

LA RESERVA MARINA DEL LLEVANT DE MALLORCA-CALA RAJADA.

SEGUIMIENTO DE LAS ESPECIES ÍCTICAS VULNERABLES SOBRE SUBSTRATO ROCOSO EN EL PERIODO 2008-2022.



G CONSELLERIA
O AGRICULTURA,
I PESCA I ALIMENTACIÓ
B
/


Reserves Marines
de les Illes Balears



UNIÓN EUROPEA
FONDO EUROPEO MARÍTIMO
Y DE PESCA (FEMP)



Noviembre de 2022.

Autores:

Gabriel Morey, Josep Coll, Maria Arpa (Tragsatec)

Oliver Navarro (Govern de les Illes Balears)



G CONSELLERIA
O AGRICULTURA,
I PESCA I ALIMENTACIÓ
B INSTITUT RECERCA
I FORMACIÓ
AGROALIMENTÀRIA
I PESQUERA
ILLES BALEARS

Citar como:

Morey G., Coll J., Arpa M. y O. Navarro. 2022. La reserva marina del Llevant de Mallorca. Seguimiento de las especies ícticas vulnerables sobre substrato rocoso. Noviembre de 2020. Direcció General de Pesca i Medi Marí/Govern de les Illes Balears – Tragsatec. 98 páginas.

Fotografía de portada: Juvenil de falso abadejo (*Epinephelus costae*).

INDICE

Resumen ejecutivo.....	3
1. Introducción y antecedentes	7
2. Material y métodos.....	9
2.1. Diseño de muestreo.....	9
2.1.1. El estrato superficial (5-15 m).....	9
2.1.2. El estrato profundo (20-25 m).....	11
2.1.3. La Mula de Cala Agulla.....	13
2.2. Toma de datos.....	13
2.3. Tratamiento estadístico de los datos.....	15
3. Resultados.....	19
3.1. Estrato superficial (5-15 m). Evolución temporal de los indicadores en los 5 niveles de protección durante el periodo 2008-2022.....	19
3.1.1. La riqueza de especies vulnerables.....	19
3.1.2. La densidad total de especies vulnerables (Dt).....	26
3.1.3. La biomasa total de especies vulnerables (Bt).....	28
3.1.4. La distribución de la biomasa entre especies.....	40
3.1.5. La biomasa de especies de nivel trófico elevado ($B_{NT>3,5}$).....	43
3.2. Estrato superficial (5-15 m). Evolución temporal de los indicadores en el Faralló d'Albarca y en el Faralló de Cala Gat durante el periodo 2016-2022.....	45
3.2.1. La riqueza de especies vulnerables.....	45
3.2.2. La densidad total de especies vulnerables (Dt).....	48
3.2.3. La biomasa total de especies vulnerables (Bt).....	49
3.2.4. La distribución de la biomasa entre especies.....	53
3.2.5. La biomasa de especies de nivel trófico elevado ($B_{NT>3,5}$).....	54

3.3. Estrato profundo (20-25 m). Diferencias de los indicadores entre los 2 niveles de protección en 2022.....	57
3.3.1. La riqueza de especies vulnerables.....	57
3.3.2. La densidad total de especies vulnerables (Dt).....	59
3.3.3. La biomasa total de especies vulnerables (Bt).....	60
3.3.4. La distribución de la biomasa entre especies.....	61
3.3.5. La biomasa de especies de nivel trófico elevado ($B_{NT>3,5}$)..	63
3.4. La Mula de Cala Agulla. Evolución de los indicadores durante el periodo 2016-2022.....	64
3.4.1. La riqueza de especies vulnerables.....	64
3.4.2. La densidad total de especies vulnerables (Dt).....	66
3.4.3. La biomasa total de especies vulnerables (Bt).....	67
3.4.4. La distribución de la biomasa entre especies.....	69
3.4.5. La biomasa de especies de nivel trófico elevado ($B_{NT>3,5}$)..	70
3.5. Análisis de tallas de las principales especies.....	71
4. Discusión y conclusiones.....	89
5. Agradecimientos.....	95
6. Referencias bibliográficas.....	96

RESUMEN EJECUTIVO

En los meses de septiembre y octubre de 2022 se ha llevado a cabo la séptima campaña de seguimiento de los recursos ícticos de fondos rocosos infralitorales en la Reserva Marina del Llevant de Mallorca-Cala Rajada (RMLLM). Estas campañas cubren el periodo 2008-2022, y en ellas se han muestreado estaciones situadas tanto en aguas interiores (Reserva Marina del Llevant de Mallorca) como en aguas exteriores (Reserva Marina de interés pesquero de Cala Rajada). Ambas reservas son casi contemporáneas (creadas en marzo y abril de 2007, respectivamente), por lo que en el presente informe se describe la evolución experimentada a lo largo de quince años de protección en el estrato de muestreo superficial (3-15 m de profundidad) y se incluye una primera descripción del estrato profundo (20-25 m).

Como en todas las campañas anteriores, el muestreo se ha realizado mediante censos visuales en inmersión con escafandra autónoma. En el estrato superficial se han estudiado 8 estaciones dentro de la reserva y 4 estaciones fuera de ella (zonas control), mientras que en el estrato profundo se han estudiado 3 estaciones en la reserva de aguas exteriores y 2 en zonas control. En conjunto, en 2022 se han realizado 99 transectos, equivalentes a 24.750 m²; que, unidos a los 484 de las campañas anteriores, totalizan 583 transectos y 145.750 m².

En el estrato superficial, la riqueza de especies ha resultado similar entre las zonas protegidas y las zonas control, dentro de un intervalo de 4-4,8 especies/250 m². En total, se han censado 32 especies, produciéndose un incremento de la diversidad específica en 2020 y 2022 con respecto a los años anteriores. En 2022 se han registrado seis nuevas especies vulnerables en la RMLLM que no habían sido observadas antes en los censos visuales: jurel azul *Caranx crysos*, bacoreta *Euthynnus alletteratus*, congrio *Conger conger*, vieja *Sparisoma cretense*, jurel *Trachurus* sp. y herrera *Lithognathus mormyrus*.

También se ha producido un incremento, tanto dentro como fuera de la reserva, de la densidad total de especies vulnerables, observándose que los valores de 2020 y 2022 son superiores a los de los años precedentes. Este aumento es más claro en todas las estaciones de muestreo de la RMLLM, aunque no se ha dado de manera continuada.

El patrón general de aumento de biomasa en años anteriores se ha truncado en 2022, con una disminución en la mayoría de estaciones que comprometen el efecto reserva ($p=0,056$). Aun así, en esta última campaña, la biomasa de la reserva integral presenta una diferencia de x2,5 y de x4,7 en las estaciones de Cala Fosca y N'Àlitx, respectivamente, respecto al primer año de muestreo (2008). En la reserva parcial de aguas interiores la respuesta ha sido más uniforme, incrementándose por un factor x5 en ambas estaciones. Y más variable en la reserva parcial de aguas exteriores (x1,5 en N'Alegre y x5 en el Escull d'en Patilla). Con la excepción de esta última estación, los máximos de biomasa se obtuvieron en 2020, tras lo cual se observa una retracción (aunque moderada) de la biomasa en el resto de estaciones. Así, los valores correspondientes a 2022 se pueden calificar como bajos en las aguas interiores (tanto

reserva integral como reserva parcial, con un intervalo de 3,4-4,4 kg/250 m²), ya que se sitúan en el umbral considerado como referencia del buen estado de los recursos ícticos en Baleares (4-5 kg/250 m²). Donde la biomasa sí se mantiene por encima de este umbral es en la reserva parcial de aguas exteriores (7,4 kg/250 m² en N'Alegre y 11,4 kg/250 m² en el Escull d'en Patilla).

El Faralló d'Albarca (reserva parcial de aguas interiores) y el Faralló de Cala Gat (reserva parcial de aguas exteriores) cuentan con muestreos desde 2016. El Faralló d'Albarca ha respondido muy positivamente a la prohibición de la pesca submarina en 2016, observándose un incremento de la riqueza de especies, y de la densidad y biomasa sobretodo de aquellas altamente vulnerables, como es el caso de las tres especies de meros (*Epinephelus marginatus*, *Epinephelus costae* y *Mycteroperca rubra*) y el corvallo *Sciaena umbra*. La biomasa total se ha quintuplicado, alcanzando los 10 kg/250 m², y la biomasa de especies de nivel trófico elevado se ha multiplicado x29 en esos 6 años. Por su parte, el Faralló de Cala Gat, que cuenta con la misma protección desde 2007, ha presentado los valores más elevados de los indicadores analizados, situándose en 2022 en 12,3 kg/250 m² de biomasa total. En ambas estaciones también se ha registrado un descenso en la biomasa con respecto a la de 2020. Aun así, a la vista de los valores observados y de su progresión, ambos *farallons* pueden ser considerados como *hotspots* dentro de la RMLLM, pero no deberían tomarse como referencia para describir el potencial de la reserva puesto que representan enclaves con características de hábitat particulares.

Cabe reseñar que esta disminución de la biomasa en el año 2022 no se ha observado solamente en la RMLLM (y en sus respectivas zonas control), sino que se ha registrado durante el seguimiento de otras reservas marinas de las Illes Balears. Una de las causas probables es el calentamiento del agua, de cuya magnitud dan cuenta diversas mediciones en aguas del archipiélago balear. La persistencia de esta ola de calor en el mar, que alcanzó a las fechas del muestreo en septiembre de 2022, y el consiguiente desplazamiento de la termoclina a profundidades superiores incluso a los muestreos profundos, habrá tenido efectos sobre la distribución de las especies, que en función de su tolerancia a estas temperaturas se habrán visto empujadas a aguas más profundas.

Precisamente, la biomasa registrada en el estrato profundo (20-25 m) en la reserva parcial de aguas interiores, que cuenta con 15 de años de protección, puede calificarse de discreta, con un intervalo de 7,3-9,4 kg/250 m² en las dos estaciones muestreadas. La tendencia negativa observada para este mismo indicador en la Mula de Cala Agulla en el periodo 2016-2022 (ligeramente negativa entre 2016 y 2020 y más acusada en 2022), sujeta al mismo régimen de protección, pudiera estar relacionada con estos episodios de calentamiento del agua. No obstante, se trata tan solo de una hipótesis que debería ser evaluada mediante un estudio más pormenorizado.

Otro indicador de la evolución positiva de la reserva es la estructura de tallas de las especies principales. El mero *E. marginatus* y el corvallo *S. umbra* han visto incrementada la proporción de individuos maduros, sobre todo después de 2016. En el caso del mero, esto es muy evidente en el Faralló d'Albarca, más propicio para la

presencia de individuos de mayor talla que en la mayoría de estaciones del litoral de la reserva. Para el corvallo, el sargo *Diplodus sargus* y la mojarra *Diplodus vulgaris*, este incremento en la importancia de ejemplares maduros se ha producido de manera más generalizada en toda la reserva.

Los resultados presentados en este informe marcan una estabilización e incluso una regresión de los recursos marinos en la práctica totalidad de estaciones, con la única excepción del Escull d'en Patilla.

Por último, el equipo responsable de este informe remarca que los censos visuales ofrecen una descripción del litoral rocoso hasta 30 m de profundidad, y que la reserva cuenta con una extensión mucho más amplia ocupada por otros hábitats. Por ello propone incorporar el seguimiento pesquero de la flota artesanal que opera en la RMLLM con el fin de obtener una visión más amplia del funcionamiento de la reserva. Además, al amparo de la designación del Faralló d'Albarca como "Área B o de uso restringido" en el decreto de creación de la reserva marina en 2007, se recomienda recuperar tal designación estableciendo una reserva integral con un radio de 0,3 millas marinas alrededor del islote, que permita que su poblamiento íctico progrese hacia el potencial que ofrece.

1. INTRODUCCIÓN Y ANTECEDENTES

A partir de la solicitud cursada en 2001 por parte del sector pesquero de la cofradía de Cala Rajada, en 2007 se creó la Reserva Marina del Levante de Mallorca-Cala Rajada (RMLLM) con el objetivo de proteger los recursos pesqueros locales. En 2003 la Direcció General de Pesca del Govern de les Illes Balears llevó a cabo un estudio previo para obtener una descripción lo más precisa posible de las poblaciones de peces de roca con interés pesquero presentes en la RMLLM. Los resultados de este trabajo (Morey *et al.*, 2005) permitieron determinar el estado cero o punto de partida, base indispensable para evaluar la evolución temporal de las poblaciones de peces en función de las eventuales medidas de gestión que se puedan establecer en una zona. También con anterioridad a la creación de la RMLLM, el Centre Oceanogràfic de Balears (Instituto Español de Oceanografía) realizó un estudio (proyecto PESCALA I) de las pesquerías artesanales en el ámbito de la futura reserva para establecer el punto cero. Las limitaciones de usos y actividades establecidas en la reserva una vez creada fueron fruto de acuerdos entre las administraciones responsables y otros sectores involucrados, como cofradías de pescadores, asociaciones de pesca deportiva y representantes de asociaciones empresariales relacionadas con el turismo.

La zonificación de la RMLLM resultante es compleja, con diferentes regulaciones relativas a las características de los artes y el esfuerzo de pesca permitidos, así como la limitación de otros usos y actividades. Esta estructuración espacial y su reglamentación, con un área central de máxima protección (reserva integral, en la zona del Cap Ferrutx), circundada por un área de amortiguación, donde ciertas modalidades de pesca y otros usos están regulados, atiende a la capacidad de recuperación de los ecosistemas marinos litorales sujetos a protección y su capacidad de aportar recursos pesqueros a las zonas adyacentes (Goñi *et al.* 2006, 2008; Stobart *et al.* 2008). En la Figura 1.1 se muestra la zonificación tenida en cuenta en el presente estudio, donde se han considerado 3 niveles de protección en el interior de la RMLLM: 1) Reserva integral, donde se prohíbe cualquier actividad extractiva; 2) Reserva parcial de ámbito autonómico, situada en la zona de aguas interiores y gestionada por el Govern de les Illes Balears, donde se permite la pesca artesanal y la recreativa con regulaciones de artes, aparejos y esfuerzo pesquero; y 3) Reserva parcial de ámbito estatal, situada en la zona de aguas exteriores y gestionada por el Gobierno de España, donde se permite la pesca artesanal y la recreativa con regulaciones de artes, aparejos y esfuerzo pesquero.

La eficacia de una reserva marina para la recuperación de las especies objetivo de la pesca en los ecosistemas litorales depende de multitud de factores de diversa naturaleza. El seguimiento de las poblaciones después del inicio de la protección permite evaluar la evolución de los recursos pesqueros de forma empírica y certificar la

idoneidad de las medidas de gestión o, de lo contrario, ofrecer la información necesaria para establecer medidas correctoras.

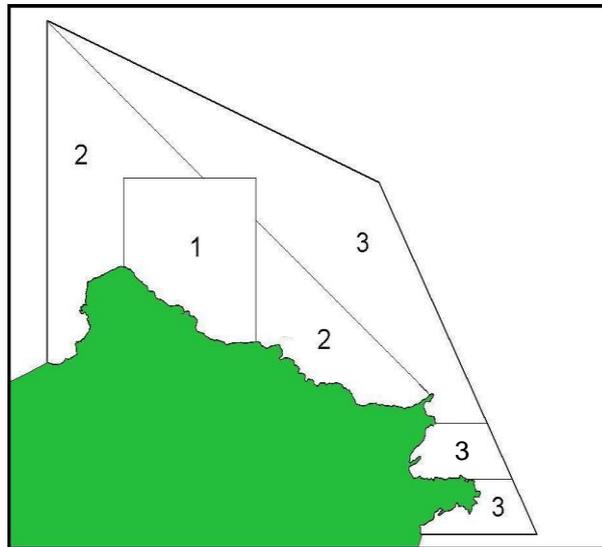


Figura 1.1. Zonificación establecida en la RMLLM. 1: Reserva integral; 2: Reserva parcial de ámbito balear; 3) Reserva parcial de ámbito estatal. A efectos del presente informe, todas las áreas etiquetadas como 3 se han considerado bajo el mismo nivel de protección ya que, a pesar de estar identificadas en la normativa, no disponen de medidas diferenciadas de gestión. Esto mismo ocurre con el Faralló d'Albarca, situado dentro de una de las áreas 2.

Entre 2008 y 2010, la Direcció General de Pesca i Medi Marí y el Centre Oceanogràfic de Balears realizaron conjuntamente el seguimiento científico de las poblaciones de peces litorales de la RMLLM, que quedó interrumpido hasta que en 2016 se reanudó. El presente informe técnico se corresponde con los resultados del seguimiento que la Direcció General de Pesca i Medi Marí ha realizado entre el 13 de septiembre y el 4 de octubre de 2022. En el informe se incluye el análisis de la serie temporal obtenida a partir de las campañas llevadas a cabo en 2008, 2009, 2010, 2016, 2018, 2020 y 2022 en el estrato superficial (5-15 m de profundidad) y de los primeros datos del seguimiento en el estrato profundo (20-25 m). Se dispone, por tanto, de datos correspondientes a un período de 13 años (2008 hasta 2022), lo que nos permite extraer conclusiones importantes sobre el funcionamiento de la reserva marina, de la normativa y gestión aplicadas y del propio funcionamiento del ecosistema en este lugar del archipiélago balear. Además de las campañas correspondientes a los años mencionados, en 2021 se llevó a cabo otra con el objetivo de definir la capacidad de carga de los hábitats rocosos infralitorales de las Illes Balears. Los resultados de dicha campaña están recogidos en el informe elaborado por Morey *et al.* (2021), pero los datos no se han incluido en el análisis de toda la serie temporal debido a que el diseño de la campaña de 2021 (número de niveles de protección estudiados, número de estaciones de muestreo y número de transectos en cada una de ellas) difirió respecto al del resto de campañas.

El grueso del informe se basa en la comparación de indicadores sobre el estado de las poblaciones de peces vulnerables a la pesca entre cinco niveles de gestión diferentes y a lo largo del tiempo. La evolución de estos indicadores en la reserva integral (en la zona del Cap Ferrutx), en la zona de reserva parcial autonómica (entre s'Arenalet d'Albarca y el Cap des Freu), y en la zona de reserva parcial estatal (entre el Cap des Freu y Cala Rajada), además de las zonas control abiertas a la pesca (control norte: área del Cap Pinar; control sur: entre Cala Rajada y Canyamel) debe permitir determinar la efectividad de las medidas de protección. Es importante señalar que, hasta 2016, la normativa reguladora de las actividades extractivas en la reserva marina no había cambiado sustancialmente en ninguno de los tres niveles de protección mencionados. A finales de 2016, sin embargo, se publicó el Decret 71/2016, de 16 de diciembre, por el que se regulan las actividades de extracción de flora o fauna marinas y las actividades subacuáticas en la Reserva Marina del Levante de Mallorca. Con este decreto, además de modificar los períodos de uso de los diferentes aparejos permitidos para la pesca profesional, se prohibió la práctica de la pesca submarina en la zona de reserva parcial de ámbito autonómico.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Diseño de muestreo

2.1.1. El estrato superficial (5-15 m)

El muestreo del estrato superficial se ha basado en poder contrastar 5 niveles de protección diferentes:

- a) RI: reserva integral o protección máxima.
- b) RPBal: reserva parcial en la zona de aguas interiores (o de ámbito autonómico), gestionadas por el Govern de les Illes Balears, donde se permite la pesca artesanal y la pesca recreativa. Como hecho diferenciador de la RPEsp, la pesca submarina estuvo permitida en la RPBal hasta diciembre de 2016.
- c) RPEsp: reserva parcial en la zona de aguas exteriores (o de ámbito estatal), gestionadas por el Gobierno de España, donde se permite la pesca artesanal y la pesca recreativa.
- d) Control Norte: zona fuera de la RMLLM, situada en la península del Cap Pinar, y abierta a la pesca.
- e) Control Sur: zona fuera de la RMLLM, situada al sur de la misma, y abierta a la pesca.

Las dos zonas control se han considerado como niveles de protección diferentes por dos motivos. Por una parte, debido a la distancia y características específicas de una y otra. Por otra, para mantener equilibrado el diseño de muestreo, con el mismo número de réplicas o transectos en cada nivel de protección.

Para tener en cuenta fuentes de variación de mediana escala espacial de cientos a miles de metros (García-Charton *et al.* 2004) y para evitar pseudoreplicación, dentro de cada nivel de protección y siempre para fondos rocosos se han elegido 2 sitios de muestreo (Figura 2.1). Estos sitios (o *sites*) fueron los siguientes:

NIVEL DE PROTECCIÓN	SITE	CÓDIGO
Reserva Integral	Cala Fosca	R1
Reserva Integral	N'Alitx	R2
Reserva Parcial de ámbito balear	Altina de Cala Matzoc	RPBal1
Reserva Parcial de ámbito balear	Es Bufador	RPBal2
Reserva Parcial de ámbito balear *	Faralló d'Albarca*	RPBal3
Reserva Parcial de ámbito estatal	N'Alegre	RPEsp1
Reserva Parcial de ámbito estatal	Escull d'en Patilla	RPEsp2
Reserva Parcial de ámbito estatal **	Faralló de Cala Gat **	RPEsp3
Control norte	Caletes des Cap Pinar	CN1
Control norte	La Solana	CN2
Control sur	Es Carregador	CS1
Control sur	Es Morràs	CS2

Dentro de estos sitios de muestreo se realizó un número distinto de transectos según el año. Así, en cada sitio llevaron a cabo 6 transectos en 2008 y 2022, 5 en 2009 y 2010, y 9 en 2016, 2018, y 2020. El número total de transectos en el período de estudio ha sido de 490: T1: 2008 (N= 60), T2: 2009 (N= 50), T3: 2010 (N= 50), T4: 2016 (N= 90), T5: 2018 (N=90), T6: 2020 (N=90), T7: 2022 (N=60).

El Faralló d'Albarca (*) y el Faralló de Cala Gat (**) solamente fueron muestreados en 2016, 2018, 2020 y 2022, por lo cual han sido objeto de un análisis separado. Este análisis tiene un carácter preliminar; al tratarse de una serie temporal más corta (7 años), no se han llevado a cabo comparaciones espaciales con las zonas control, y únicamente se ha analizado cómo ha variado la riqueza específica, la densidad y la biomasa de especies vulnerables dentro de cada una de estas zonas. El número de transectos en estas dos zonas ha sido de 9 por sitio y año en 2016, 2018 y 2020. En 2022 se efectuaron 6 transectos en el Faralló d'Albarca y, por razones de limitación de hábitat, 4 en el Faralló de Cala Gat, totalizando 64 transectos a lo largo de la serie estudiada.

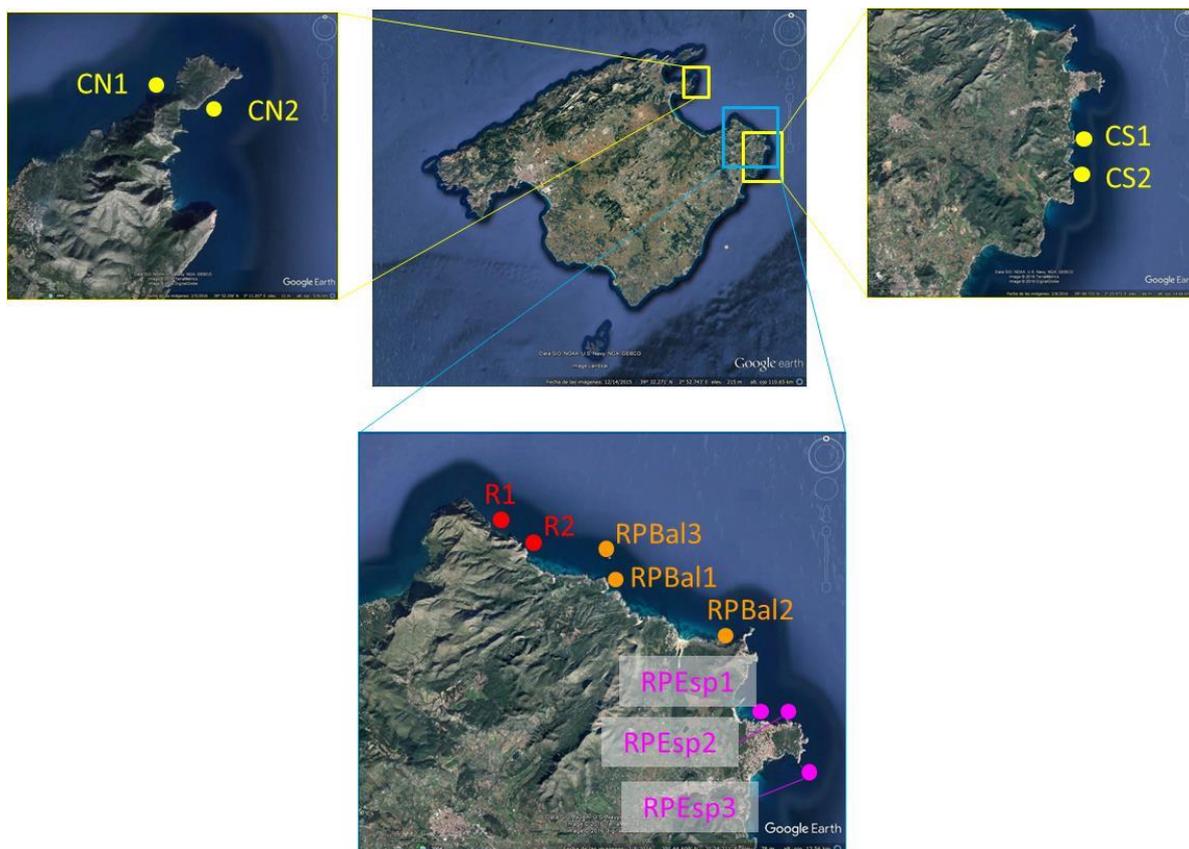


Figura 2.1. Mapa de la zona de estudio con la localización de los sitios superficiales muestreados.

2.1.2. El estrato profundo (20-25 m)

En los meses previos al desarrollo de la campaña de muestreo se prospectó la zona para localizar estaciones situadas entre 20 y 30 m de profundidad. Para ello se estudiaron las cartas náuticas de la zona y el equipo de guardapescas de la Direcció General de Pesca i Medi Marí intentó localizar, mediante la sonda de la embarcació, zonas que pudieran presentar una estructura del hábitat adecuada para la realización de los transectos. Una vez localizadas las zonas potencialmente aptas para ello, se llevaron a cabo inmersiones para identificar y georeferenciar aquellas en las cuales se realizarían los censos.

Dentro de la reserva integral, las zonas que, anteriormente a las inmersiones, se calificaron como candidatas resultaron no ofrecer una estructura adecuada para los transectos. Estas zonas se caracterizaban por presentar depresiones de poca profundidad (1 metro como máximo), cuyos bordes consistían en un escalón con algunas oquedades, y con muy escasa presencia de bloques, lo que se traducía en sitios de baja rugosidad y que representaban pequeñas extensiones sobre un fondo horizontal cubierto por la pradera de posidonia. Como resultado de ello, solamente se estudiaron dos zonas de muestreo en la reserva parcial en aguas exteriores (REsp; Na Foguera y Cap des Freu) y otras dos en el área correspondiente al control norte (Cap Pinar y Cala

Engossalba/Formentor) (Figura 2.2). Las zonas de muestreo del estrato profundo aquí descritas solamente se han muestreado en 2022. En cada sitio de muestreo se llevaron a cabo 6 transectos, a excepción del Cap des Freu, donde solamente se pudieron realizar 5. Así, el número total de transectos profundos fue de 23.

Como se expone en este apartado y en el siguiente, los sitios muestreados en el estrato profundo fueron:

NIVEL DE PROTECCIÓN	SITE	CÓDIGO
Reserva Parcial de ámbito estatal	Na Foguera	RPEsp4
Reserva Parcial de ámbito estatal	Cap des Freu	RPEsp5
Reserva Parcial de ámbito estatal	La Mula	RPEsp6
Control norte	Cap Pinar	CN4
Control norte	Cala Engossalba	CN5

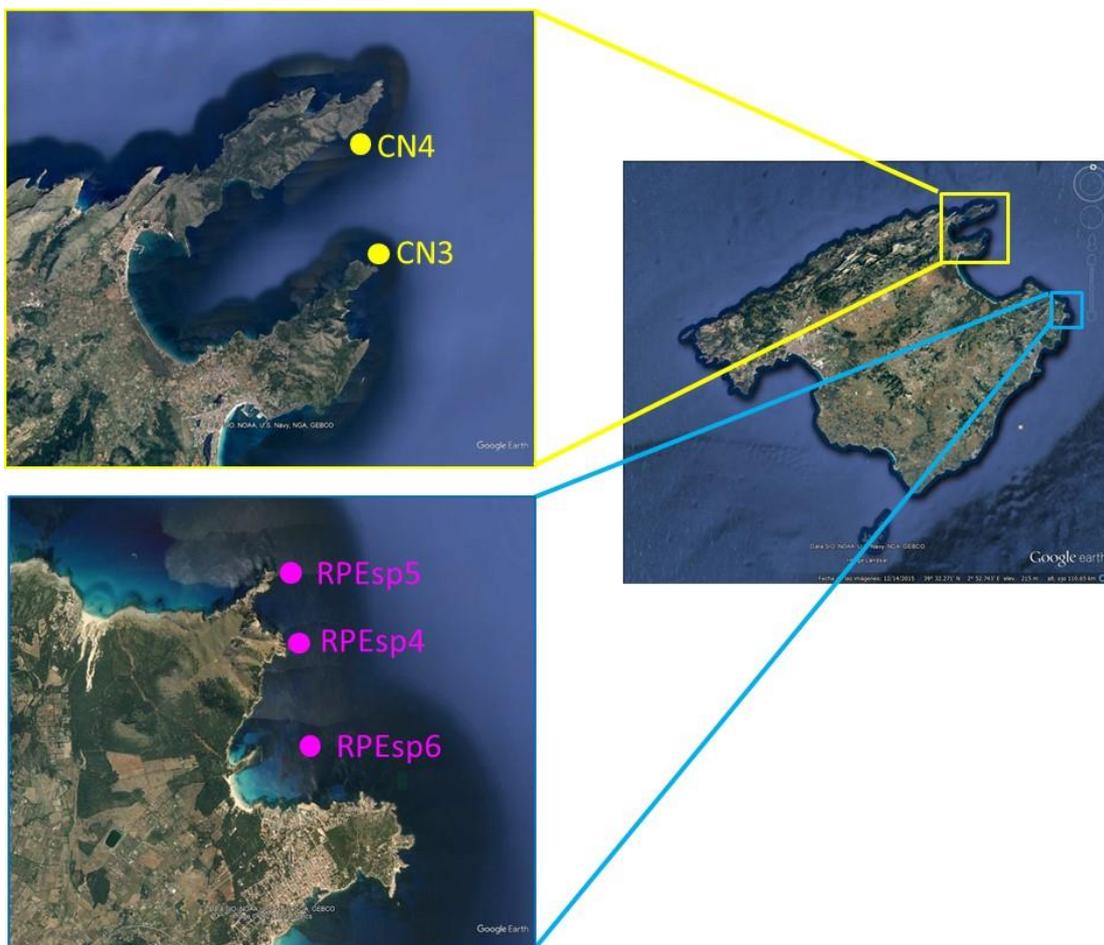


Figura 2.2. Mapa de la zona de estudio con la localización de los sitios profundos muestreados.

2.1.3. La Mula de Cala Agulla

La Mula es un promontorio submarino que se encuentra en la parte central de la bahía de Cala Agulla, dentro de la zona de reserva parcial de aguas exteriores. Se halla en las coordenadas 39° 43.694'N / 003° 27.843'E, y la distancia al punto más próximo de la costa es de 650 m (Fig. 2.2). Se alza desde aproximadamente 35 m de profundidad y alcanza, en su punto más somero, los 6 m.

Los transectos realizados en La Mula se enmarcan en el estudio del estrato profundo. El seguimiento de La Mula se inició en 2016, y se ha continuado en las campañas siguientes, de manera que consta de una serie de 4 campañas que abarcan 7 años. El número total de transectos en el período de estudio ha sido de 15: T1: 2016 (N=3), T2: 2018 (N=3), T3: 2020 (N=3), T4: 2022 (N=6). Al igual que el Faralló d'Albarca y el Faralló de Cala Gat, ha sido objeto de un análisis individualizado dado que las otras zonas estudiadas en el estrato profundo solamente fueron muestreadas en 2022.

2.2. Toma de datos

La unidad de muestra fue el transecto de 50x5 m que se extendía sobre el perfil del fondo con una cinta métrica mientras el buceador avanzaba. Cada transecto fue muestreado por un solo buceador sobre un conjunto de especies que por sus características lo hacía casi cerrado: especies de sustrato rocoso, objetivo de la pesca profesional, submarina y recreativa y con *home ranges* reducidos. Son especies que en su mayoría se agrupan en las categorías espaciales 3, 5 y 6 de Harmelin (1987). Este grupo reducido de especies mejora considerablemente la precisión del censo, tal como Greene y Alevizon (1989) demostraron con el llamado *Discret Group Censusing*; consume menos tiempo y permite un mayor número de réplicas que cuando se tiene en cuenta toda la comunidad de peces. Asimismo, al tratarse de un método de toma de datos no destructivo, su aplicación es especialmente adecuada en estudios relacionados con las áreas marinas protegidas. Cada buceador estaba familiarizado en el reconocimiento de las especies, el censo y la estima de las tallas tras seguir protocolos de entrenamiento con distribuciones de peces artificiales y contrastar el agrupamiento por clase de talla que menos diferencia proporciona entre la distribución observada y la real mediante un test de Kolmogorov-Smirnov (Bell *et al.* 1985). Todos los transectos se distribuyeron al azar siempre sobre sustrato rocoso entre 3 y 15 m de profundidad y con una distancia entre transectos contiguos superior a 20 m para evitar casos de autocorrelación (Ordines *et al.* 2005).

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 grupos densos, se atribuyó el número de individuos estimado a clases de abundancia preestablecidas que seguían, aproximadamente, una progresión geométrica de clase 2 (1; 2; 3-5; 6-10; 11-30; 31-50; 51-100; etc.). Las tallas se estimaron en clases de 2cm. El

error en la estimación visual de las tallas ha demostrado ser mínimo en ejemplares de hasta 30 cm de longitud total, pero se incrementa, tendiendo a una cierta subestima, en clases de talla superiores. En cualquier caso, y a pesar del error inherente al observador, ha sido demostrado que, a partir de inventarios visuales, incrementando si es necesario el intervalo establecido en la precisión (de 2 a 4 o 5 cm), en peces con tamaños variables de hasta 60 cm de longitud total, se podía obtener una distribución de tallas que no difería significativamente de la real.

Las especies vulnerables observadas en los transectos se pudieron agrupar dentro de las categorías espaciales 1, 3, 5 y 6 de las seis que fueron definidas por Harmelin (1987) y que, brevemente descritas, son las siguientes:

Categoría 1: peces que se mueven en aguas libres, generalmente muy móviles y de carácter errático. Pueden formar bancos y son de actividad generalmente diurna. Entre ellas encontramos la serviola o pez de limón (*Seriola dumerili*) y las barracudas (*Sphyraena* spp.), a las que, en base a la experiencia y discrepando de Harmelin (1987), podemos añadir el dentón (*Dentex dentex*).

Categoría 3: peces característicamente necto-bentónicos, en general mesófagos, que efectúan desplazamientos verticales moderados y horizontales importantes, pero con una marcada fidelidad por zonas determinadas. Todos pertenecen a la familia de los espáridos y presentan una actividad básicamente diurna. Los sargos picudos, los sargos y las mojarras (*D. puntazzo*, *D. sargus*, *D. vulgaris*), la chopo (*Spondyliosoma cantharus*) la dorada (*Sparus aurata*) son los representantes típicos. Esta categoría está integrada por especies que eran muy apreciadas por los pescadores profesionales, deportivos y submarinos; por lo cual son *a priori* buenas indicadores del grado de explotación o de protección de una zona determinada (García-Rubies 1997, 1999).

Categoría 5: Peces necto-bentónicos meso y macrocarnívoros, marcadamente sedentarios, con desplazamientos verticales y horizontales poco importantes. Los grandes lábridos (*Labrus* spp.) y los serránidos (*Epinephelus* spp. y *Mycteroperca rubra*) son los representantes más típicos.

Categoría 6: Peces necto-bentónicos muy sedentarios con desplazamientos verticales y horizontales poco importantes, que dependen de guaridas que ofrecen un refugio momentáneo o un reposo cíclico. Pueden presentar una actividad diurna o nocturna; en esta categoría se incluyen especies como el congrio (*Conger conger*), la morena (*Muraena helena*), el corvallo (*Sciaena umbra*), los escorpénidos o la brótola de roca (*Phycis phycis*).

Además de los datos referentes a los 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, máxima y media, y se tipificó la naturaleza física del sustrato en base al tipo de cobertura. Esta se diferenció en: roca homogénea; grandes bloques ($\varnothing > 2\text{m}$), bloques medios ($1\text{m} < \varnothing < 2\text{m}$) y bloques pequeños ($\varnothing < 1\text{m}$); la cobertura de arena o grava, y la de *Posidonia oceanica*. Las coberturas 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 50m que sirve de cuerda guía. El relieve del fondo, o "rugosidad" (sensu Lukhurst y Lukhurst 1978), se estimó de visu, estableciéndose una escala de 4 grados: 1: relación entre la longitud real y la longitud lineal, igual o ligeramente superior a 1, sin grietas ni anfractuosidades aparentes, ni importantes variaciones verticales; 2: relación entre ambas longitudes claramente superior a 1, con variaciones verticales poco importantes (menores de 2m) y pocas grietas y 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 25% de la longitud total del transecto y/o variaciones verticales de más de 2m; 4: presencia de grietas y/o bloques importantes, ocupando más del 25% de la longitud del transecto y/o profundas variaciones verticales con una relación entre la longitud real y la lineal cercana o superando el 2. Finalmente, en cada transecto se estimó la pendiente del sustrato en base a una escala establecida del 1 al 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 superaba los 90°, formando superficies extraplomadas.

2.3. Tratamiento estadístico de los datos

En cuanto a los peces, se calcularon los siguientes indicadores a partir de la información de cada transecto:

- La riqueza de especies (número de especies/250 m²), considerando todas las especies vulnerables (categorías 1, 3, 5 y 6).
- La abundancia, medida como densidad de peces (número de individuos/250 m²), considerando solamente las especies demersales (categorías 3, 5 y 6).
- La biomasa total (kg/250 m²), considerando solamente las especies demersales (categorías 3, 5 y 6).
- La abundancia y la biomasa de las especies demersales con nivel trófico superior a 3,5 (según Froese y Pauly, 2023). Estas especies son indicadoras de madurez del ecosistema, en el sentido de la sucesión ecológica (Margalef, 1993; Sandin y Sala, 2012) y acotan el análisis a un grupo de especies con alto grado de residencia o fidelidad espacial. Las especies pertenecientes a este grupo y censadas durante el estudio fueron: el congrio (*Conger conger*), la morena (*Muraena helena*), la herrera (*Lithognathus mormyrus*), la dorada (*Sparus aurata*), el merlo (*Labrus merula*), el gallano (*Labrus mixtus*), el bodión verde (*Labrus viridis*), el falso abadejo (*Epinephelus costae*), el mero (*Epinephelus marginatus*), el mero dentón (*Epinephelus caninus*), el gitano (*Mycteroperca rubra*), el corvallo (*Sciaena umbra*), el rascacio (*Scorpaena porcus*), el cabracho (*Scorpaena scrofa*), la cabriela (*Scorpaena notata*) y el roncadador (*Pomadasy incisus*).

Para el cálculo de la biomasa de cada especie se utilizaron las relaciones talla:peso descritas por Morey *et al.* (2003) y, en caso de no estar descritas por estos autores, las disponibles en www.fishbase.org (Froese y Pauly, 2023), tomando aquellas que correspondieran a las localidades más cercanas a las Illes Balears y/o cuyos rangos de tallas mejor se ajustaran a los observados en los censos.

El efecto del nivel de protección y del tiempo en cada uno de los 5 niveles considerados fue comprobado mediante un análisis de la varianza (ANOVA) con un factor fijo, llamado "Protección" (Ph), que recoge las diferencias entre los niveles de protección y se replica espacialmente en "sites" (Zi), aleatorios y encajados dentro del nivel de protección. Para estos factores espaciales se analizó el efecto de la interacción con el tiempo Tj . Así, cada réplica o transecto ($Xhijk$) se puede definir como la suma de la media global (μ) de todas las réplicas efectuadas, más la variación creada por el efecto protección (Ph), más la variación debida al site i en el nivel de protección h $Zi(h)$, más el efecto del tiempo (años 2008, 2009, 2010 y 2016; Tj), más la interacción del tiempo con cada site $Tj \times Zi(h)$, más la interacción del tiempo con la protección $Tj \times Ph$, más el término de error debido a la variación entre réplicas ($ehijk$). El modelo lineal queda, pues: $Xhijk = \mu + Ph + Zi(h) + Tj + Tj \times Zi(h) + Tj \times Ph + ehijk$. Previamente al análisis se comprobó la homogeneidad de las varianzas (mediante el test de Cochran (Zar, 1984)), la ausencia de correlación entre medias y desviaciones típicas, y la normalidad de los datos. En el caso, frecuente, que no cumplieran estos requerimientos, los datos fueron transformados logarítmicamente ($x' = \log(x + 1)$). En cualquier caso, los datos fueron analizados a pesar de que no se cumplieran todas estas condiciones, tomando la precaución de elevar el nivel de significación hasta 0,01 (en lugar del habitual $p < 0,05$) con el fin de evitar el riesgo de cometer un error de tipo I, es decir, de afirmar que hay diferencias cuando realmente no las hay (Underwood, 1997).

En los casos en que se detectó interacción $Tj \times Ph$, se analizaron las diferencias entre los diferentes años o entre los niveles de protección en el primer y el último año de estudio mediante los tests *a posteriori* de Newman-Keuls.

En los análisis de la interacción entre tiempo y el nivel de protección se procedió a realizar un *pooling* de los términos de error y del efecto zona cuando las diferencias detectadas para este efecto anidado presentasen una probabilidad de aceptación de la hipótesis nula, cuando ésta es verdadera, mayor a 0,25 (Underwood, 1997). De esta manera se incrementa el poder de detectar diferencias debidas a la interacción entre los diferentes niveles de protección.

Para el Faralló d'Albarca y el Faralló de Cala Gat, que cuentan con una serie histórica de datos más corta (2016-2022) y con distinto tipo de protección en partes de dicho periodo, solamente se analizó el factor tiempo en cada una de las dos zonas.

El análisis del estrato profundo, al haber sido muestreado solamente en 2022, no incluyó el factor tiempo. Los factores analizados fueron el nivel de protección (reserva parcial de aguas exteriores frente a la zona control), y el factor *site* encajado dentro de cada nivel de protección. Al igual que en el análisis del estrato superficial, también se realizó un *pooling* de los términos de error y del efecto zona cuando las diferencias

detectadas para este efecto anidado presentasen una probabilidad de aceptación de la hipótesis nula mayor a 0,25.

En el caso de la Mula de Cala Agulla, se llevó a cabo un análisis individualizado para este sitio de muestreo, considerando el tiempo (años 2016, 2018, 2020 y 2022) como único factor.

Todos los análisis se realizaron con el programa estadístico Statistica 6.0.

3. RESULTADOS

3.1. ESTRATO SUPERFICIAL (5-15 m). EVOLUCIÓN TEMPORAL DE LOS INDICADORES EN LOS 5 NIVELES DE PROTECCIÓN DURANTE EL PERIODO 2008-2022

3.1.1. La riqueza de especies vulnerables

Durante la campaña de 2022 se han censado tres especies (*Caranx crysos*, *Trachurus* spp. y *Lithognathus mormyrus*) que no habían sido observadas en las campañas anteriores, elevando así a 29 el número de especies censadas en los cinco niveles de protección establecidos para el estrato superficial (Tabla 3.1). El mayor número de especies se observó en la reserva integral (21), seguida de la reserva parcial autonómica (20) y estatal (20), y por último las zonas control sur (18) y norte (17). La familia que presentó más especies fue la de los espáridos (7 especies; de entre las cuales destacan, por su abundancia, *Diplodus sargus* y *Diplodus vulgaris*), seguida de los serránidos (4 especies), y de los lábridos y los escorpénidos (3 en cada caso). También, en el caso de las especies de la categoría 1, fueron tres las especies de carángidos.

La riqueza específica aumentó en todos los niveles de protección. En la reserva integral se incrementó desde 3,5 especies/250 m² en 2008 hasta las 4,6 especies/250 m² en 2022. La reserva parcial de ámbito autonómico fue la que experimentó un incremento más acusado, pasando de 3,3 a 4,7 especies/250 m², mientras que en la reserva parcial estatal ese incremento fue más modesto (de 3,9 a 4,8 especies/250 m²), pero alcanzando el valor más elevado. La zona control norte también observó un aumento en la riqueza media similar a la de la reserva autonómica (de 3,3 a 4,3 especies/250 m²), mientras que el control sur se mantuvo más estable (de 3,7 a 4 especies/250 m²) y alcanzando valores más bajos que el resto de zonas. Por lo que respecta a cada una de las zonas de muestreo, la riqueza aumentó en todas ellas (Figura 3.1), a excepción de cala Fosca, donde se mantuvo en 3,7 especies/250 m², y en Es Morràs (control sur), donde pasó de 3,5 a 3,3 especies/250 m². A lo largo de la serie estudiada, las zonas que presentaron mayor riqueza de especies fueron N'Alitx (5,5 especies/250 m²) y N'Alegre (5,2 especies/250 m²), ambas en 2022.

El análisis de la varianza detectó diferencias entre los años estudiados (Tabla 3.2), señalando una menor riqueza en 2010 para el conjunto de zonas muestreadas, y mayores valores en 2020 y 2022 respecto a los años anteriores. Estas diferencias no pueden atribuirse a la gestión realizada dado que se dieron en todos los niveles de protección, aspecto corroborado estadísticamente por la falta de interacción significativa entre Tiempo y Nivel de Protección (Tabla 3.2). Estos resultados derivan asimismo en una falta de significancia para el efecto reserva con el indicador riqueza.

Tabla 3.1. Abundancia de las especies registradas en cada nivel de protección durante las campañas llevadas a cabo en el periodo 2008-2022. RI: reserva integral; RPBAL: reserva parcial autonómica; RPESP: reserva parcial estatal; CN: control norte; CS: control sur. En el número total de especies no se incluyen aquellas pertenecientes a la categoría 1.

	RI						
	2008	2009	2010	2016	2018	2020	2022
Categoría 1							
<i>Auxis rochei</i>	0	0	0	8	0	0	0
<i>Caranx crysos</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dentex dentex</i>	22	14	0	8	0	2	4
<i>Dicentrarchus labrax</i>	0	0	0	0	1	2	0
<i>Pomatomus saltatrix</i>	0	0	0	0	60	0	0
<i>Seriola dumerili</i>	75	0	0	0	0	37	12
<i>Sphyaena viridensis</i>	0	0	0	1	0	0	0
<i>Trachurus spp.</i>	0	0	0	0	0	0	0
Categoría 3							
<i>Diplodus puntazzo</i>	6	4	6	6	9	7	1
<i>Diplodus sargus</i>	63	53	56	236	127	215	128
<i>Diplodus vulgaris</i>	140	94	138	322	420	530	138
<i>Lithognathus mormyrus</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sparus aurata</i>	0	0	0	1	0	0	0
<i>Spondyliosoma cantharus</i>	2	0	3	8	9	6	3
Categoría 5							
<i>Epinephelus caninus</i>	0	0	0	0	2	0	0
<i>Epinephelus costae</i>	0	1	1	2	0	4	1
<i>Epinephelus marginatus</i>	1	3	0	9	14	31	16
<i>Labrus merula</i>	4	2	4	6	5	10	4
<i>Labrus mixtus</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Labrus viridis</i>	2	0	0	3	1	0	2
<i>Mycteroperca rubra</i>	0	1	2	2	1	0	0
<i>Pomadasys incisus</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sciaena umbra</i>	1	8	1	16	11	12	6
<i>Umbrina cirrosa</i>	0	0	0	0	6	0	0
Categoría 6							
<i>Conger conger</i>	0	0	1	2	0	0	0
<i>Muraena helena</i>	1	1	0	2	0	0	1
<i>Scorpaena notata</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Scorpaena porcus</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Scorpaena scrofa</i>	0	0	0	0	0	0	0
Nº de especies	9	9	9	13	11	8	10

Tabla 3.1. (cont.).

	RPBAL						
	2008	2009	2010	2016	2018	2020	2022
Categoría 1							
<i>Auxis rochei</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Caranx crysos</i>	0	0	0	0	0	0	3
<i>Dentex dentex</i>	2	0	1	0	1	1	2
<i>Dicentrarchus labrax</i>	0	0	0	0	1	0	0
<i>Pomatomus saltatrix</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Seriola dumerili</i>	13	0	1	0	10	52	0
<i>Sphyaena viridensis</i>	0	0	0	0	1	0	0
<i>Trachurus spp.</i>	0	0	0	0	0	0	0
Categoría 3							
<i>Diplodus puntazzo</i>	0	5	2	6	16	14	5
<i>Diplodus sargus</i>	69	65	12	145	112	110	81
<i>Diplodus vulgaris</i>	137	157	129	177	318	306	241
<i>Lithognathus mormyrus</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sparus aurata</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Spondylisoma cantharus</i>	4	0	2	7	2	8	2
Categoría 5							
<i>Epinephelus caninus</i>	0	0	0	0	3	0	0
<i>Epinephelus costae</i>	0	0	1	0	0	0	0
<i>Epinephelus marginatus</i>	4	0	1	2	18	24	19
<i>Labrus merula</i>	4	3	1	9	3	12	10
<i>Labrus mixtus</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Labrus viridis</i>	0	0	1	0	1	1	0
<i>Mycteroperca rubra</i>	0	1	1	0	2	1	1
<i>Pomadasys incisus</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sciaena umbra</i>	1	2	0	6	17	37	8
<i>Umbrina cirrosa</i>	0	0	0	0	0	0	0
Categoría 6							
<i>Conger conger</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Muraena helena</i>	0	0	0	0	3	1	1
<i>Scorpaena notata</i>	0	0	0	3	0	0	0
<i>Scorpaena porcus</i>	1	0	0	0	0	1	0
<i>Scorpaena scrofa</i>	0	2	0	1	1	1	0
Nº de especies	7	7	9	9	12	12	9

Tabla 3.1. (cont.).

	RPESP						
	2008	2009	2010	2016	2018	2020	2022
Categoría 1							
<i>Auxis rochei</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Caranx crysos</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dentex dentex</i>	5	3	0	1	0	2	0
<i>Dicentrarchus labrax</i>	0	0	0	0	0	1	0
<i>Pomatomus saltatrix</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Seriola dumerili</i>	2	4	0	2	53	151	2
<i>Sphyaena viridensis</i>	0	0	0	0	0	1	0
<i>Trachurus spp.</i>	0	0	0	0	0	0	2
Categoría 3							
<i>Diplodus puntazzo</i>	6	7	4	15	11	11	11
<i>Diplodus sargus</i>	144	73	80	154	179	219	171
<i>Diplodus vulgaris</i>	190	253	174	403	316	472	414
<i>Lithognathus mormyrus</i>	0	0	0	0	0	0	2
<i>Sparus aurata</i>	2	0	3	2	0	1	0
<i>Spondylisoma cantharus</i>	1	4	51	9	5	3	14
Categoría 5							
<i>Epinephelus caninus</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Epinephelus costae</i>	0	0	0	0	2	0	0
<i>Epinephelus marginatus</i>	5	5	0	6	23	27	24
<i>Labrus merula</i>	1	3	1	7	2	4	7
<i>Labrus mixtus</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Labrus viridis</i>	1	1	0	0	0	0	2
<i>Mycteroperca rubra</i>	0	0	0	0	1	0	0
<i>Pomadasys incisus</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sciaena umbra</i>	10	2	3	14	19	27	11
<i>Umbrina cirrosa</i>	0	0	0	0	0	0	0
Categoría 6							
<i>Conger conger</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Muraena helena</i>	0	0	0	0	1	0	0
<i>Scorpaena notata</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Scorpaena porcus</i>	2	0	1	1	0	0	0
<i>Scorpaena scrofa</i>	0	0	1	2	0	1	0
Nº de especies	10	8	9	10	10	9	9

Tabla 3.1. (cont.).

	CN						
	2008	2009	2010	2016	2018	2020	2022
Categoría 1							
<i>Auxis rochei</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Caranx crysos</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dentex dentex</i>	1	0	1	2	0	5	1
<i>Dicentrarchus labrax</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pomatomus saltatrix</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Seriola dumerili</i>	0	0	0	0	52	23	12
<i>Sphyraena viridensis</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Trachurus</i> spp.	0	0	0	0	0	0	0
Categoría 3							
<i>Diplodus puntazzo</i>	15	5	3	10	14	11	9
<i>Diplodus sargus</i>	37	64	27	106	59	88	49
<i>Diplodus vulgaris</i>	260	100	85	396	481	392	201
<i>Lithognathus mormyrus</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sparus aurata</i>	0	0	0	0	0	2	0
<i>SpondylIOSoma cantharus</i>	2	2	0	0	2	2	13
Categoría 5							
<i>Epinephelus caninus</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Epinephelus costae</i>	0	0	1	0	0	1	0
<i>Epinephelus marginatus</i>	1	3	0	4	6	9	3
<i>Labrus merula</i>	0	1	0	2	1	4	3
<i>Labrus mixtus</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Labrus viridis</i>	4	0	0	0	0	1	1
<i>Mycteroperca rubra</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pomadasys incisus</i>	0	0	0	0	0	2	0
<i>Sciaena umbra</i>	6	1	0	2	10	26	16
<i>Umbrina cirrosa</i>	0	0	0	0	0	0	0
Categoría 6							
<i>Conger conger</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Muraena helena</i>	0	1	1	2	4	3	1
<i>Scorpaena notata</i>	0	0	0	1	0	0	0
<i>Scorpaena porcus</i>	0	3	0	0	1	0	0
<i>Scorpaena scrofa</i>	0	0	0	1	0	3	0
Nº de especies	7	9	5	9	9	13	9

Tabla 3.1. (cont.).

	CS						
	2008	2009	2010	2016	2018	2020	2022
Categoría 1							
<i>Auxis rochei</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Caranx crysos</i>	0	0	0	0	0	0	3
<i>Dentex dentex</i>	5	0	0	0	3	0	0
<i>Dicentrarchus labrax</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pomatomus saltatrix</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Seriola dumerili</i>	5	0	0	22	65	19	3
<i>Sphyræna viridensis</i>	0	0	0	0	1	0	0
<i>Trachurus</i> spp.	0	0	0	0	0	0	0
Categoría 3							
<i>Diplodus puntazzo</i>	5	2	0	9	11	12	7
<i>Diplodus sargus</i>	103	70	51	121	123	143	77
<i>Diplodus vulgaris</i>	156	84	159	203	194	264	241
<i>Lithognathus mormyrus</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sparus aurata</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Spondylisoma cantharus</i>	4	0	22	22	6	19	7
Categoría 5							
<i>Epinephelus caninus</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Epinephelus costae</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Epinephelus marginatus</i>	4	4	0	0	12	24	6
<i>Labrus merula</i>	1	2	3	5	0	6	2
<i>Labrus mixtus</i>	0	0	1	0	0	0	0
<i>Labrus viridis</i>	2	0	0	1	0	0	1
<i>Mycteroperca rubra</i>	0	0	0	0	0	0	1
<i>Pomadasys incisus</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sciaena umbra</i>	1	2	0	2	0	21	3
<i>Umbrina cirrosa</i>	0	0	0	0	0	0	0
Categoría 6							
<i>Conger conger</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Muraena helena</i>	0	0	0	5	1	2	3
<i>Scorpaena notata</i>	0	3	0	1	0	0	0
<i>Scorpaena porcus</i>	0	0	1	0	0	0	0
<i>Scorpaena scrofa</i>	0	1	0	0	0	0	0
Nº de especies	8	8	6	9	6	8	10

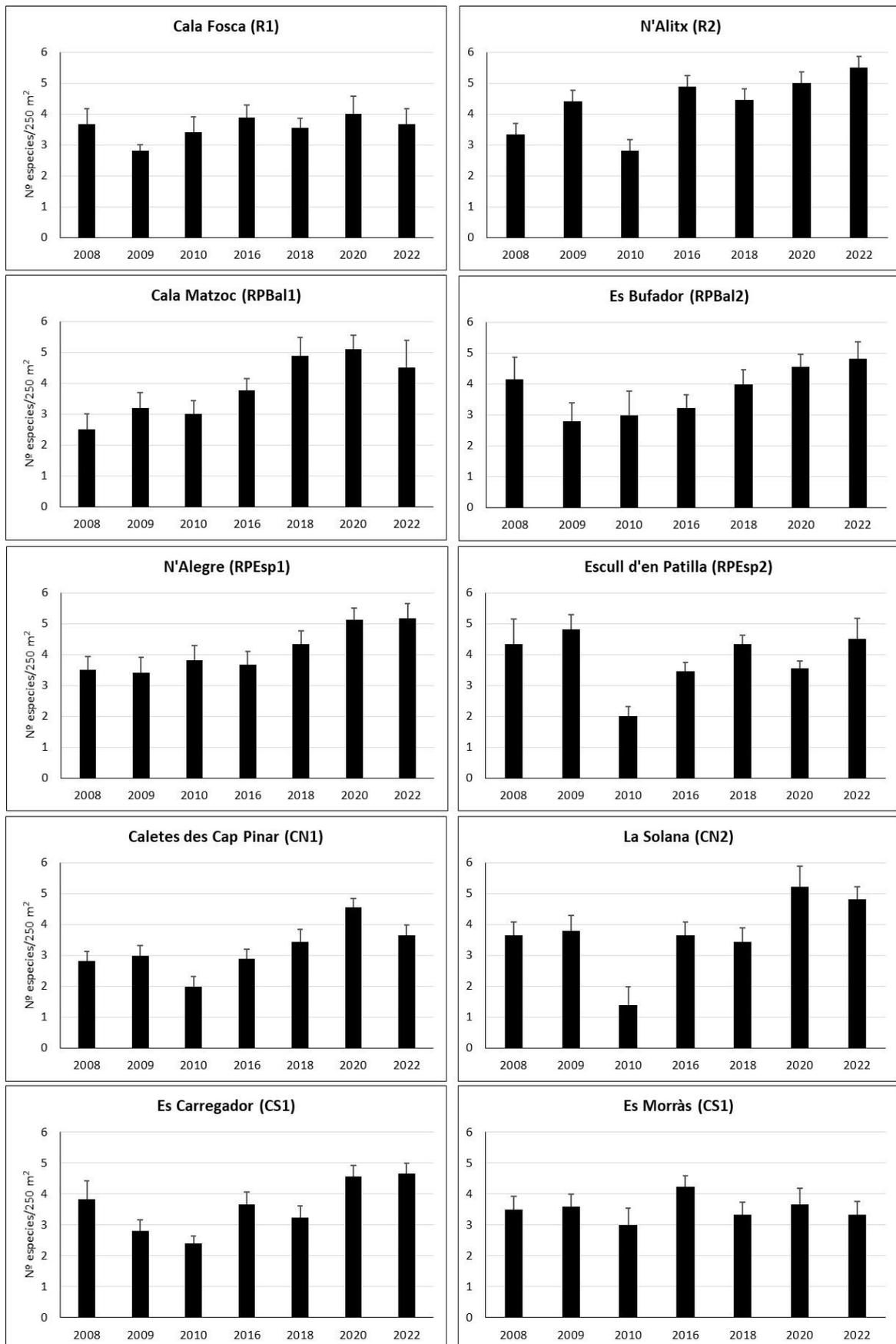


Figura 3.1. Riqueza de especies (número de especies/250 m²; media ± EE) obtenida en cada sitio de muestreo en el periodo 2008-2022.

Tabla 3.2. Análisis de la varianza para la riqueza de especies con los factores tiempo (Año), nivel de protección (Prot), las zonas (Zona) encajadas en el nivel de protección, y la interacción con el tiempo. SC: suma de cuadrados; GL: grados de libertad; MC: media de cuadrados; F: F test; p: nivel de significancia (en rojo para valores <0,05). N= 490 transectos de 250 m².

	SC	GL	MC	F	p
Intercept	6487,882	1	6487,882	1479,805	0,000000
Año	148,317	6	24,720	10,204	0,000004
Prot	21,058	4	5,264	1,201	0,413364
Año * Prot	49,958	24	2,082	0,859	0,645156
Zona(Prot)	21,921	5	4,384	1,842	0,132439
Año * Zona(Prot)	72,674	30	2,422	1,502	0,045648
Error	677,378	420	1,613		

3.1.2. La densidad total de especies vulnerables (Dt)

La densidad media aumentó, entre 2008 y 2022, en todos los sitios de muestreo situados en el interior de la RMLLM (Figura 3.2). Sin embargo, el descenso relativo entre la presente campaña y la anterior compromete el efecto reserva, que no ha resultado significativo. En 2022 solo se obtuvieron valores máximos en Es Bufador (reserva parcial de ámbito autonómico, alcanzando los 37,2 individuos/250 m²) y en el Escull d'en Patilla (reserva parcial de ámbito estatal, con 63,8 individuos/250 m²). El notable incremento experimentado por el Escull d'en Patilla fue causado por la presencia, en los transectos, de grupos numerosos de sargos *Diplodus sargus* y, sobretodo, mojarras *Diplodus vulgaris*. En el resto de zonas dentro de la reserva, los máximos se alcanzaron dos años antes, en 2020. En las zonas control, los incrementos de densidad fueron moderados a lo largo de toda la serie (observándose, incluso, un descenso en La Solana), con valores correspondientes a 2022 en el intervalo 22,5 – 31,5 individuos/250 m².

Las únicas diferencias significativas se dieron entre algunos años del seguimiento (Tabla 3.3), debidas a una mayor densidad en 2020 y 2022 con respecto a los tres primeros años de muestreo.

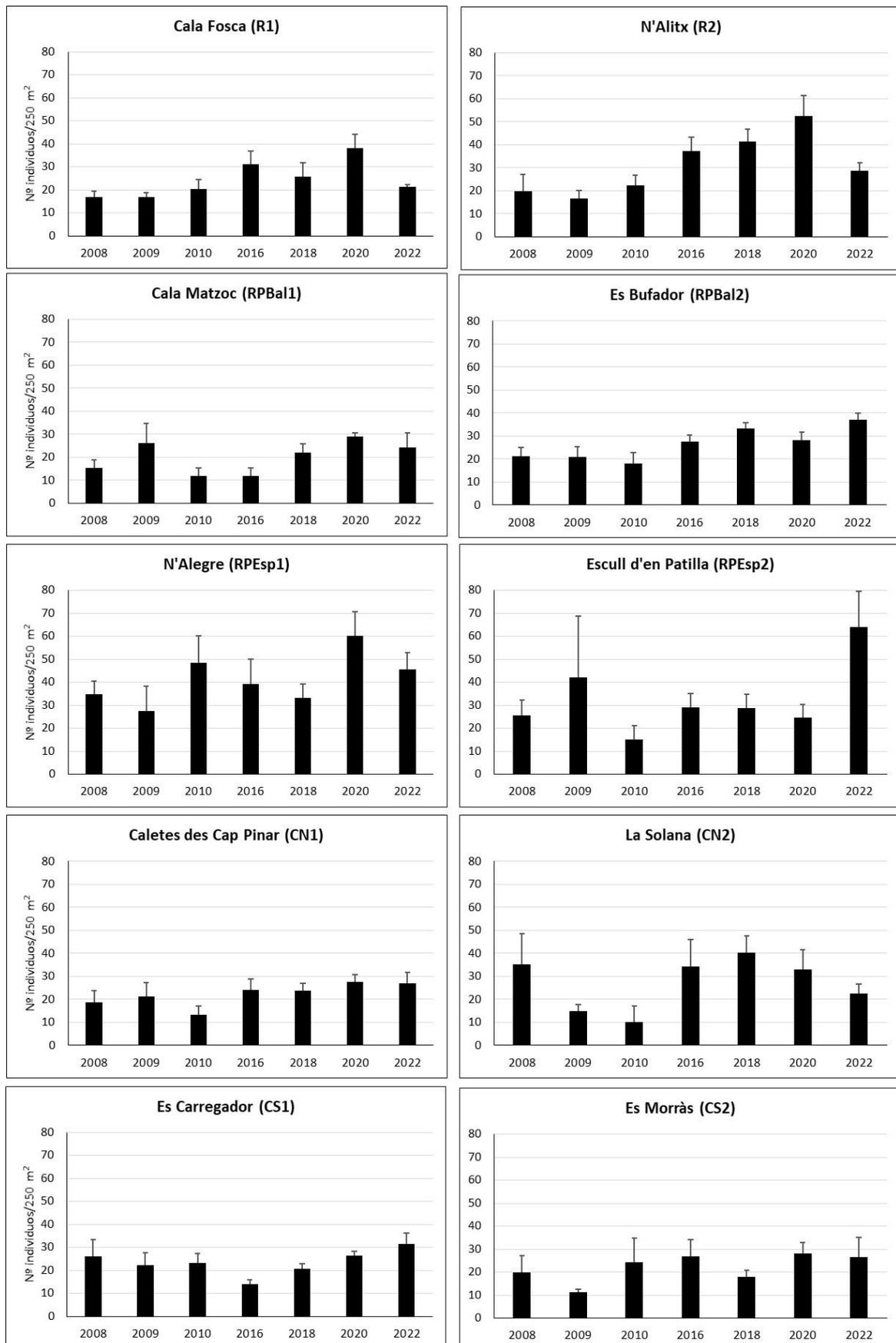


Figura 3.2. Densidad total de especies (número de individuos/250 m²; media ± EE) obtenida en cada sitio de muestreo en el periodo 2008-2022.

Tabla 3.3. Análisis de la varianza para la densidad total de especies con los factores tiempo (Año), nivel de protección (Prot), las zonas (Zona) encajadas en el nivel de protección, y la interacción con el tiempo. SC: suma de cuadrados; GL: grados de libertad; MC: media de cuadrados; F: F test; p: nivel de significancia (en rojo para valores <0,05). N= 490 transectos de 250 m².

	SC	GL	MC	F	p
Intercept	337927,1	1	337927,1	392,1857	0,000006
Año	11378,7	6	1896,5	4,2720	0,003166
Prot	12575,9	4	3144,0	3,6488	0,094132
Año * Prot	11871,6	24	494,7	1,1143	0,385266
Zona(Prot)	4308,3	5	861,7	1,9686	0,109905
Año * Zona(Prot)	13317,8	30	443,9	1,3661	0,097529
Error	136483,1	420	325,0		

3.1.3. La biomasa total de especies vulnerables (Bt)

La biomasa de especies vulnerables aumentó, respecto a los valores de 2008, en todas y cada una de las zonas muestreadas en el interior de la reserva (Figura 3.3). No obstante, con la excepción del Escull d'en Patilla (situado en la reserva parcial estatal), los valores máximos se registraron en 2020, mientras que en 2022 se ha observado un descenso respecto a esos máximos de 2020. Así, los valores del último año de la serie se sitúan en 3,4 kg/250 m² y 4 kg/250 m² en Cala Fosca y N'Alitx, en la reserva integral (incrementos x2,5 y x4,7, respectivamente, en relación a los de 2008); 4,4 kg/250 m² y 4,3 kg/250 m² en Cala Matzoc y Es Bufador, en la reserva parcial autonómica (incrementos x4,8 y x5,1, respectivamente); 7,4 kg/250 m² y 11,4 kg/250 m² en N'Alegre y Escull d'en Patilla, en la reserva parcial estatal (incrementos x1,5 y x5,1, respectivamente) (Tabla 3.4). Sin embargo, como se ha mencionado anteriormente, la biomasa registrada en 2022 ha sido menor que la obtenida en 2020, con la excepción del Escull d'en Patilla, que aumentó x3,1 veces entre 2020 y 2022.

En las zonas control, la biomasa también ha descendido en 2022 con respecto a 2020, aunque sigue siendo mayor que la inicial a excepción de La Solana (control norte). La biomasa registrada en 2022 en las dos zonas del control norte fue claramente menor que la obtenida en la reserva. En cambio, en las dos zonas del control sur se obtuvieron valores semejantes a los de la reserva integral (3,3 y 3,5 kg/250 m² vs. 3,4 y 4 kg/250 m²).

El análisis de la varianza indicó diferencias entre los años de muestreo (Tabla 3.5), siendo causadas, en su mayoría, por unos mayores valores de biomasa en los tres últimos años del seguimiento (2018, 2020 y 2022) respecto a los años precedentes. Asimismo, destacaron los valores de biomasa alcanzados en N'Àlitx y en N'Alegre en

2020 y en el Escull d'en Patilla en 2022 (especialmente estos dos últimos), significativamente superiores a la gran mayoría de combinaciones sitio-año.

El efecto reserva presenta un nivel de discriminación crítico ($p= 0,056$); es decir, la afirmación de que la biomasa media de la reserva difiere de las zonas control no protegidas, conlleva una probabilidad de error del 5,6% (Tabla 3.5).

Tabla 3.4. Biomasa total y por especie (g \pm EE) obtenida en el periodo de estudio en cada una de las zonas muestreadas.

	Cala Fosca													
	2008		2009		2010		2016		2018		2020		2022	
	Media	EE	Media	EE	Media	EE	Media	EE	Media	EE	Media	EE	Media	EE
Biomasa total	1365,0	497,0	1665,9	555,3	2142,2	886,5	3896,5	719,8	2238,9	564,9	4717,1	1251,8	3439,6	167,7
Biomasa NT>3,5	233,0	134,6	763,7	482,0	332,2	238,3	591,6	290,3	386,6	184,3	549,9	235,1	592,6	236,2
<i>Auxis rochei</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Caranx crysos</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Conger conger</i>	0	0	0	0	0,9	0,9	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dentex dentex</i>	49,2	49,2	73,4	73,4	0	0	161,6	130,5	0	0	0	0	0	0
<i>Dicentrarchus labrax</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	65,2	65,2	174,6	174,6	0	0
<i>Diplodus puntazzo</i>	95,1	63,2	91,1	91,1	135,6	87,3	91,5	53,7	65,7	40,6	73,0	52,7	0	0
<i>Diplodus sargus</i>	415,2	101,5	472,0	199,8	945,5	310,7	1844,0	376,6	457,7	91,3	2060,4	590,6	1937,0	348,6
<i>Diplodus vulgaris</i>	621,7	240,1	339,2	195,8	728,9	290,5	1355,6	497,0	1296,9	528,0	1930,5	666,1	909,9	241,4
<i>Epinephelus caninus</i>	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
<i>Epinephelus marginatus</i>	0	0	0	0	0	0	213,8	188,9	201,5	124,6	300,9	165,5	374,3	175,6
<i>Euthynnus alletteratus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Labrus merula</i>	45,6	27,8	0	0	148,0	68,8	170,4	89,9	183,1	152,7	136,1	81,0	99,5	52,5
<i>Labrus mixtus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Labrus viridis</i>	50,0	50,0	0	0	0	0	110,3	110,3	1,9	1,9	0	0	7,3	7,3
<i>Lithognathus mormyrus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Muraena helena</i>	137,5	137,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	66,2	66,2
<i>Mycteroperca rubra</i>	0	0	0	0	183,3	183,3	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pomadasys incisus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pomatomus saltatrix</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	2417,6	2417,6	0	0	0	0
<i>Sciaena umbra</i>	0	0	763,7	482,0	0	0	68,3	68,3	0	0	112,8	112,8	45,2	45,2
<i>Scorpaena notata</i>	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
<i>Scorpaena scrofa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Seriola dumerili</i>	3190,0	2503,7	0	0	0	0	0	0	0	0	1137,6	1065,8	0	0
<i>Sparisoma cretense</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sparus aurata</i>	0	0	0	0	0	0	28,7	28,7	0	0	0	0	0	0
<i>Sphyaena viridensis</i>	0	0	0	0	0	0	61,6	61,6	0	0	0	0	0	0
<i>Spondyllosoma cantharus</i>	0	0	0	0	0	0	13,9	13,9	32,1	16,8	103,2	103,2	0	0
<i>Trachurus spp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Umbrina cirrosa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Tabla 3.4. (cont.).

	N'Alitx													
	2008		2009		2010		2016		2018		2020		2022	
	Media	EE	Media	EE	Media	EE	Media	EE	Media	EE	Media	EE	Media	EE
Biomasa total	849,4	372,2	1634,3	365,3	2593,7	708,6	5190,1	511,0	6833,7	1574,3	8251,3	1430,1	3976,1	519,1
Biomasa NT>3,5	89,3	77,1	536,3	147,5	359,7	230,3	1735,6	556,8	2056,2	844,7	2062,1	490,5	1275,1	443,4
<i>Auxis rochei</i>	0	0	0	0	0	0	754,9	754,9	0	0	0	0	0	0
<i>Caranx crysos</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Conger conger</i>	0	0	0	0	0	0	56,8	37,5	0	0	0	0	0	0
<i>Dentex dentex</i>	842,2	632,9	831,21	384,3	0	0	309,3	297,0	0	0	138,6	113,4	155,0	83,8
<i>Dicentrarchus labrax</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Diplodus puntazzo</i>	22,3	15,3	75,3	75,3	74,8	74,8	22,5	17,6	69,7	59,3	94,6	57,8	42,2	42,2
<i>Diplodus sargus</i>	194,1	74,5	546,3	124,1	320,6	104,9	1873,1	424,7	1507,6	407,0	1096,1	288,3	1139,2	368,2
<i>Diplodus vulgaris</i>	542,6	266,5	476,4	232,1	1816,1	542,2	1512,5	354,1	2878,5	714,6	4969,9	1184,9	1460,0	280,8
<i>Epinephelus caninus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	209,5	139,0	0	0	0	0
<i>Epinephelus costae</i>	0	0	36,3	36,3	99,5	99,5	147,9	113,3	0	0	76,7	38,9	31,4	31,4
<i>Epinephelus marginatus</i>	78,5	78,5	265,2	122,3	0	0	601,5	289,4	763,8	243,8	1371,4	417,0	682,6	456,7
<i>Euthynnus alletteratus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Labrus merula</i>	0	0	98,6	98,6	0	0	0	0	38,6	38,6	66,2	35,7	115,2	115,2
<i>Labrus mixtus</i>	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	23,6	23,6
<i>Lithognathus mormyrus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Muraena helena</i>	0	0	79,5	79,5	0	0	115,9	91,8	0	0	0	0	0	0
<i>Mycteroperca rubra</i>	0	0	56,7	56,7	137,2	137,2	122,3	96,0	118,6	118,6	0	0	0	0
<i>Pomadasys incisus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pomatomus saltatrix</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sciaena umbra</i>	10,7	10,7	0	0	123,0	123,0	691,1	428,6	925,8	501,7	547,8	246,8	422,3	171,4
<i>Scorpaena notata</i>	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
<i>Scorpaena scrofa</i>	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	131,7	88,2	808,3	474,3
<i>Sparisoma cretense</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sparus aurata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sphyrna viridensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Spondylisoma cantharus</i>	1,1	1,1	0	0	22,549	22,54884	46,4	16,7	60,7	32,3	28,6	28,6	59,7	56,5
<i>Trachurus spp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Umbrina cirrosa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	261,0	178,2	0	0	0	0

Tabla 3.4. (cont.).

	Altina de Cala Matzoc													
	2008		2009		2010		2016		2018		2020		2022	
	Media	EE	Media	EE	Media	EE	Media	EE	Media	EE	Media	EE	Media	EE
Biomasa total	928,3	294,9	1764,8	591,4	1390,5	446,8	1553,8	456,3	4369,0	1210,2	5784,9	1087,7	4438,1	1290,1
Biomasa NT>3,5	158,4	138,3	234,6	79,7	341,4	296,2	368,8	97,4	2666,8	977,0	2583,4	1058,7	1947,5	627,6
<i>Auxis rochei</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Caranx crysos</i>	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
<i>Dentex dentex</i>	0	0	0	0	175,7	175,7	0	0	5,7	5,7	8,1	8,1	22,3	22,3
<i>Dicentrarchus labrax</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Diplodus puntazzo</i>	0	0	67,8	54,6	8,8	8,8	56,2	29,5	203,6	87,3	26,4	22,3	78,4	53,4
<i>Diplodus sargus</i>	64,9	17,2	346,2	241,7	78,2	23,9	249,6	56,5	376,7	128,3	440,2	102,3	409,4	181,0
<i>Diplodus vulgaris</i>	702,3	167,3	1116,1	458,7	951,5	440,8	841,4	429,2	1110,0	557,0	2560,6	364,3	1994,0	679,5
<i>Epinephelus caninus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	143,1	75,8	0	0	0	0
<i>Epinephelus costae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Epinephelus marginatus</i>	125,6	125,6	0	0	0	0	0	0	716,1	333,1	1079,5	363,0	1309,4	516,6
<i>Euthynnus alletteratus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Labrus merula</i>	17,7	17,7	59,2	38,6	38,0	38,0	141,4	88,6	90,0	61,6	208,7	105,0	196,3	143,7
<i>Labrus mixtus</i>	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	79,2	79,2	0	0	0	0
<i>Lithognathus mormyrus</i>	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	326,7	241,3	0	0	36,5	36,5
<i>Mycteroperca rubra</i>	0	0	0	0	303,4	303,4	0	0	151,8	100,8	145,2	145,2	247,6	247,6
<i>Pomadasys incisus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pomatomus saltatrix</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sciaena umbra</i>	15,1	15,1	60,8	60,8	0	0	206,8	86,7	1094,5	825,4	1071,8	756,1	157,7	120,2
<i>Scorpaena notata</i>	0	0	0	0	0	0	12,1	12,1	0	0	0	0	0	0
<i>Scorpaena porcus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Scorpaena scrofa</i>	0	0	114,5	70,9	0	0	8,5	8,5	65,5	65,5	78,3	78,3	0	0
<i>Seriola dumerili</i>	0	0	0	0	250,5	250,5	0	0	0	0	1688,1	932,8	0	0
<i>Sparisoma cretense</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sparus aurata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sphyrnaena viridensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	99,8	99,8	0	0	0	0
<i>Spondyliosoma cantharus</i>	2,7	2,7	0	0	10,5	10,5	37,8	26,1	11,9	8,0	174,3	90,8	8,8	8,8
<i>Trachurus spp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Umbrina cirrosa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Tabla 3.4. (cont.).

	Es Bufador													
	2008		2009		2010		2016		2018		2020		2022	
	Media	EE	Media	EE	Media	EE	Media	EE	Media	EE	Media	EE	Media	EE
Biomasa total	844,0	105,9	1041,8	358,6	2400,1	1086,6	2797,6	508,7	3635,1	846,8	5063,4	1510,9	4257,1	729,8
Biomasa NT>3,5	189,7	80,8	65,3	48,0	269,4	262,3	306,1	182,6	1091,9	486,0	2766,4	1407,9	1039,3	347,1
<i>Auxis rochei</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Caranx crysos</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	87,88	87,88
<i>Conger conger</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dentex dentex</i>	17,7	11,2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	12,1	12,1
<i>Dicentrarchus labrax</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	46,7	46,7	0	0	0	0
<i>Diplodus puntazzo</i>	0	0	40,5	30,6	50,6	50,6	11,4	9,9	167,4	59,6	221,9	70,9	208,2	142,3
<i>Diplodus sargus</i>	190,9	67,8	397,8	184,5	248,9	144,8	1421,3	526,5	1440,9	472,8	882,1	227,5	1260,0	247,3
<i>Diplodus vulgaris</i>	435,5	93,8	538,2	165,1	1793,3	737,8	1030,7	197,7	934,9	187,4	1193,0	278,7	1748,1	283,4
<i>Epinephelus caninus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Epinephelus costae</i>	0	0	0	0	99,5	99,5	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Epinephelus marginatus</i>	147,7	77,7	0	0	164,2	164,2	121,1	87,0	500,2	319,8	336,9	166,5	530,7	182,3
<i>Euthynnus alletteratus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Labrus merula</i>	23,1	10,7	6,8	6,8	0	0	182,9	121,2	0	0	218,9	109,3	119,9	36,2
<i>Labrus mixtus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Labrus viridis</i>	0	0	0	0	5,7	5,7	0	0	0	0	29,6	29,6	0	0
<i>Lithognathus mormyrus</i>	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	44,1	44,1	166,5	166,5	0	0
<i>Mycteroperca rubra</i>	0	0	15,8	15,8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pomadasy incisus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pomatomus saltatrix</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sciaena umbra</i>	0	0	42,6	42,6	0	0	0	0	547,5	405,8	2010,9	1090,6	388,7	331,6
<i>Scorpaena notata</i>	0	0	0	0	0	0	2,1	2,1	0	0	0	0	0	0
<i>Scorpaena porcus</i>	18,9	18,9	0	0	0	0	0	0	0	0	3,7	3,7	0	0
<i>Scorpaena scrofa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Seriola dumerili</i>	260,0	171,1	0	0	0	0	0	0	271,6	123,5	0	0	0	0
<i>Sparisoma cretense</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sparus aurata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sphyaena viridensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Spondyliosoma cantharus</i>	27,9	20,6	0	0	37,9	37,9	28,0	11,8	0	0	0	0	1,3	1,3
<i>Trachurus spp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Umbrina cirrosa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Tabla 3.4. (cont.).

	N°Alegre													
	2008		2009		2010		2016		2018		2020		2022	
	Media	EE	Media	EE	Media	EE	Media	EE	Media	EE	Media	EE	Media	EE
Biomasa total	4815,4	984,2	2644,3	842,4	5100,2	1462,2	6782,4	1380,8	5805,4	1231,4	11807,8	1916,6	7428,0	1527,5
Biomasa NT>3,5	679,7	260,4	661,8	483,4	843,2	767,9	1020,8	464,2	1531,8	387,5	2624,4	873,3	1844,2	586,1
<i>Auxis rochei</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Caranx crysos</i>	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
<i>Dentex dentex</i>	0	0	65,0	65,0	0	0	253,8	253,8	0	0	282,3	282,3	0	0
<i>Dicentrarchus labrax</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	131,9	131,9	0	0
<i>Diplodus puntazzo</i>	83,8	62,8	31,6	31,6	153,0	94,4	284,5	120,6	127,5	70,2	289,4	107,4	202,6	150,4
<i>Diplodus sargus</i>	2874,7	831,7	1210,3	464,4	1353,2	678,3	2590,9	476,7	2309,7	372,4	4261,6	883,3	2793,3	792,2
<i>Diplodus vulgaris</i>	1177,2	635,6	740,7	581,8	2673,8	823,4	2805,4	1166,5	1755,0	685,9	4604,1	1612,1	2427,6	1019,4
<i>Epinephelus caninus</i>	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	35,9	35,9	0	0	0	0
<i>Epinephelus marginatus</i>	144,0	88,9	360,5	360,5	0	0	478,8	260,3	876,0	312,4	580,9	298,9	1350,3	463,7
<i>Euthynnus alletteratus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Labrus merula</i>	0	0	164,2	164,2	62,1	62,1	234,6	195,0	144,0	99,5	190,9	119,4	346,5	207,9
<i>Labrus mixtus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Labrus viridis</i>	0	0	53,3	53,3	0	0	0	0	0	0	0	0	147,4	138,8
<i>Lithognathus mormyrus</i>	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
<i>Mycteroperca rubra</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	49,3	49,3	0	0	0	0
<i>Pomadasys incisus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pomatomus saltatrix</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sciaena umbra</i>	258,5	179,9	83,8	83,8	308,2	308,2	98,5	98,5	426,6	300,9	1695,3	828,1	0	0
<i>Scorpaena notata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Scorpaena porcus</i>	13,2	13,2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Scorpaena scrofa</i>	0	0	0	0	88,2	88,2	144,1	144,1	0	0	92,6	92,6	0	0
<i>Seriola dumerili</i>	0	0	36,3	36,3	0	0	0	0	481,6	383,9	3587,0	3541,2	121,0	81,4
<i>Sparisoma cretense</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sparus aurata</i>	264,1	264,1	0	0	384,7	384,7	64,8	64,8	0	0	64,8	64,8	0	0
<i>Sphyrnaena viridensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	39,9	39,9	0	0
<i>Spondyliosoma cantharus</i>	0	0	0	0	77,2	31,1	80,9	80,9	81,3	72,2	28,2	21,4	160,3	137,7
<i>Trachurus spp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	90,8	90,8
<i>Umbrina cirrosa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Tabla 3.4. (cont.).

	Escull d'en Patilla													
	2008		2009		2010		2016		2018		2020		2022	
	Media	EE	Media	EE	Media	EE	Media	EE	Media	EE	Media	EE	Media	EE
Biomasa total	2242,0	670,2	3841,5	2500,7	963,6	443,1	3666,6	1588,4	5399,7	850,5	3706,5	600,4	11403,1	3742,7
Biomasa NT>3,5	387,3	240,8	382,6	156,2	10,6	10,6	1172,9	630,6	1888,7	516,1	1053,1	360,8	3842,0	1934,9
<i>Auxis rochei</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Caranx crysos</i>	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
<i>Dentex dentex</i>	280,5	229,0	28,2	28,2	0	0	0	0	0	0	179,9	179,9	0	0
<i>Dicentrarchus labrax</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Diplodus puntazzo</i>	37,1	26,4	166,5	138,3	62,4	62,4	12,5	7,4	187,3	80,9	0	0	190,6	134,1
<i>Diplodus sargus</i>	670,5	169,6	742,3	256,6	116,8	69,5	823,5	199,0	1425,7	569,6	1245,9	333,1	2988,1	1265,6
<i>Diplodus vulgaris</i>	1146,5	432,4	2498,3	2307,4	773,8	448,5	1656,8	877,8	1890,8	726,6	1402,7	605,5	4367,2	1722,8
<i>Epinephelus caninus</i>	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	72,5	72,5	0	0	0	0
<i>Epinephelus marginatus</i>	212,3	137,6	325,2	176,2	0	0	231,9	231,9	722,0	218,4	604,9	267,4	2100,4	839,2
<i>Euthynnus alletteratus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Labrus merula</i>	24,0	24,0	39,2	28,1	0	0	160,0	125,9	0	0	52,8	52,8	154,5	134,4
<i>Labrus mixtus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Labrus viridis</i>	4,8	4,8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lithognathus mormyrus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6,0	6,017
<i>Muraena helena</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	113,2	113,2	0	0	0	0
<i>Mycteroperca rubra</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pomadasyd incisus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pomatomus saltatrix</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sciaena umbra</i>	137,4	100,9	18,2	18,2	0	0	698,0	625,3	981,0	485,3	395,4	199,8	1581,0	1287,9
<i>Scorpaena notata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Scorpaena porcus</i>	8,8	8,8	0	0	10,6	10,6	5,9	5,9	0	0	0	0	0	0
<i>Scorpaena scrofa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Seriola dumerili</i>	85,1	85,1	86,9	86,9	0	0	56,7	56,7	1049,1	842,6	3758,4	3758,4	0	0
<i>Sparisoma cretense</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sparus aurata</i>	0	0	0	0	0	0	77,2	77,2	0	0	0	0	0	0
<i>Sphyaena viridensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Spondyliosoma cantharus</i>	0,6	0,6	51,7	21,0	0	0	0,9	0,9	7,1	7,1	4,8	4,8	15,2	10,7
<i>Trachurus spp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Umbrina cirrosa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Tabla 3.4. (cont.).

	Caletes des Cap Pinar													
	2008		2009		2010		2016		2018		2020		2022	
	Media	EE	Media	EE	Media	EE	Media	EE	Media	EE	Media	EE	Media	EE
Biomasa total	771,7	229,7	865,1	212,1	438,6	104,7	1819,9	303,5	1422,3	293,0	3323,2	701,5	1772,5	485,1
Biomasa NT>3,5	7,3	7,3	220,6	86,5	0	0	359,3	224,4	225,8	178,1	747,0	180,9	472,5	275,6
<i>Auxis rochei</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Caranx crysos</i>	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
<i>Dentex dentex</i>	0	0	0	0	2,5	2,5	0	0	0	0	108,0	56,8	0	0
<i>Dicentrarchus labrax</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Diplodus puntazzo</i>	76,7	32,6	5,7	5,7	0	0	50,4	22,5	75,6	38,9	182,3	130,4	40,0	17,1
<i>Diplodus sargus</i>	84,7	38,5	393,0	103,5	128,0	84,1	467,1	142,1	368,2	96,1	706,3	348,6	246,8	50,1
<i>Diplodus vulgaris</i>	591,8	198,7	245,8	52,0	310,6	64,5	943,0	333,9	747,8	152,6	1687,5	328,3	980,8	386,9
<i>Epinephelus caninus</i>	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
<i>Epinephelus marginatus</i>	0	0	104,1	104,1	0	0	269,1	178,0	67,6	49,0	228,7	153,2	75,2	47,7
<i>Euthynnus alletteratus</i>	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	24,0	24,0	0	0	0	0
<i>Labrus mixtus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Labrus viridis</i>	7,3	7,3	0	0	0	0	0	0	0	0	37,0	37,0	0	0
<i>Lithognathus mormyrus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Muraena helena</i>	0	0	0	0	0	0	66,5	66,5	24,3	24,3	24,3	24,3	0	0
<i>Mycteroperca rubra</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pomadasys incisus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pomatomus saltatrix</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sciaena umbra</i>	0	0	54,3	54,3	0	0	23,7	23,7	109,9	109,9	344,0	150,8	397,3	292,6
<i>Scorpaena notata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Scorpaena porcus</i>	0	0	62,2	38,1	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
<i>Seriola dumerili</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	664,1	664,1	817,5	704,8	0	0
<i>Sparisoma cretense</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sparus aurata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	113,0	80,9	0	0
<i>Sphyraena viridensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Spondyliosoma cantharus</i>	11,2	10,6	0	0	0	0	0	0	4,8	4,8	0	0	32,4	21,7
<i>Trachurus spp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Umbrina cirrosa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Tabla 3.4. (cont.).

	La Solana													
	2008		2009		2010		2016		2018		2020		2022	
	Media	EE	Media	EE	Media	EE	Media	EE	Media	EE	Media	EE	Media	EE
Biomasa total	2466,4	852,7	1080,0	263,0	2131,4	1174,9	2643,8	942,4	3651,2	1091,0	4100,3	800,7	2172,6	548,3
Biomasa NT>3,5	365,4	205,6	261,0	66,6	606,3	416,9	271,1	101,6	751,4	368,1	1595,2	518,0	856,1	309,1
<i>Auxis rochei</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Caranx crysos</i>	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
<i>Dentex dentex</i>	23,5	23,5	0	0	0	0	27,5	20,1	0	0	22,0	22,0	108,2	108,2
<i>Dicentrarchus labrax</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Diplodus puntazzo</i>	240,4	94,6	71,8	33,6	166,9	166,9	109,3	43,3	42,3	23,0	57,1	23,9	114,6	55,0
<i>Diplodus sargus</i>	431,8	119,7	344,2	118,7	631,8	351,4	457,9	159,0	496,5	159,6	514,2	227,8	509,3	116,0
<i>Diplodus vulgaris</i>	1428,8	615,9	397,3	148,9	726,4	726,4	1805,5	835,7	2342,4	643,5	1916,6	481,6	668,4	233,0
<i>Epinephelus caninus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Epinephelus costae</i>	0	0	0	0	183,3	183,3	0	0	0	0	7,9	7,9	0	0
<i>Epinephelus marginatus</i>	125,6	125,6	136,9	83,9	0	0	104,7	69,7	250,9	150,2	482,6	259,4	86,4	86,4
<i>Euthynnus alletteratus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Labrus merula</i>	0	0	38,0	38,0	0	0	61,7	41,2	0	0	183,7	79,0	85,1	44,1
<i>Labrus mixtus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Labrus viridis</i>	72,7	37,7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	44,4	44,4
<i>Lithognathus mormyrus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Muraena helena</i>	0	0	79,5	79,5	423,0	423,0	57,4	57,4	283,7	171,2	129,3	88,7	249,7	249,7
<i>Mycteroperca rubra</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pomadasys incisus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	32,4	32,4	0	0
<i>Pomatomus saltatrix</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sciaena umbra</i>	167,1	167,1	0	0	0	0	18,3	18,3	213,2	213,2	635,4	278,2	390,5	241,6
<i>Scorpaena notata</i>	0	0	0	0	0	0	1,0	1,0	0	0	0	0	0	0
<i>Scorpaena porcus</i>	0	0	6,7	6,7	0	0	0	0	3,7	3,7	0	0	0	0
<i>Scorpaena scrofa</i>	0	0	0	0	0	0	28,1	28,1	0	0	123,9	62,4	0	0
<i>Seriola dumerili</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	358,0	358,0	174,8	116,4	736,2	736,2
<i>Sparisoma cretense</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sparus aurata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sphyræna viridensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Spondyliosoma cantharus</i>	0	0	5,6	5,4	0	0	0	0	18,4	18,4	17,2	11,6	24,2	16,0
<i>Trachurus spp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Umbrina cirrosa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Tabla 3.4. (cont.).

	Es Carregador													
	2008		2009		2010		2016		2018		2020		2022	
	Media	EE	Media	EE	Media	EE	Media	EE	Media	EE	Media	EE	Media	EE
Biomasa total	2029,2	653,8	1759,5	753,2	1570,3	348,4	977,1	272,3	1588,4	221,7	3803,2	896,2	3283,2	828,6
Biomasa NT>3,5	206,1	145,5	632,8	597,5	0	0	285,9	134,6	239,5	111,4	1820,8	703,0	567,7	283,6
<i>Auxis rochei</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Caranx crysos</i>	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
<i>Dentex dentex</i>	9,6	6,3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dicentrarchus labrax</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Diplodus puntazzo</i>	95,1	45,7	84,7	74,1	0	0	81,3	35,5	77,9	43,4	69,3	24,4	201,9	93,2
<i>Diplodus sargus</i>	1154,9	555,7	439,0	94,4	586,2	148,1	334,6	123,1	467,5	120,1	771,2	207,5	803,3	229,8
<i>Diplodus vulgaris</i>	550,4	115,5	603,0	278,2	933,8	216,0	254,3	50,7	803,4	198,3	1082,5	218,7	1623,9	510,2
<i>Epinephelus caninus</i>	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
<i>Epinephelus marginatus</i>	150,2	105,6	604,0	604,0	0	0	0	0	215,2	114,5	777,3	260,7	266,4	249,6
<i>Euthynnus alletteratus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Labrus merula</i>	0	0	28,8	28,8	0	0	87,4	65,3	0	0	24,0	24,0	68,5	44,5
<i>Labrus mixtus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Labrus viridis</i>	10,7	10,7	0	0	0	0	23,3	23,3	0	0	0	0	15,0	15,0
<i>Lithognathus mormyrus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Muraena helena</i>	0	0	0	0	0	0	150,5	117,8	24,3	24,3	104,4	75,8	102,7	68,9
<i>Mycteroperca rubra</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pomadasys incisus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pomatomus saltatrix</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sciaena umbra</i>	45,2	45,2	0	0	0	0	23,7	23,7	0	0	915,1	717,2	115,1	75,2
<i>Scorpaena notata</i>	0	0	0	0	0	0	1,0	1,0	0	0	0	0	0	0
<i>Scorpaena porcus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Scorpaena scrofa</i>	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	2364,1	2244,0	225,3	225,3	185,2	185,2
<i>Sparisoma cretense</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sparus aurata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sphyræna viridensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Spondyliosoma cantharus</i>	22,7	21,1	0	0	50,3	39,7	21,0	14,8	0	0	59,4	43,5	86,5	41,9
<i>Trachurus spp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Umbrina cirrosa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Tabla 3.4. (cont.).

	Es Morràs													
	2008		2009		2010		2016		2018		2020		2022	
	Media	EE	Media	EE	Media	EE	Media	EE	Media	EE	Media	EE	Media	EE
Biomasa total	1565,7	642,4	1088,7	204,8	3082,6	1959,5	3171,0	1078,6	2093,1	535,1	4648,0	918,1	3497,7	1182,8
Biomasa NT>3,5	236,2	143,7	344,9	209,8	75,4	37,9	201,0	80,2	276,6	160,3	437,1	167,7	437,0	217,5
<i>Auxis rochei</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Caranx crysos</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	455,6	455,6
<i>Conger conger</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dentex dentex</i>	27,5	13,4	0	0	0	0	0	0	14,2	9,5	0	0	0	0
<i>Dicentrarchus labrax</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Diplodus puntazzo</i>	33,7	33,7	0	0	0	0	48,1	28,7	28,0	24,6	205,6	121,8	103,0	70,7
<i>Diplodus sargus</i>	226,1	108,6	531,6	125,8	261,0	207,9	730,3	214,5	876,4	212,7	1433,1	267,1	902,8	291,4
<i>Diplodus vulgaris</i>	1069,2	676,9	212,3	46,2	2716,7	1993,7	2049,4	986,3	821,8	223,4	2541,1	745,6	2012,2	770,1
<i>Epinephelus caninus</i>	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
<i>Epinephelus marginatus</i>	212,5	149,7	167,8	147,4	0	0	0	0	276,6	160,3	116,5	48,6	210,7	133,3
<i>Euthynnus alletteratus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Labrus merula</i>	8,7	8,7	38,0	38,0	46,9	31,5	104,0	78,2	0	0	167,1	126,3	0	0
<i>Labrus mixtus</i>	0	0	0	0	9,5	9,5	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Labrus viridis</i>	15,0	15,0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lithognathus mormyrus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Muraena helena</i>	0	0	0	0	0	0	50,4	35,4	0	0	0	0	86,1	86,1
<i>Mycteroperca rubra</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	104,7	104,7
<i>Pomadasys incisus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pomatomus saltatrix</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sciaena umbra</i>	0	0	45,8	32,2	0	0	46,6	46,6	0	0	153,5	104,1	35,5	35,5
<i>Scorpaena notata</i>	0	0	13,8	9,8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Scorpaena porcus</i>	0	0	0	0	19,0	19,0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Scorpaena scrofa</i>	0	0	79,6	79,6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Seriola dumerili</i>	109,7	109,7	0	0	0	0	659,5	382,5	0	0	681,7	681,7	0	0
<i>Sparisoma cretense</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sparus aurata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sphyrna viridensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	104,8	104,8	0	0	0	0
<i>Spondyliosoma cantharus</i>	0,6	0,6	0	0	29,6	11,8	142,2	38,9	90,3	53,2	31,1	22,1	42,8	42,8
<i>Trachurus spp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Umbrina cirrosa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

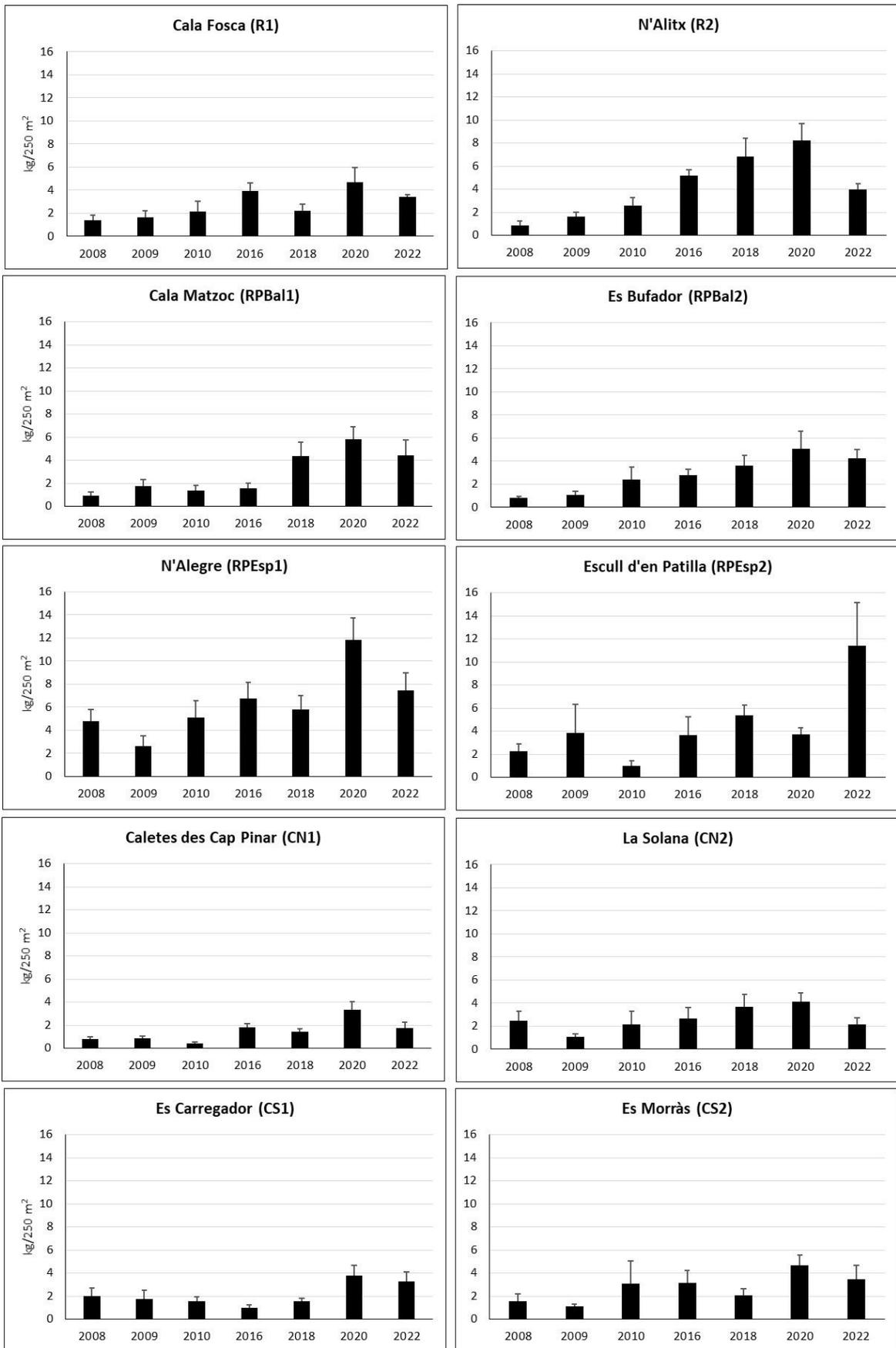


Figura 3.3. Biomasa total de especies (kg/250 m²; media ± EE) obtenida en cada sitio de muestreo en el periodo 2008-2022.

Tabla 3.5. Análisis de la varianza para la biomasa total de especies con los factores tiempo (Año), nivel de protección (Prot), las zonas (Zona) encajadas en el nivel de protección, y la interacción con el tiempo. SC: suma de cuadrados; GL: grados de libertad; MC: media de cuadrados; F: F test; p: nivel de significancia (en rojo para valores <0,05). N= 490 transectos de 250 m².

	SC	GL	MC	F	p
Intercept	4,851509E+09	1	4,851509E+09	148,2909	0,000066
Año	8,626147E+08	6	1,437691E+08	9,3666	0,000008
Prot	6,360446E+08	4	1,590111E+08	4,8603	0,056569
Año * Prot	2,853893E+08	24	1,189122E+07	0,7747	0,737165
Zona(Prot)	1,635809E+08	5	3,271617E+07	2,1868	0,080481
Año * Zona(Prot)	4,604719E+08	30	1,534906E+07	1,9342	0,002635
Error	3,332913E+09	420	7,935506E+06		

3.1.4. La distribución de la biomasa entre especies

En la figura 3.4 se muestra cómo se reparte la biomasa entre las especies vulnerables demersales en los cinco niveles de protección muestreados en 2022. Como norma general, y al igual que en los años anteriores, las dos especies más importantes han sido la mojarra *Diplodus vulgaris* y el sargo *Diplodus sargus*. En la reserva integral han supuesto, de manera conjunta, el 73,5% de la biomasa, valor que se encuentra dentro del intervalo observado para toda la serie temporal analizada (63,2%-80,4%; Morey *et al.*, 2020). El mero *Epinephelus marginatus* ha presentado, en 2022, su valor máximo de contribución (14,3%). El corvallo *Sciaena umbra* ha representado un porcentaje bajo (6,3%) de la biomasa, aunque mucho mayor que el de 2008 (0,5%), pero similar a los de 2018 y 2020 (8,4% y 5,1%, respectivamente), y por debajo del máximo obtenido en 2009 (23,1%).

En la reserva parcial de ámbito autonómico, el mero ha continuado mostrando el aumento de su importancia, alcanzando su máximo (21,2%) en 2022 tras su baja contribución entre 2009 y 2016. El corvallo, que también había repuntado en 2018 y 2020 hasta alcanzar el 21%, en 2022 ha mostrado un claro descenso retrocediendo al 6,3%. El descenso del corvallo ha sido la causa principal de que el sargo y la mojarra hayan repuntado del 47% al 62% entre 2020 y 2022 (aunque de manera conjunta han presentado una biomasa casi idéntica en esas dos campañas), aunque lejos de su contribución el periodo 2008-2016 (79-85%).

Por lo que respecta a la reserva parcial de ámbito estatal, también se ha producido una disminución en la contribución de las dos principales especies de espáridos, pasando de valores de entre el 80% y el 83% entre 2008 y 2010 a un 67% en 2022. Paralelamente a ello, el mero *E. marginatus* ha experimentado un crecimiento en la contribución a la biomasa total, si bien puede considerarse moderado y no constante, puesto que ha ido alternando aumentos y descensos, alcanzando en 2022 el 8,4%. En cambio, para el corvallo *S. umbra* se aprecia un incremento en su importancia en el

conjunto estudiado, aumentando de manera casi continuada entre 2008 (5,6%) y 2022 (18,3%).

Asimismo, cabe señalar que la contribución del sargo y la mojarra a la biomasa total ha sido mayor en la reserva integral que en la reserva parcial (tanto autonómica como estatal).

En el control norte, la mojarra *D. vulgaris* ha sido la especie que más ha contribuido a la biomasa. En el periodo 2008-2018, la contribución de *D. vulgaris* y *D. sargus* se situó en el intervalo 70-82%, mientras que en los dos últimos años de muestreo descendió al 65% y al 61%. Este descenso se relaciona con el aumento de la importancia del mero y, sobretodo, del corvallo, que en 2020 y 2022 han supuesto cerca del 25% de la biomasa total, con valores del corvallo cercanos o superiores al del sargo *D. sargus*.

En la zona control sur, *D. sargus* y *D. vulgaris* han supuesto más del 75% de la biomasa a lo largo de la serie analizada, excepto en 2009, cuando el mero *E. marginatus* supuso el 27%, y en 2020, en que el mero y el corvallo representaron el 23%. Estas dos últimas especies han alternado contribuciones relativamente altas (por encima del 10% en cuatro de los años de muestreo en el caso del mero) con otras bajas (por debajo del 2,5%; especialmente en el caso del corvallo).

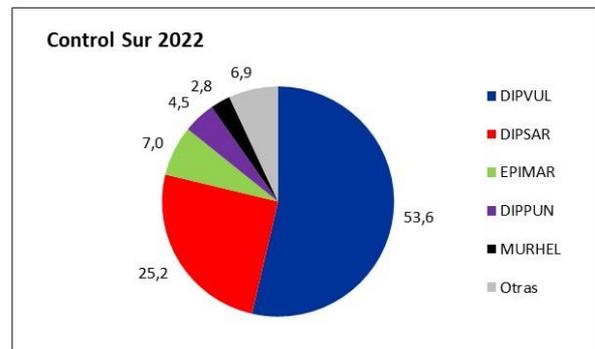
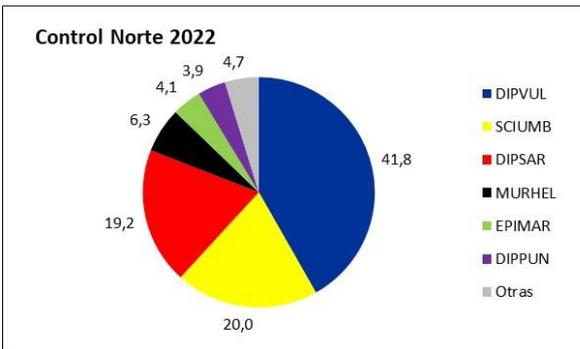
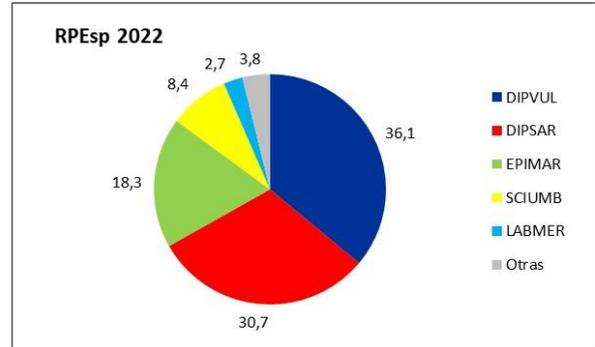
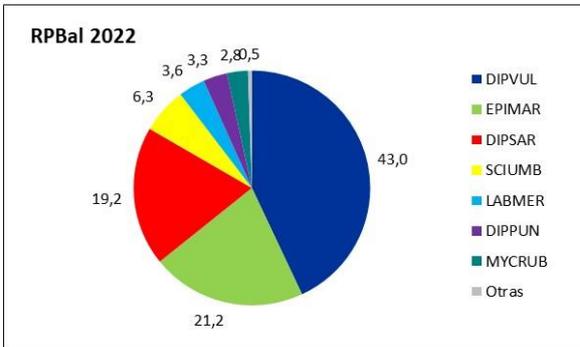
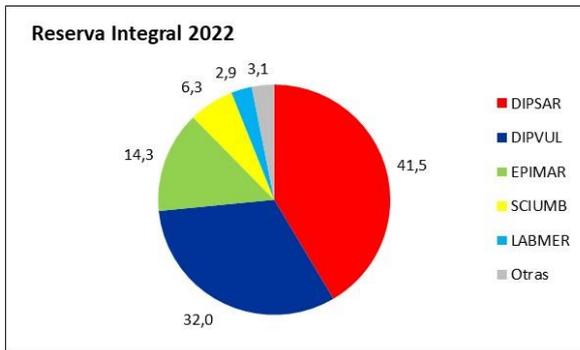


Figura 3.4. Contribución relativa a la biomasa total (%) de las especies censadas en 2022 en los cinco niveles de protección. La categoría “Otras” incluye aquellas especies cuya contribución no alcanza, individualmente, el 2,5%.

3.1.5. La biomasa de las especies de nivel trófico elevado ($B_{NT>3,5}$)

Este indicador, al igual que la biomasa total de las especies demersales, ha experimentado un aumento de sus valores, entre 2008 y 2022, en todas las zonas muestreadas (Figura 3.5). Aunque se observa que dicha variación fue diferente entre las zonas, las únicas diferencias detectadas por el análisis de la varianza se refirieron al factor tiempo (Tabla 3.6), debiéndose estas, en su mayoría, a la mayor biomasa obtenida en 2020 y 2022 con respecto a los años anteriores. También resultaron próximas al nivel de significancia las diferencias entre zonas ($p=0,07$). A modo de ejemplo, en 2022, dentro de cada uno de los niveles de protección existieron diferencias de prácticamente el doble de $B_{NT>3,5}$ entre las dos zonas (Tabla 3.4), con solamente 4 estaciones de muestreo por encima de 1 kg/250 m²: Escull d'en Patilla (3,8 kg/250 m²) y N'Alegre (1,8 kg/250 m²) en la reserva parcial de ámbito estatal; Cala Matzoc (2 kg/250 m²) y Es Bufador (1 kg/250 m²) en la reserva parcial de ámbito autonómico; y N'Àlitx (1,3 kg/250 m²) en la reserva integral.

Tabla 3.6. Análisis de la varianza para la biomasa de las especies de nivel trófico superior a 3,5 con los factores tiempo (Año), nivel de protección (Prot), las zonas (Zona) encajadas en el nivel de protección, y la interacción con el tiempo. SC: suma de cuadrados; GL: grados de libertad; MC: media de cuadrados; F: F test; p: nivel de significancia (en rojo para valores <0,05). N= 490 transectos de 250 m².

	SC	GL	MC	F	p
Intercept	1466,888	1	1466,888	416,4128	0,000005
Año	139,870	6	23,312	14,8159	0,000000
Prot	25,552	4	6,388	1,8134	0,263756
Año * Prot	46,963	24	1,957	1,2437	0,283009
Zona(Prot)	17,613	5	3,523	2,2333	0,073743
Año * Zona(Prot)	47,202	30	1,573	0,9548	0,537534
Error	692,138	420	1,648		

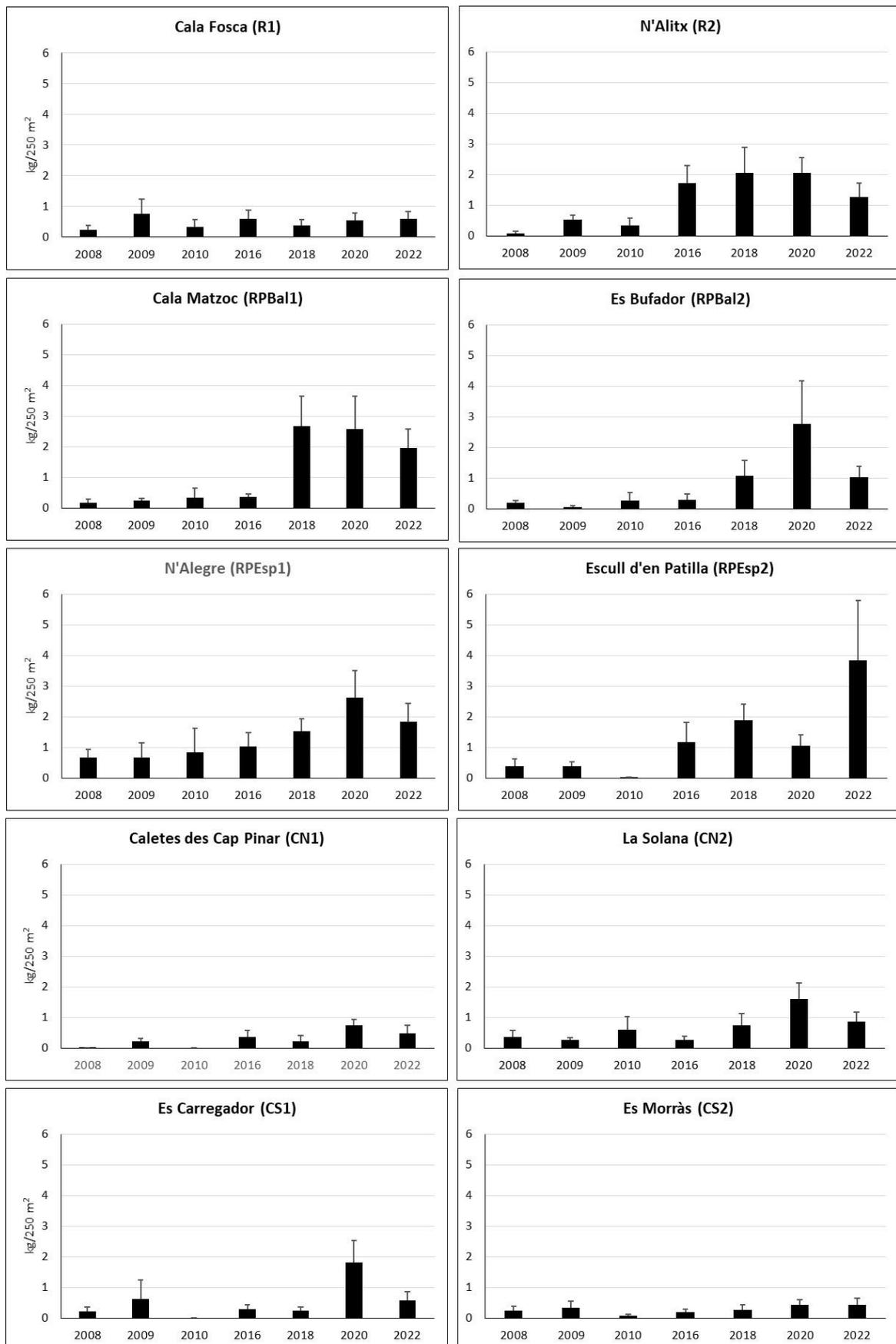


Figura 3.5. Biomasa de las especies de nivel trófico superior a 3,5 (kg/250 m²; media ± EE) obtenida en cada sitio de muestreo en el periodo 2008-2022.

3.2. ESTRATO SUPERFICIAL (5-15 m). EVOLUCIÓN DE LOS INDICADORES EN EL FARALLÓ D'ALBARCA Y EN EL FARALLÓ DE CALA GAT DURANTE EL PERIODO 2016-2022

3.2.1. La riqueza de especies vulnerables

El número total de especies censadas en el Faralló d'Albarca entre 2016 y 2022 ha sido de 19, y de 18 en el Faralló de Cala Gat, suponiendo un total de 21 especies entre ambas zonas de muestreo (Tabla 3.7). Más allá de las especies de la categoría 1, de carácter divagante y cuya presencia tiende a ser más ocasional (especialmente en los casos de *A. rochei*, *E. alletteratus* y *D. labrax*), es notable la aparición, en 2022, de *Sparisoma cretense* en el Faralló de Cala Gat. Además de los individuos censados (N=2), se observaron algunos otros fuera de los transectos. En conversaciones con personal de centros de buceo se pudo saber que en 2022 se ha establecido un grupo de en torno a 10 individuos de esta especie meridional en el Faralló de Cala Gat, con aparente carácter residente.

Las especies más abundantes han sido, en ambas zonas y en cada año de muestreo, *Diplodus sargus* y *Diplodus vulgaris*. En el Faralló d'Albarca se aprecia un aumento en la abundancia de especies diana como los tres grandes serránidos *Epinephelus marginatus*, *Epinephelus costae* y *Mycteroperca rubra* tras la prohibición de la pesca submarina en 2016, así como de *Sciaena umbra*. Esta última especie también resulta bastante abundante en el Faralló de Cala Gat debido a las características del hábitat, con numerosas oquedades.

La riqueza media de especies ha aumentado en los dos *farallons*, pasando de 3,7 a 6,8 especies/250 m² en el Faralló d'Albarca, y de 5,8 a 7 especies/250 m² en el Faralló de Cala Gat (Figura 3.6). Las diferencias entre ambas zonas se han ido reduciendo debido, sobre todo, a la mayor regularidad en la presencia de los grandes serránidos y de *S. umbra* en el Faralló d'Albarca, que ha redundado en un aumento de la riqueza. Esto se refleja en el análisis de la varianza, que indica una variación temporal en el Faralló d'Albarca (Tabla 3.8), con menor riqueza en 2016 (antes de la prohibición de la pesca submarina) respecto a los años posteriores (Tabla 3.9). En el Faralló de Cala Gat, en cambio, no se apreciaron diferencias significativas a lo largo de la serie (Tabla 3.10).

Tabla 3.7. Abundancia de las especies registradas en el Faralló d'Albarca y en el Faralló de Cala Gat durante las campañas llevadas a cabo en el periodo 2016-2022. En el número total de especies no se incluyen aquellas pertenecientes a la categoría 1.

	Faralló d'Albarca				Faralló Cala Gat			
	2016	2018	2020	2022	2016	2018	2020	2022
Categoría 1								
<i>Auxis rochei</i>	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Dentex dentex</i>	1	1	7	0	5	0	2	0
<i>Dicentrarchus labrax</i>	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Euthynnus alletteratus</i>	7	0	0	0	0	0	0	0
<i>Seriola dumerili</i>	0	11	41	30	1	1	3	0
<i>Sphyræna viridensis</i>	0	130	61	5	0	24	1	0
Categoría 3								
<i>Diplodus puntazzo</i>	7	5	12	8	20	12	11	8
<i>Diplodus sargus</i>	58	46	63	37	152	162	131	42
<i>Diplodus vulgaris</i>	96	162	250	171	434	558	516	184
<i>Sparisoma cretense</i>	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Sparus aurata</i>	0	0	0	2	2	6	3	3
<i>Spondylisoma cantharus</i>	3	7	4	2	5	0	4	2
Categoría 5								
<i>Epinephelus costae</i>	0	15	11	11	0	3	2	0
<i>Epinephelus marginatus</i>	1	5	12	8	3	12	22	10
<i>Labrus merula</i>	2	1	2	4	2	3	4	3
<i>Labrus viridis</i>	0	1	0	1	2	1	3	0
<i>Mycteroperca rubra</i>	0	13	3	3	2	0	0	0
<i>Sciaena umbra</i>	1	4	9	9	40	66	73	20
Categoría 6								
<i>Muraena helena</i>	0	0	2	0	9	4	3	0
<i>Scorpaena notata</i>	1	2	0	0	2	0	0	0
<i>Scorpaena porcus</i>	0	1	0	0	0	0	0	0
Nº de especies	8	12	10	11	12	10	11	9

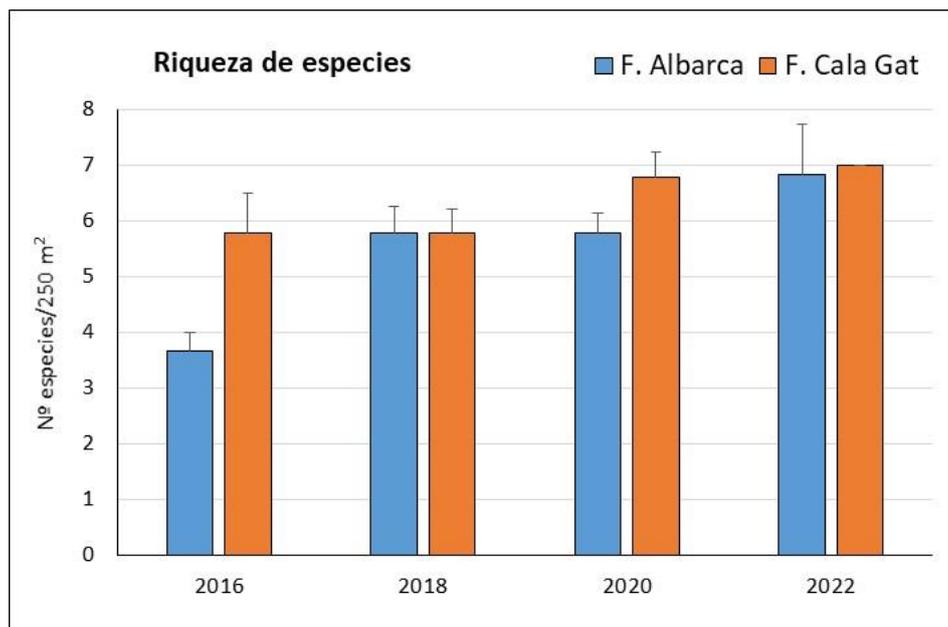


Figura 3.6. Riqueza específica (número de especies/250 m²; media ± EE) registrada en el Faralló d’Albarca y en el Faralló de Cala Gat en 2016, 2018, 2020 y 2022.

Tabla 3.8. Análisis de la varianza para la riqueza de especies sobre el factor tiempo (Año) en el Faralló d’Albarca. SC: suma de cuadrados; GL: grados de libertad; MC: media de cuadrados; F: F test; p: nivel de significancia (en rojo para valores <0,05). N= 33 transectos de 250 m².

	SC	GL	MC	F	p
Intercept	972,8951	1	972,8951	470,6684	0,000000
Año	41,9343	3	13,9781	6,7624	0,001350
Error	59,9444	29	2,0670		

Tabla 3.9. Test *a posteriori* (Newman-Keuls) para las diferencias en la riqueza de especies entre los cuatro años de estudio en el Faralló d’Albarca. Se indican en rojo las diferencias significativas.

	2016	2018	2020	2022
2016		0,017255	0,006589	0,000848
2018	0,017255		1,000000	0,152914
2020	0,006589	1,000000		0,320645
2022	0,000848	0,152914	0,320645	

Tabla 3.10. Análisis de la varianza para la riqueza de especies sobre el factor tiempo (Año) en el Faralló de Cala Gat. SC: suma de cuadrados; GL: grados de libertad; MC: media de cuadrados; F: F test; p: nivel de significancia (en rojo para valores <0,05). N= 31 transectos de 250 m².

	SC	GL	MC	F	p
Intercept	1100,190	1	1100,190	445,5771	0,000000
Año	8,753	3	2,918	1,1816	0,335203
Error	66,667	27	2,469		

3.2.2. La densidad total de especies vulnerables (Dt)

Para este indicador no se han considerado las especies correspondientes a la categoría 1, dada su amplísima área de campeo. La densidad media se ha incrementado de manera continuada en el Faralló d'Albarca, pasando de 19 a 43 individuos/250 m² (Figura 3.7). Los valores han sido siempre superiores en el Faralló de Cala Gat, donde se alcanzó el máximo en 2018 (92 individuos/250 m²), mientras que la densidad obtenida en 2022 (69 individuos/250 m²) ha sido menor que la de 2016 (75 individuos/250 m²), no observándose, por tanto, una tendencia regular. No obstante, en ninguna de las dos zonas se detectaron diferencias significativas entre los años de estudio (Tabla 3.11 y Tabla 3.12).

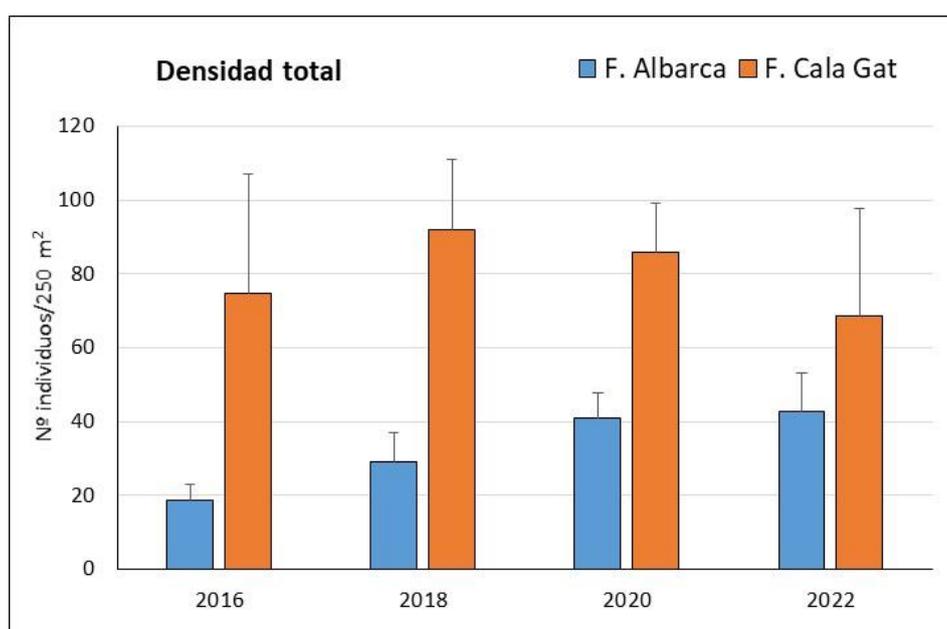


Figura 3.7. Densidad (número de individuos/250 m²; media ± EE) registrada en el Faralló d'Albarca y en el Faralló de Cala Gat en 2016, 2018, 2020 y 2022.

Tabla 3.11. Análisis de la varianza para la densidad de individuos con el factor tiempo (Año) en el Faralló d’Albarca. SC: suma de cuadrados; GL: grados de libertad; MC: media de cuadrados; F: F test; p: nivel de significancia (en rojo para valores <0,05). N= 33 transectos de 250 m².

	SC	GL	MC	F	p
Intercept	34555,28	1	34555,28	82,00070	0,000000
Año	3042,30	3	1014,10	2,40649	0,087547
Error	12220,67	29	421,40		

Tabla 3.12. Análisis de la varianza para la densidad de individuos con el factor tiempo (Año) en el Faralló de Cala Gat. SC: suma de cuadrados; GL: grados de libertad; MC: media de cuadrados; F: F test; p: nivel de significancia (en rojo para valores <0,05). N= 31 transectos de 250 m².

	SC	GL	MC	F	P
Intercept	176580,6	1	176580,6	38,20039	0,000001
Año	2206,5	3	735,5	0,15911	0,922875
Error	124807,0	27	4622,5		

3.2.3. La biomasa total de especies vulnerables (Bt)

Los valores de la biomasa total, de la biomasa de especies con nivel trófico superior a 3,5 y la biomasa de cada especie se detallan en la Tabla 3.13 y en la Tabla 3.14, y también se pueden observar en la Figura 3.8. En el Faralló d’Albarca, la biomasa total se ha incrementado notablemente desde el inicio de su estudio, pasando de 1,9 kg/250 m² en 2016 a 10,1 kg/250 m² en 2022, tras haber alcanzado el máximo en 2020 con 11,1 kg/250 m². De esta manera, la biomasa en el último año de seguimiento se ha multiplicado x5,3 respecto a la obtenida en 2016. Este incremento se ve reflejado en el análisis de la varianza (Tabla 3.15), y el test *a posteriori* (Tabla 3.16) indica que los valores obtenidos después de 2016 son superiores a los de ese año inicial, lo que sugiere una respuesta positiva del Faralló d’Albarca a la prohibición de la pesca submarina. De esta manera, se pone de manifiesto el potencial de esta zona, que 4 años después de dicha prohibición ya alcanzó valores de biomasa por encima de los 10 kg/250 m². Este umbral, en el ámbito de la RMLL, solamente es superado por los valores obtenidos en N’Alegre en 2020 (11,8 kg/250 m²) y en el Escull d’en Patilla en 2022 (11,4 kg/250 m²), estando ambas zonas en la reserva parcial de ámbito estatal y contando con más de 13 años de protección semejante a la actual en el Faralló d’Albarca.

Por su parte, en el Faralló de Cala Gat la biomasa se vio incrementada entre 2016 (16,6 kg/250 m²) y 2020 (25,2 kg/250 m²), lo que significó un aumento x1,5. En cambio, en 2022 se ha obtenido una biomasa prácticamente igual a la del primer año de muestreo (16,8 kg/250 m²). El análisis de la varianza no ha detectado diferencias significativas entre años, debido también a las diferencias entre transectos dentro del propio sitio de muestreo, ya que la mayor parte de los peces censados se

concentra en los túneles y bloques rocosos que caracterizan el sector central del Faralló de Cala Gat.

Tabla 3.13. Biomasa total y por especie (g ± EE) obtenida en el periodo de estudio en el Faralló d'Albarca.

	Faralló d'Albarca (RPBal)							
	2016		2018		2020		2022	
	Media	EE	Media	EE	Media	EE	Media	EE
Biomasa total	1903,0	397,6	6705,4	2044,5	11075,9	2122,4	10105,7	3308,5
Biomasa NT>3,5	182,7	85,7	3369,6	572,0	4535,7	1429,2	5240,7	2701,7
<i>Auxis rochei</i>	0	0	0	0	0	0	124,5	124,5
<i>Dentex dentex</i>	14,9	14,9	91,4	91,4	796,2	468,7	0	0
<i>Dicentrarchus labrax</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Diplodus puntazzo</i>	118,4	39,8	147,3	77,7	370,6	77,9	364,4	145,4
<i>Diplodus sargus</i>	593,7	229,5	640,1	157,4	2377,0	1122,9	1084,8	286,7
<i>Diplodus vulgaris</i>	892,2	309,2	2381,8	1519,1	3677,4	1253,4	3384,4	1276,7
<i>Epinephelus costae</i>	0	0	1060,6	289,3	1848,1	837,5	1620,1	772,9
<i>Epinephelus marginatus</i>	57,6	57,6	765,5	332,3	1188,5	672,5	1377,7	741,2
<i>Euthynnus alletteratus</i>	152,2	152,2	0	0	0	0	0	0
<i>Labrus merula</i>	97,9	77,0	91,2	91,2	134,2	95,8	238,1	124,8
<i>Labrus viridis</i>	0	0	10,0	10,0	0	0	44,4	44,4
<i>Muraena helena</i>	0	0	0	0	210,6	166,8	0	0
<i>Mycteroperca rubra</i>	0	0	1155,1	525,6	600,5	419,6	709,7	709,7
<i>Sciaena umbra</i>	23,7	23,7	265,5	265,5	553,8	393,9	1037,8	487,5
<i>Scorpaena notata</i>	3,6	3,6	9,1	9,1	0	0	0	0
<i>Scorpaena porcus</i>	0	0	12,6	12,6	0	0	0	0
<i>Seriola dumerili</i>	0	0	1682,1	1208,1	1339,8	1036,2	1158,6	1158,6
<i>Sparisoma cretense</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sparus aurata</i>	0	0	0	0	0	0	212,9	135,4
<i>Sphyrna viridensis</i>	0	0	18491,6	16405,0	3577,5	2366,7	478,6	478,6
<i>Spondyliosoma cantharus</i>	116,1	72,5	166,6	128,3	115,2	115,2	31,5	21,4

Tabla 3.14. Biomasa total y por especie (g ± EE) obtenida en el periodo de estudio en el Faralló de Cala Gat.

	Faralló de Cala Gat (RPEsp)							
	2016		2018		2020		2022	
	Media	EE	Media	EE	Media	EE	Media	EE
Biomasa total	16609,9	6686,7	23534,4	4921,6	25163,1	4026,6	16847,3	4916,8
Biomasa NT>3,5	4445,6	1785,3	9426,7	2963,4	12314,7	2910,0	6167,2	1108,6
<i>Auxis rochei</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dentex dentex</i>	1182,2	548,0	0	0	515,5	350,8	0	0
<i>Dicentrarchus labrax</i>	0	0	0	0	0	0	260,8	260,8
<i>Diplodus puntazzo</i>	588,5	190,5	463,7	177,7	443,8	135,5	548,6	157,6
<i>Diplodus sargus</i>	4105,5	1122,2	4193,5	614,6	4520,8	858,2	2974,6	166,5
<i>Diplodus vulgaris</i>	7379,8	4834,0	9450,4	3249,0	7848,5	2086,3	6976,2	4274,2
<i>Epinephelus costae</i>	0	0	453,6	368,3	389,4	258,1	0	0
<i>Epinephelus marginatus</i>	990,7	575,8	2020,5	424,4	3144,5	1255,6	2007,5	599,7
<i>Euthynnus alletteratus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Labrus merula</i>	160,0	160,0	169,5	85,3	141,8	62,6	292,9	175,1
<i>Labrus viridis</i>	68,8	48,5	79,2	79,2	186,2	125,6	0	0
<i>Muraena helena</i>	827,1	389,4	275,6	112,2	134,0	81,5	0	0
<i>Mycteroperca rubra</i>	154,5	105,8	0	0	0	0	0	0
<i>Sciaena umbra</i>	2078,9	1104,1	5951,0	2569,1	7986,7	2555,6	3251,5	1397,2
<i>Scorpaena notata</i>	5,6	5,6	0	0	0	0	0	0
<i>Scorpaena porcus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Seriola dumerili</i>	34,3	34,3	171,9	171,9	102,8	102,8	0	0
<i>Sparisoma cretense</i>	0	0	0	0	0	0	147,3	147,3
<i>Sparus aurata</i>	160,0	124,8	477,4	334,8	332,1	267,1	615,3	369,6
<i>Sphyaena viridensis</i>	0	0	1178,9	1038,0	61,6	61,6	0	0
<i>Spondyliosoma cantharus</i>	90,5	51,8	0	0	35,4	28,1	33,5	21,7

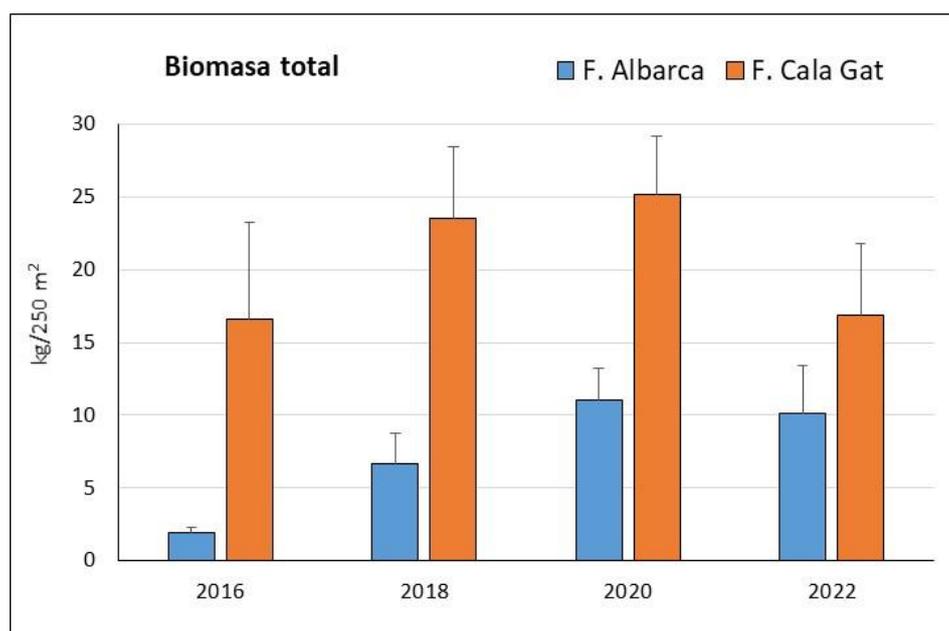


Figura 3.8. Biomasa total (kg/250 m²; media ± EE) registrada en el Faralló d'Albarca y en el Faralló de Cala Gat en 2016, 2018, 2020 y 2022.

Tabla 3.15. Análisis de la varianza para la biomasa total con el factor tiempo (Año) en el Faralló d’Albarca. SC: suma de cuadrados; GL: grados de libertad; MC: media de cuadrados; F: F test; p: nivel de significancia (en rojo para valores <0,05). N= 33 transectos de 250 m².

	SC	GL	MC	F	p
Intercept	438,4705	1	438,4705	5384,889	0,000000
Año	2,9464	3	0,9821	12,062	0,000027
Error	2,3614	29	0,0814		

Tabla 3.16. Test *a posteriori* (Newman-Keuls) para las diferencias en la biomasa total entre los cuatro años de estudio en el Faralló d’Albarca. Se indican en rojo las diferencias significativas.

	2016	2018	2020	2022
2016		0,001552	0,000230	0,000234
2018	0,001552		0,234658	0,204170
2020	0,000230	0,234658		0,715410
2022	0,000234	0,204170	0,715410	

Tabla 3.17. Análisis de la varianza para la biomasa total con el factor tiempo (Año) en el Faralló de Cala Gat. SC: suma de cuadrados; GL: grados de libertad; MC: media de cuadrados; F: F test; p: nivel de significancia (en rojo para valores <0,05). N= 33 transectos de 250 m².

	SC	GL	MC	F	p
Intercept	1,157039E+10	1	1,157039E+10	48,65572	0,000000
Año	4,556727E+08	3	1,518909E+08	0,63873	0,596654
Error	6,420632E+09	27	2,378012E+08		

3.2.4. La distribución de la biomasa entre especies

El Faralló d'Albarca ha respondido de forma muy clara a la protección frente a la pesca submarina; no solamente en el incremento de la biomasa de las especies vulnerables, sino por lo que respecta a la contribución de las distintas especies a esa biomasa. Así, se observa un descenso en la importancia de los espáridos *D. sargus* y *D. vulgaris*, siendo estas dos especies las más importantes en zonas no protegidas. Ambas especies supusieron, de manera conjunta, el 78% en 2016, previamente a la prohibición de la pesca submarina en la reserva parcial de ámbito autonómico. Tras ello, su contribución descendió al 45% en 2018, al 55% en 2020 y al 44% en 2022 (Figura 3.9). Al contrario, especies sedentarias y altamente vulnerables como los tres grandes serránidos *Epinephelus costae*, *Epinephelus marginatus* y *Mycteroperca rubra* han aumentado su importancia pasando del 3% en 2016 al 37% en 2022. Aunque este aumento no sea continuado (la máxima contribución de estos tres serránidos se produjo en 2018, cuando representaron el 44% de la biomasa), es manifiesta la relevancia que han adquirido en el poblamiento íctico de este sitio. La abundancia de *E. costae* y *M. rubra* viene dada por las características del hábitat, siendo el Faralló d'Albarca un sitio sin una especial abundancia de refugios (bloques, grietas), pero sí con elevada exposición a las corrientes y con notable pendiente a nivel de mesoescala. Por su parte, el corvallo *S. umbra* se sitúa en el 10%, contribuyendo a la creciente importancia de las especies de nivel trófico elevado en el Faralló d'Albarca.

En el Faralló de Cala Gat se ha producido una disminución notable de la biomasa del corvallo *S. umbra* entre 2020 y 2022 (Tabla 3.14), que se ha traducido en una reducción del 32% al 19% entre 2020 y 2022 en su contribución a la biomasa total (Figura 3.9). Esto ha afectado a la contribución de otras especies que, aun habiéndose reducido su biomasa, han mantenido su contribución, como es el caso del mero *E. marginatus*, que sigue representando el 12%, o aumentándola en el de *D. sargus* y *D. vulgaris*, que de manera conjunta han repuntado del 49% en 2020 al 59% en 2022.

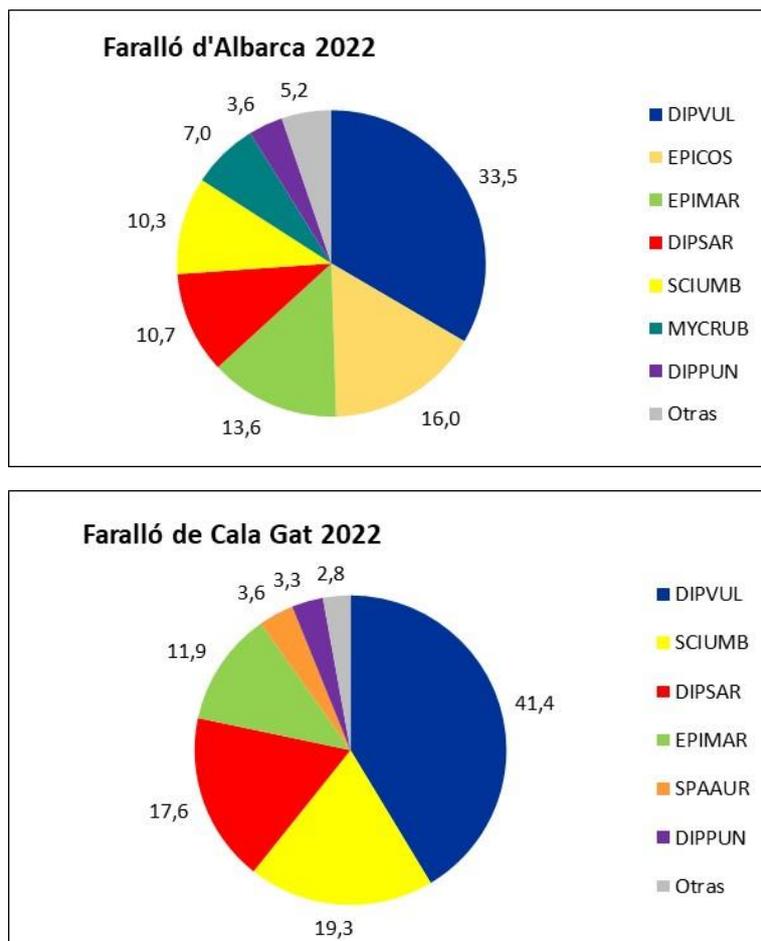


Figura 3.9. Contribución relativa a la biomasa total (%) de las especies censadas en 2022 en el Faralló d'Albarca y en el Faralló de Cala Gat. La categoría "Otras" incluye aquellas especies cuya contribución no alcanza, individualmente, el 2,5%.

3.2.5. La biomasa de las especies de nivel trófico elevado ($B_{NT>3,5}$)

Este indicador ha experimentado un aumento claro en el Faralló d'Albarca a lo largo de toda la serie, alcanzando los 5,2 kg/250 m² en 2022 (x29 respecto al valor de 2016); y también en el Faralló de Cala Gat hasta 2020 (Figura 3.10). En este último, como se ha comentado anteriormente, se ha producido un notable descenso de la biomasa de corvallo *S. umbra* en 2022, que condiciona los valores de $B_{NT>3,5}$ (6,2 kg/250 m²), que en 2022 se asemejan a los del Faralló d'Albarca tras unos años en las diferencias eran considerables entre los dos farallons.

El impacto negativo en el Faralló de Cala Gat es claro en 2022, aspecto que, conjuntamente a la dispersión de los datos, correlativa a la gran heterogeneidad del hábitat de este enclave, disminuye la potencia del análisis de la varianza para detectar un efecto significativo del tiempo ($p=0,159$; Tabla 3.18). En el Faralló d'Albarca, la tendencia creciente es muy clara y significativa ($p=0,044$; Tabla 3.19), aunque por el

mismo motivo de heterogeneidad del hábitat y de la propia varianza de los datos entre los distintos años, podemos asumir que el aumento de la $B_{NT>3,5}$ no es homogénea dentro de la escala espacial de la zona de estudio. Para asumir esta homogeneidad de la media en toda el área de estudio, debería haberse alcanzado un error de tipo I menor ($p < 0,01$).

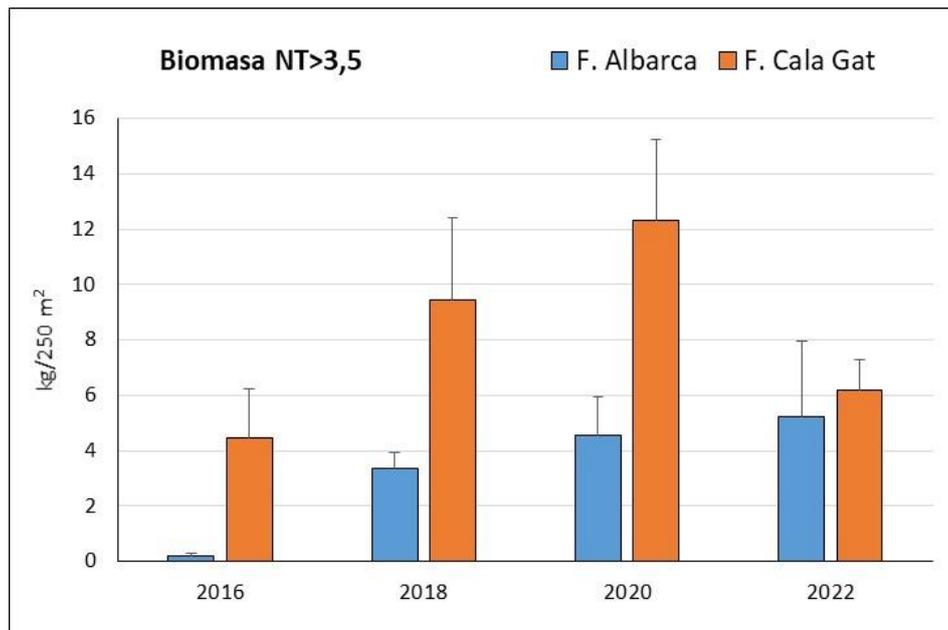


Figura 3.10. Biomasa de las especies de nivel trófico superior a 3,5 (kg/250 m²; media ± EE) registrada en el Faralló d’Albarca y en el Faralló de Cala Gat en 2016, 2018, 2020 y 2022.

Tabla 3.18. Análisis de la varianza para la biomasa de las especies de nivel trófico superior a 3,5 con el factor tiempo (Año) en el Faralló de Cala Gat. SC: suma de cuadrados; GL: grados de libertad; MC: media de cuadrados; F: F test; p: nivel de significancia (en rojo para valores <0,05). N= 31 transectos de 250 m².

	SC	GL	MC	F	p
Intercept	1,794500E+09	1	1,794500E+09	32,60037	0,000005
Año	3,080875E+08	3	1,026958E+08	1,86566	0,159244
Error	1,486226E+09	27	5,504539E+07		

Tabla 3.19. Análisis de la varianza para la biomasa de las especies de nivel trófico superior a 3,5 con el factor tiempo (Año) en el Faralló d’Albarca. SC: suma de cuadrados; GL: grados de libertad; MC: media de cuadrados; F: F test; p: nivel de significancia (en rojo para valores <0,05). N= 33 transectos de 250 m².

	SC	GL	MC	F	p
Intercept	355309852	1	355309852	26,41179	0,00017
Año	123181888	3	41060629	3,05222	0,044190
Error	390128197	29	13452696		

3.3. ESTRATO PROFUNDO (20-25 m). DIFERENCIAS DE LOS INDICADORES ENTRE LOS 2 NIVELES DE PROTECCIÓN EN 2022

3.3.1. La riqueza de especies vulnerables

Se han registrado 18 especies en el estrato profundo, 4 de las cuales pertenecen a la categoría 1, y una de ellas es nueva en el inventario ictiológico desarrollado en las diferentes campañas (*Conger conger*) (Tabla 3.20). Al igual que en el estrato superficial, las especies más frecuentes y abundantes han sido el sargo *Diplodus sargus* y la mojarra *Diplodus vulgaris*. La riqueza media de especies en la reserva parcial de ámbito estatal ha variado entre 5,8 especies/250 m² en Na Foguera y 6,8 especies/250 m² en el Cap des Freu, mientras que en la zona control el intervalo ha sido más amplio (7 especies/250 m² en Formentor y 4,7 especies/250 m² en el Cap Pinar) (Figura 3.11).

Tabla 3.20. Abundancia de las especies registradas en el estrato profundo en la reserva parcial de ámbito estatal (sitios: Na Foguera y Cap des Freu) y en la zona control (sitios: Cala Engossalba y Cap Pinar) durante la campaña de 2022. En el número total de especies no se incluyen aquellas pertenecientes a la categoría 1.

	Na Foguera	Cap des Freu	Cala Engossalba	Cap Pinar
Categoría 1				
<i>Auxis rochei</i>	2	0	0	0
<i>Dentex dentex</i>	1	1	2	2
<i>Seriola dumerili</i>	23	4	8	6
<i>Sphyraena viridensis</i>	0	1	1	0
Categoría 3				
<i>Diplodus puntazzo</i>	7	4	10	2
<i>Diplodus sargus</i>	49	33	41	17
<i>Diplodus vulgaris</i>	103	74	74	91
<i>Sparisoma cretense</i>	0	1	0	0
<i>Sparus aurata</i>	2	0	0	1
<i>Spondyliosoma cantharus</i>	4	8	1	17
Categoría 5				
<i>Epinephelus costae</i>	4	2	4	0
<i>Epinephelus marginatus</i>	7	15	3	1
<i>Labrus merula</i>	5	2	3	2
<i>Mycteroperca rubra</i>	0	1	0	0
<i>Sciaena umbra</i>	12	10	7	4
Categoría 6				
<i>Conger conger</i>	0	1	0	0
<i>Muraena helena</i>	0	3	5	1
<i>Scorpaena scrofa</i>	0	0	1	0
Nº de especies	9	12	10	9

El análisis de la varianza no ha hallado diferencias ni entre los dos niveles de protección ni entre las zonas encajadas en cada nivel de protección (Tabla 3.21 y Tabla 3.22).

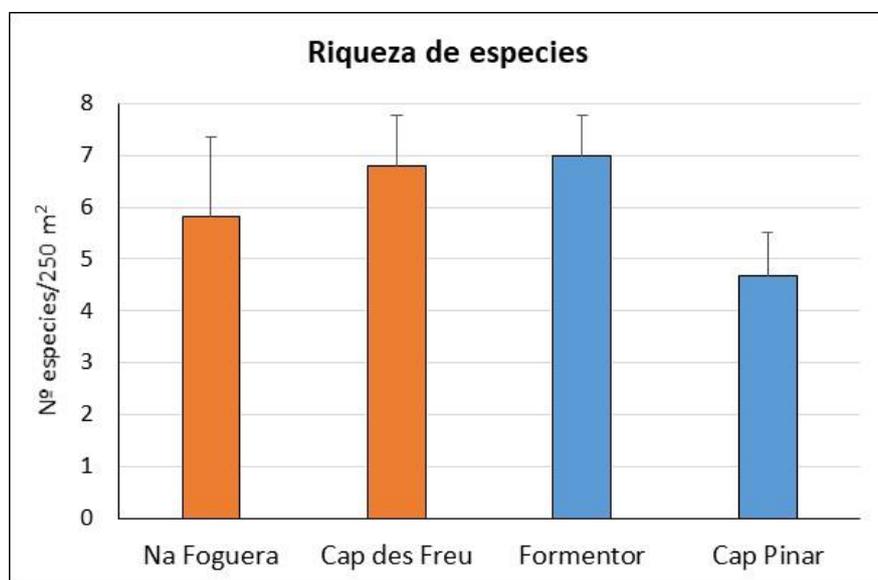


Figura 3.11. Riqueza específica (número de especies/250 m²; media ± EE) obtenida en los cuatro sitios de muestreo profundo en 2022.

Tabla 3.21. Análisis de la varianza para la riqueza de especies con los factores nivel de protección (Prot) y las zonas encajadas en el nivel de protección (Zona(Prot)). SC: suma de cuadrados; GL: grados de libertad; MC: media de cuadrados; F: F test; p: nivel de significancia (en rojo para valores <0,05). N= 23 transectos de 250 m².

	SC	GL	MC	F	p
Intercept	843,5571	1	843,5571	89,41050	0,010887
Prot	1,3349	1	1,3349	0,14149	0,742854
Zona(Prot)	18,8818	2	9,4409	1,41279	0,267907
Error	126,9667	19	6,6825		

Tabla 3.22. Análisis de la varianza para la riqueza de especies entre los dos niveles de protección (Prot) al realizar el *pooling* del efecto Zona y del error. SC: suma de cuadrados; GL: grados de libertad; MC: media de cuadrados; F: F test; p: nivel de significancia (en rojo para valores <0,05). N= 23 transectos de 250 m².

	SC	GL	MC	F	p
Intercept	841,1080	1	841,1080	121,1070	0,000000
Prot	1,1080	1	1,1080	0,1595	0,693613
Error	145,8485	21	6,9452		

3.3.2. La densidad total de especies vulnerables (Dt)

Este indicador ha presentado valores mayores en las dos zonas estudiadas dentro de la reserva parcial, con densidades por encima de los 30 individuos por transecto. En las zonas control, la densidad no ha superado los 25 individuos/250 m² (Figura 3.12). Ninguna de estas diferencias ha resultado significativa para este indicador (Tabla 3.23 y Tabla 3.24).

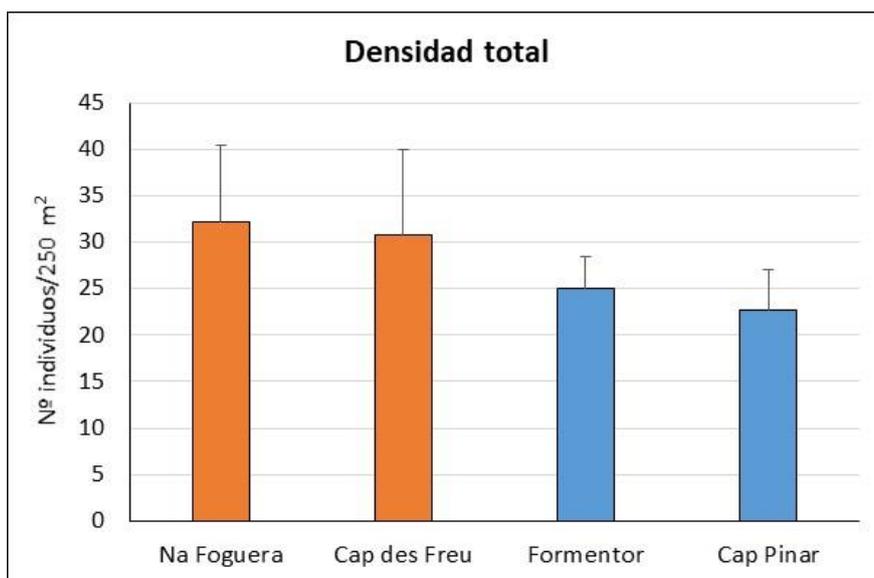


Figura 3.12. Densidad total (número de individuos/250 m²; media ± EE) obtenida en los cuatro sitios de muestreo profundo en 2022.

Tabla 3.23. Análisis de la varianza para la densidad con los factores nivel de protección (Prot) y las zonas encajadas en el nivel de protección (Zona(Prot)). SC: suma de cuadrados; GL: grados de libertad; MC: media de cuadrados; F: F test; p: nivel de significancia (en rojo para valores <0,05). N= 23 transectos de 250 m².

	SC	GL	MC	F	p
Intercept	44,89729	1	44,89729	4412,631	0,000190
Prot	0,03160	1	0,03160	3,105	0,217065
Zona(Prot)	0,02015	2	0,01007	0,185	0,832503
Error	1,03409	19	0,05443		

Tabla 3.24. Análisis de la varianza para la densidad entre los dos niveles de protección (Prot) al realizar el *pooling* del efecto Zona y el error. SC: suma de cuadrados; GL: grados de libertad; MC: media de cuadrados; F: F test; p: nivel de significancia (en rojo para valores <0,05). N= 23 transectos de 250 m².

	SC	GL	MC	F	p
Intercept	45,16709	1	45,16709	899,7089	0,000000
Prot	0,03374	1	0,03374	0,6721	0,421525
Error	1,05424	21	0,05020		

3.3.3. La biomasa total de especies vulnerables (Bt)

La biomasa ha sido superior en los dos sitios de la reserva parcial con respecto a los dos sitios situados en zonas no protegidas (Figura 3.13 y Tabla 3.25). No obstante, los valores obtenidos en la reserva parcial (7,3 y 9,4 kg/250 m² en Na Foguera y el Cap des Freu, respectivamente) son más bien discretos en el contexto del estrato profundo en zonas protegidas del archipiélago balear, teniendo en cuenta además que la reserva parcial de ámbito estatal suma 22 años de protección. En el análisis de la varianza no se detectaron diferencias en cuanto al nivel de protección ni entre las zonas dentro de un mismo nivel de protección (Tabla 3.26).

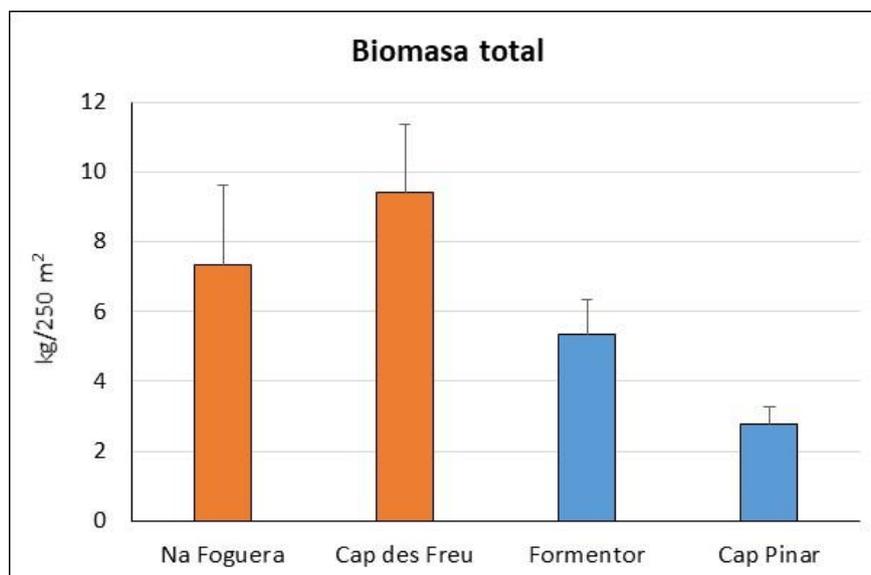


Figura 3.13. Biomasa total de especies (kg/250 m²; media ± EE) obtenida en los cuatro sitios de muestreo profundo en 2022.

Tabla 3.25. Biomasa total y por especie (g ± EE) obtenida en los cuatro sitios de muestreo profundo en 2022.

	Na Foguera		Cap des Freu		Cala Engossalba		Cap Pinar	
	Media	EE	Media	EE	Media	EE	Media	EE
Biomasa total	7329,8	2284,8	9416,9	1924,5	5350,2	985,6	2779,8	511,5
Biomasa NT>3,5	2951,9	1026,1	5312,7	718,9	1953,3	464,6	562,4	291,2
<i>Auxis rochei</i>	249,0	249,0	0	0	0	0	0	0
<i>Conger conger</i>	0	0	235,4	235,4	0	0	0	0
<i>Dentex dentex</i>	340,9	340,9	899,1	899,1	123,0	116,3	28,9	18,6
<i>Diplodus puntazzo</i>	324,2	259,0	225,9	151,2	386,3	122,6	46,4	33,5
<i>Diplodus sargus</i>	2010,8	720,4	2108,5	586,0	1745,2	424,7	493,8	168,5
<i>Diplodus vulgaris</i>	1909,8	896,5	1546,3	771,1	1260,9	520,2	1152,5	392,9
<i>Epinephelus costae</i>	466,4	310,4	360,5	234,3	465,3	165,5	0	0
<i>Epinephelus marginatus</i>	598,1	436,8	2388,3	466,1	455,8	294,1	124,8	124,8
<i>Labrus merula</i>	244,2	161,1	116,2	116,2	144,3	96,6	76,9	48,8
<i>Muraena helena</i>	0	0	592,5	446,6	571,7	333,0	169,8	169,8
<i>Mycteroperca rubra</i>	0	0	261,4	261,4	0	0	0	0
<i>Phycis phycis</i>	0	0	0	0	27,8	27,8	0	0
<i>Sciaena umbra</i>	1516,2	742,6	1358,4	867,0	222,1	133,7	147,9	130,6
<i>Scorpaena scrofa</i>	0	0	0	0	66,3	66,3	0	0
<i>Seriola dumerili</i>	1525,0	761,0	347,8	253,5	598,9	549,5	730,4	730,4
<i>Sparisoma cretense</i>	0	0	92,7	92,7	0	0	0	0
<i>Sparus aurata</i>	127,1	81,8	0	0	0	0	43,0	43,0
<i>Sphyaena viridensis</i>	0	0	188,7	188,7	39,2	39,2	0	0
<i>Spondyliosoma cantharus</i>	133,1	88,7	130,8	109,4	4,5	4,5	524,7	272,1

Tabla 3.26. Análisis de la varianza para la biomasa total con los factores nivel de protección (Prot) y las zonas encajadas en el nivel de protección (Zona(Prot)). SC: suma de cuadrados; GL: grados de libertad; MC: media de cuadrados; F: F test; p: nivel de significancia (en rojo para valores <0,05). N= 23 transectos de 250 m².

	SC	GL	MC	F	p
Intercept	308,8395	1	308,8395	1501,817	0,000656
Prot	0,4363	1	0,4363	2,122	0,282273
Zona(Prot)	0,4118	2	0,2059	2,014	0,160914
Error	1,9419	19	0,1022		

3.3.4. La distribución de la biomasa entre especies

La biomasa de Na Foguera ha estado dominada por los espáridos, principalmente por el sargo *D. sargus* y la mojarra *D. vulgaris*, que han representado el 53,5% de la biomasa total (Figura 3.14), aunque también destacan otras especies vulnerables como el corvallo *S. umbra* (20,7%), el mero *E. marginatus* (8,2%) y el falso abadejo *E. costae* (6,4%). En el Cap des Freu, la especie dominante en cuanto a biomasa ha sido *E. marginatus* (25,4%). Otros dos grandes serránidos, *E. costae* y *M. rubra*, han supuesto el 6,6% de la biomasa. Así, la contribución de estas tres especies de meros, junto con *S.*

umbra (14,4%) y la morena *M. helena* (6,3%), domina sobre la de los espàridos *D. sargus* y *D. vulgaris* (38,8% entre ambas) en este sitio.

En las dos zonas control, la contribución de los dos principales espàridos ha sido del 56,2% en Formentor y del 59,3% en el Cap Pinar (Figura 3.14), resultando muy similar a la observada en Na Foguera (53,5%). En Formentor, otras tres especies han resultado relativamente importantes: *M. helena*, *E. costae* y *E. marginatus*, que en conjunto han representado el 24,4% de la biomasa de especies demersales. En el Cap Pinar ha resultado importante la chopa *Spondyliosoma cantharus* (18,9%), mientras que especies vulnerables como el mero y el corvallo han tenido menor influencia sobre la biomasa del conjunto de especies censadas.

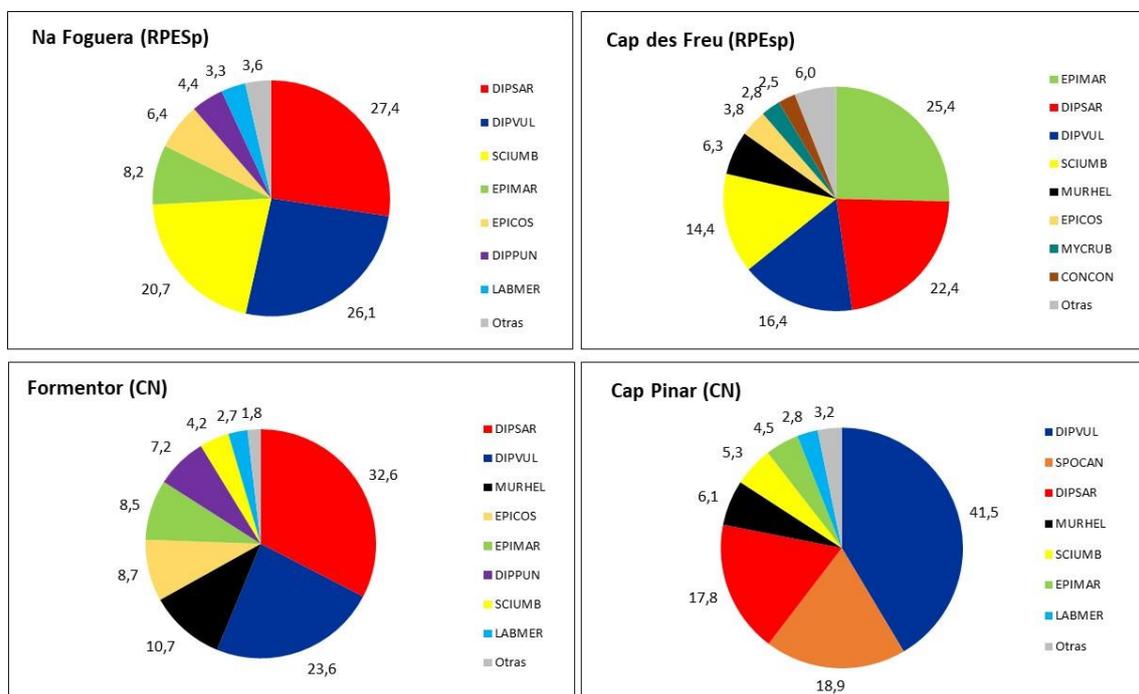


Figura 3.14. Contribución relativa a la biomasa total (%) de las especies censadas en 2022 en los cuatro sitios de muestreo profundo. La categoría "Otras" incluye aquellas especies cuya contribución no alcanza, individualmente, el 2,5%.

3.3.5. La biomasa de las especies de nivel trófico elevado (NT>3,5)

Las diferencias entre niveles de protección han sido similares a las observadas para la biomasa total, con la salvedad de que en el Cap des Freu se ha observado una mayor contribución de estas especies, alcanzando el 56% del total, mientras que en Na Foguera han representado el 40%, el 37% en Formentor y el 20% en el Cap Pinar. El ANOVA ha indicado que existen diferencias más importantes entre sitios dentro de un mismo nivel de protección que entre los dos niveles de protección considerados (Tabla 3.27).

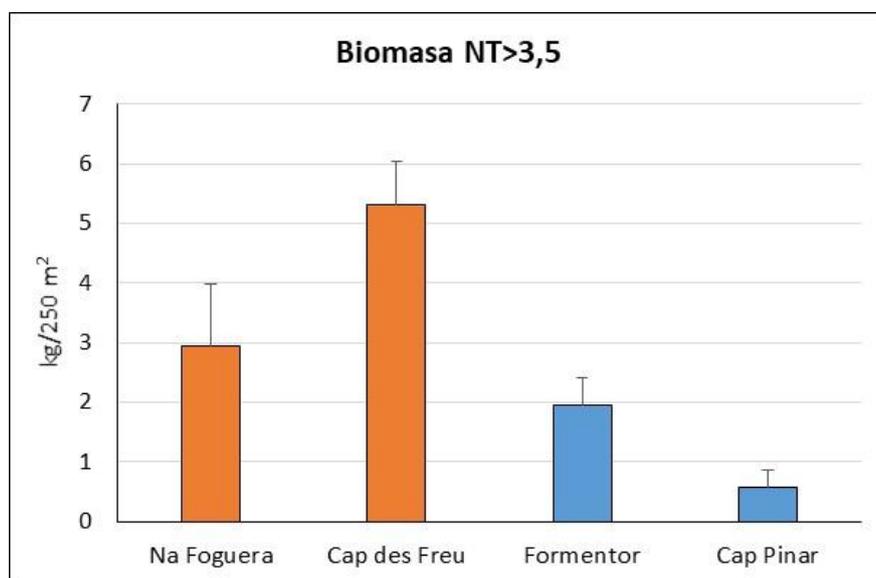


Figura 3.15. Biomasa de las especies de nivel trófico superior a 3,5 (kg/250 m²; media ± EE) obtenida en los cuatro sitios de muestreo profundo en 2022.

Tabla 3.27. Análisis de la varianza para la biomasa de las especies de nivel trófico superior a 3,5 con los factores nivel de protección (Prot) y las zonas encajadas en el nivel de protección (Zona(Prot)). SC: suma de cuadrados; GL: grados de libertad; MC: media de cuadrados; F: F test; p: nivel de significancia (en rojo para valores <0,05). N= 23 transectos de 250 m².

	SC	GL	MC	F	p
Intercept	166022912	1	166022912	15,83521	0,057626
Prot	47214484	1	47214484	4,50330	0,167708
Zona(Prot)	21004302	2	10502151	3,91698	0,037640
Error	50942592	19	2681189		

3.4. LA MULA DE CALA AGULLA. EVOLUCIÓN DE LOS INDICADORES DURANTE EL PERIODO 2016-2022.

3.4.1. La riqueza de especies vulnerables

A lo largo de las cuatro campañas en las que se han efectuado censos en La Mula, se han registrado 16 especies vulnerables, entre las que se contabilizan 5 pertenecientes a la categoría 1 (Tabla 3.28). Para el resto de categorías, el número de especies ha sido bastante constante, variando en términos absolutos entre 7 y 9, y resultando en unas riquezas medias situadas en el intervalo 6,3 – 7,3 especies/250 m² (Figura 3.16). Esta homogeneidad se manifiesta en el análisis de la varianza, resultando en un valor elevado de $p = 0,85$; (Tabla 3.29).

Las especies más abundantes y frecuentes han sido el sargo *D. sargus* y la mojarra *D. vulgaris*. También se han observado todos los años el sargo picudo *D. puntazzo*, el mero *E. marginatus*, el falso abadejo *E. costae* y el corvallo *S. umbra*. En cambio, ha sido esporádica la presencia de la dorada *Sparus aurata*, el tordo *Labrus viridis*, la chopo *S. cantharus* y la morena *M. helena*.

Tabla 3.28. Abundancia de las especies registradas en la Mula de Cala Agulla durante las campañas llevadas a cabo en el periodo 2016-2022. Para cada año de muestreo se indica (N) el número de transectos llevados a cabo.

N	2016	2018	2020	2022
	3	3	3	6
Categoría 1				
<i>Auxis rochei</i>	0	0	0	3
<i>Dentex dentex</i>	8	1	6	0
<i>Seriola dumerili</i>	1	0	1	2
<i>Sphyræna viridensis</i>	151	24	0	32
<i>Trachurus sp.</i>	0	0	0	16
Categoría 3				
<i>Diplodus puntazzo</i>	3	3	3	3
<i>Diplodus sargus</i>	26	32	21	21
<i>Diplodus vulgaris</i>	97	87	16	62
<i>Sparus aurata</i>	0	0	0	4
<i>Spondylisoma cantharus</i>	2	0	0	4
Categoría 5				
<i>Epinephelus costae</i>	7	9	7	18
<i>Epinephelus marginatus</i>	3	2	10	15
<i>Labrus merula</i>	2	0	2	1
<i>Mycteroperca rubra</i>	0	3	2	0
<i>Sciaena umbra</i>	11	11	15	12
Categoría 6				
<i>Muraena helena</i>	0	0	3	0
Nº d'espècies	11	9	11	13

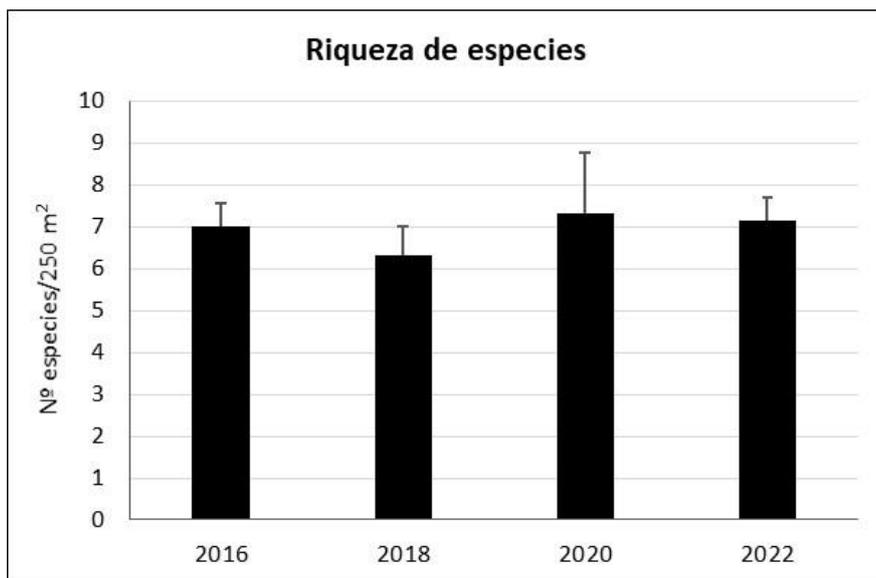


Figura 3.16. Riqueza específica (número de especies/250 m²; media ± EE) obtenida en la Mula de Cala Agulla durante las campañas llevadas a cabo en el periodo 2016-2022.

Tabla 3.29. Análisis de la varianza para la riqueza de especies sobre el factor tiempo (Año) en la Mula de Cala Agulla. SC: suma de cuadrados; GL: grados de libertad; MC: media de cuadrados; F: F test; p: nivel de significancia (en rojo para valores <0,05). N= 15 transectos de 250 m².

	SC	GL	MC	F	p
Intercept	664,0238	1	664,0238	279,1438	0,000000
Año	1,8333	3	0,6111	0,2569	0,854878
Error	26,1667	11	2,3788		

3.4.2. La densidad total de especies vulnerables (Dt)

La densidad de peces vulnerables fue mayor en 2016 y 2018 ($50,3 \pm 22,9$ y 49 ± 15 individuos/250 m², respectivamente) que en los dos años posteriores ($26,3 \pm 5,2$ individuos/250 m² en 2020 y $23,3 \pm 2,1$ individuos/250 m² en 2022) (Figura 3.17). No obstante, la dispersión de valores entre transectos en los dos primeros años ha impedido que estas diferencias resultaran significativas, tal como indica el análisis de la varianza (Tabla 3.30). Dichas diferencias son debidas, esencialmente, a la mayor abundancia en 2016 y 2018 de sargos y mojarras, que además se presentan formando bancos más o menos numerosos.

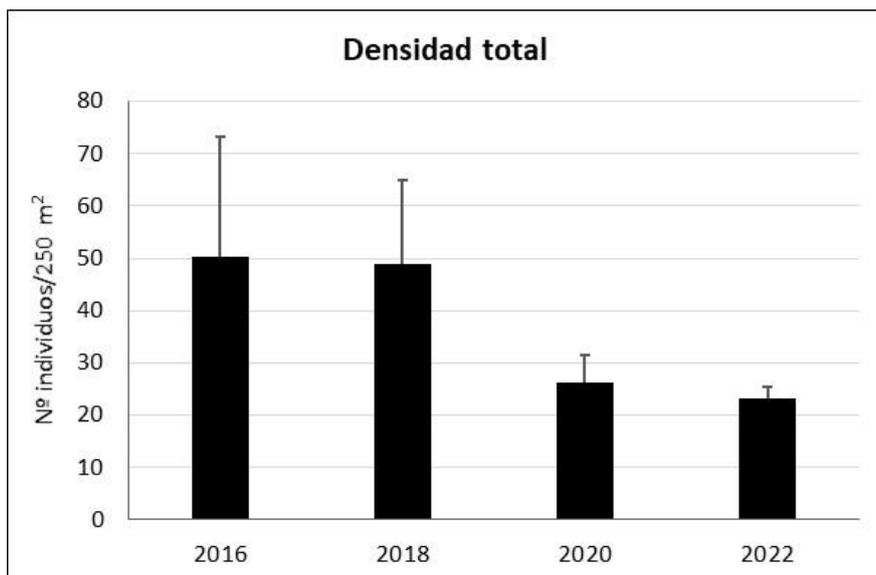


Figura 3.17. Densidad total (número de individuos/250 m²; media ± EE) obtenida en la Mula de Cala Agulla durante las campañas llevadas a cabo en el periodo 2016-2022.

Tabla 3.30. Análisis de la varianza para la densidad sobre el factor tiempo (Año) en la Mula de Cala Agulla. SC: suma de cuadrados; GL: grados de libertad; MC: media de cuadrados; F: F test; p: nivel de significancia (en rojo para valores <0,05). N= 15 transectos de 250 m².

	SC	GL	MC	F	p
Intercept	31,64374	1	31,64374	815,7213	0,000000
Año	0,22318	3	0,07439	1,9177	0,185227
Error	0,42672	11	0,03879		

3.4.3. La biomasa total de especies vulnerables (Bt)

Este indicador se mantuvo estable entre 2016 y 2020, presentando valores dentro del intervalo 13-15 kg/250 m² (Tabla 3.31 y Figura 3.18). En 2022, su valor ha descendido a 9 kg/250 m², aunque no ha implicado diferencias significativas entre los años de muestreo (Tabla 3.32).

Tabla 3.31. Biomasa total y por especie (g ± EE) obtenida en la Mula de Cala Agulla durante las campañas llevadas a cabo en el periodo 2016-2022.

	2016		2018		2020		2022	
	Media	EE	Media	EE	Media	EE	Media	EE
Biomasa total	14970,2	5134,7	13188,5	3067,4	14011,1	4997,3	9032,9	1989,5
Biomasa NT>3,5	6918,5	3247,6	6696,7	4003,1	11284,4	5172,3	7014,6	2088,4
<i>Auxis rochei</i>	0	0	0	0	0	0	519,5	519,5
<i>Dentex dentex</i>	2532,4	948,3	234,7	234,7	3468,9	1802,6	0	0
<i>Diplodus puntazzo</i>	381,9	381,9	195,6	105,1	336,5	169,4	71,8	50,1
<i>Diplodus sargus</i>	1971,1	388,6	3085,2	1128,8	2215,6	203,9	855,6	243,3
<i>Diplodus vulgaris</i>	5670,1	4784,6	3210,9	2310,5	174,6	127,2	1051,9	415,9
<i>Epinephelus costae</i>	1527,4	793,2	1974,2	903,1	1915,9	309,2	1644,2	1018,2
<i>Epinephelus marginatus</i>	1509,1	904,3	642,1	324,1	5264,3	2007,3	2451,8	574,4
<i>Labrus merula</i>	431,9	431,9	0	0	295,4	295,4	64,4	64,4
<i>Muraena helena</i>	0	0	0	0	602,3	332,8	0	0
<i>Mycteroperca rubra</i>	0	0	864,3	864,3	1283,8	1283,8	0	0
<i>Sciaena umbra</i>	3450,0	2810,2	3216,1	2116,5	1922,7	1922,7	2156,4	1437,2
<i>Seriola dumerili</i>	373,3	373,3	0	0	688,5	688,5	169,5	107,2
<i>Sparus aurata</i>	0	0	0	0	0	0	697,8	697,8
<i>Sphyræna viridensis</i>	20782,8	20312,8	7318,6	7318,6	0	0	1980,7	1716,9
<i>Spondylisoma cantharus</i>	28,6	28,6	0	0	0	0	39,1	12,8
<i>Trachurus spp.</i>	0	0	0	0	0	0	752,6	436,1

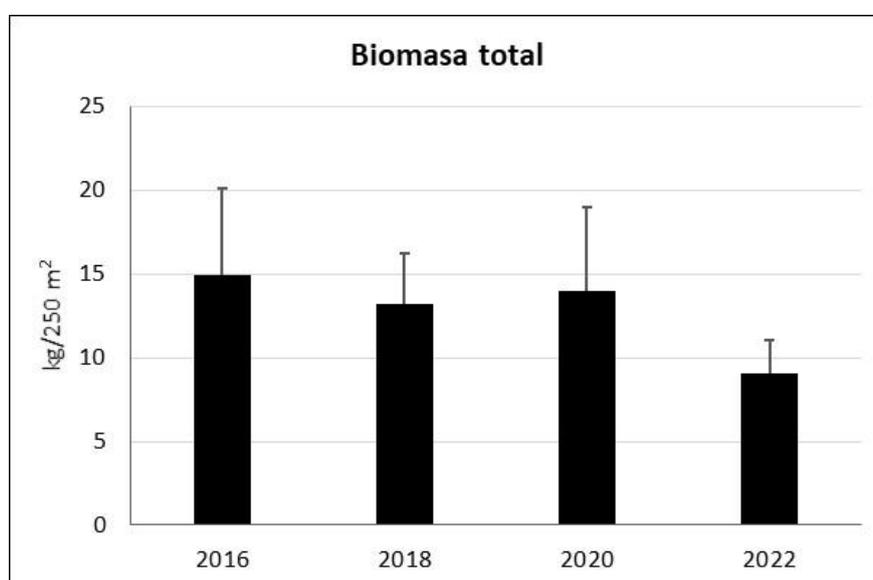


Figura 3.18. Biomasa total de especies (kg/250 m²; media ± EE) obtenida en la Mula de Cala Agulla durante las campañas llevadas a cabo en el periodo 2016-2022.

Tabla 3.32. Análisis de la varianza para la biomasa total sobre el factor tiempo (Año) en la Mula de Cala Agulla. SC: suma de cuadrados; GL: grados de libertad; MC: media de cuadrados; F: F test; p: nivel de significancia (en rojo para valores <0,05). N= 15 transectos de 250 m².

	SC	GL	MC	F	p
Intercept	2,247193E+09	1	2,247193E+09	51,15403	0,000019
Año	9,562663E+07	3	3,187554E+07	0,72560	0,557629
Error	4,832291E+08	11	4,392992E+07		

3.4.4. La distribución de la biomasa entre especies

Durante los dos primeros años de muestreo, el sargo *D. sargus* y la mojarra *D. vulgaris* constituyeron cerca de la mitad de la biomasa de especies vulnerables de La Mula. Así, en 2016 representaron, conjuntamente, el 51% de esta biomasa, y el 48% en 2018. Los valores obtenidos tras esos años descendieron al 17% en 2020 (con la mojarra representando tan solo el 1,2%) y al 21% en 2022 (Figura 3.19). En general, se observan aumentos y descensos en la contribución de estas especies, lo cual también ocurre con otra de carácter más sedentario, más longeva y de nivel trófico superior como el mero *E. marginatus*, que ha oscilado entre el 5% en 2018 y el 38% en 2020. El corvallo *S. umbra* se ha mantenido estable alrededor del 24%, excepto en 2020 (14%), y el falso abadejo *E. costae* ha aumentado paulatinamente del 10% al 18%. El resto de especies ha aparecido de forma esporádica.

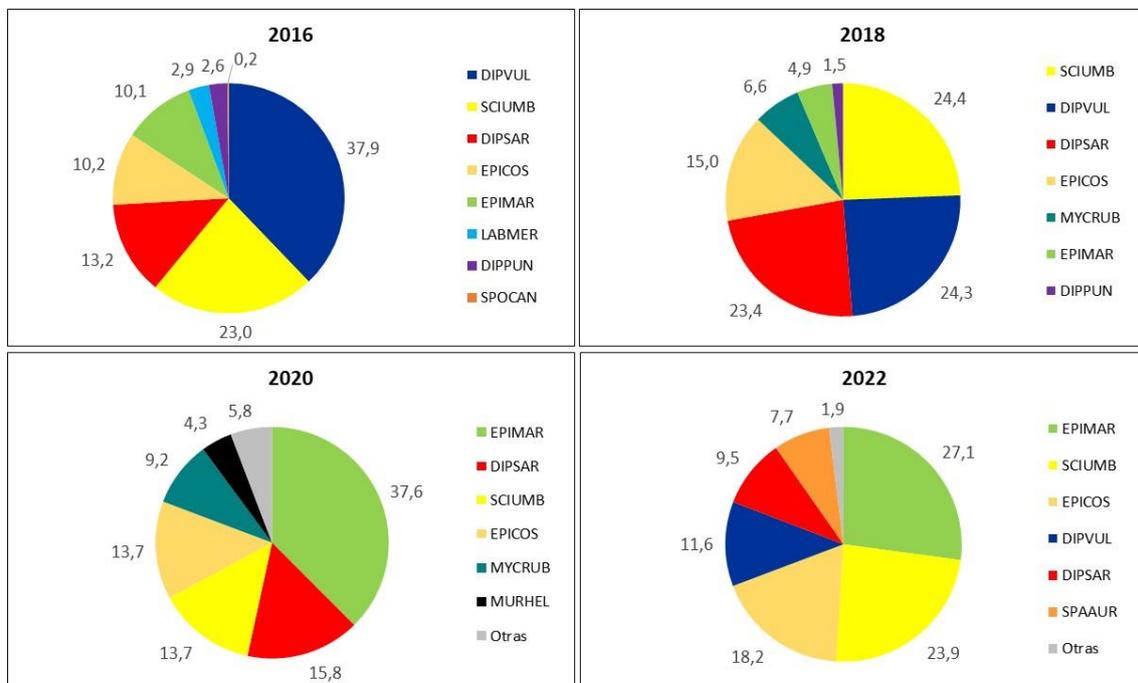


Figura 3.19. Contribución relativa a la biomasa total (%) de las especies censadas en la Mula de Cala Agulla durante las campañas llevadas a cabo en el periodo 2016-2022. La categoría “Otras” incluye aquellas especies cuya contribución no alcanza, individualmente, el 2,5%.

3.4.5. La biomasa de las especies de nivel trófico elevado (NT>3,5)

Este indicador presentó valores muy similares en 2016 y 2018 (6,9 y 6,7 kg/250 m², respectivamente). En 2020 se incrementó de manera notable hasta los 11,3 kg/250 m², para luego regresar a los 7,0 kg/250 m² obtenidos en 2022 (Figura 3.20). No obstante, cabe destacar la importancia de la biomasa de las especies de nivel trófico elevado con respecto a la biomasa total, ya que durante los dos primeros años (2016 y 2018) la B_{NT>3,5} representó entre el 46% y el 51% de la B_t. En cambio, en 2020 y en 2022, la B_{NT>3,5} significó el 80% y el 78% de la B_t, lo cual se puede apreciar también en el apartado anterior.

Con todo, a pesar de las diferencias entre los valores obtenidos en 2020 con respecto a los del resto de años, estas no fueron significativas debido a la variabilidad entre transectos (Tabla 3.33).

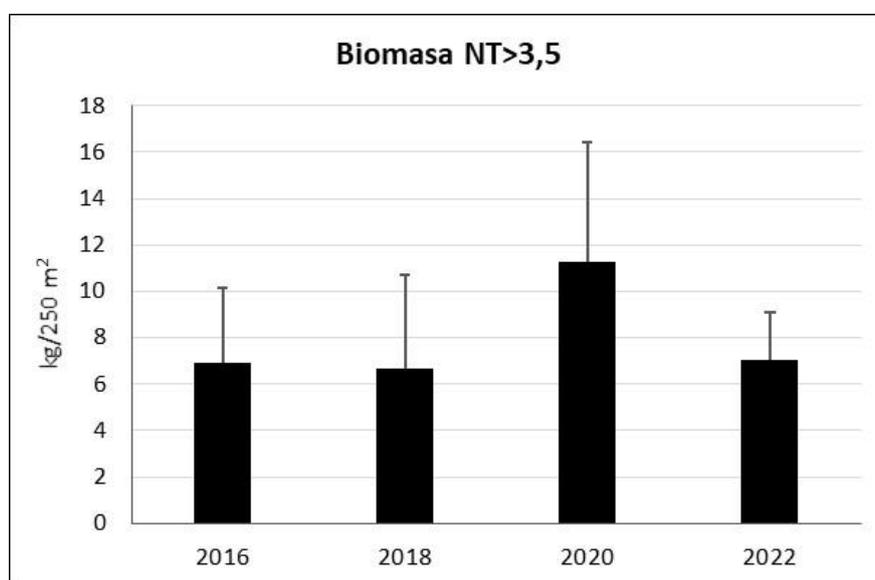


Figura 3.20. Biomasa de las especies de nivel trófico superior a 3,5 (kg/250 m²; media ± EE) obtenida en la Mula de Cala Agulla durante las campañas llevadas a cabo en el periodo 2016-2022.

Tabla 3.33. Análisis de la varianza para la biomasa de las especies de nivel trófico superior a 3,5 sobre el factor tiempo (Año) en la Mula de Cala Agulla. SC: suma de cuadrados; GL: grados de libertad; MC: media de cuadrados; F: F test; p: nivel de significancia (en rojo para valores <0,05). N= 15 transectos de 250 m².

	SC	GL	MC	F	p
Intercept	873016282	1	873016282	21,30332	0,000746
Año	46104890	3	15368297	0,37502	0,772804
Error	450783231	11	40980294		

3.2.6. Análisis de tallas de las principales especies

El sargo *Diplodus sargus*

Las estaciones superficiales situadas dentro de la RMLLM muestran un incremento en la talla media de *D. sargus* entre 2008 y 2022 (Tabla 3.34 y Fig. 3.21), que es más acusado en las aguas interiores (5,7 cm en la reserva integral y 6 cm en la reserva parcial) en comparación con la reserva parcial de ámbito estatal (3,6 cm). Aunque la tendencia es positiva, también se observa que esta no es continua. Esto mismo sucede en las zonas control, donde la talla media ha variado en menor medida (caso del control sur) e incluso ha descendido (caso el control norte). Con el fin de calibrar el efecto de la prohibición de la pesca submarina en la reserva parcial de aguas interiores en 2016, se analizaron las distribuciones de tallas en dos períodos: 2008-2016 frente a 2018-2022. La talla media se incrementó del primer al segundo periodo, y también estas diferencias se reflejaron en el test K-S ($p < 0,01$), aunque esto se produjo en todos y cada uno de los niveles de protección estudiados.

En cualquier caso, las tallas medias correspondientes a 2022 han sido mayores en la reserva integral ($19,3 \pm 6,5$ cm) y en la reserva parcial de aguas exteriores ($22,8 \pm 5,6$ cm), mientras que la de la reserva parcial de aguas interiores ($16,6 \pm 7,3$ cm) ha sido superada por la del control sur ($18,5 \pm 5,3$ cm). También es interesante comentar las tallas modales obtenidas en 2022 (Fig. 3.22), que en general han sido superiores dentro de la reserva (24 cm, 20 cm y 24-26 cm en la reserva parcial, en aguas interiores y en aguas exteriores, respectivamente) a las obtenidas en las zonas control (12 cm en el control norte y 20 mcm en el control sur). Estas diferencias entre los cinco niveles de protección se confirmaron estadísticamente (test de Kruskal-Wallis; $p < 0,001$), identificándose entre la reserva parcial de aguas exteriores con respecto al resto de zonas (Wilcoxon test; $p < 0,001$), y en el control norte respecto a la reserva integral y al control sur ($p < 0,001$). Asimismo, cabe mencionar que solamente en la reserva marina se censaron individuos mayores de 26 cm. Considerando la talla de primera madurez de *D. sargus* (21 cm TL; Mouine *et al.*, 2007), la mayor proporción de individuos adultos se registró en la reserva parcial de ámbito estatal (76%), seguida de la reserva integral (42%). La reserva parcial de ámbito autonómico (32%) presentó una proporción similar a la del control sur (35%). Mientras, la fracción de individuos maduros en el control norte fue muy exigua (8%).

Tanto en el Faralló d'Albarca como en el Faralló de Cala Gat se aprecia una disminución de la talla media de *D. sargus* en 2022 tras la tendencia positiva observada entre 2016 y 2020 (Tabla 3.35). Aun así, las diferencias en las tallas medias, tanto entre 2016 y 2022 como entre periodos, son más acusadas en el Faralló d'Albarca (3,7 cm y 6,3 cm, respectivamente) que en el Faralló de Cala Gat (1,3 cm y 2 cm).

En el estrato profundo, en la Mula de Cala Agulla las tallas medias han aumentado entre 2016 y 2020, disminuyendo en 2022 a un valor muy similar al de 2016. Por lo que respecta a las otras dos zonas (Na Foguera y Cap des Freu en la reserva parcial estatal, y las dos zonas control), existen diferencias que no se pueden atribuir a la

protección, ya que, en general, las tallas han sido mayores en las zonas no protegidas ($p < 0,05$).

Tabla 3.34. Estadística descriptiva de las tallas del sargo *Diplodus sargus* en las cinco zonas superficiales estudiadas. N: número de individuos; DE: desviación estándar. Mín y M^àx: tallas mínimas y máximas observadas.

RI	N	Media	DE	Mín.	Máx.	Periodo	Media	DE
2008	70	13,6	4,5	4	26			
2009	53	16,3	5,3	6	28			
2010	56	18,3	3,3	12	26			
2016	236	17,9	6,7	4	34	2008-2016	17,1	6,0
2018	127	18,1	6,1	8	33			
2020	215	16,9	7,6	4	30			
2022	71	19,3	6,5	4	30	2018-2022	17,7	7,1
RPBal								
2008	69	10,6	2,6	6	20			
2009	65	13,5	4,6	6	28			
2010	12	17,5	7,2	7	28			
2016	145	15,9	6,4	6	32	2008-2016	14,2	5,8
2018	112	18,2	6,6	8	31			
2020	110	15,9	7,1	4	29			
2022	81	16,6	7,3	3	30	2018-2022	16,9	7,0
RPEsp								
2008	144	19,2	5,4	6	28			
2009	73	18,5	5,3	8	28			
2010	80	15,9	5,2	8	32			
2016	154	20,6	6,8	4	34	2008-2016	18,9	6,1
2018	179	20,8	5,6	6	34			
2020	219	22,2	5,7	5	32			
2022	74	22,8	5,6	8	30	2018-2022	21,8	5,7
CN								
2008	37	16,2	4,0	10	24			
2009	64	14,0	4,1	8	24			
2010	27	18,2	6,2	8	32			
2016	106	15,2	5,0	6	28	2008-2016	15,4	4,9
2018	59	18,6	4,9	8	28			
2020	88	17,4	6,3	6	29			
2022	25	13,8	4,7	6	25	2018-2022	17,3	5,8
CS								
2008	103	15,9	4,1	6	28			
2009	70	14,8	4,6	6	25			
2010	51	16,5	3,2	12	24			
2016	121	14,5	6,2	4	26	2008-2016	15,3	5,0
2018	123	17,0	4,3	6	26			
2020	143	18,5	5,9	5	30			
2022	77	18,5	5,3	4	26	2018-2022	18,0	5,3

Tabla 3.35. Estadística descriptiva de las tallas del sargo *Diplodus sargus* en las zonas superficiales del Faralló d'Albarca y el Faralló de Cala Gat, y en las tres zonas profundas (P) estudiadas. N: número de individuos; DE: desviación estándar. Mín y M^áx: tallas mínimas y máximas observadas.

Faralló d'Albarca	N	Media	DE	Mín.	Máx.	Periodo	Media	DE
2016	58	16,8	3,9	8	26			
2018	46	18,5	4,2	10	30	2016-2018	17,6	4,1
2020	63	25,8	5,2	14	33			
2022	37	20,5	5,1	10	29	2020-2022	23,9	5,8
Faralló de Cala Gat								
2016	152	23,2	4,5	8	35			
2018	162	22,9	4,5	12	32	2016-2018	23,0	4,5
2020	131	25,1	5,1	8	34			
2022	42	24,5	4,7	14	30	2020-2022	25,0	5,0
Mula de Cala Agulla (P)								
2016	26	22,8	4,3	12	30			
2018	32	24,6	4,8	16	33			
2020	21	25,6	4,1	16	32			
2022	21	23,0	5,2	16	33			
Na Foguera (P)								
2022	41	23,9	4,0	12	30			
Cap des Freu (P)								
2022	17	20,9	4,0	14	28			
Cap Pinar (P)								
2022	49	23,5	4,0	14	32			
Cala Engossalba (P)								
2022	33	25,6	4,4	17	32			

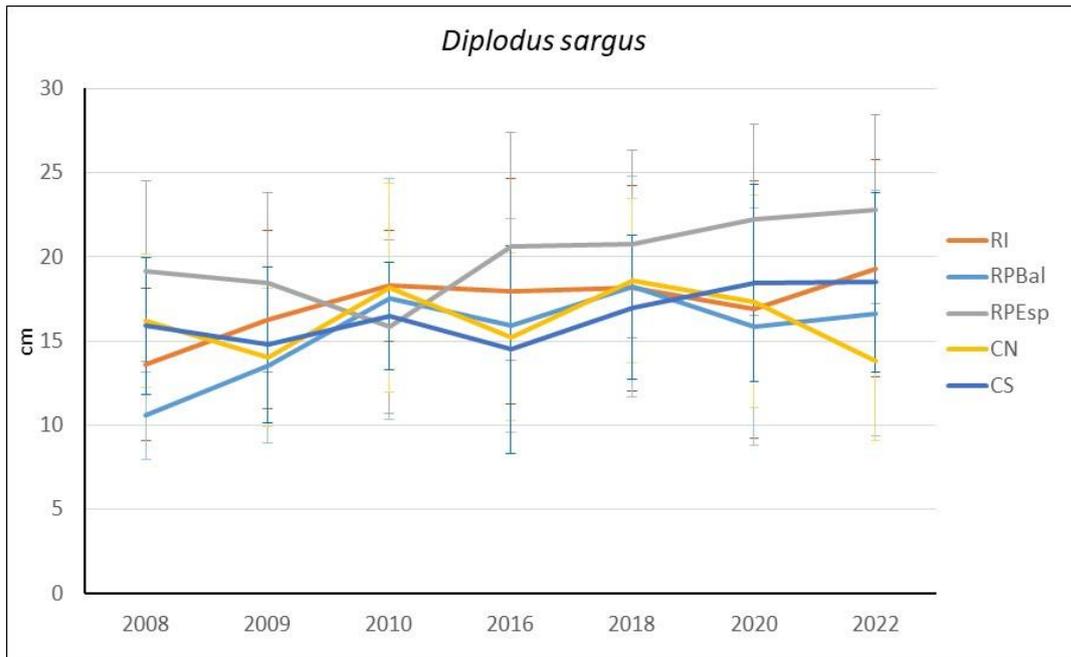


Figura 3.21. Evolución de la talla media (\pm desviación estándar) del sargo *Diplodus sargus* en las cinco zonas estudiadas (unificando las dos estaciones de muestreo en cada una de ellas).

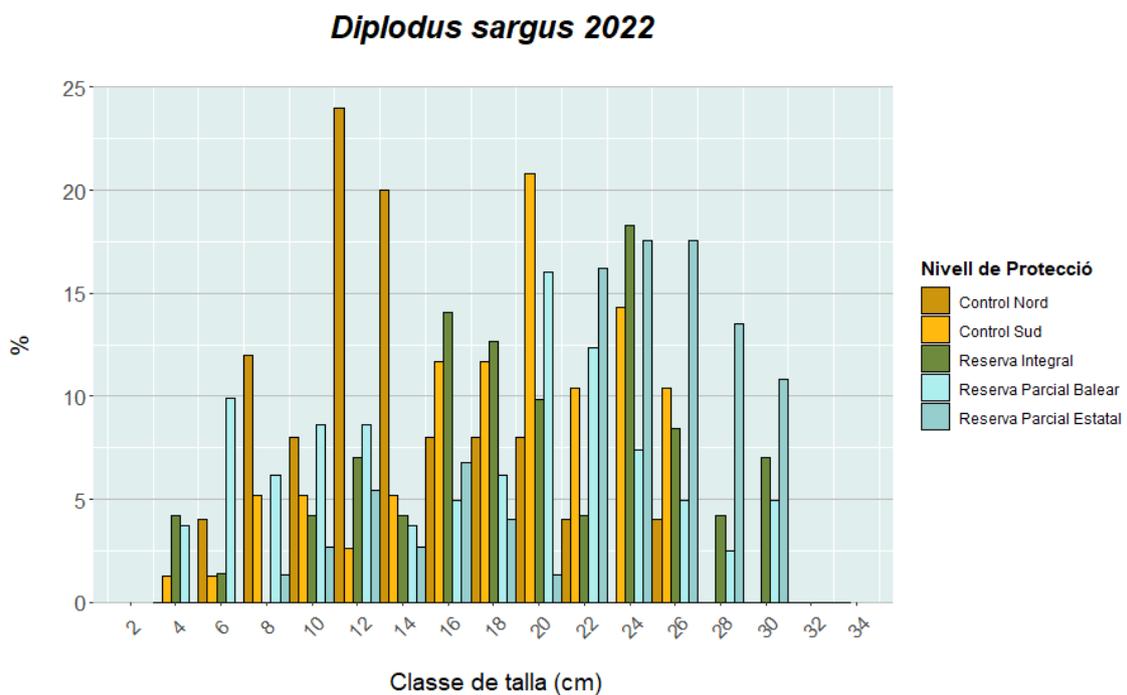


Figura 3.22. Frecuencias de tallas (intervalos de 2 cm) del sargo *Diplodus sargus* en 2022 en las cinco zonas superficiales estudiadas (unificando las dos estaciones de muestreo en cada una de ellas). Número de individuos censados: RI: 71; RPBal: 81; RPEsp: 74; CN: 25; CS: 77.

La mojarra *Diplodus vulgaris*

La talla media de *D. vulgaris* aumentó, entre 2008 y 2022, en todas las estaciones superficiales excepto en el control norte, donde descendió muy ligeramente (Tabla 3.36 y Fig. 3.23). Este incremento fue mayor en la reserva integral (6 cm) y en la reserva parcial de aguas interiores (3,1 cm), mientras que en la reserva parcial de aguas exteriores la talla media solo aumentó en 1 cm entre el primer y el último año. Cabe señalar que dichos aumentos en la talla media no son continuos, sino que su evolución a lo largo de los años presenta altibajos. De hecho, con la excepción de la reserva integral, la mayor talla media se observó en 2020 en el resto de las estaciones muestreadas. Al comparar los dos periodos (2008-2016 vs. 2018-2022), la talla media se ha incrementado en las cinco zonas (K-S test: $p < 0,001$), de nuevo siendo más relevante en la reserva integral (aumento en 2,25 cm) y en la reserva parcial de aguas exteriores (1,4 cm), mientras que en la reserva parcial de aguas interiores este incremento es menor (0,5 cm) que en los controles norte y sur (0,9 y 1 cm, respectivamente). Analizando la distribución de tallas del año 2022, la reserva integral ha presentado tallas mayores que el resto de zonas, mientras que las del control norte han sido menores que en el resto de estaciones (test de Kruskal-Wallis: $p < 0,001$ en ambos casos). Estas distribuciones de tallas correspondientes a 2022 se pueden observar en la figura 3.24, donde también se aprecian las tallas modales en cada zona: 20 cm en la reserva integral y la reserva parcial de aguas interiores, bimodal (12 cm y 18 cm) en la reserva parcial de aguas exteriores, y 14 cm y 20 cm en los controles norte y sur, respectivamente.

Los resultados obtenidos en 2022 en el control sur han resultado muy similares a los de la reserva parcial de aguas interiores, con unas tallas modales (20 cm) y medias ($17,1 \pm 4,5$ cm y $17,2 \pm 4,7$ cm, respectivamente), y una proporción de individuos maduros ($TL > 17$ cm; Mouine *et al.*, 2012) de 62% y 64% en uno y otro caso. En la reserva integral, esta fracción ha sido más elevada (86%), y menor en la reserva parcial de aguas exteriores (51%), mientras que en el control norte se ha dado la más baja (24%).

Mientras que en el Faralló de Cala Gat la talla media de *D. vulgaris* se ha mantenido bastante estable entre 2016 y 2022 (intervalo: 20,2-21,3 cm; Tabla 3.37), en el Faralló d'Albarca ha sufrido un claro aumento, desde los 16 cm en 2016 hasta los 19 cm en 2022.

En las aguas profundas, en la Mula de Cala Agulla se produjo una disminución en la talla media de la mojarra, y cierta recuperación en 2022, situándose en $17,9 \pm 4,4$ cm. En la reserva parcial de aguas exteriores, Na Foguera ha presentado una talla media muy semejante a la observada en las dos zonas control (en torno a los 18 cm; Tabla 3.37), siendo mayores que la obtenida en el Cap des Freu (16 cm), redundando en diferencias entre los dos niveles de protección ($p < 0,025$).

Tabla 3.36. Estadística descriptiva de las tallas de la mojarra *Diplodus vulgaris* en las cinco zonas superficiales estudiadas. N: número de individuos; DE: desviación estándar. Mín y M^àx: tallas mínimas y máximas observadas.

RI	N	Media	DE	Mín.	Máx.	Periodo	Media	DE
2008	145	13,8	4,0	6	24			
2009	94	12,5	5,0	4	26			
2010	138	17,4	4,0	6	29			
2016	322	16,9	3,0	10	28	2008-2016	15,76	4,2
2018	420	16,7	5,1	4	28			
2020	530	18,9	4,2	6	28			
2022	43	19,7	3,6	6	26	2018-2022	18,01	4,7
RPBal								
2008	137	14,1	3,5	6	20			
2009	157	14,1	4,2	4	20			
2010	129	17,8	5,2	5	26			
2016	177	17,5	4,2	4	26	2008-2016	15,91	4,7
2018	318	13,8	5,3	6	27			
2020	306	18,4	4,5	6	28			
2022	241	17,2	4,7	5	26	2018-2022	16,38	5,3
RPEsp								
2008	190	16,1	3,6	6	24			
2009	253	15,4	3,8	4	20			
2010	174	17,0	5,6	6	30			
2016	403	17,4	5,1	4	30	2008-2016	16,59	4,7
2018	316	17,7	5,0	6	32			
2020	472	18,8	4,2	6	27			
2022	275	17,1	5,0	6	28	2018-2022	18,01	4,7
CN								
2008	260	14,0	2,8	6	24			
2009	100	11,6	4,0	4	18			
2010	85	14,3	5,0	4	30			
2016	396	15,1	3,8	6	24	2008-2016	14,29	3,9
2018	481	14,3	4,5	5	26			
2020	392	16,8	3,9	6	25			
2022	117	13,9	3,9	4	22	2018-2022	15,24	4,4
CS								
2008	156	15,0	4,1	6	26			
2009	84	13,8	3,7	6	26			
2010	159	17,6	6,3	6	33			
2016	203	17,9	4,4	8	26	2008-2016	16,48	5,1
2018	194	15,8	4,7	6	26			
2020	264	19,0	4,9	6	27			
2022	241	17,1	4,5	5	24	2018-2022	17,47	4,9

Tabla 3.37. Estadística descriptiva de las tallas de la mojarra *Diplodus vulgaris* en las zonas superficiales del Faralló d'Albarca y el Faralló de Cala Gat, y en las tres zonas profundas (P) estudiadas. N: número de individuos; DE: desviación estándar. Mín y M_{áx}: tallas mínimas y máximas observadas.

Faralló d'Albarca	N	Media	DE	Mín.	Máx.	Periodo	Media	DE
2016	96	16,7	4,2	6	26			
2018	162	19,2	5,4	6	27	2016-2018	18,3	5,1
2020	250	19,9	3,8	6	27			
2022	171	19,0	4,1	6	26	2020-2022	19,6	3,9
Faralló de Cala Gat								
2016	434	21,3	2,6	12	26			
2018	558	20,8	4,3	6	30	2016-2018	21,0	3,7
2020	516	20,2	3,7	6	28			
2022	184	21,0	3,4	6	28	2020-2022	20,4	3,7
Mula de Cala Agulla (P)								
2016	97	22,3	2,8	14	26			
2018	87	19,0	2,8	14	26			
2020	16	12,4	2,8	6	16			
2022	62	17,9	4,4	8	26			
Na Foguera (P)								
2022	74	18,3	3,5	4	24			
Cap des Freu (P)								
2022	91	16,1	4,2	6	25			
Cap Pinar (P)								
2022	103	18,1	5,2	6	28			
Cala Engossalba (P)								
2022	74	18,0	4,5	6	26			

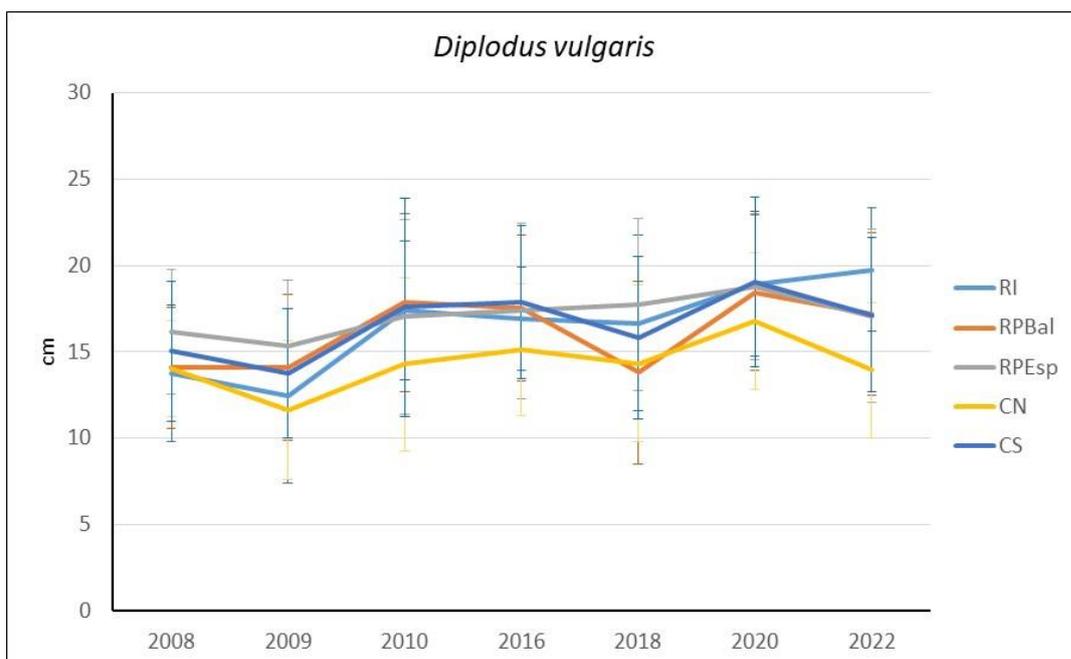


Figura 3.23. Evolución de la talla media (\pm desviación estándar) de la mojarra *Diplodus vulgaris* en las cinco zonas estudiadas (unificando las dos estaciones de muestreo en cada una de ellas).

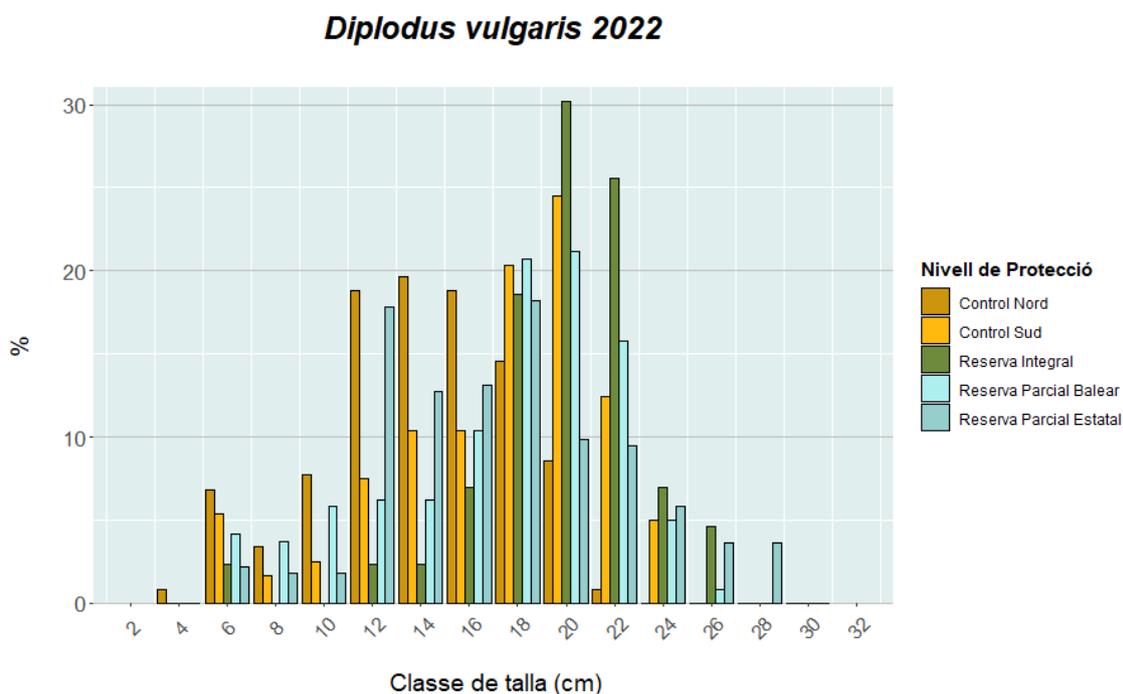


Figura 3.24. Frecuencias de tallas (intervalos de 2 cm) de la mojarra *Diplodus vulgaris* en 2022 en las cinco zonas superficiales estudiadas (unificando las dos estaciones de muestreo en cada una de ellas). Número de individuos censados: RI: 43; RPBal: 241; RPEsp: 275; CN: 117; CS: 241.

El mero *Epinephelus marginatus*

Dado el bajo número de individuos registrados, es difícil realizar comparaciones espaciales o temporales y, sobre todo, análisis estadísticos de la estructura de tallas de la población de meros en la RMLLM. Nótese que, en todos los niveles de protección del estrato superficial, hay años en los que no se ha censado ningún mero (Tabla 3.38 y Fig. 3.25). En 2020 se da una mayor abundancia de ejemplares de tallas inferiores a 20 cm, que se corresponden con edades máximas de 2 años (Reñones *et al.* 2007), lo cual sugiere un mayor éxito en el reclutamiento en 2018 y 2019. Además, entre los aspectos más destacables de la frecuencia de tallas obtenida hay que indicar la escasa proporción de individuos maduros (TL>50 cm; Reñones *et al.* 2010), que en el interior de la reserva no fueron registrados en los censos visuales hasta 2016. Este hecho es más notorio en el Faralló d'Albarca, donde en 2016 (cuando la pesca submarina todavía estaba permitida) no se censó ningún mero. En cambio, a la vez que la abundancia de la especie ha aumentado a partir de 2018, también se han observado algunos ejemplares adultos (Tabla 3.39).

Al agrupar los individuos censados en los dos periodos anteriormente comentados (2008-2016 y 2018-2022) con el fin de aumentar la muestra, se observa una disminución de la talla media en cada uno de los cinco niveles de protección considerados en el estrato superficial (Tabla 3.38 y Figura 3.26). En esta disminución resulta más importante el incremento de ejemplares pequeños (los reclutas anteriormente citados) que la aparición de ejemplares maduros. A tal efecto, es importante observar la distribución de tallas (Fig. 3.27), donde se aprecia una mayor representatividad de los meros de menos de 40 cm en el segundo periodo. La recuperación de una frecuencia de tallas normal, con presencia regular de individuos maduros, es todavía incipiente y deberá verse refrendada en futuras campañas.

El número de meros censados en las estaciones profundas fue muy bajo, impidiendo extraer cualquier tipo de conclusión en lo referente a sus tallas.

Tabla 3.38. Estadística descriptiva de las tallas del mero *Epinephelus marginatus* en las cinco zonas superficiales estudiadas. N: número de individuos; DE: desviación estándar. Mín y Mâx: tallas mínimas y máximas observadas.

RI	N	Media	DE	Mín.	Mâx.	Periodo	Media	DE
2008	2	28,5	3,5	26	31			
2009	3	30,0	4,0	26	34			
2010								
2016	9	33,4	11,7	18	48	2008-2016	32,0	9,6
2018	14	31,7	8,5	22	44			
2020	31	26,3	11,6	12	55			
2022	7	25,7	7,3	16	36	2018-2022	27,7	10,5
RPBal								
2008	4	28,5	6,6	20	36			
2009								
2010	1	37,0		37	37			
2016	2	32,0	5,7	28	36	2008-2016	30,7	6,1
2018	18	29,8	10,6	14	54			
2020	24	27,9	11,6	12	48			
2022	19	31,5	7,3	18	50	2018-2022	29,6	10,1
RPEsp								
2008	5	27,6	10,1	10	36			
2009	5	33,6	7,8	20	40			
2010								
2016	6	39,2	7,2	30	50	2008-2016	33,8	9,2
2018	23	30,9	9,7	18	50			
2020	27	24,0	11,6	12	50			
2022	14	34,5	11,4	20	60	2018-2022	28,8	11,6
CN								
2008	1	36,0		36	36			
2009	3	29,3	2,3	28	32			
2010								
2016	4	36,5	6,4	30	42	2008-2016	33,8	5,7
2018	6	29,7	6,9	23	43			
2020	9	33,1	9,1	22	50			
2022	2	24,5	0,7	24	25	2018-2022	30,9	8,0
CS								
2008	4	31,8	5,3	26	38			
2009	4	35,0	13,9	18	52			
2010								
2016						2008-2016	33,4	9,9
2018	12	27,5	6,0	14	40			
2020	24	24,2	9,5	12	45			
2022	6	29,3	8,3	18	38	2018-2022	25,9	8,5

Tabla 3.39. Estadística descriptiva de las tallas del mero *Epinephelus marginatus* en las zonas superficiales del Faralló d'Albarca y el Faralló de Cala Gat, y en las tres zonas profundas (P) estudiadas. N: número de individuos; DE: desviación estándar. Mín y M_{áx}: tallas mínimas y máximas observadas.

Faralló d'Albarca	N	Media	DE	Mín.	Máx.	Periodo	Media	DE
2016	1	32,0		32	32			
2018	5	42,0	9,9	26	52	2016-2018	40,3	9,8
2020	12	33,4	13,4	16	54			
2022	8	37,9	9,1	24	56	2020-2022	35,0	11,8
Faralló de Cala Gat								
2016	3	54,3	11,6	42	65			
2018	12	42,7	10,9	28	56	2016-2018	45,0	11,7
2020	22	38,4	14,4	12	55			
2022	10	35,6	6,9	24	48	2020-2022	37,5	12,5
Mula de Cala Agulla (P)								
2016	3	44,7	5,0	40	50			
2018	2	39,0	1,4	38	40			
2020	10	44,0	9,0	30	60			
2022	15	37,5	8,4	28	50			
Na Foguera (P)								
2022	3	36,0	11,1	26	48			
Cap des Freu (P)								
2022	1	36,0		36	36			
Cap Pinar (P)								
2022	7	31,7	2,4	30	36			
Cala Engossalba (P)								
2022	15	35,9	5,3	28	48			

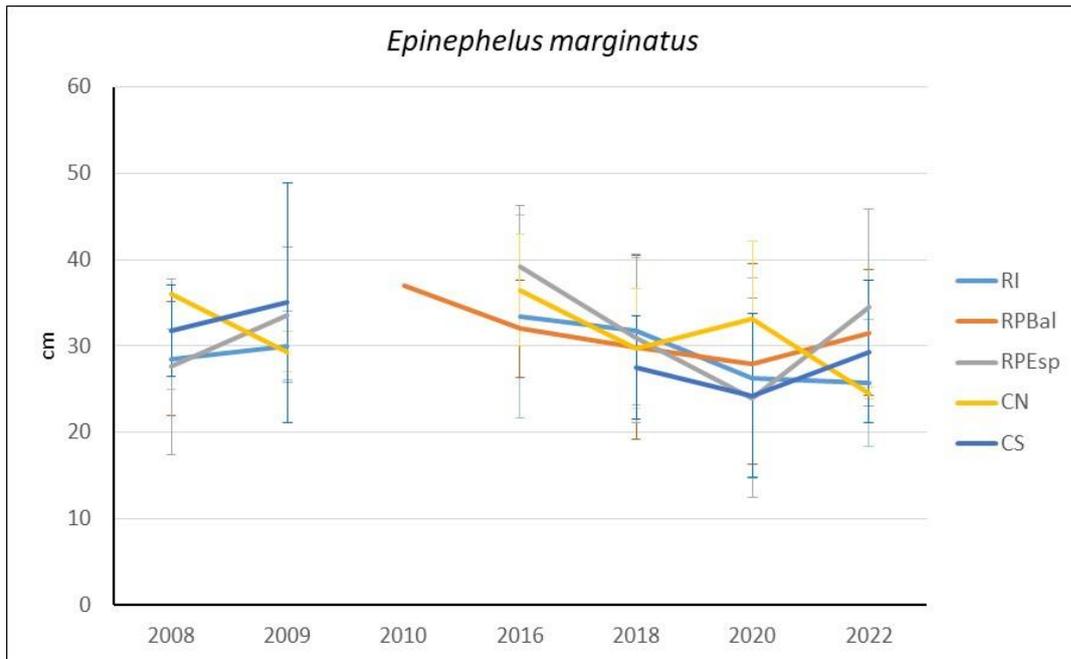


Figura 3.25. Evolución de la talla media (\pm desviación estándar) del mero *Epinephelus marginatus* en las cinco zonas estudiadas (unificando las dos estaciones de muestreo en cada una de ellas).

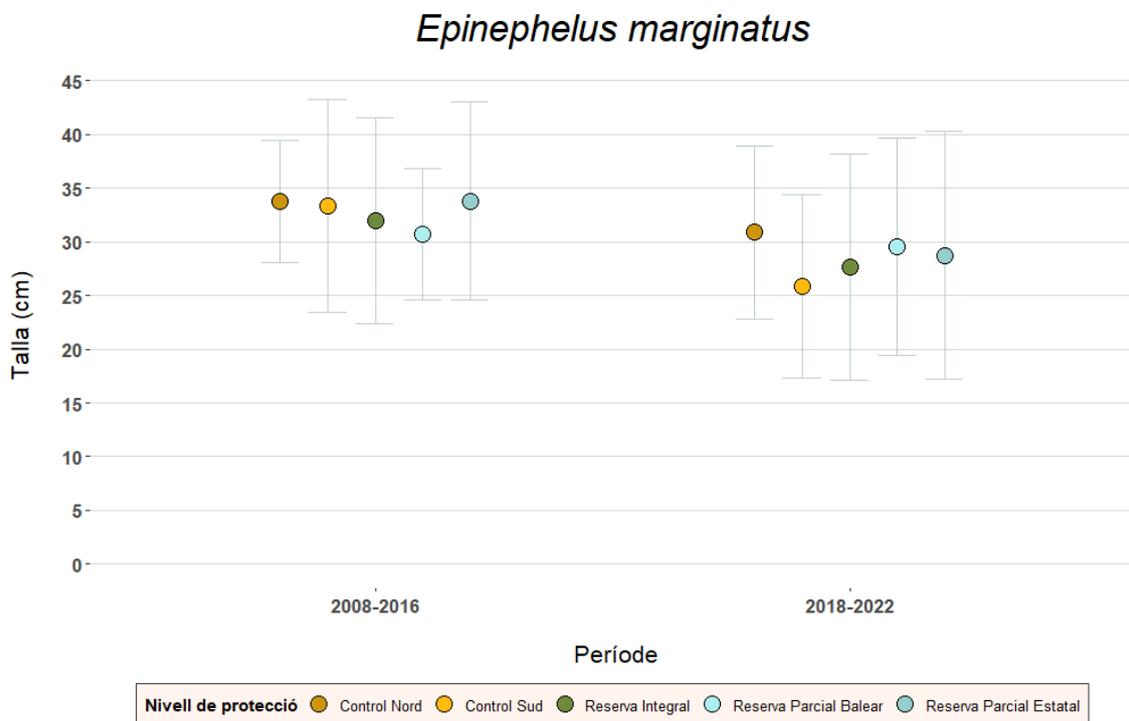
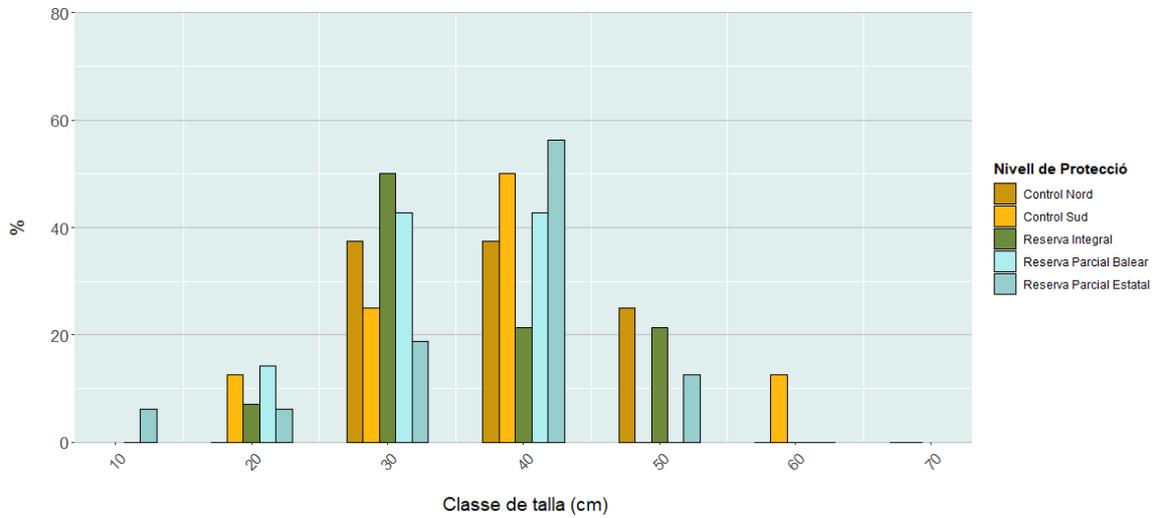


Figura 3.26. Talla media (\pm error estándar) del mero *Epinephelus marginatus* en las cinco zonas estudiadas (unificando las dos estaciones de muestreo en cada una de ellas) para los dos periodos establecidos.

***Epinephelus marginatus* 2008-2016**



***Epinephelus marginatus* 2018-2022**

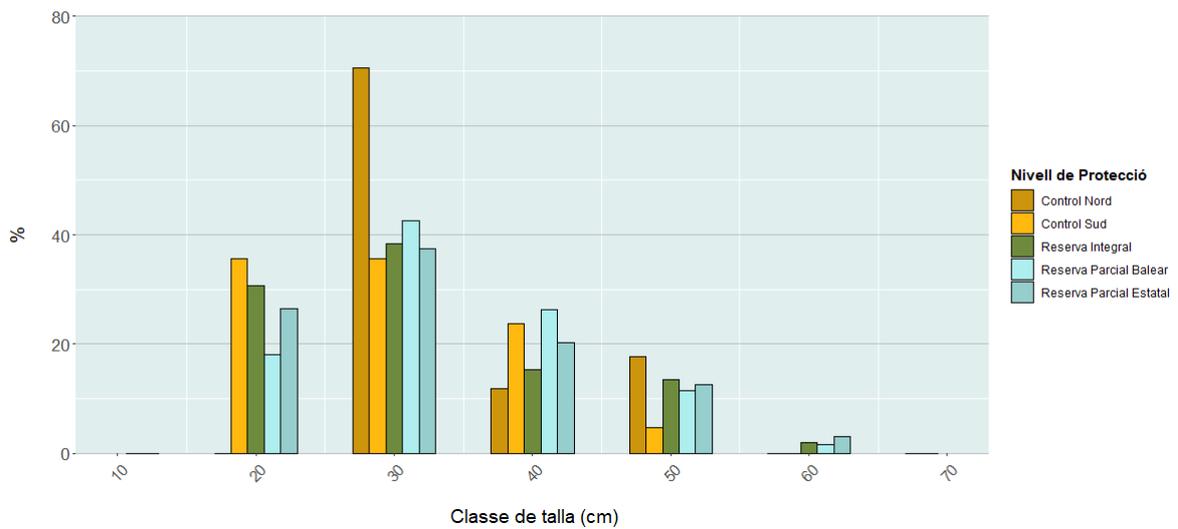


Figura 3.27. Frecuencias de tallas (intervalos de 10 cm) del mero *Epinephelus marginatus* en las cinco zonas superficiales estudiadas (unificando las dos estaciones de muestreo en cada una de ellas) para los dos periodos establecidos. Número de individuos censados en los periodos 2008-2016 / 2018-2022, respectivamente: RI: 14/52; RPBal: 7/61; RPEsp: 16/64; CN: 8/17; CS: 8/42.

El corvallo *Sciaena umbra*

El número de corvallos fue muy desigual entre las campañas de muestreo. Así lo atestigua la tabla 3.41, en la que se aprecia que en la mitad de los muestreos (combinaciones estación-año) el número de individuos censados fue inferior a cinco. Aunque esto impide extraer conclusiones claras respecto a la evolución de sus tallas, se aprecia un crecimiento en las tallas medias en las tres zonas dentro de la RMLLM, que es mucho más evidente que en las zonas no protegidas (Tabla 3.40 y Figura 3.28). Al comparar entre periodos (Figura 3.29), las únicas zonas en las que se dio un incremento de las tallas fueron la reserva parcial de aguas interiores (aumento de 27 cm a 37 cm de talla media; $p < 0,001$) y la de aguas exteriores (aumento de 30,7 cm a 37 cm de talla media; $p < 0,005$), con las precauciones necesarias al tener en cuenta la baja abundancia de corvallos en el primer periodo. Para el resto de zonas no se obtuvieron diferencias entre los dos periodos.

En el Faralló d'Albarca se aprecia un incremento en la talla media del corvallo. No obstante, hay que tener en cuenta que en el primer año de muestreo, 2016, tan solo se registró un ejemplar (26 cm TL), y que las abundancias en años posteriores también han sido discretas (Tabla 3.41). Aún, así, se aprecia un incremento en las tallas, hasta llegar a una media de 36,7 cm en 2022, muy similar a la obtenida en el Faralló de Cala Gat (36,1 cm), que cuenta con más años de protección frente a la pesca submarina y en la que la abundancia de corvallos es manifiestamente superior.

En el estrato profundo, en la Mula de Cala Agulla las tallas medias han crecido más modestamente entre 2016 y 2022, periodo en el cual también se observa un notable descenso en 2020 hasta los 30,8 cm (Tabla 3.41). Por lo que respecta a las otras estaciones profundas (Na Foguera y Cap des Freu en la reserva parcial estatal, y las dos zonas control), existen diferencias considerables. Así, las tallas medias (y también las abundancias) han sido superiores en los controles (37,7 cm en el Cap Pinar y 36,7 cm en Cala Engossalba; y 24,6 cm en Na Foguera y 25,5 cm en el Cap des Freu).

Por último, es importante señalar que en todas las zonas protegidas de la RMLLM ha aumentado la proporción de corvallos maduros ($TL > 30$ cm; Grau *et al.* 2009). En 2022, a excepción de la reserva integral, donde la abundancia sigue siendo baja, en el resto de zonas protegidas los individuos maduros suponen, como mínimo, el 75% de los corvallos censados, tanto en el estrato superficial como en el profundo. Esta situación difiere de la observada en las zonas no protegidas, en las cuales el máximo ha sido del 33%.

Tabla 3.40. Estadística descriptiva de las tallas del corvallo *Sciaena umbra* en las cinco zonas superficiales estudiadas. N: número de individuos; DE: desviación estándar. Mín y M^àx: tallas mínimas y máximas observadas.

RI	N	Media	DE	Mín.	Máx.	Periodo	Media	DE
2008	1	18,0		18	18			
2009	8	33,0	3,2	28	38			
2010	1	36,0		36	36			
2016	16	30,5	7,4	18	44	2008-2016	31,0	6,7
2018	11	36,0	9,5	22	48			
2020	12	32,4	6,6	18	42			
2022	1	28,0		28	28	2018-2022	33,9	8,1
RPBal								
2008	1	20,0		20	20			
2009	2	27,5	2,1	26	29			
2010								
2016	6	28,0	6,2	18	34	2008-2016	27,0	5,6
2018	17	39,4	4,9	32	46			
2020	37	37,0	6,6	22	48			
2022	8	31,4	3,6	26	38	2018-2022	37,0	6,3
RPEsp								
2008	10	26,8	1,4	26	30			
2009	2	26,0	8,5	20	32			
2010	3	34,0	1,7	32	35			
2016	14	33,4	4,7	20	38	2008-2016	30,7	5,0
2018	19	36,1	5,3	28	46			
2020	27	36,4	5,9	26	46			
2022	11	39,6	3,4	34	46	2018-2022	37,0	5,4
CN								
2008	6	24,0	1,8	22	26			
2009	1	28,0		28	28			
2010								
2016	2	25,0	1,4	24	26	2008-2016	24,7	2,0
2018	10	28,2	3,3	24	34			
2020	26	29,0	5,2	20	37			
2022	9	27,6	2,6	22	30	2018-2022	28,5	4,4
CS								
2008	1	28,0		28	28			
2009	2	21,0	4,2	18	24			
2010								
2016	2	29,0	4,2	26	32	2008-2016	25,6	5,2
2018								
2020	21	31,7	5,8	26	42			
2022	3	28,7	3,1	26	32	2018-2022	31,3	5,6

Tabla 3.41. Estadística descriptiva de las tallas del corvallo *Sciaena umbra* en las zonas superficiales del Faralló d'Albarca y el Faralló de Cala Gat, y en las tres zonas profundas (P) estudiadas. N: número de individuos; DE: desviación estándar. Mín y M^áx: tallas mínimas y máximas observadas.

Faralló d'Albarca	N	Media	DE	Mín.	Máx.	Periodo	Media	DE
2016	1	26,0		26	26			
2018	4	35,0	5,3	30	42	2016-2018	33,2	6,1
2020	9	34,3	4,4	26	40			
2022	9	36,7	5,1	26	43	2020-2022	35,5	4,8
Faralló de Cala Gat								
2016	40	32,4	4,7	24	46			
2018	66	38,4	5,4	28	50	2016-2018	36,1	5,9
2020	73	40,5	6,4	28	52			
2022	20	36,1	4,2	28	46	2020-2022	39,6	6,2
Mula de Cala Agulla (P)								
2016	11	40,2	6,0	30	46			
2018	11	39,0	6,7	30	48			
2020	15	30,8	3,3	26	36			
2022	12	42,0	5,8	28	50			
Na Foguera (P)								
2022	7	24,6	4,0	16	28			
Cap des Freu (P)								
2022	4	25,5	5,0	20	32			
Cap Pinar (P)								
2022	12	37,7	5,3	26	44			
Cala Engossalba (P)								
2022	10	36,7	4,1	26	40			

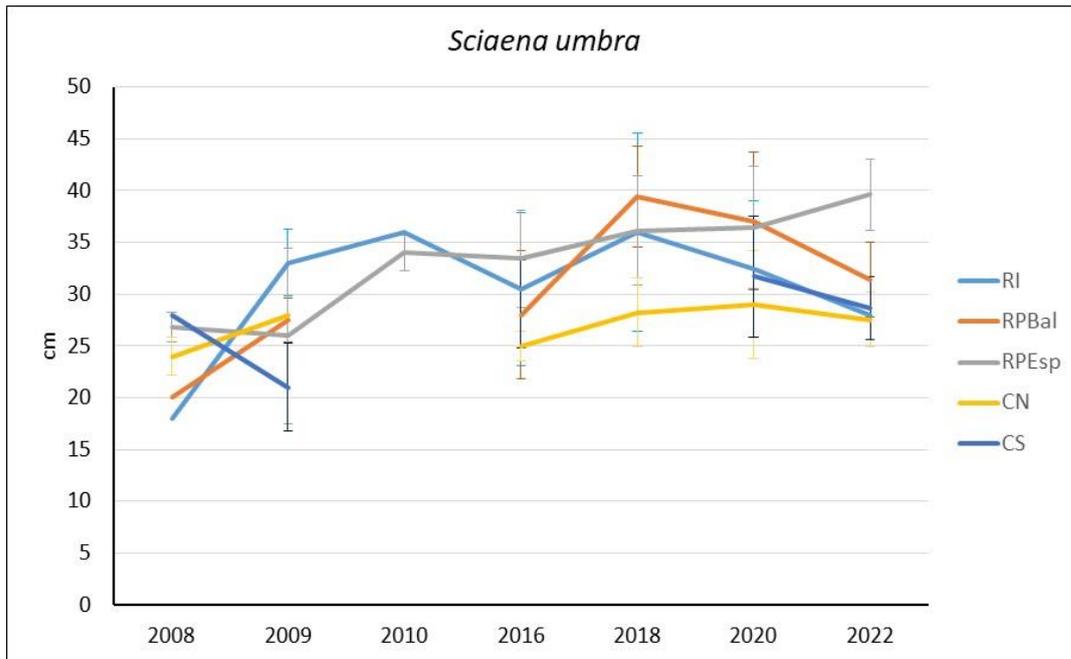


Figura 3.28. Evolución de la talla media (\pm desviación estándar) del corvallo *Sciaena umbra* en las cinco zonas estudiadas (unificando las dos estaciones de muestreo en cada una de ellas).

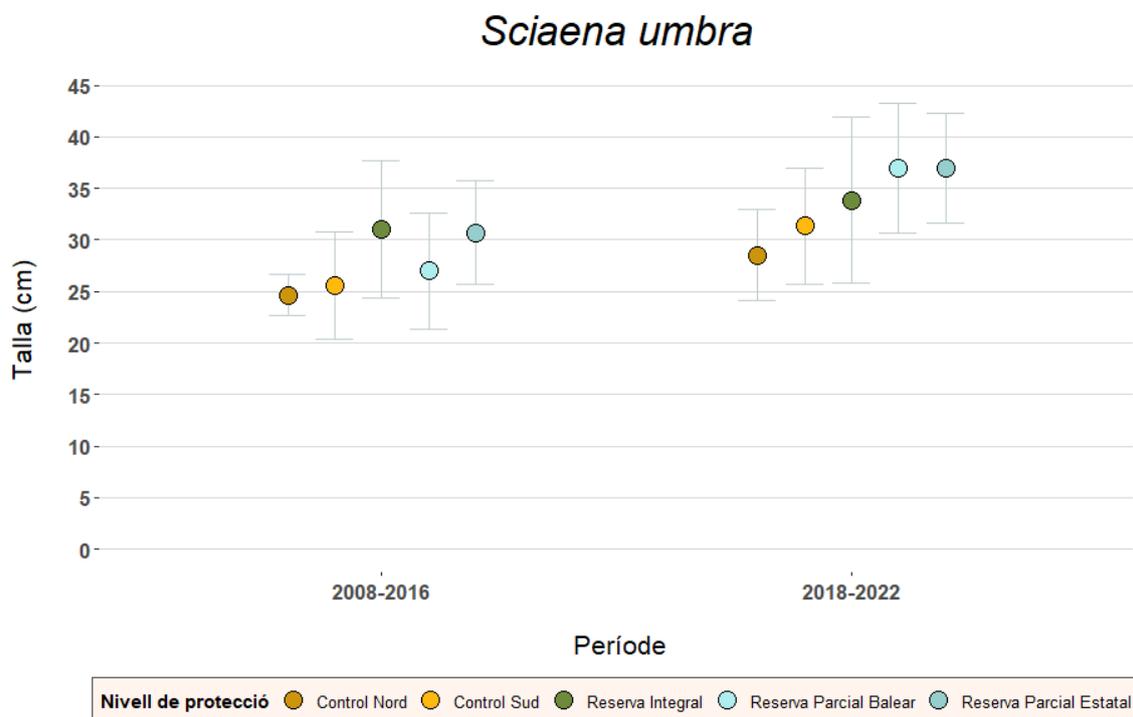


Figura 3.29. Talla media (\pm error estándar) del corvallo *Sciaena umbra* en las cinco zonas estudiadas (unificando las dos estaciones de muestreo en cada una de ellas) para los dos periodos establecidos.

4. DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

Entre el 13 de septiembre y el 4 de octubre de 2022 se ha llevado a cabo la séptima campaña de muestreo de la Reserva Marina del Llevant de Mallorca-Cala Rajada (RMLLM). Los análisis y los resultados incluidos en este informe se circunscriben al periodo que abarca esas siete campañas (2008-2022). También, como ya se incluyó en el informe correspondiente a la campaña de 2020 (Morey *et al.* 2020), se ha analizado la evolución de otras dos estaciones en el estrato superficial (el Faralló d'Albarca y el Faralló de Cala Gat) que se estudian desde 2016. Además, se han añadido los resultados del primer muestreo del estrato profundo (20-25 m), para el cual se han estudiado dos estaciones en la RMLLM (Na Foguera y el Cap des Freu), así como la evolución entre 2016 y 2022 de la Mula de Cala Agulla.

A efectos de interpretación y discusión de algunos de los resultados presentados en este informe, es importante señalar que en diciembre de 2016 se publicó el Decret 71/2016 que, además de incluir ciertas regulaciones para la pesca profesional en el interior de la reserva, prohibió la pesca submarina en la reserva parcial gestionada por el Govern de les Illes Balears, donde hasta entonces estaba permitida. Dicha prohibición ha tenido efectos que serán comentados más adelante, y que resultan de relevancia puesto que es esta actividad, la pesca submarina, la que mayor impacto tiene en la franja litoral donde se lleva a cabo el seguimiento mediante censos visuales.

Con el registro en 2022 de seis especies vulnerables que anteriormente no se habían censado en la RMLLM (jurel azul *Caranx crysos*, bacoreta *Euthynnus alletteratus*, congrio *Conger conger*, vieja *Sparisoma cretense*, jurel *Trachurus* sp. y herrera *Lithognathus mormyrus*), el número de especies vulnerables observadas en los censos se incrementa hasta las 32.

En el estrato superficial (5-15 m) se han censado 29 especies en el periodo de estudio. La riqueza de especies muestra valores más elevados en el interior de la RMLLM (intervalo: 4,6-4,8 especies/250 m²) que en las zonas no protegidas (4-4,3 especies/250 m²), aunque ello no se traduce en diferencias estadísticamente significativas en cuanto al nivel protección. En cambio, en todos los niveles de protección se ha producido un incremento generalizado, manifestándose en una mayor riqueza en 2020 y 2022 con respecto a los años anteriores.

La densidad total de especies vulnerables ha experimentado un retroceso generalizado con respecto a los valores de 2020, a excepción de Es Bufador (reserva parcial de aguas interiores) y en especial del Escull d'en Patilla (reserva parcial de aguas exteriores). No obstante, salvo en una estación control, sigue presentando valores superiores a los registrados en 2008. Al observarse ambas situaciones en todos los niveles de protección, no existe un efecto reserva estadísticamente significativo.

En cuanto a la biomasa total, se ha dado un incremento entre 2008 y 2022 en todos los sitios estudiados en el interior de la RMLLM. Los valores resultantes en 2022 pueden calificarse de discretos, puesto que tanto en la reserva integral (3,4-4 kg/250 m²) como en la reserva parcial de ámbito autonómico (4,3-4,4 kg/250 m²) apenas se ha

alcanzado el umbral de entre 4 y 5 kg/250 m², valor que tradicionalmente se viene considerando como referencia para definir un buen estado de los recursos ícticos en las aguas baleares. Aun así, el incremento es evidente (reserva integral: x2,5 en Cala Fosca y x4,7 en N'Àlitx; reserva parcial de ámbito balear: x4,8 en Cala Matzoc y x5 en Es Bufador). En cambio, en la reserva parcial de ámbito estatal sí se ha superado ese umbral, con valores medios de 7,4 kg/250 m² (x 1,5) y 11,4 kg/250 m² (x5,1) en N'Alegre y el Escull d'en Patilla, respectivamente. De manera global, se ha producido un incremento de la B_t con el tiempo, siendo los valores del periodo 2018-2022 superiores a los de los años anteriores. Con la excepción del Escull d'en Patilla, el valor máximo de biomasa en todos y cada uno de los sitios de muestreo se ha dado en 2020, cuando sí se alcanzó el umbral de 5 kg/250 m² en los tres niveles de protección dentro de la RMLLM. Es interesante observar que, dentro del periodo estudiado, este máximo de biomasa en 2020 se produjo en todos los niveles de protección muestreados (es decir, tanto dentro como fuera de la reserva), y que la disminución de la biomasa en 2022 respecto a 2020 también es generalizada, lo que invita a pensar en factores que puedan influir a gran escala espacial.

Tal como se comenta en el informe del seguimiento de la reserva marina de Sa Dragonera (Coll *et al.* 2022), uno de estos factores bien pudiera ser la temperatura del agua. En agosto de 2022 se ha alcanzado una temperatura récord de 31,4°C en la boya de Dragonera (Red de Puertos del Estado). Esta ola de calor también fue registrada en varias estaciones de la red T-MEDNet (<https://t-mednet.org/>) situadas en aguas baleares. Así, por ejemplo, en la estación de la Illa de l'Aire (al sureste de Menorca, siendo esta la estación más próxima a la RMLLM), se registraron temperaturas de más de 28°C desde la superficie hasta 25 m de profundidad entre agosto y mediados de septiembre de 2022, cuando se desarrolló la campaña de muestreo en la RMLLM. Las mediciones de temperatura *in situ* durante la campaña, aun careciendo de la exactitud y de la precisión idóneas (al ser tomadas mediante los ordenadores de buceo), indicaron un aumento de la temperatura de alrededor de 1°C respecto a las obtenidas en 2020. Además, las temperaturas obtenidas *in situ* mostraron una uniformidad en la columna de agua, desde la superficie hasta las máximas profundidades de muestreo (ca. 25 m). Esta situación coincide con la registrada por T-MEDNet, que evidencia la persistencia de temperaturas muy elevadas en aguas de Baleares en el verano de 2022 y su afeción al estrato profundo de muestreo, donde los valores de biomasa resultaron discretos. En este sentido, podría esperarse que el calentamiento de las aguas superficiales resultase en un desplazamiento de algunas especies (o al menos de ciertos individuos) hacia aguas más profundas, como es el caso del mero *E. marginatus* (Reñones *et al.* 2012), o que la profundización de la termoclina permitiese que ciertas especies ampliase su rango batimétrico de distribución (e.g. el corvallo *Sciaena umbra*; Brazo *et al.* 2021).

Siendo la temperatura un parámetro de fácil medición, tanto mediante sensores fijos como portátiles desde embarcación, se propone iniciar un registro periódico que pueda ayudar a interpretar la evolución de la biota en la reserva marina.

La biomasa del grupo de especies con nivel trófico superior a 3,5 ha experimentado una tendencia similar a la de la biomasa total, mostrando valores más elevados en 2020 y 2022 con respecto a los años precedentes. Aun no siendo estadísticamente significativo, el incremento en el interior de la reserva marina es evidente a partir de 2018. Dentro de la reserva integral, este aumento ha sido desigual entre los dos sitios de muestreo. Mientras en N'Àlitx sí se observa esta tendencia (incluso a partir de 2016), en Cala Fosca la $B_{NT>3,5}$ se ha mantenido muy estable, con valores inferiores a 1 kg/250 m².

Además, en la reserva integral, los dos espáridos más abundantes, el sargo *Diplodus sargus* y la mojarra *Diplodus vulgaris*, siguen representando cerca del 75% de la biomasa total de especies vulnerables. El mero *Epinephelus marginatus* ha aumentado paulatinamente su contribución hasta representar el 14% de la biomasa total, y el corvallo *Sciaena umbra* se mantiene en valores discretos en 2022 (6%). Esta situación es semejante a la que caracteriza las zonas sin protección. La dominancia de los dos espáridos mencionados y la escasez de macrocarnívoros plantean dudas sobre esta situación. A este respecto, el diseño original de muestreo, aparejado a la necesidad de localizar fondos donde las especies objetivo pudieran mostrar un nivel significativo de residencia, se vio restringido a zonas muy someras o con intercalado de hábitats no idóneos para el censo (e.g. *fallat*). Cabe reseñar que las dos zonas de estudio en la reserva integral presentan unas características de hábitat con baja capacidad de carga potencial (Coll *et al.* 2013), que limita la progresión de las especies estudiadas. En Cala Fosca, por ejemplo, encontramos un fondo muy somero, con escasa pendiente y dominado por bloques de pequeño tamaño que ofrecen poco refugio a especies sedentarias como el mero, el corvallo o el cabracho *Scorpaena scrofa*. En N'Àlitx se combina una zona de bloques a escasa profundidad con un área más extensa caracterizada por un talud con baja rugosidad y algunos túneles y cuevas, limitando con fondo arenoso y de *fallat* en su parte inferior. Estas características provocan que los individuos de tallas medianas y grandes deban emigrar a zonas más profundas en respuesta a sus cambios ontogenéticos (migración hacia mayor profundidad a medida que crecen, como en el caso del mero; Reñones *et al.* 2012) o para evitar elevadas temperaturas de las capas superficiales del agua. Aun así, los túneles y cuevas que se encuentran en N'Àlitx albergan una menor abundancia de peces característicos de este hábitat (e.g. mero, falso abadejo, y corvallo) de la que cabría esperar, lo cual se añade a la dificultad de explicar la discreta respuesta a la protección de esta reserva integral, de una manera muy similar y homóloga a lo que acontece en la reserva integral de la Reserva Marina del Nord de Menorca (Coll *et al.* 2019, 2021; Rojo *et al.* 2021).

En la reserva parcial de ámbito autonómico se ha continuado evidenciando el efecto de la prohibición de la pesca submarina en 2016. Desde entonces, es claro el incremento tanto de la biomasa total como de la $B_{NT>3,5}$, así como una mayor contribución relativa del mero y el corvallo a la biomasa de la comunidad de peces vulnerables (intervalo 47-62% en el periodo 2018-2022). Esta misma situación se observa también en la reserva parcial de ámbito estatal, donde el mero y el corvallo

cobran más importancia tras la campaña de 2016 en comparación con las anteriores, representando entre ambas el 27% en 2022.

Con la inclusión del Faralló d'Albarca i del Faralló de Cala Gat en el seguimiento a partir de 2016 también se ha evidenciado el beneficio de la protección frente a la pesca submarina. El Faralló d'Albarca, dentro de la reserva parcial de ámbito autonómico, ha sido una zona abierta a la pesca submarina hasta 2016. Tras ese año, se observa un incremento en la abundancia de especies altamente vulnerables a ella, como el mero *E. marginatus*, el falso abadejo *Epinephelus costae*, el gitano *Mycteroperca rubra* y, en menor medida, el corvallo *Sciaena umbra*. La riqueza específica resultante en este sitio en 2020 y 2022 se ha incrementado de forma significativa con respecto a la de 2016, de igual manera que lo ha hecho la biomasa total, quintuplicando en 2022 (10 kg/250 m²) el valor observado en 2016. Este incremento es aún mayor para el conjunto de especies de nivel trófico elevado, que alcanzando los 5,2 kg/250 m² en 2022 suponen un aumento x29 respecto a su biomasa de 2016.

A lo largo de la serie temporal estudiada, el Faralló de Cala Gat ha presentado los valores más elevados de todos los indicadores analizados, aunque en 2022 se observa una regresión de biomasa total y de B_{NT>3,5} (16,8 kg/250 m² y 6,2 kg/250 m², respectivamente) con respecto a años anteriores, cuyo máximo se alcanzó en 2020 (25,2 kg/250 m² y 12,3 kg/250 m², respectivamente).

Otro indicador que muestra la progresión de la RMLLM es la evolución de la estructura de tallas de las principales especies, principalmente del mero *E. marginatus* y del corvallo *S. umbra*. Ambas han mostrado un crecimiento en la proporción de individuos maduros, sobre todo después de 2016. En el caso del mero, este aumento fue más evidente en el Faralló d'Albarca, donde se han comenzado a observar ejemplares con tallas próximas a la de primera madurez (49 cm; Reñones *et al.* 2010) tras la prohibición de la pesca submarina. La recuperación de la estructura de tallas del mero es todavía incipiente, y son escasos los ejemplares de talla superior a la talla mínima legal de captura (53 cm). A este respecto, hay que señalar la influencia del hábitat sobre la presencia de ejemplares maduros, ya que estos muestran preferencia por zonas con mayor hidrodinamismo, pendiente del sustrato y profundidad que los juveniles. En las zonas de muestreo de la RMLLM, estas características se encuentran en los dos farallons, donde efectivamente se han censado la mayor parte de los ejemplares con tallas cercanas a la de madurez. No obstante, debe tenerse en cuenta que los muestreos en los farallons se realizan solamente en el estrato superficial (preferencial para meros juveniles, y sometido a temperaturas más altas), lo cual limita la presencia de meros adultos a poca profundidad. En cuanto a *S. umbra*, se ha observado un crecimiento de la fracción de individuos maduros en toda la reserva (por encima del 75% en 2022, a excepción de la reserva integral). Finalmente, tanto el sargo *D. sargus* como la mojarra *D. vulgaris* también han incrementado la proporción de ejemplares maduros.

En resumen, las zonas del estrato superficial que presentan mejores resultados y, a la vez, un mayor potencial en cuanto a la biomasa que pueden albergar son el Faralló de Cala Gat y el Faralló d'Albarca. No obstante, dadas sus particulares características

(islotes con elevada pendiente a mesoescala, exposición y/o rugosidad), representan la excepción y no la regla dentro de la RMLLM, y no deben ser consideradas como enclaves de referencia para definir la reserva.

Por lo que respecta al estrato profundo, a los resultados aquí presentados se les debe atribuir un carácter puramente descriptivo, puesto que es la primera campaña en que se muestrea este estrato. Así, con la excepción de la riqueza específica, que fue mayor en uno de los dos controles, las dos zonas situadas en la reserva parcial de ámbito estatal presentaron valores más altos de densidad, biomasa total y biomasa de especies de nivel trófico elevado que las zonas no protegidas. Aun así, dichos valores pueden calificarse de discretos, ya que tras 15 años de protección tan solo se alcanzaron los 7,3 kg/250 m² de biomasa total (3 kg/250 m² de B_{NT>3,5}) en Na Foguera, y 9,4 kg/250 m² de biomasa total (5,3 kg/250 m² de B_{NT>3,5}) en el Cap des Freu.

En la Mula de Cala Agulla se aprecia una estabilidad en los valores medios del número de especies. A pesar de que la biomasa total presenta una tendencia negativa (aunque sin diferencias estadísticamente significativas), la B_{NT>3,5} de 2022 se ha mantenido en valores similares a los de 2016 y 2018 (7 kg/250 m²). Esto está ligado al descenso en la abundancia de sargos y mojarras en 2020 y 2022 con respecto a 2016 y 2018, lo cual podría ser efecto de la pesca de palangrillo dirigido a espáridos que se practica en la RMLLM (Mallol y Goñi 2019).

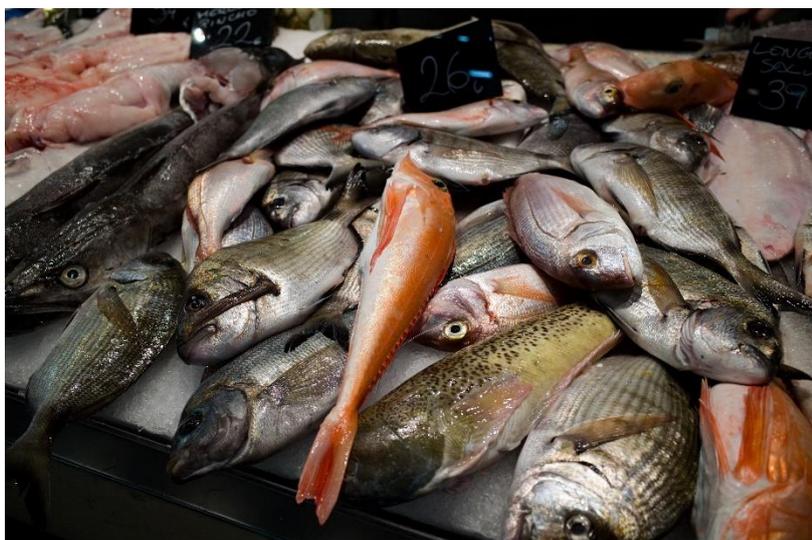


Figura 4.1. Captura de una embarcación de pesca artesanal de la cofradía de Cala Rajada, mediante palangrillo, en la que predominan los sargos *Diplodus sargus*. Foto: Cassian Edwards.

En el contexto del presente informe y a la vista de los resultados obtenidos, es interesante hacer referencia a diversos estudios que han evaluado los efectos de la pesca submarina sobre la comunidad de peces de fondos rocosos litorales (e.g. Coll *et al.* 2004; Lloret *et al.* 2008, 2020; Riera-Batle y Grau 2022). Durante las últimas décadas, el dominio infralitoral de las Baleares se ha visto sometido a un buen número de factores de impacto, entre los cuales sobresale la pesca submarina por el hecho de centrarse en

un grupo concreto de especies que se encuentran en el intervalo de profundidad de 0 a 40 m. Esta modalidad de pesca puede ejercer efectos negativos sobre la composición específica de la comunidad, la abundancia de las especies y sobre la frecuencia de tallas. También se ha descrito su efecto sobre especies costeras sedentarias y que alcanzan tallas grandes, que suelen caracterizarse por tener un crecimiento lento, ser longevas y alcanzar un alto valor comercial. Típicamente, en el Mediterráneo occidental estas especies son los meros *Epinephelus* spp. y *Mycteroperca rubra*, el corvallo *Sciaena umbra*, la lubina *Dicentrarchus labrax*, el cabracho *Scorpaena scrofa*, grandes lábridos *Labrus* spp. y espáridos como el sargo *Diplodus sargus*. Todas ellas son altamente vulnerables a la pesca submarina, habiéndose descrito la manera en la que esta les afecta (e.g. Russell 1977; Harmelin *et al.* 1995; Coll *et al.* 2004, 2012; Rocklin *et al.* 2011; Frisch *et al.* 2012). Por ejemplo, Harmelin-Vivien *et al.* (2015), demostraron cómo la pesca submarina contribuyó al declive del corvallo en la reserva marina de Scandola (Córcega). También existen evidencias de cómo la extracción de un número significativo de ejemplares de gran talla tiene consecuencias negativas sobre el potencial reproductivo de las poblaciones de especies costeras, especialmente sobre aquellas más vulnerables y de nivel trófico más elevado (Lloret *et al.* 2008). Las hembras de mayor talla son proporcionalmente más fecundas, con lo que su captura provoca la desaparición de los ejemplares con mayor capacidad reproductiva.

Lloret *et al.* (2008, 2020) evaluaron la vulnerabilidad intrínseca de la pesca submarina, estimada a través del índice definido por Cheung *et al.* (2005, 2007), obteniendo un índice de vulnerabilidad de 54,15 (considerado entre moderado y alto sobre una escala de 100) en el área marina protegida del Cap de Creus, y de 64,7 (entre alto y muy alto) analizando 20 zonas del litoral español, francés e italiano en el Mediterráneo occidental. En cuanto a las Illes Balears, Riera-Batle y Grau (2022) evaluaron dicha vulnerabilidad en cuatro AMPs en las cuales estaba permitida la pesca submarina, resultando en un índice de 65,43 (entre alto y muy alto). Entre estas cuatro AMPs se encontraba la RMLLM, puesto que el estudio fue llevado a cabo con datos anteriores a la prohibición de la pesca submarina en ella en 2016. Estos estudios justifican la consideración de la pesca submarina como una práctica altamente impactante sobre los recursos ícticos de hábitats rocosos litorales del Mediterráneo. Los resultados presentados en este informe apoyan dicha consideración y refuerzan la oportunidad de la prohibición de esta modalidad de pesca, habida cuenta que desde entonces se observa una evolución positiva de los descriptores de dicha comunidad. Sin embargo, hay que tener en cuenta que los resultados de este informe se circunscriben a una franja estrecha del litoral, precisamente aquella en la que la modalidad de pesca que más impacta es la pesca submarina. Es evidente que toda actividad extractiva tiene un efecto deletéreo sobre las comunidades a las que afecta, y por ello se propone evaluar el índice de vulnerabilidad intrínseco de los diferentes *métiers* de pesca artesanal que se utilizan en la RMLLM.

Finalmente, se apunta la conveniencia de recuperar la designación del Faralló d'Albarca como "Área B o de uso restringido", tal como se incluyó en el Decret 21/2007,

de 23 de marzo, por el cual se establecía la Reserva Marina del Llevant de Mallorca. Dicha área de uso restringido comprendía las aguas circundantes del islote del Faralló d'Albarca dentro de un radio de 0,2 millas marinas, dentro de la cual la correspondiente conselleria del Govern de les Illes Balears habría de establecer limitaciones complementarias a las disposiciones generales de la reserva para todas las actividades que afectaran a los recursos marinos vivos. Dichas limitaciones nunca fueron desarrolladas, pero a la vista de los resultados que está ofreciendo el Faralló d'Albarca se recomienda retomar el espíritu de tal regulación. En el informe de seguimiento de la reserva de 2018 (Morey *et al.* 2018) ya se abordó esta cuestión, argumentando que el Faralló d'Albarca resulta apropiado para el asentamiento de especies como el falso abadejo (*Epinephelus costae*) y el gitano (*Mycteroperca rubra*), para la protección de las cuales sería importante prohibir el curricán de fondo, el jigging y la pesca de volatín con anzuelo > a 1 cm de seno y cebo vivo, aparejos muy efectivos con estas especies. Y, a tal fin, podía resultar apropiado acogerse a lo dispuesto en el Decret 71/2016, de 16 de diciembre, en el que se exponía que “para garantizar la conservación de los recursos marinos, la Direcció General de Pesca i Medi Marí, según los resultados del seguimiento científico de la zona y con el informe técnico previo del Servei de Recursos Marins, puede establecer medidas de regulación más restrictivas para la pesca profesional y la recreativa, y zonas o períodos de veda”. Vistos los resultados expuestos en el presente informe, que refrendan la recuperación y el potencial del Faralló d'Albarca, y su consideración de *hotspot* dentro de la reserva marina, se recomienda aumentar su grado de protección estableciendo una reserva integral alrededor del islote, aumentando el radio hasta las 0,3 millas marinas.

5. AGRADECIMIENTOS

Los autores del presente informe expresamos nuestro sincero agradecimiento a la tripulación de la embarcación Cap Roig IV, Carlos García y Joan Picornell, del Servicio de Vigilancia de la reserva marina, por su inestimable ayuda y buen hacer en la preparación y en el desarrollo de la campaña de muestreo.

6. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BELL J.D., CRAIK G.J.S., POLLARD D.A y B.C. RUSSELL.** 1985. Estimating length frequency distributions of large reef fish underwater. *Coral Reefs* 4: 41-44.
- BRAZO A., MARQUES R., ZIMMERMANN M., ASPILLAGA E., HEREU B., SARAGONI G., MERCIERE A., CREC'HRIOU R., MERCADER M., VERDOIT-JARRAYA M., CADENE F. y P. LENFANT.** 2021. Seasonal influence on the bathymetric distribution of an endangered fish within a marine protected area. *Scientific Reports* volume 11, Article number: 13342.
- CHEUNG W. W. L., PITCHER T. J. y D. PAULY.** 2005. A fuzzy logic expert system to estimate intrinsic extinction vulnerabilities of marine fishes to fishing. *Biological Conservation*, 124: 97–111.
- CHEUNG W. W. L., WATSON R., MORATO T., PITCHER T. J. y D. PAULY.** 2007. Intrinsic vulnerability in the global fish catch. *Marine Ecology Progress Series*, 333: 1–12.
- COLL J., LINDE M., GARCIA-RUBIES A., RIERA F. y A.M. GRAU.** 2004. Spear fishing in the Balearic Islands (west central Mediterranean): species affected and catch evolution during the period 1975-2001. *Fisheries Research* 70: 97-111.
- COLL J., GARCIA-RUBIES A., MOREY G. y A.M. GRAU.** 2012. The carrying capacity and the effects of protection level in three MPAs in the Balearic Islands (NW Mediterranean). *Scientia Marina* 76(4): 809-826.
- COLL J., MOREY G. y O. NAVARRO.** 2019. La Reserva Marina del Nord de Menorca. Seguiment de les poblacions de peixos de substrat rocós en el període 2000-2019. Informe tècnic per a la Direcció General de Pesca i Medi Marí/Govern de les Illes Balears. Tragsatec. 72 pàgines.
- COLL J., MOREY G., NAVARRO O. y M. ARPA.** 2021. La Reserva Marina del Nord de Menorca. Seguiment de les poblacions de peixos de substrat rocós en el període 2000-2021. Informe tècnic per a la Direcció General de Pesca i Medi Marí/Govern de les Illes Balears. Tragsatec. 43 pàgines.
- COLL J., MOREY G. y O. NAVARRO.** 2022. La Reserva Marina de Sa Dragonera. Seguimiento de los peces de fondos rocosos vulnerables a la pesca. Direcció General de Pesca i Medi Marí/Govern de les Illes Balears - Tragsatec. 73 pàgines.
- FRISCH A.J., COLE A.J., HOBBS J-P.A., RIZZARI J.R. y K.P. MUNKRES.** 2012. Effects of spearfishing on reef fish population in a multi-use conservation area. *PLoS One* 7: e51938.
- FROESE R. y D. PAULY.** Editors. 2023. FishBase. World Wide Web electronic publication. www.fishbase.org, versión (06/2023).

- GARCÍA-CHARTON J.A., PÉREZ-RUZAF A., SÁNCHEZ-JEREZ P., BAYLE-SEMPERE J-T., REÑONES O. y 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. 1997.** Estudi ecològic de les poblacions de peixos litorals sobre substrat rocós a la Mediterrània Occidental: efectes de la fondària, el substrat, l'estacionalitat i la protecció. Tesi Doctoral. Universitat de Barcelona.
- GARCIA-RUBIES A. 1999.** Effects of fishing on community structure and on selected populations of Mediterranean coastal reef fish. *Naturalista Siciliano* 23 (Suppl.): 59-81.
- GOÑI R., QUETGLAS A. y O. REÑONES. 2006.** Spillover of lobster *Palinurus elephas* (Fabricius, 1787) from a western Mediterranean marine reserve. *Marine Ecology Progress Series* 308: 207-219.
- GOÑI R., ADLERSTEIN S., ALVAREZ-BERASTEGUI D., FORCADA A., REÑONES O., CRIQUET G., POLTI S., CADIOU G., VALLE C., LENFANT P., BONHOMME P., PÉREZ-RUZAF A., SÁNCHEZ-LIZASO J.L., GARCÍA-CHARTON J.A., BERNARD G., STELZENMÜLLER V. y S. PLANES. 2008.** Spillover from six western Mediterranean marine protected areas: evidence from artisanal fisheries. *Marine Ecology Progress Series* 366: 159–174. doi: 10.3354/meps07532
- GRAU A., LINDE M. y A.M. GRAU. 2009.** Reproductive biology of the vulnerable species *Sciaena umbra* Linnaeus, 1758 (Pisces: Sciaenidae). *Scientia Marina* 73(1): 67-81.
- GREENE L.E. y W.S. ALEVIZON. 1989.** Comparative Accuracies of Visual assesment methods for coral reef fishes. *Bulletin of Marine Science* 44: 899-912.
- HARME LIN J-G. 1987.** Structure et variabilité de l'ichtyofaune d'une zone rochouse protégée en Méditerranée (Parc national de Port Cros, France). *P.S.Z.N.I: Marine Ecology* 8: 263-284.
- HARME LIN J-G., BACHET F. y F. GARCÍA. 1995.** Mediterranean marine reserves: fish indices as tests of protection efficiency. *Marine Ecology* 16: 233-250.
- HARME LIN-VIVIEN M., COTTALORDA J-M., DOMINICI J-M., HARME LIN J-G., LE DIRÉACH L. y S. RUITTON. 2015.** Effects of reserve protection level on the vulnerable fish species *Sciaena umbra* and implications for fishing management and policy. *Global Ecology and Conservation* 3: 279-287.
- LLORET J., ZARAGOZA N., CABALLERO D., FONT T., CASADEVALL M. y V. RIERA. 2008.** Spear fishing pressure on fish communities in rocky coastal habitats in a Mediterranean marine protected area. *Fisheries Research* 94: 84-91.
- LLORET J., BITON-PORSMOQUER S., CARREÑO A., DI FRANCO, A. et al. 2020.** Recreational and small-scale fisheries may pose a threat to vulnerable species in coastal and offshore waters of the western Mediterranean. *ICES Journal of Marine Science* 77(6): 2255-2264.
- LUKHURST B.E. y K. LUKHURST. 1978.** Analysis of the influence of substrate variables on coral reef fish communities. *Marine Biology* 49: 317-323.

- MALLOL S. y R. GOÑI.** 2019. Unintended changes of artisanal fisheries métiers upon implementation of an MPA. *Marine Policy* 101: 237-245.
- MARGALEF R.** 1993. Teoría de los sistemas ecológicos. Edicions Universitat de Barcelona. 290 pp.
- MOREY G., MORANTA J., MASSUTI E., GRAU A., LINDE M., RIERA F. y B. MORALES-NIN.** 2003. Weight-length relationship of littoral to lower slope fishes from the western Mediterranean. *Fisheries Research* 62: 89-96.
- MOREY G., GARCIA-RUBIES A., HEREU B. y J. COLL.** 2005. Estat actual de les poblacions de peixos vulnerables a la pesca en els fons rocosos de la futura Reserva Marina de Llevant (NE de Mallorca). Informe tècnic de Tragsatec per a la Direcció General de Pesca del Govern de les Illes Balears. 48 pp.
- MOREY G., COLL J., NAVARRO O. y F. VERGER.** 2018. La reserva marina del Llevant de Mallorca. Seguiment de les poblacions de peixos vulnerables de substrat rocós en el període 2008-2018. Direcció General de Pesca i Medi Marí/Govern de les Illes Balears – Tragsatec. 74 pàgines.
- MOREY G., COLL J., NAVARRO O. y M. POZO.** 2020. La reserva marina del Llevant de Mallorca. Seguimiento de las especies ícticas vulnerables sobre substrato rocoso. Noviembre de 2020. Direcció General de Pesca i Medi Marí/Govern de les Illes Balears – Tragsatec. 69 pàgines.
- MOREY G., COLL J., NAVARRO O. y M. ARPA.** 2021. La Reserva Marina del Llevant de Mallorca-Cala Rajada. Seguimiento de las especies ícticas vulnerables sobre substrato rocoso. Junio de 2021. Direcció General de Pesca i Medi Marí/Govern de les Illes Balears – Tragsatec. 33 pàgines.
- MOUINE N., FRANCOUR P., KTARI M-H. y N. CHAKROUN-MARZOUK.** 2007. The reproductive biology of *Diplodus sargus* in the Gulf of Tunis (central Mediterranean). *Scientia Marina*, 71: 461-469.
- MOUINE N., FRANCOUR P., KTARI M-H. y N. CHAKROUN-MARZOUK.** 2012. Reproductive biology of four *Diplodus* species *Diplodus vulgaris*, *D. annularis*, *D. sargus sargus* and *D. puntazo* (Sparidae) in the Gulf of Tunis (central Mediterranean). *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 92: 623-631.
- ORDINES F., MORANTA J., PALMER M., LERYCKE A., SUAUA A., MORALES-NIN B. y A.M. GRAU.** 2005. Variations in a shallow rocky reef fish community at different spatial scales in the western Mediterranean Sea. *Marine Ecology Progress Series* 304: 221-233.
- REÑONES O., PIÑEIRO C., MAS X. y 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., GRAU A., MAS X., RIERA F. y 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(3): 523-537.

- REÑONES O., ÁLVAREZ-BERASTEGUI D., COLL J., MOREY G., NAVARRO O., RUEDA L., GRAU A., STOBART B., DÍAZ D., BOX A., DEUDERO S., GRAU A.M. y R. GOÑI.** 2012. Identificación del patrón de movimientos y factores ambientales que determinan la distribución espacial del mero *Epinephelus marginatus* en el Parque Nacional Marítimo-Terrestre del Archipiélago de Cabrera: aplicaciones para su conservación. pp: 407-430. En: Proyectos de Investigación en parques nacionales: 2008-2011 (L. Ramírez i B. Asensio, eds.).
- RIERA-BATLE I. y A.M. GRAU.** 2022. Spearfishing in the Balearic Islands (western Mediterranean): affected species and yield. *Bolletí de la Societat d'Història Natural de les Balears*, 65: 185-205. ISSN 0212-260X. e-ISSN 244-8192. Palma.
- ROCKLIN D., TOMASINI J.A., CULIOLI J.M., PELLETIER D. y D. MOUILLOT.** 2011. Spearfishing regulation benefits artisanal fisheries: the ReGS indicator and its application to multiple-use Mediterranean protected area. *PLoS One* 6(9): e23820.
- ROJO I., IRIGOYEN A.J., CUADROS A., CALÓ A., PEREÑÍGUEZ J.M., HERNÁNDEZ-ANDREU R., FÉLIX-HACKRADT F.C., CARREÑO F., HACKRADT C.W. y J.A. GARCÍA-CHARTON.** 2021. Detection of protection benefits for predatory fishes depends on census methodology. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*. 2021:1-16.
- RUSSELL B.C.** 1977. Population and standing crop estimates for rocky reef fisheries of north-eastern New Zealand. *Journal of Marine and Freshwater Research* 11: 23-36.
- SANDIN S.A. y E. SALA.** 2012. Using successional theory to measure marine ecosystem health. *Evolutionary Ecology*, 26: 435-448.
- STOBART B., REÑONES O., MALLOL S., GOÑI R., COLL J. y G. MOREY.** 2008. Seguimiento del efecto reserva en la Reserva Marina del Levante de Mallorca y su entorno. Instituto Español de Oceanografía. COB-RESERVAS / 2008-1, 18 pp.
- UNDERWOOD A.J.** 1997. Experiments in ecology. Their logical design and interpretation using analysis of variance. Cambridge. University Press.
- ZAR J.H.** 1984. Biostatistical Analysis. Prentice Hall, Inc. New Jersey.

