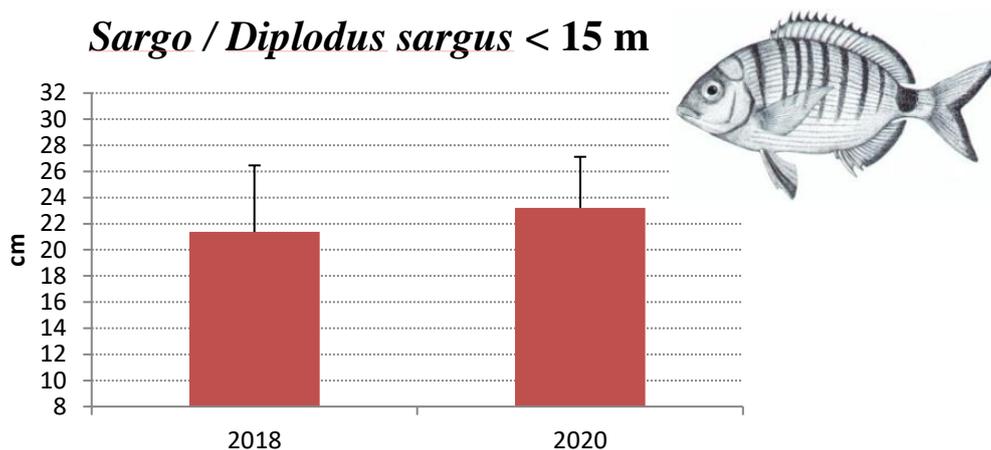


Figura 3.21. Comparación de la talla media de *D. sargus* (\pm desv.estándar) entre 2018 y 2020 en las 6 estaciones protegidas superficiales.

En 2020 y en las aguas superficiales, la proporción de la población igual o superior a la talla de primera madurez sexual: 21 cm (Mouine *et al.*, 2007; 2012) en la reserva marina es del 75%, por un 59% en las aguas exteriores de Dragonera y un 54% en las zonas control (Fig. 3.22). Estas distribuciones de tallas arrojan medias significativamente superiores en la reserva respecto a las aguas exteriores y respecto a las zonas control aun corrigiendo por el efecto de la profundidad, tomada como covariable, en conocimiento de su correlación negativa con la presencia de juveniles de esta especie (Tabla 3.29). La diferencia de mayor interés reside entre la reserva y las aguas exteriores dado que es sabido del mayor potencial de reclutamiento en las zonas costeras respecto a los islotes (García-Rubies, 1993), aspecto que hace predecible las diferencias entre estos sistemas naturales y la costa. En la misma figura 3.22 pueden observarse las mayores frecuencias de sargos juveniles en las zonas control de la costa de Mallorca.

Tabla 3.29. Estrato superficial (< 15 m). Análisis de la covarianza con el factor protección (Prot) y la profundidad media (Prof M) como variable continua entre las tallas medias de *D. sargus* registradas en las zonas de reserva (R), en las aguas exteriores (AE) y en las zonas control (NR) en 2020. SC: suma de cuadrados; GL: grados de libertad; MQ: media cuadrática; F: F test; p= significancia. Tests a posteriori de Tukey entre los distintos niveles de protección. Rojo: $p < 0,05$ significativo. Azul: no significativo: $p > 0,05$.

	SC	GL	MQ	F	p
Intercept	8858,4	1	8858,4	538,4	0,000
Prot	621,4	2	310,7	18,9	0,000
Prof M	85,2	1	85,2	5,2	0,023
Error	7124,6	433	16,5		
Tukey Test					
	R	AE	NR		
R (23,6 cm)		0,0020	0,0000		
AE (22,2 cm)	0,0020		0,0260		
NR (20,7 cm)	0,0002	0,0260			

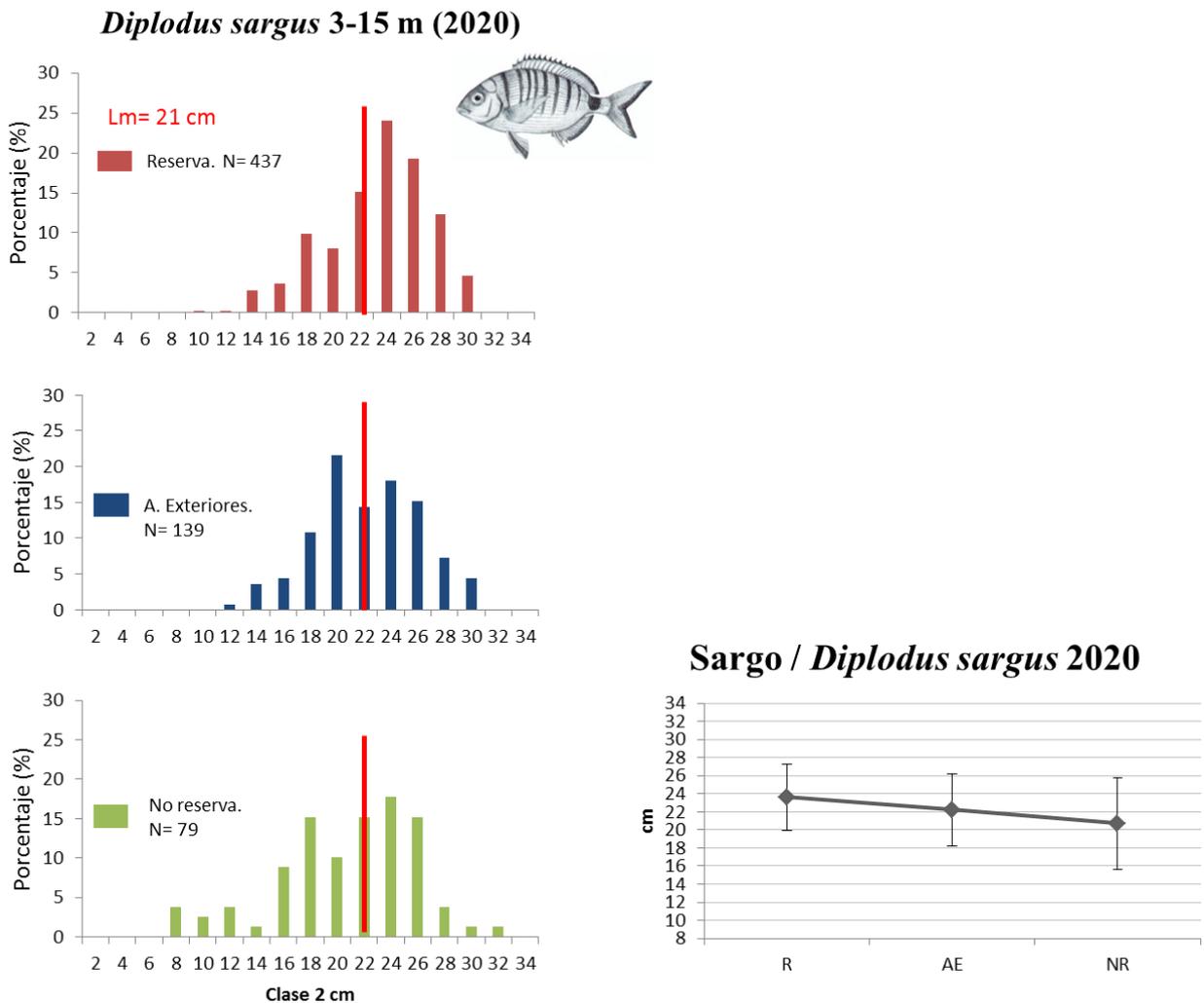


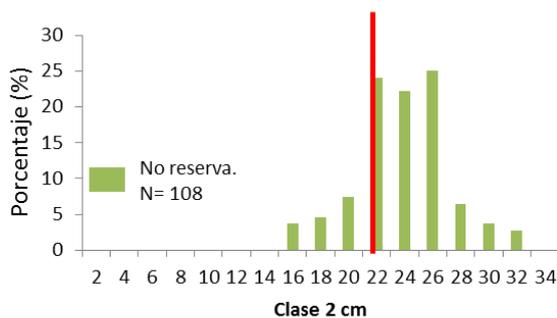
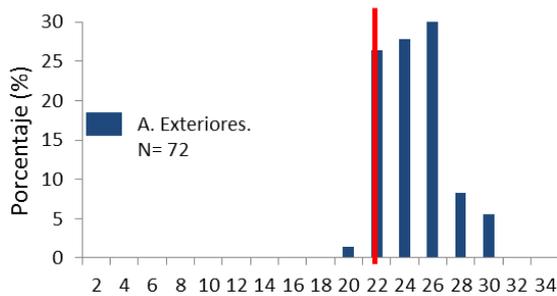
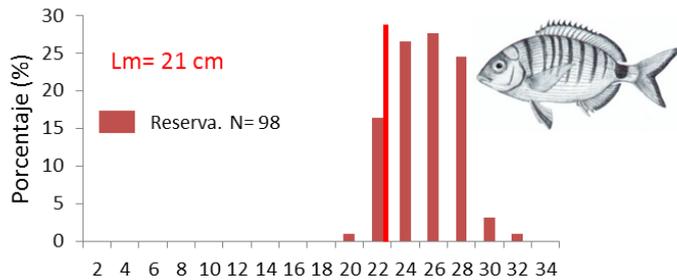
Figura 3.22. Distribución de frecuencias de talla de *D. sargus* y variación de la talla media (\pm desv.estándar) entre las 6 zonas protegidas, las 2 zonas ubicadas en aguas exteriores y las 2 zonas control en aguas superficiales de 2020. Lm= talla de primera madurez según Mouine *et al.*, (2007) (línea roja). N= número de individuos censados.

En las cotas profundas, la mayor talla media se ha observado en aguas de la reserva (25,3 cm) aunque no se han observado diferencias entre 2016 y 2020 (t -test= -0,70; gl = 171; p = 0,48) (Tabla 3.30). La cota de profundidad estudiada constituye sin duda un hábitat para individuos adultos de sargo. En la reserva y en las aguas exteriores, la proporción de la población igual o superior a la talla de primera madurez (Lm= 21 cm) es del 99%. Esta proporción es también elevada en las zonas control, con el 84% (Fig. 3.23). Estas diferencias en las frecuencias de tallas producen diferencias significativas entre la talla media de la reserva y de las zonas control, e incluso entre la reserva y las aguas exteriores (Tabla 3.31 y Fig. 3.23).

Tabla 3.30. Número de individuos observados (N), tallas medias (cm), desviación estándar (DE) y talla mínima (m) y máxima (M) de los sargos (*D. sargus*) censados en las aguas profundas (20-25 m) de las zonas de reserva, en las aguas exteriores y en las zonas control.

	Reserva Freu					Aguas Exteriores					No Reserva					
	N	Med	DE	m	M	N	Med	DE	m	M	Año	N	Med	DE	m	M
2016	75	24,9	4,6	16,0	34,0	31	22,8	4,2	14,0	32,0	2018	56	20,5	4,3	10,0	26,0
2020	98	25,3	2,4	20,0	32,0	72	24,7	2,3	20,0	30,0	2020	108	23,8	3,4	15,0	32,0

***Diplodus sargus* 20-25m (2020)**



Sargo / *Diplodus sargus* 2020

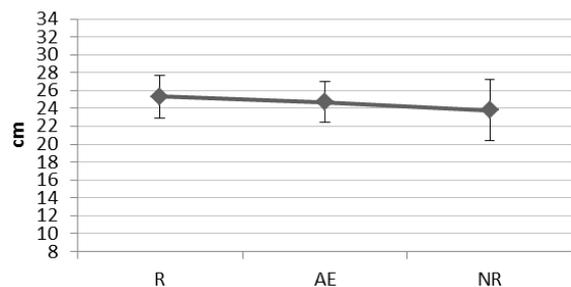


Figura 3.23. Distribución de frecuencias de talla de *D. sargus* y variación de la talla media (\pm desv.estándar) entre las estaciones profundas de Cap Llebeig, las aguas exteriores en la estación de S'Indio y las zonas no protegidas en 2020. Lm= talla de primera madurez según Mouine *et al.*, (2007) (línea roja). N= número de individuos censados.

Tabla 3.31. Estrato profundo (20-25 m). Análisis de la varianza entre las tallas medias de *D. sargus* y el factor protección (Prot) en las zonas de reserva (R), en las aguas exteriores (AE) y en las zonas control (NR) en 2020. SC: suma de cuadrados; GL: grados de libertad; MC: media cuadrática; F: F test; p= significancia. Tests a posteriori de Tukey entre los distintos niveles de protección. Rojo: p<0,05 significativo. Azul: no significativo: p>0,05.

	SC	GL	MC	F	p
Intercept	228316,9	1	228316,9	12633,2	0,000
Prot	642,5	2	321,2	17,8	0,000
Error	12036,5	666	18,1		
Tukey Test					
	R	AE	NR		
R (25,3 cm)		0,0073	0,00002		
AE (24,7 cm)	0,0073		0,06973		
NR (23,8 cm)	0,0000	0,0697			

La mojarra (*Diplodus vulgaris*)

Igual que el sargo, la mojarra ha experimentado aumentos de talla media en las aguas superficiales de todos los niveles de protección estudiados, observándose las tallas medias menores en 2003, cuando se sitúa en los 14 cm en todos los casos (Tabla 3.32). Dentro de la reserva, la talla media ha evolucionado de forma significativa ($F_{(3,1913)}= 15,8$ p= 0,000) hasta los 20,5 cm. En las aguas exteriores también ha aumentado hasta los 20,4 cm ($F_{(3,941)}= 60,9$ p= 0,000) y hasta los 18,3 cm en la zonas control ($F_{(3,831)}= 52,1$; p= 0,000).

Tabla 3.32. Número de individuos observados (N), tallas medias (cm), desviación estándar (DE), talla mínima (m) y máxima (M) de las mojarras (*D. vulgaris*) censadas en las aguas superficiales (< 15 m) de las zonas de reserva (Cala LLadó i Cala Llebeig), en las aguas exteriores (Na Popi y S'Indio) y en las zonas control (Es Rajolí y Cala Egos).

Año	Reserva Freu					Aguas Exteriores					No Reserva				
	N	Media	DE	m	M	N	Media	DE	m	M	N	Media	DE	m	M
2003	433	14,0	2,2	10,0	22,0	72	13,9	3,2	6,0	22,0	279	14,1	3,2	6,0	24,0
2016	525	17,5	4,4	4,0	28,0	287	16,8	4,1	8,0	30,0	150	16,3	4,5	6,0	24,0
2018	410	18,1	4,8	2,0	27,0	283	18,7	5,2	6,0	26,0	159	17,6	4,2	4,0	26,0
2020	549	20,5	4,0	6,0	28,0	303	20,4	4,0	6,0	28,0	247	18,3	4,6	6,0	30,0

Al incrementar el número de estaciones en la reserva, la comparación entre 2018 y 2020 arroja una media significativamente superior en este último año (17,4 vs 19,6) (T-test; t= -11,05; gl= 1815; p= 0,000) (Fig. 3.24 y Tabla 3.33). Se trata sin duda de una especie que en 2020 presenta un buen estado poblacional, con un 76% de la población en una talla igual o superior a la talla de primera madurez (Lm= 17 cm; Mouine *et al.*, 2012) en la reserva, un 83% en las aguas

exteriores y un 68% en las zonas control (Fig. 3.25). En la tabla 3.34 puede observarse como las distribuciones de 2020 presentan una media superior en la reserva marina.

Tabla 3.33. Número de individuos observados (N), tallas medias (cm), desviación estándar y talla mínima (m) y máxima (M) de las mojarras (*D. vulgaris*) censadas en las aguas superficiales (< 15 m) de todas las zonas de reserva (Cala Lladó, Cala Llebeig, Calafats, Illa Mitjana, Cala En Basset y Punta Galinda) entre 2018 y 2020.

Año	N	Media	DE	m	M
2018	873	17,4	4,5	2,0	27,0
2020	944	19,6	3,9	6,0	29,0

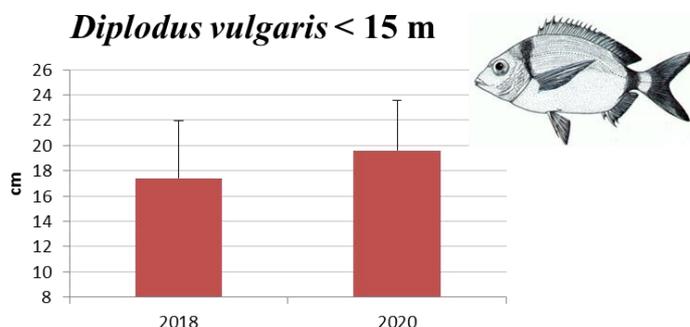
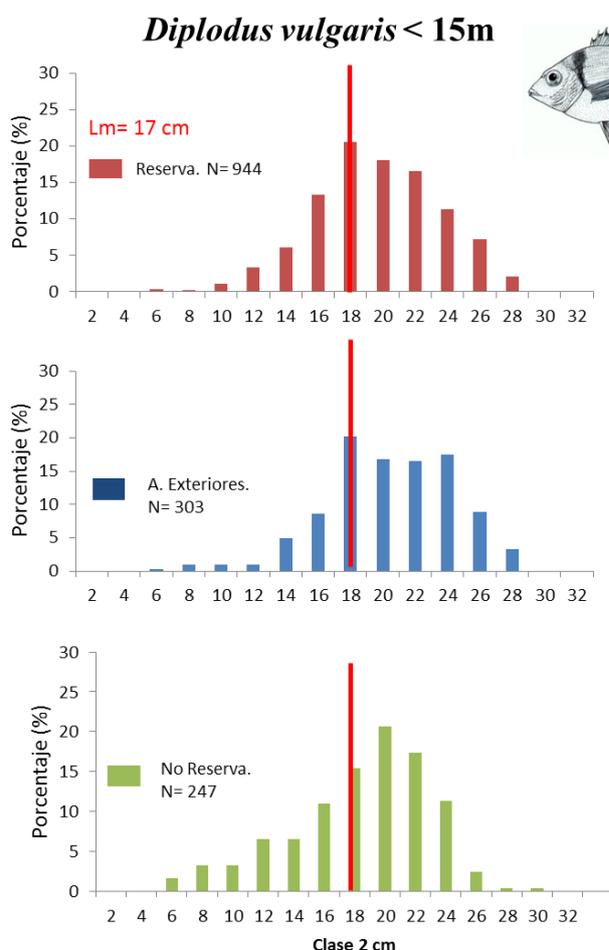


Figura 3.24. Comparación de la talla media de *D. vulgaris* (\pm desv.estándar) entre 2018 y 2020 en las 6 estaciones protegidas superficiales.



Mojarra / *Diplodus vulgaris*

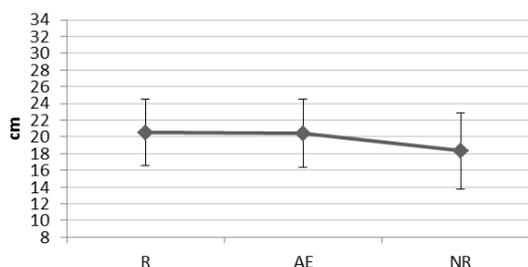


Figura 3.25. Distribución de frecuencias de talla de *D. vulgaris* y variación de la talla media (\pm desv.estándar) entre las 6 zonas protegidas, las 2 zonas ubicadas en aguas exteriores y las 2 zonas control en aguas superficiales de 2020. Lm= talla de primera madurez según Mouine *et al.*, (2017). N= número de individuos censados.

Tabla 3.34. Estrato superficial (< 15 m). Análisis de la varianza entre las tallas medias de *D. vulgaris* y el factor protección (Prot) en las zonas de reserva (R), en las aguas exteriores (AE) y en las zonas control (NR) en 2020. SC: suma de cuadrados; GL: grados de libertad; MC: media cuadrática; F: F test; p= significancia. Tests a posteriori de Tukey entre los distintos niveles de protección. Rojo: p<0,05 significativo. Azul: no significativo: p>0,05.

	SC	GL	MC	F	p
Intercept	405071,0	1	405071,0	24473,5	0,0000
Prot	585,8	2	292,9	17,7	0,0000
Error	24678,2	1491	16,6		
Tukey Test					
Prot	R	AE	NR		
R (20,5 cm)		0,0079	0,0000		
AE (20,4 cm)	0,0079		0,0000		
NR (18,3 cm)	0,0000	0,0000			

A mayor profundidad, la mayor talla media se ha observado también en la reserva en el muestreo de 2020, siendo significativamente superior a la observada en 2016 (17,1 vs 20,2 cm) (T-test; t= -3,4; gl= 235; p= 0,000) (Tabla 3.35). Este indicador no aumenta en las aguas exteriores, donde es prácticamente idéntica en ambos años (18,6 vs 18,9), y disminuye ligera pero significativamente en las zonas control (18,7 vs 17,9) (T-test; t= 2,05; gl= 593; p= 0,040). La fracción madura en 2020 es del 83% en las aguas profundas de la reserva, y del 61% tanto en las aguas exteriores como en las zonas control (Fig. 3.26). Estas diferencias en la frecuencia de tallas grandes producen medias significativamente superiores en la reserva respecto a los otros dos niveles de protección (Tabla 3.36 y Fig.3.26).

Tabla 3.35. Número de individuos observados (N), tallas medias (cm), desviación estándar (DE), talla mínima (m) y máxima (M) de las mojarras (*D. vulgaris*) censadas en las aguas profundas (20-25 m) de las zonas de reserva (Cap Llebeig), en las aguas exteriores (S'Indio) y en las zonas control (La Mola y Cap Andritxol).

Reserva Freu						Aguas Exteriores				No Reserva						
Año	N	Med	DE	m	M	N	Med	DE	m	M	Año	N	Med	DE	m	M
2016	17	17,1	4,7	8,0	23,0	58	18,6	4,2	10,0	26,0	2018	308	18,7	4,4	6,0	28,0
2020	224	20,2	3,6	12,0	26,0	158	18,9	4,7	12,0	28,0	2020	287	18,0	4,5	2,0	27,0

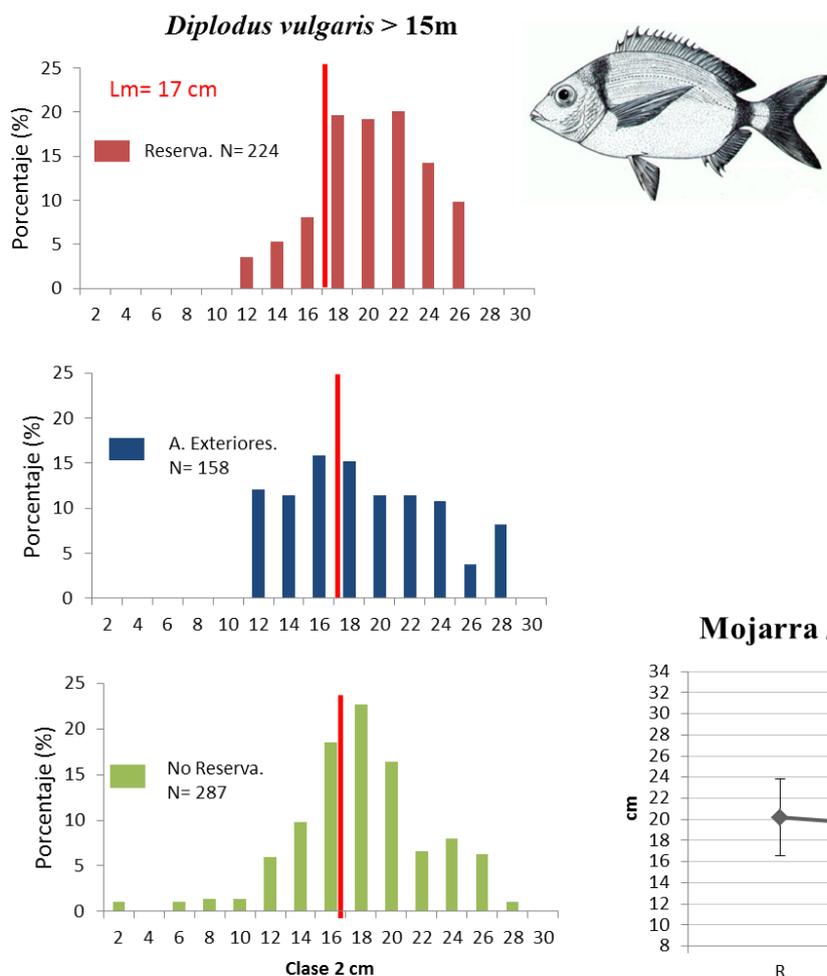


Figura 3.26. Distribución de frecuencias de talla de *D. vulgaris* y variación de la talla media (\pm desv.estándar) entre las estaciones profundas de Cap Llebeig, las aguas exteriores en la estación de S’Indio y las zonas control no protegidas en 2020. Lm= talla de primera madurez según Mouine *et al.*, (2017). N= número de individuos censados.

Tabla 3.36. Estrato profundo (20-25 m). Análisis de la varianza entre las tallas medias de *D. vulgaris* y el factor protección (Prot) en las zonas de reserva (R), en las aguas exteriores (AE) y en las zonas control (NR) en 2020. SC: suma de cuadrados; GL: grados de libertad; MC: media cuadrática; F: F test; p= significancia. Tests a posteriori de Tukey entre los distintos niveles de protección. Rojo: $p < 0,05$ significativo. Azul: no significativo: $p > 0,05$.

	SC	GL	MC	F	p
Intercept	228316,9	1	228316,9	12633,2	0,000
Prot	642,5	2	321,2	17,8	0,000
Error	12036,5	666	18,1		
Tukey Test	R	AE	NR		
R (20,2 cm)		0,0073	0,0000		
AE (18,9 cm)	0,0073		0,0697		
NR (17,9 cm)	0,0000	0,0697			

4. DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

La Reserva Marina del Freu de Sa Dragonera (RMFSD) está respondiendo notablemente a la disminución de la mortalidad por pesca que ha conllevado la aplicación de las primeras medidas recogidas en el Decreto autonómico 62/2016 de 7 de octubre. Unas medidas todavía muy parciales, que se enmarcan en la normativa genérica del anterior Decreto autonómico 41/2015 de 22 de mayo, y que afectan básicamente a la prohibición de la pesca de arrastre, de la pesca de cerco y de la pesca submarina.

Todos los indicadores utilizados en la evaluación de los recursos ícticos sobre fondos rocosos han respondido de alguna forma positiva a la protección. A menudo se ha intentado establecer una disyuntiva entre la bondad de las reservas marinas de interés pesquero y de los espacios naturales protegidos según la Ley 42/2007 de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad, en el sentido de que las primeras no estaban dirigidas a mejorar la diversidad de especies y hábitats, y las segundas sí. La evidencia viene a poner algo de paz en la disputa dado que la riqueza media de especies ha aumentado de forma muy significativa en la reserva marina. En las aguas profundas de la reserva, la riqueza media de especies vulnerables ha aumentado en un 81% entre 2016, antes de su declaración, y 2020. Los valores actuales de 8 especies/250 m² son muy elevados en el contexto geográfico de las Illes Balears, y actualmente superiores, a modo de ejemplo, a los registrados en un conjunto de estaciones profundas de la Reserva Marina del Nord de Menorca (4-5 esp./250 m²), de las Reservas Marinas del Toro y Malgrats (5-6 esp./250 m²), o del mismo Parque Nacional Marítimo Terrestre del Archipiélago de Cabrera (6-7 esp./250 m²) (Morey *et al.*, 2016; Coll *et al.*, 2017; Coll, 2020).

En las aguas superficiales y sin perder la referencia de que estamos tratando solo de las especies vulnerables a la pesca (los datos de riqueza para todo el poblamiento de peces suelen ser entre dos y tres veces superiores), el incremento en la reserva es del 40%, observándose 5,3 esp./250 m² frente a las escasas 3 esp./250 m² de las zonas control no protegidas.

Aunque correlacionada con el indicador anterior y con los aumentos de talla observados para la mayoría de especies estudiadas, en términos de biología pesquera, la biomasa de especies vulnerables suele ser un indicador más aplicado y normalmente más determinante. En 2018 se pudo describir un incremento del 70% de la biomasa de especies vulnerables en las aguas superficiales de la RMFSD respecto a la registrada en 2016. La campaña actual de 2020 arroja un incremento de casi el doble que el anterior (138%). Los valores medios actuales de la reserva se sitúan en 11,4 kg/250 m² frente a los 2,7 kg/250 m² de las zonas control o los 4,8 kg/250 m²

de las estaciones situadas en aguas exteriores. Sin embargo, los análisis estrictos realizados nos indican que cuando tenemos en cuenta todo el conjunto de especies vulnerables, los incrementos temporales se dan en todos los niveles de protección estudiados (reserva, aguas exteriores y zonas control), y las diferencias entre ellos caen justo en el nivel de significancia estadística ($p=0,05$) y no por debajo. Este resultado viene siendo común en los últimos años en la Red Balear de Áreas Marinas Protegidas y responde básicamente al buen estado que presentan las poblaciones de especies de menor nivel trófico (*Diplodus* spp.) en el litoral balear en general, favorecido por la caída de la flota profesional, de los aparejos que actuaban sobre estas especies, así como por cambios de hábitos en la pesca recreativa desde tierra (J. Coll, obs. pers) y desde embarcación (A. M. Grau y A. Mira, obs. pers. y datos no publicados).

Refinando el análisis, subiendo un escalafón en la red trófica, y escogiendo tan solo las especies con un nivel trófico superior a 3,5 (Froese y Pauly, 2020), conseguimos un *pool* de especies que a día de hoy sí son objeto de captura por los *métiers* más comunes de la flota balear de artes menores: el trasmallo y el palangrillo, e incluyendo aun el curricán de fondo si contemplamos la rotación estacional de artes y aparejos (Reñones *et al.*, 2004; Mallol y Goñi, 2004, 2008, 2019). Este *pool* de peces cuenta en el caso que nos ocupa con 13 especies: el cabracho (*S. scrofa*), el rascacio (*S. porcus*), la cabriela (*S. notata*), el mero (*E. marginatus*), el falso abadejo (*E. costae*), el gitano (*M. rubra*), la brótola (*P. phycis*), la morena (*M. helena*), el congrio (*C. conger*), el corvallo (*S. umbra*), la dorada (*S. aurata*), y los grandes lábridos (*L. merula* y *L. viridis*) por lo que respecta a especies demersales con mayor grado de residencia. La biomasa de estas especies tiene una respuesta muy positiva y exclusiva de la reserva marina, incrementándose por un factor de x6,5 entre 2016 y 2020. Dado que, como hemos comentado, el conjunto puede constituir una unidad de captura en la rotación de artes y aparejos; tomando su biomasa máxima obtenida en la reserva como una aproximación precipitada pero útil de la biomasa virgen (McClanahan, 2018; McClanahan *et al.*, 2019), tanto las estaciones en aguas exteriores como en las zonas control presentarían síntomas claros de sobreexplotación. Siguiendo el modelo de (Worm *et al.*, 2009) para pesquerías multiespecíficas, la mortalidad por pesca que lleva al rendimiento máximo sostenible, deja en el mar un 35% de la biomasa máxima, virgen o no pescada. Un porcentaje que no se alcanza ni en las más comparables aguas exteriores de Sa Dragonera (18%) ni en las zonas control (7%) (ver Fig. 3.9 para aguas superficiales). Estos porcentajes llevan asociado sin duda el diezmo de alguna de las especies clave respecto a sus máximos teóricos, y que, aunque de forma local, pudiéramos hablar de poblaciones colapsadas (Worm *et al.*, 2009).

Los resultados expuestos en lo que concierne a la reserva marina son sin duda muy positivos, y se han referido a las estaciones para las que se tomaron datos en años previos a su protección: Cala Lladó y Cala Llebeig/Cap Llebeig, que se han tratado conjuntamente. Parte de la falta de contundencia estadística en la respuesta de la biomasa total en las aguas superficiales, con todos los niveles tróficos incluidos, y aparte del aumento generalizado de los *Diplodus* spp; se debe también a la respuesta desigual, de carácter más local, del efecto reserva. Sin duda la estación de Cala Llebeig (16,3 kg/250 m²) ha tenido mayor peso que la de Cala Lladó (6,5 kg/250 m²), que experimentó un aumento considerable entre 2016 y 2018 pero que se ha estabilizado entre 2018 y 2020. Este efecto local se pone muy de manifiesto cuando incrementamos de dos a seis el número de estaciones a analizar dentro de la reserva. En orden decreciente de la biomasa total de especies vulnerables, la figura 3.15 nos muestra cómo el éxito de Cala Llebeig solo se ve acompañado en su tendencia creciente por las estaciones de Es Calafats y de la Illa Mitjana. Sin embargo, Cala Lladó y las estaciones protegidas situadas en la costa de Mallorca, Cala En Basset y Punta Galinda, igualan como mucho lo observado dos años antes, presentando unos resultados muy discretos, y casi preocupantes en el caso de Cala en Basset, donde la biomasa de los niveles tróficos superiores (NT>3,5) es incluso inferior a la de 2018. Cala En Basset se trata sin duda de uno de los puntos con mayor afluencia humana de la reserva marina (fondeo, baño, etc.) y seguramente requeriría de un control más exhaustivo por parte del equipo de vigilancia.

La “fuerza centrípeta” que ejercen los llamados puntos calientes de diversidad y biomasa de peces o *hot spots*, bien descrita por Jennings (2001), hasta el punto de poder retrasar la recuperación de sitios próximos con menor calidad de hábitat, puede aplicar perfectamente a lo descrito sobre el gran peso que tiene el efecto local de Cala Llebeig en el “efecto reserva” de Sa Dragonera, y que se acentúa aún más en sus aguas profundas, al desplazarnos desde la propia cala hasta el contiguo Cap Llebeig. La biomasa total de especies demersales se ha multiplicado por un factor de x4,4 entre 2016 y 2020 entre 20 y 25 m de profundidad, y de hasta x13 veces en el caso de las especies de mayor nivel trófico. Los valores actuales de biomasa total (25,3 kg/250 m²), con tan solo cuatro años de protección parcial, entran ya en un conjunto de valores elevados de otros enclaves, en AMPs de mayor edad (>15 años), como la estación de l’Illa des Porros en la Reserva Marina del Nord de Menorca (18 kg/250 m²), Cap de sa Carabassa e Illa de ses Rates en el Parque Nacional de Cabrera (20-22 kg/250 m²), y lejos aún de *hot spots* como la isla del Toro (48 kg/250 m²), y las islas de Na Foradada (41 kg/250 m²) y l’Imperial (31 kg/250 m²), ambas en el Parque Nacional de Cabrera (Morey *et al.*, 2016; Coll *et al.*, 2017, Coll, 2020).

Según los trabajos publicados hasta la fecha, la capacidad de carga o biomasa virgen (B₀), no pescada, puede alcanzarse más rápidamente en enclaves con un potencial menor, donde

predominen especies de crecimiento rápido y nivel trófico medio (e.g. *Diplodus* spp., *Labrus* spp.) respecto a enclaves con gran potencial, donde especies de mayor talla y más longevas encuentran un hábitat adecuado y alimento, no solo en el bentos local, sino vía pelágica (Valls *et al.*, 2012; Coll *et al.*, 2013; García-Rubies *et al.*, 2013). A modo de ejemplo, García-Rubies *et al.* (2013) observaron que el 95% de B_0 se alcanzaba en las Illes Medes (Girona) entre 25 y 35 años después de la declaración de la reserva. Asimismo, en las reservas integrales de las Illes Balears se ha observado que puede aparecer un primer síntoma, relativamente rápido y preciso de saturación (6-10 años), que luego puede repuntar de forma acentuada, necesitando de periodos de alrededor de 20 años para su estabilización. El concepto de capacidad de carga es sin duda, y exclusivamente, aplicable a las zonas de reserva integral o *no take*, de las que carece la reserva marina tratada aquí. Sin embargo, los valores actuales y la evolución de la biomasa en zonas parcialmente protegidas citadas anteriormente (eg. Na Foradada o l'Imperial, en el PN de Cabrera) nos llevan a tener un fundamento para pensar que los valores de Sa Dragonera tienen todavía un margen notable de mejora.

Los resultados expuestos aquí se circunscriben a los hábitats de fondos rocosos de complejidad mediana/alta. Datos no publicados de la Direcció General de Pesca y Medi Marí del Govern Balear, sobre la biomasa de peces en fondos de distinta naturaleza (posidonia, rocas aisladas, arena, detrítico, etc.) en reservas integrales, junto a pescas experimentales de bajo impacto (Box, 2011), constatan un paralelismo entre la recuperación de los fondos rocosos más abruptos y los fondos adyacentes de distinta naturaleza. Sin embargo, esto ocurre, como cabe subrayar, en zonas totalmente protegidas. Las grandes extensiones de posidonia, roca lisa con posidonia, *vaires* (parcheado de arena y posidonia) se siguen pescando en la RMFSD dado su carácter de reserva marina de interés pesquero, y resultaría también de gran interés conocer la evolución de sus recursos a través de otros enfoques metodológicos.

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. También en tierra, resulta importante la labor logística prestada por Kike Massutí, Amalia Grau, José María Valencia y Elena Pastor en su base de la estación de acuicultura del Puerto de Andratx. A todos ellos va nuestro sincero reconocimiento por su apoyo y camaradería.

6. BIBLIOGRAFIA CITADA EN EL TEXTO

- 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 I RUSSELL, B. C. 1985. Estimating length frequency distributions of large reef fish underwater. *Coral Reefs*, 4: 41-44.
- BOX, A. 2011. Informe pesques experimentals Eivissa any 2011. 84 pàgines.
- 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., G. MOREY, F. VERGER y O. NAVARRO. 2017. La Reserva Marina del Nord de Menorca. Seguiment de les poblacions de peixos de substrat rocós en el període 2000-2017. Informe tècnic per a la Direcció General de Pesca i Medi Marí-Govern de les Illes Balears-Tragsatec, 51 pàgines.
- 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., MOREY, G., NAVARRO, O. y F. VERGER. 2018. 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. 44 pàgines.
- COLL, J. 2020. 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. Novembre de 2020. 109 pàg + Annex 12 pàg-A3.
- FRANCOUR, P. 1991. The effect of protection level on a coastal fish community at Scandola, Corsica. *Rev. Ecol (Terre Vie)*, 46: 65-81.
- FROESE, R & D. PAULY. 2020. FishBase. World Wide Web electronic publication. www.fishbase.org
- GARCÍA-CHARTON, J.A., A. PÉREZ-RUZAFÀ, 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-RUBIÉS, A. 1993. Distribució batimètrica dels peixos litorals. Alcover JA, Ballesteros E, Fornós JJ Història Natural de l'Arxipèlag de Cabrera, pp 645-662. Societat d'Història Natural de les Balears.

GARCIA-RUBIES, A., B. HEREU i M. ZABALA. 2013. Long-term recovery patterns and limited spillover of large predatory fish in a Mediterranean MPA. *PlosOne*, 8(9), e73922.

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 assesment methods for coral reef fishes. *Bull. Mar. Sci*, 44: 899-912.

GTAMP, 2015. Propuesta de la asociación Ondine para el diseño y creación de una área marina protegida en la isla de Sa Dragonera, Mallorca. Grupo de Trabajo de Áreas Marinas Protegidas. Asociación Ondine 1, 14 pp.

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

HARMELIN, 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.

HARMELIN-VIVIEN, M. L., HARMELIN, 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.

JENNINGS, S. 2001. Patterns and prediction of population recovery in marine reserves. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*. 10: 209-231.

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.

MALLOL, S y R. GOÑI. 2004. Seguimiento de las pesquerías (Punto Cero) en el ámbito de la futura Reserva Marina de Cala Rajada (Mallorca). IEO-COB y SGP. M/PESCALA I/04-1, 129 pp.

MALLOL, S y R. GOÑI. 2019. Unintended changes of artisanal fisheries métiers upon implementation of an MPA. *Marine Policy*, 101 : 237-245.

MALLOL, S y R. GOÑI. 2008. Rotación estacional de la pesca artesanal en la reserva marina de Cala Rajada y Llevant de Mallorca: herramientas de protección sobre las especies y hábitats. V Jornades de Medi Ambient de les Illes Balears, pág: 292-293.

MARGALEF, R. 1993. *Teoría de los sistemas ecológicos*. Edicions Universitat de Barcelona, 290 pàg.

- McCLANAHAN, T. M., R. E. SCHROEDER, A. M. FRIEDLANDER, L. VIGLIOLA *et al.*, 2019. Global baselines and benchmarks for fish biomass: comparing remote reefs and fisheries closures. *MEPS*, 612: 167-192.
- McCLANAHAN, T. R. 2018. Community biomass and life history benchmarks for coral reef fisheries. *Fish and Fisheries*, 19: 471-488.
- MOREY, G., J. COLL, F. VERGER i O. NAVARRO. 2016. Les reserves marines de l'illa del Toro i les Illes Malgrats. Seguiment de les espècies íctiques vulnerables sobre substrat rocós. Juliol de 2016. Informe tècnic per a la Direcció General de Pesca del Govern de les Illes Balears. Tragsatec. 121 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.
- MOUINE, N., P. FRANCOUR, M-H. KTARI i N. CHAKROUN-MARZOUK. 2007. The reproductivie 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 asociation 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., C. PIÑEIRO, X. MAS & R. GOÑI. 2007. Age and growth of the dusky grouper *Epinephelus marginatus* (Lowe 1834) in an exploited population of the western Mediterranean Sea. *Journal of Fish Biology*, 71: 346-362.
- REÑONES, O., GOÑI, R., FERNÁNDEZ, J. L., MAS, X. I POZO, M. 2004. Small-scale fisheries in Cabrera Archipelago National Park (W Mediterranean): identification of fishing métiers. *Rapp. Comm. Int. Mer Médit.*, 37: 426.
- 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.
- SANDIN, S. A. i SALA, E. 2012. Using successional theory to measure marine ecosystem health. *Evolutionary Ecology*, 26: 435-448.
- UNDERWOOD, A. J. 1997. *Experiments in ecology. Their logical design and interpretation using analysis of variance*. Cambridge University Press. Cambridge. 504 pp.

VALLS, A., GASCUEL, D., GUÉNETTE, S. I FRANCOUR, P. 2012. Modeling trophic interactions to assess the effects of a marine protected area: case study in the NW Mediterranean Sea. *Marine Ecology Progress Series*, 456: 201-214.

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.