



2021

# Informe Mar Balear

VARIOS AUTORES

Editado por R. Vaquer-Sunyer y N. Barrientos

# Áreas marinas protegidas (AMP)

Seguimiento de peces

Reservas marinas

Gasto e inversión

Número de inmersiones



En la elaboración de este capítulo han participado:

Natalia Barrientos, Raquel Vaquer-Sunyer y Eva Marsinyach.

# Seguimiento de poblaciones de peces vulnerables a la pesca en áreas marinas protegidas

1. Riqueza específica (núm. de especies/250 m<sup>2</sup>)

2. Biomasa total (kg/250 m<sup>2</sup>)

El monitoreo de las especies de peces vulnerables a la pesca dentro de las áreas marinas protegidas (AMP) promueve tres beneficios principales:

- Proporciona una mejor comprensión de las reservas marinas sobre cómo tienen que ser diseñadas y los beneficios ecológicos y socioeconómicos que aportan.
- Amplía el conocimiento sobre el ecosistema marino, ya que los seguimientos de peces evidencian cómo les afectan las actividades pesqueras humanas.
- Ayuda a implementar la gestión de las AMP.

La práctica de distintas modalidades de pesca—tanto la pesca profesional, la pesca recreativa (caña, volantín, *fluixa*/curricán y pesca submarina) como la pesca furtiva e ilegal—suponen la mayor presión para las comunidades ícticas de la zona litoral.<sup>1</sup>

Esta presión ha aumentado en las últimas décadas debido a un número creciente de pescadores recreativos que utilizan técnicas cada vez más sofisticadas, como sondas GPS, posicionadores estáticos, programas de cartografía, etc. Un posible resultado de esta presión podría ser la desestabilización del ecosistema marino a causa de la pérdida de los ejemplares de nivel trófico superior de algunas especies (por ejemplo, depredadores apicales) y la disminución de su talla. A su vez, estos cambios se convierten en pérdida de la calidad de las capturas por parte de los pescadores. Además de la pesca, la proliferación de algas, invertebrados y, en menor medida, de peces alóctonos y eventualmente invasores, pueden contribuir a la disminución de las poblaciones de peces autóctonos.

Los indicadores de riqueza de especies y biomasa total son sensibles a la explotación pesquera de las zonas de estudio, y su uso es conveniente porque responden rápido a los cambios en las distintas medidas de gestión.<sup>2,3</sup> El indicador de riqueza de especies vulnerables (nº de especies/250 m<sup>2</sup>) muestra el número promedio de especies observadas e indica el grado de incidencia de la pesca en la comunidad íctica. La biomasa total de especies vulnerables (kg/250 m<sup>2</sup>) está muy correlacionada con la talla de

las especies y con su abundancia, y se relaciona, por tanto, con el nivel de explotación pesquera.

Estudios realizados en reservas marinas de las Baleares<sup>4,5</sup> han demostrado que la gestión pesquera en AMP produce el denominado «efecto reserva», por el cual se empieza a observar una recuperación de las especies explotadas que es proporcional a los años bajo gestión. No obstante, en las AMP de las Baleares el efecto reserva no ha sido siempre el esperado.

La importancia de estudiar los indicadores de riqueza de especies y biomasa en poblaciones de peces vulnerables a la pesca radica en el hecho de ser:

- Especies valoradas en el mercado, principalmente longevas y con edades de madurez sexual tardía.
- Elementos clave del ecosistema.
- Indicadoras del grado de explotación pesquera.
- Indicadoras para la evaluación de la gestión pesquera.

## METODOLOGÍA

Las zonas de estudio donde se realiza el seguimiento ictiológico son AMP del tipo reservas marinas de interés pesquero, exceptuando el Parque Natural de s'Albufera des Grau, en Menorca. En las reservas marinas de interés

## ¿QUÉ ES?

La riqueza de especies vulnerables a la pesca nos indica el número promedio de especies observadas en 250 m<sup>2</sup>, mientras que la biomasa total muestra el peso de las especies en 250 m<sup>2</sup>. Ambos indicadores se utilizan para mostrar el grado de incidencia de la pesca en las poblaciones de peces y proporcionan conocimiento sobre cómo funcionan las áreas marinas protegidas (AMP).

## METODOLOGÍA

Los seguimientos se realizan desde el año 2000 por parte de la Direcció General de Pesca i Medi Marí del Govern de les Illes Balears a través de la empresa pública Tragsasec. En la Reserva Marina de Illa de l'Aire y el Parque Natural de S'Albufera des Grau, el organismo encargado de los seguimientos es el Observatori Socioambiental de Menorca (OBSAM), junto con el Instituto Español de Oceanografía (COB-IEO) a través de la Estación de Investigación Jaume Ferrer de La Mola.

La riqueza específica se determina realizando censos visuales a lo largo de transectos de 50 m de largo x 5 m de ancho (área = 250 m<sup>2</sup>). La zona de estudio son nueve reservas marinas de interés pesquero (Bahía de Palma, Migjorn de Mallorca, Isla del Toro, Islas Malgrats, Llevant de Mallorca, Freu de sa Dragonera, Norte de Menorca, Illa de l'Aire, Freus de Ibiza y Formentera) y un parque natural (Parque Natural de S'Albufera des Grau). En cada AMP se realizan seguimientos en zonas diferentes: (i) reserva parcial (se prohíbe la pesca de arrastre y se regula la pesca artesanal/recreativa), (ii) zona de control (sin prohibiciones pesqueras y con hábitats similares), y (iii) reserva integral (se prohíben todas las actividades pesqueras).

En esta ficha se muestran datos de biomasa total y riqueza específica de las reservas marinas de interés pesquero de la reserva parcial que disponen de ≥ 10 años de seguimiento. Los datos han sido extraídos de diversos informes técnicos.<sup>1-10</sup>

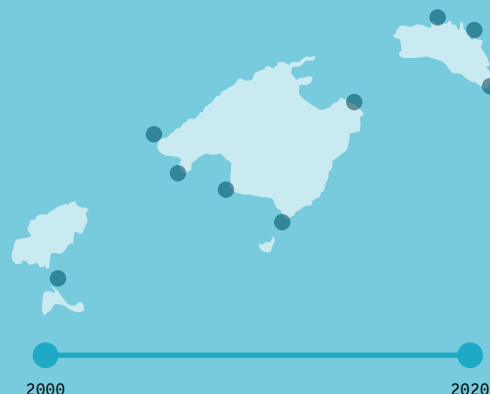
## RESULTADOS

- Los mayores incrementos en biomasa se observan en la Isla del Toro, tanto en aguas superficiales (+ 12,8 kg/250 m<sup>2</sup>) como en aguas profundas (+ 41,2 kg/250 m<sup>2</sup>).
- El mayor valor de biomasa se obtiene en las aguas profundas de la Isla del Toro, con 48 kg/250 m<sup>2</sup>.
- Los mayores aumentos en número de especies se muestran en aguas superficiales de los Freus de Ibiza y Formentera (+ 3,5 especies/250 m<sup>2</sup>).
- En la zona de reserva integral de los Freus de Ibiza y Formentera se alcanza la mayor riqueza específica de aguas superficiales (~ 6 especies/250 m<sup>2</sup>) de todas las AMP estudiadas.

## ¿POR QUÉ?

Estos indicadores reaccionan ante las actividades de explotación pesquera y, por tanto, informan del estado de las comunidades de peces vulnerables a la pesca en cada AMP. Esta información es de gran importancia, ya que ayuda a buscar mejoras en la gestión de las AMP para obtener resultados óptimos de conservación y regeneración de los recursos pesqueros.

## LOCALIZACIÓN

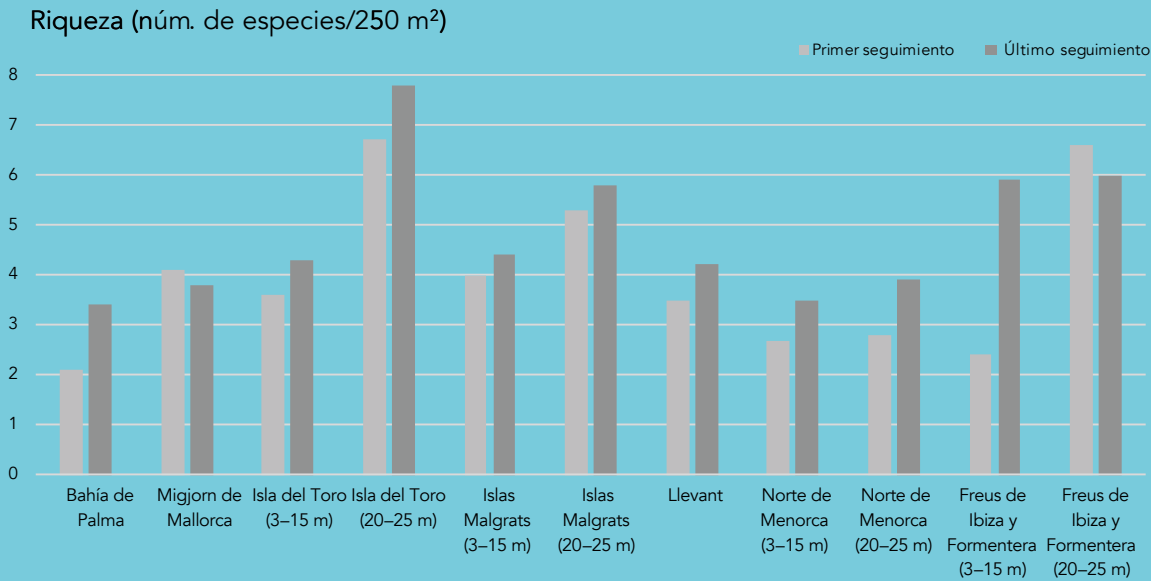
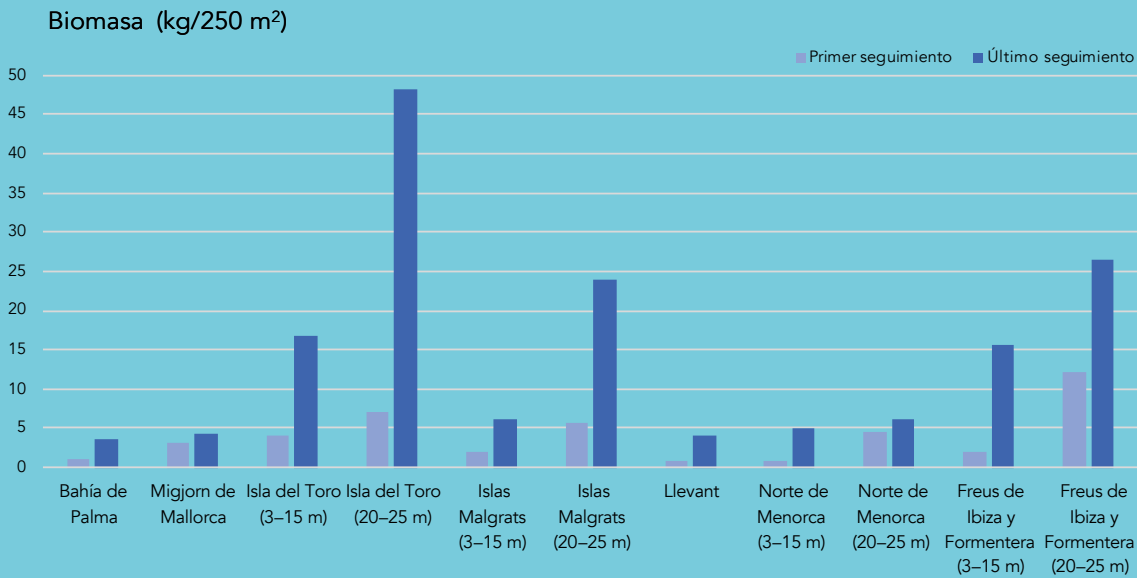


- En el Norte de Menorca y en Llevant, las zonas de reserva parcial muestran mejores resultados que las zonas de reserva integral.
- Las aguas profundas del Norte de Menorca muestran los menores valores de riqueza y biomasa de las AMP con estudios en profundidad.
- La Bahía de Palma es la AMP con menor riqueza de especies, mientras que el Parque Natural de S'Albufera des Grau es la de menor biomasa.

Para poder interpretar el efecto reserva de cada zona, estos resultados se deberían complementar con información sobre la intensidad pesquera y las características naturales intrínsecas de cada área.

Datos resumen de riqueza específica y biomasa total en reservas marinas de interés pesquero con  $\geq 10$  años de seguimiento. Los valores que se muestran con +/- se refieren al incremento/disminución entre el primer y el último año de estudio. FUENTE: diversos informes técnicos.<sup>1-10</sup>

Isla	Área marina protegida	Seguimiento temporal (> 10 años)	Riqueza (nº especies/250 m <sup>2</sup> )		Biomasa total (kg/250 m <sup>2</sup> )	
			Reserva integral	Reserva parcial	Reserva integral	Reserva parcial
Mallorca	Bahía de Palma	2000–2017	+ 1,3	+ 0,4	+ 2,5	+ 1,2
	Migjorn de Mallorca	2003–2017	- 0,4	+ 0,7 (Llucmajor) + 0,4 (Santanyi)	+ 1,2	+ 1,2 (Llucmajor) + 0,4 (Santanyi)
	Isla del Toro (3–15 m)	2005–2020		+ 0,7		+ 12,8
	Isla del Toro (20–25 m)	2005–2020		+ 1,1		+ 41,2
	Islas Malgrats (3–15 m)	2005–2020		+ 0,4		+ 4,2
	Islas Malgrats (20–25 m)	2005–2020		+ 0,5		18,3
	Llevant	2008–2018	+ 0,7	+ 1,3 (aguas ext.) + 0,5 (aguas int.)	+ 3,4	+ 2,1 (aguas ext.) + 3,1 (aguas int.)
Menorca	Norte de Menorca (3–15 m)	2000–2019	+ 0,8	+ 1,1	+ 4,2	+ 7
	Norte de Menorca (20–25 m)	2006–2017	+ 1,1	+ 0,6	+ 1,7	+ 3,3
Ibiza y	Freus de Ibiza y Formentera (3–15 m)	2000–2018	+ 3,5	+ 1,7	+ 13,6	+ 5
Formentera	Freus de Ibiza y Formentera (20–25 m)	2007–2018	- 0,6	- 0,1	+ 14,4	+ 8,6



Evolución de la biomasa total y la riqueza específica de peces de las AMP de las Islas Baleares con seguimiento de  $\geq 10$  años. Se muestran los datos de las reservas integrales (sin ningún tipo de actividad extractiva) o, en caso de no disponer de esta figura de protección, de las reservas parciales. FUENTE: diversos informes técnicos.<sup>1-10</sup>

## REFERENCIAS

- <sup>1</sup> MOREY, G.; COLL, J.; NAVARRO, O. (2017). «La Reserva Marina de la Badia de Palma: Seguiment de les espècies íctiques vulnerables sobre substrat rocós». Govern de les Illes Balears. Direcció General de Pesca i Medi Marí; Tragsatec. [Informe técnico].
- <sup>2</sup> COLL, J.; MOREY, G.; NAVARRO, O. (2017). «Avaluació dels efectes de la protecció a la Reserva Marina del Migjorn de Mallorca sobre els peixos costaners de roca i sobre la captura associada a la pesquera de sípia (*Sepia officinalis*, Linnaeus, 1758)». Govern de les Illes Balears. Direcció General de Pesca i Medi Marí; Tragsatec. [Informe técnico].
- <sup>3</sup> MOREY, G. *et al.* (2018). «Les reserves marines de l'Illa del Toro i les Illes Malgrats: Seguiment de les espècies íctiques vulnerables sobre substrat rocós». Govern de les Illes Balears. Direcció General de Pesca i Medi Marí; Tragsatec. [Informe técnico].
- <sup>4</sup> MOREY, G. *et al.* (2020). «Les reserves marines de l'illa del Toro i les illes Malgrats. Seguiment de les espècies íctiques vulnerables sobre substrat rocós». Direcció General de Pesca i Medi Marí. Govern de les Illes Balears; Tragsatec. [Informe técnico].
- <sup>5</sup> MOREY, G. *et al.* (2018). «La reserva marina del Llevant de Mallorca: Seguiment de les poblacions de peixos vulnerables de substrat rocós en el període 2008-2018». Govern de les Illes Balears. Direcció General de Pesca i Medi Marí; Tragsatec. [Informe técnico].
- <sup>6</sup> COLL, J.; MOREY, G.; NAVARRO, O. (2011). «Avaluació dels recursos íctics litorals de la Reserva Marina del Nord de Menorca. Resultats del període 2000-2011». Tragsatec; Govern de les Illes Balears. Direcció General de Medi Rural i Marí. [Informe técnico].
- <sup>7</sup> COLL, J. *et al.* (2017). «La Reserva Marina del Nord de Menorca: Seguiment de les poblacions de peixos de substrat rocós en el període 2000-2017». Govern de les Illes Balears. Servei de Millora Agrària i Pesquera; Tragsatec. [Informe técnico].
- <sup>8</sup> MARSINYACH, E. *et al.* (2018). «Evaluación de las poblaciones de peces vulnerables a la pesca sobre fondo rocoso en aguas costeras de Menorca». Observatori Socioambiental de Menorca; Centre Oceanogràfic de Balears (IEO); Menorca Preservation Foundation; Consell Insular de Menorca; Govern de les Illes Balears. [Informe técnico].
- <sup>9</sup> COLL, J.; MOREY, G.; NAVARRO, O. (2019). «Reserva Marina del Nord de Menorca. Seguiment de les poblacions de peixos de substrat rocós en el període 2000-2019». Conselleria d'Agricultura, Pesca i Alimentació, Serveis de Millora Agrària i Pesquera; Tragsatec. [Informe técnico].
- <sup>10</sup> COLL, J. *et al.* (2018). «La Reserva Marina dels Freus d'Eivissa i Formentera: Seguiment de les poblacions de peixos de substrat rocós en el període 2000-2018». Govern de les Illes Balears. Direcció General de Pesca i Medi Marí; Tragsatec. [Informe técnico].

pesquero se toman medidas efectivas de conservación de los recursos marinos mediante la prohibición de la pesca de arrastre y la regulación de la pesca artesanal y recreativa. En el Parque Natural de s'Albufera des Grau, la única regulación al respecto es la obligación de pedir autorización específica para realizar pesca submarina.

Para determinar la riqueza específica se realizan censos visuales mediante escafandra autónoma, utilizando un muestreo estándar ni destructivo ni invasivo.<sup>6</sup> Este método de censos visuales se basa en el muestreo de distintas variables a lo largo de un cierto número de transectos (N) de 50 m de largo x 5 m de ancho (250 m<sup>2</sup>). Los transectos se distribuyen equitativamente entre la reserva integral (no existen en todas las reservas), la reserva parcial y las zonas de control. Las características de cada una son:

- Reserva integral (o *no-take zone*). Zona donde todas las actividades pesqueras están prohibidas.
- Reserva parcial. Zona general de la reserva marina donde se prohíbe la pesca de arrastre y se regulan las actividades de pesca artesanal y recreativa.
- Zona de control. Áreas con hábitats equivalentes a la reserva, pero fuera de sus límites y que, por lo tanto, permiten la comparación entre ambas zonas.

Por lo general, se estudian hábitats idóneos para la presencia de especies de peces vulnerables a la pesca. Los hábitats que presentan mayor complejidad estructural (rugosidad), presencia de bloques de roca y con pendiente, son los que más influyen la biomasa y la abundancia de especies vulnerables a la pesca.<sup>7</sup>

Los censos se realizan sobre especies características de los fondos rocosos que son vulnerables a la pesca profesional, submarina y recreativa del mar Balear. Esta condición mejora la exactitud de los censos y reduce el error en el muestreo, ya que no se censan todas las especies de peces de toda la comunidad íctica. Estas especies también son buenas indicadoras del llamado «efecto reserva», término utilizado en biología que se refiere al aumento del número de individuos y de su tamaño medio debido a la protección.

En la Tabla 1 se resumen las poblaciones ícticas vulnerables a la pesca en AMP de las Baleares que se incluyen para calcular la riqueza y la biomasa de las especies. Todas ellas se censan para determinar la riqueza de especies. Sin embargo, cuatro especies (dentón, lubina, pez de limón y espetón) no se incluyen en el cálculo de la biomasa debido a su comportamiento más errático o de mayor desplazamiento.

El hábitat de estas especies de estudio puede ser epipelágico costero (aguas superficiales) o demersal (aguas profundas cerca del fondo oceánico). Entre las especies demersales las hay más residentes y otras más divagantes, variando así su área de campeo. El seguimiento ictiológico se produce en el estrato superficial (5-15 m) y en algunas reservas también en el estrato profundo (20-25 m).

El indicador de biomasa total se calcula a través de la suma de los pesos de los distintos individuos que entran en el censo. El peso (W) tiene una relación específica con la talla (L) que responde a la relación:  $W=al^b$  donde a y b son constantes fijas de cada especie extraídas de Morey *et al.*<sup>8</sup> y [www.fishbase.org](http://www.fishbase.org).<sup>9</sup>

Con el objeto de disminuir el error de muestreo del indicador de biomasa y ofrecer una descripción realista, el tratamiento estadístico se realiza sobre las especies de carácter más residente, obviando del cálculo de biomasa a las más móviles, de carácter epipelágico (por ejemplo, *Seriola dumerili*, *Sphyræna viridensis*) o a las de carácter demersal con amplias áreas de campeo (por ejemplo, *Dentex dentex*). El error de muestreo viene definido como el error estándar ( $s/n^{1/2}$ ) donde s es la desviación típica insesgada. Un mayor error implica la existencia de mayores variaciones/oscilaciones en la riqueza/biomasa de especies entre los transectos de cada zona.

Los datos de seguimiento en las reservas marinas de interés pesquero son obtenidos por la Direcció General de Pesca i Medi Marí del Govern de les Illes Balears a través de la empresa pública de estudios técnicos Tragsasac, como medio propio de la Administración. En la Reserva Marina de Illa de l'Aire y el Parque Natural de s'Albufera des Grau, el organismo que ha realizado el seguimiento es el Observatori Socioambiental de Menorca (OBSAM), junto con el Instituto Español de Oceanografía (COB-IEO) a través de la Estación de Investigación Jaume Ferrer de la Mola (Direcció General d'Innovació i Investigació del Govern de les Illes Balears). Los datos se han publicado en informes y en artículos científicos.<sup>4, 7, 10-25</sup>

## RESULTADOS

### Seguimiento ictiológico de cinco reservas marinas de Mallorca

#### Reserva Marina de la Bahía de Palma (1999)

El muestreo se ha llevado a cabo en dos zonas dentro de cada nivel de gestión (N = 9 en cada zona) que, con objeto de simplificar, se reúnen aquí en una sola muestra de 18 transectos (N = 18).

**RIQUEZA ESPECÍFICA.** La zona de reserva integral presenta un aumento lento de 1,3 especies/250 m<sup>2</sup>, pasando de 2,1 a 3,4 especies/250 m<sup>2</sup> en los 18 años de seguimiento (Figura 1). La reserva parcial tan solo aumenta con 0,4 especies/250 m<sup>2</sup>, mientras que la zona de control disminuye 0,6 especies/250 m<sup>2</sup>. Los valores mayores de riqueza específica (> 3 especies/250 m<sup>2</sup>) se alcanzan en el año 2011 en todas las zonas de la reserva (parcial e integral) y en la zona de control. El máximo número de 4,1 especies/250 m<sup>2</sup> se alcanza en 2011 en la zona de reserva parcial. Por otro lado, la menor riqueza de especies se obtiene en 2003, con 1,8 especies/250 m<sup>2</sup> en la zona de control.

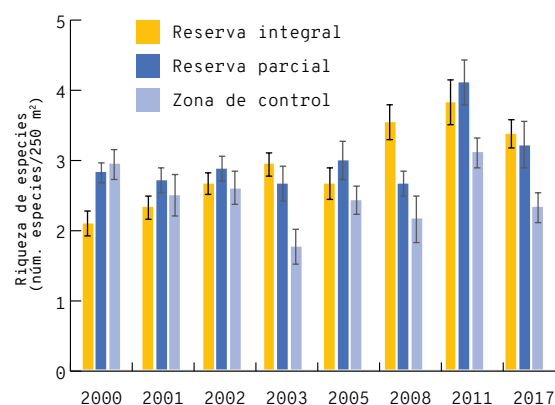
**Tabla 1.** Nomenclatura de las especies de peces vulnerables a la pesca consideradas en los estudios de riqueza y biomasa.

Español	Catalán	Nombre científico	Estudio de riqueza de especies	Estudio de biomasa de especies
congrío	congre	<i>Conger conger</i>	✓	✓
dentón	déntol	<i>Dentex dentex</i>	✓	
lubina	llop	<i>Dicentrarchus labrax</i>	✓	
sargo picudo	morruca	<i>Diplodus puntazo</i>	✓	✓
sargo	sard o sarg	<i>Diplodus sargus</i>	✓	✓
mojarra	variada	<i>Diplodus vulgaris</i>	✓	✓
falso abadejo	anfós llis	<i>Epinephelus costae</i>	✓	✓
mero	anfós	<i>Epinephelus marginatus</i>	✓	✓
tordo negro	tord massot	<i>Labrus merula</i>	✓	✓
tordo verde	grivi o grívia	<i>Labrus viridis</i>	✓	✓
morena	morena	<i>Muraena helena</i>	✓	✓
gitano	anfós bord	<i>Mycteroperca rubra</i>	✓	✓
pargo	paguera o pagre	<i>Pagrus pagrus</i>	✓	✓
brótola de roca	mòllera roquera	<i>Phycis physis</i>	✓	✓
corvallo	escorball	<i>Sciaena umbra</i>	✓	✓
rascacio	escórpura, rascassa o rascla	<i>Scorpaena porcus</i>	✓	✓
cabracho	cap-roig	<i>Scorpaena scrofa</i>	✓	✓
pez de limón	cerviola, círvia o verderol	<i>Seriola dumerili</i>	✓	
dorada	orada	<i>Sparus aurata</i>	✓	✓
espetón	espet	<i>Sphyræna spp.</i>	✓	
chopa	càntera	<i>Spondyliosoma cantharus</i>	✓	✓

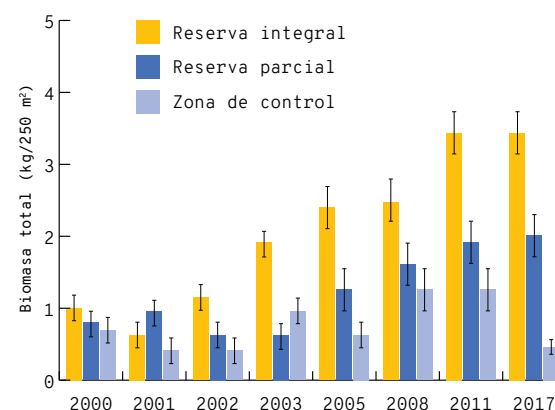
La poca variación temporal en riqueza de especies puede deberse a que el hábitat de la Bahía de Palma es de baja complejidad (de fondo arenoso de baja profundidad), donde suele haber menor diversidad de especies.

**BIOMASA TOTAL.** Los valores de biomasa que más han aumentado en los 18 años de seguimiento son los de la

zona de reserva integral, que han pasado de ~ 1 kg/250 m<sup>2</sup> en el año 2000 a 3,5 kg/250 m<sup>2</sup> en el año 2017 (Figura 2). Estos valores van seguidos de los de la zona de reserva parcial, que han aumentado aproximadamente de 1 kg/250 m<sup>2</sup> a 2 kg/250 m<sup>2</sup> en 18 años. En cambio, en la zona de control los valores disminuyen de 0,8 a 0,5 kg/250 m<sup>2</sup> con el transcurso de los años (Figura 2).



**Figura 1.** Riqueza de especies de la Reserva Marina de la Bahía de Palma y de la zona de control en los años 2000–2003, 2005, 2008, 2011, 2017. La barra de error muestra el error estándar de la media. FUENTE: Morey *et al.*<sup>24</sup>

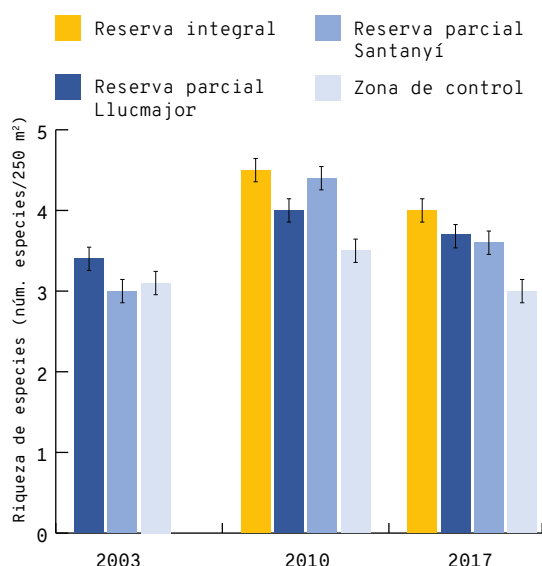


**Figura 2.** Biomasa total en la Reserva Marina de la Bahía de Palma y en la zona de control en los años 2000–2003, 2005, 2008, 2011, 2017. NOTA: la barra de error muestra el error estándar de la media. FUENTE: Morey *et al.*<sup>24</sup>

### Reserva Marina del Migjorn de Mallorca (2002)

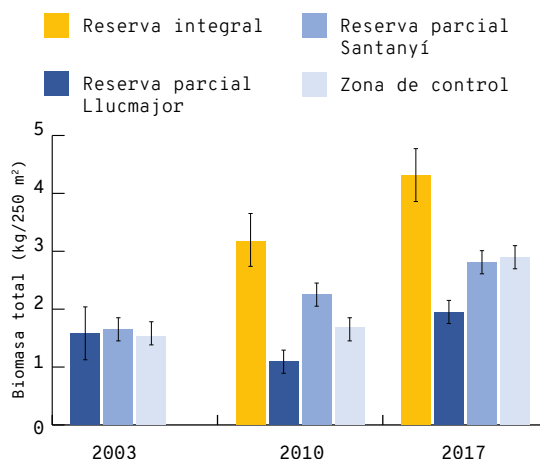
En esta reserva se realiza un mayor número de transectos que en otras ( $N = 54$ ) debido a sus grandes dimensiones. No existen datos de la reserva integral en 2003, ya que todavía no se había establecido. El muestreo es menor en la zona de reserva integral, con  $N = 18$  en 2010 y  $N = 12$  en 2017. Para facilitar la descripción de los datos se divide la reserva en dos zonas: la costa de Llucmajor (oeste de la reserva) y la costa de Santanyí (este de la reserva). En Andratx se seleccionaron zonas de control con hábitats similares.

**RIQUEZA ESPECÍFICA.** La riqueza específica varía entre 3 y 4,5 especies/250 m<sup>2</sup> en todas las zonas muestreadas durante los 17 años de seguimiento (Figura 3). No se muestran muchas variaciones entre zonas, aunque la zona de reserva integral es la que muestra los mayores valores de 4,5 especies/250 m<sup>2</sup> en 2010, un valor que ha disminuido a 4,1 especies/250 m<sup>2</sup> en 2017 (Figura 3).



**Figura 3.** Riqueza de especies en la Reserva Marina del Migjorn de Mallorca y en la zona de control en 2003, 2010 y 2017. La barra de error muestra el error estándar de la media. FUENTE: Coll *et al.*<sup>4</sup>

**BIOMASA TOTAL.** En los ocho años de seguimiento de la reserva integral se observa un incremento en la biomasa de 1,17 kg/250 m<sup>2</sup> (de 3,15 a 4,32 kg/250 m<sup>2</sup>) (Figura 4). En 2017, los resultados de la biomasa aumentan en todas las zonas muestreadas. En 2010 y 2017, la reserva parcial de la zona de Llucmajor (oeste de la reserva) muestra menor valor de biomasa (de ~ 1,1 a 1,9 kg/250 m<sup>2</sup>) que la zona de Santanyí (de 1,6 a 2,8 kg/250 m<sup>2</sup>) (Figura 4). Esta diferencia podría deberse a una mayor presión pesquera en la zona de Llucmajor, ejercida desde la bahía de Palma y Sa Ràpita, y al hecho de estar más resguardada de los vientos estivales de levante respecto a la zona más expuesta de Santanyí. La zona de control es la que muestra el mayor incremento de todas, aumentando 1,4 kg/250 m<sup>2</sup>.



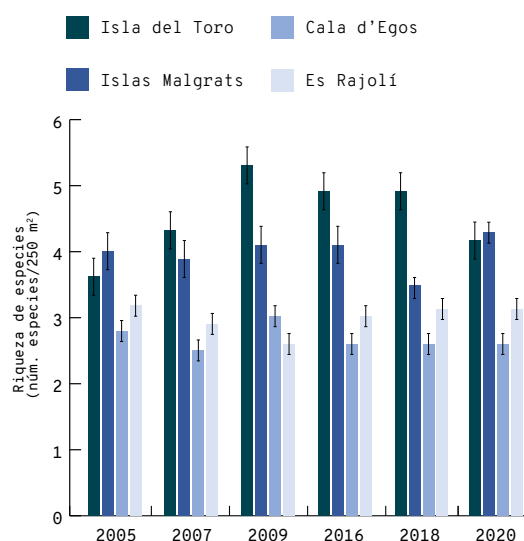
**Figura 4.** Biomasa total en la Reserva Marina del Migjorn de Mallorca y en la zona de control en 2003, 2010 y 2017. La barra de error muestra el error estándar de la media. FUENTE: Coll *et al.*<sup>4</sup>

### Reservas marinas de Isla del Toro e Islas Malgrats (2004)

Se realizaron 27 transectos, excepto en el año 2016, con 9 transectos en las zonas de control (Cala d'Egos y Es Rajolí). La localización de las dos zonas de control de aguas profundas ha ido variando con el tiempo: Es Rajolí fue sustituido por La Mola en 2018, mientras que Sa Dragonera se sustituyó por Cap Andritxol en 2016.

#### Aguas superficiales (3-15 m)

**RIQUEZA ESPECÍFICA.** Este indicador muestra, desde 2005 hasta 2020, un ligero aumento en la Reserva Marina de Isla del Toro (de 3,6 a 4,3 especies/250 m<sup>2</sup>) y en la Reserva Marina de Islas Malgrats (de 4 a 4,4 especies/250 m<sup>2</sup>) (Figura 5). La máxima riqueza se alcanza en la Isla del Toro en 2009, con 5,3 especies/250 m<sup>2</sup>. En los años posteriores este valor se ha mantenido estable en torno a las 5-4 especies/250 m<sup>2</sup>. Las zonas de control son las que menor número de especies presentan, entre 3,2 y 2,5 especies/250 m<sup>2</sup>.

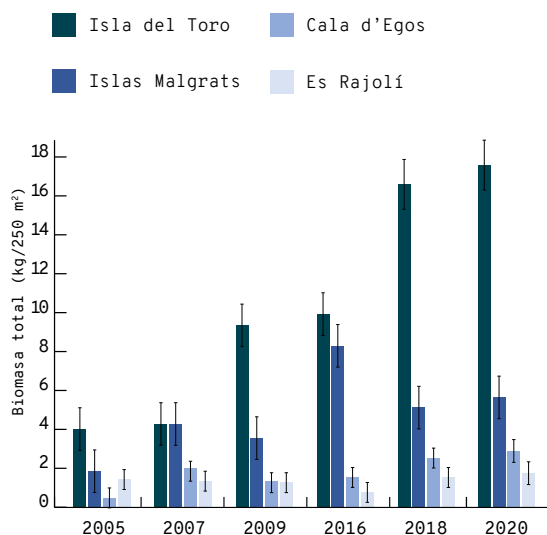


**Figura 5.** Riqueza de especies en las aguas superficiales de la Reserva Marina de Isla del Toro e Islas Malgrats en 2005, 2010, 2017 y 2020. Las zonas de control, fuera de la reserva, son Cala d'Egos (aguas interiores) y Es Rajolí (aguas exteriores). La barra de error muestra el error estándar de la media. FUENTE: Morey *et al.*<sup>25,17</sup>



**BIOMASA TOTAL.** La biomasa total muestra una tendencia positiva en el tiempo tanto en Isla del Toro como en Islas Malgrats (Figura 6). El mayor incremento se observa en Isla del Toro, donde se cuadruplica el valor de la biomasa, de 4 a 16,8 kg/250 m<sup>2</sup> entre 2005 y 2020. En Islas Malgrats también hay una tendencia creciente de biomasa que se triplica desde 2005, pasando de 1,9 kg/250 m<sup>2</sup> a 5,1 kg/250 m<sup>2</sup> (Figura 6). Las zonas de control tanto interior (Cala d'Egos) como exterior (Es Rajolí) se mantienen inferiores a los 3,5 kg/250 m<sup>2</sup> (Figura 6).

Las diferencias entre las reservas de Isla del Toro e Islas Malgrats pueden deberse al hábitat más favorable para las poblaciones ícticas que presenta la primera (mayores pendientes y profundidades) respecto a la segunda. Esto deriva en la presencia de mayor número de grandes depredadores de las especies de falso abade (es) = *anfós llis* (cat) = *Epinephelus costae*. Adicionalmente, la normativa pesquera es más restrictiva en Isla del Toro, mientras que en Islas Malgrats la pesca se permite durante más meses y con más aparejos.

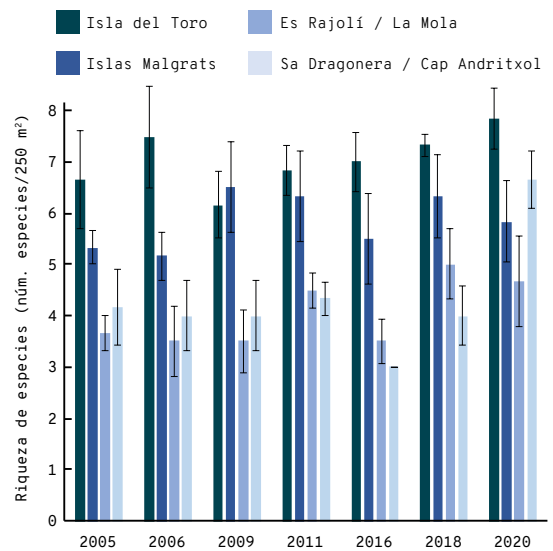


**Figura 6.** Biomasa total en las aguas superficiales de la Reserva Marina de Isla del Toro e Islas Malgrats en 2003, 2010, 2017 y 2020. Las zonas de control, fuera de la reserva, son Cala d'Egos (aguas interiores) y Es Rajolí (aguas exteriores). La barra de error muestra el error estándar de la media. FUENTE: Morey *et al.*<sup>25,17</sup>

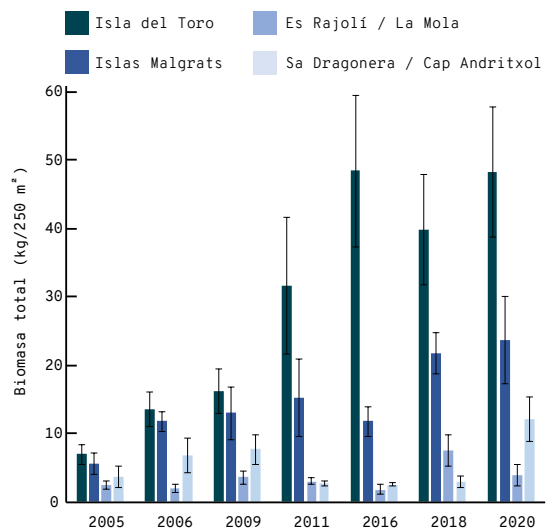
#### Aguas profundas (20-25 m)

**RIQUEZA ESPECÍFICA.** En profundidad, la riqueza aumenta ~ 2 especies/250 m<sup>2</sup>, aunque se mantiene más estable que en superficie tanto en la Isla del Toro como en las Islas Malgrats (Figura 7). Excepto en 2009, la Isla del Toro muestra una mayor riqueza que las Islas Malgrats, siendo en 2020 de 7,8 especies/250 m<sup>2</sup> y de 5,8 especies/250 m<sup>2</sup>, respectivamente. La zona de control de Cap Andritxol superó únicamente en 2020 el número de especies de las Islas Malgrats.

**BIOMASA TOTAL.** La biomasa en profundidad muestra un incremento considerable desde 2005 en ambas reservas (Figura 8). Este aumento es de ~ 7 veces en la Isla del Toro y de ~ 4 veces en las Islas Malgrats. Las zonas de control siempre se mantienen con valores inferiores a los de las reservas.



**Figura 7.** Riqueza de especies de las aguas profundas de la Reserva Marina de Isla del Toro e Islas Malgrats entre 2005-2020. La localización de las zonas de control cambió con los años: Es Rajolí pasó a ser La Mola en 2018, mientras que Sa Dragonera se sustituyó por Cap Andritxol en 2016. FUENTE: Morey *et al.*<sup>17</sup>



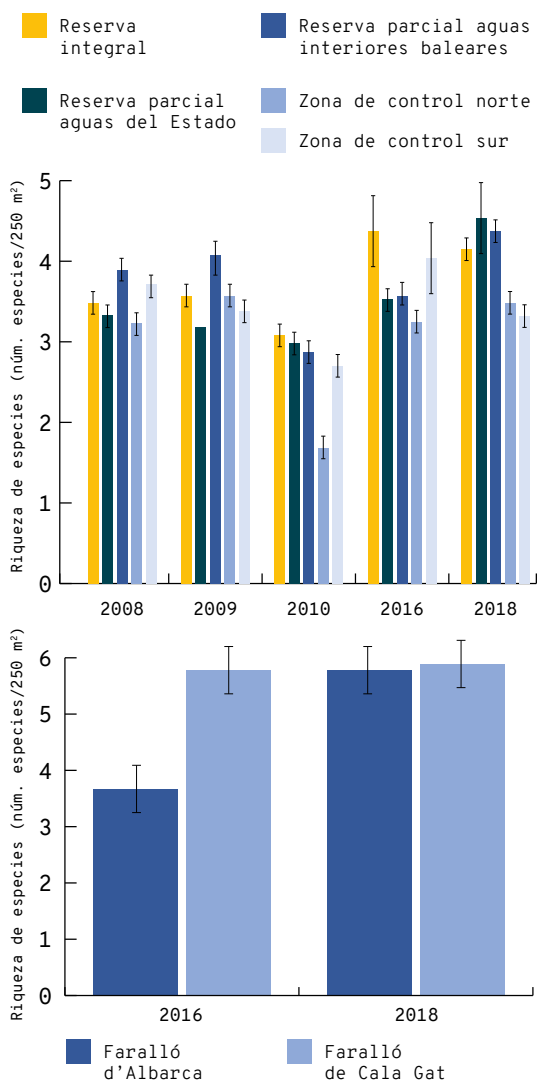
**Figura 8.** Biomasa total de peces en las aguas profundas de la Reserva Marina de Isla del Toro e Islas Malgrats entre 2005-2020. La localización de las zonas de control cambió con los años: Es Rajolí pasó a ser La Mola en 2018, mientras que Sa Dragonera se sustituyó por Cap Andritxol en 2016. FUENTE: Morey *et al.*<sup>17</sup>

#### Reserva Marina del Llevant de Mallorca (2007)

El número de transectos muestreados varía entre 10-18. De las zonas del Faralló d'Albarca (reserva parcial de ámbito balear) y el Faralló de Cala Gat (reserva parcial de ámbito estatal) únicamente hay datos de 2016 y 2018.

**RIQUEZA ESPECÍFICA.** En 2010 se alcanzan los valores inferiores de riqueza en todas las zonas de la reserva de Llevant (~ 3 especies/250 m<sup>2</sup>) y zona de control (1,7-2,7 especies/250 m<sup>2</sup>) (Figura 9). En 2018 se obtienen los mayores valores (en torno a 4,5 y 4 especies/250 m<sup>2</sup>), y la zona de control oscila entre 3,5-3,3 especies/250 m<sup>2</sup>. El Faralló d'Albarca pasa de tener valores similares a los de la zona de control en 2016, y en tan solo dos años aumenta a 5,8 especies/250 m<sup>2</sup>. El Faralló de Cala Gat se mantiene en 5,8 especies/250 m<sup>2</sup> (2016) y 5,9 especies/250 m<sup>2</sup> (2018).



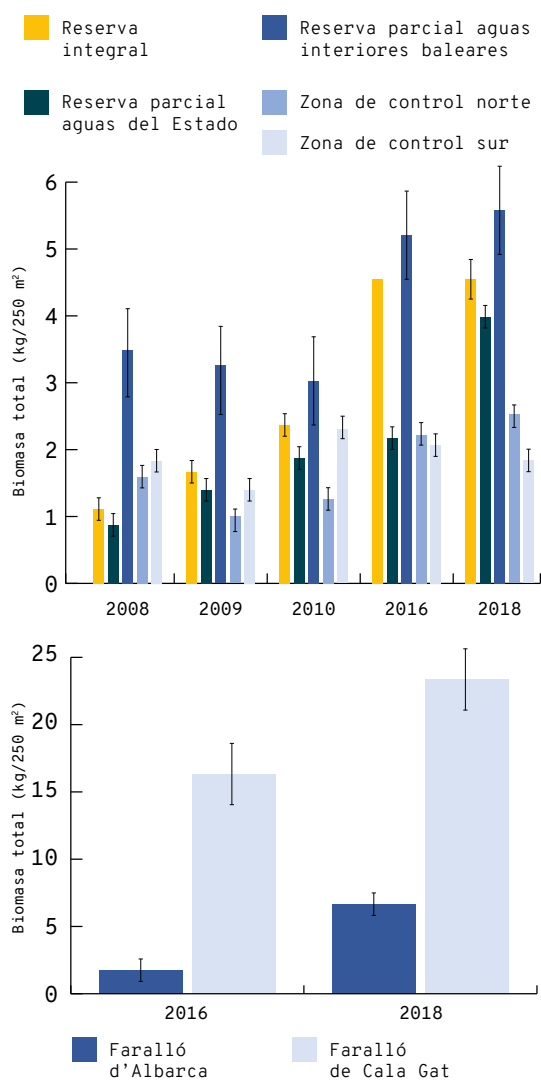


**Figura 9.** Riqueza de especies en la Reserva Marina del Llevant de Mallorca en los años 2008–2010, 2016 y 2018, y en el Faralló d'Albarca y el Faralló de Cala Gat en 2016 y 2018. La barra de error muestra el error estándar de la media. FUENTE: Morey *et al.*<sup>10</sup>

**BIOMASA TOTAL.** En cuanto a la biomasa, tanto en las zonas de estudio dentro de la reserva parcial de aguas interiores como en la de aguas exteriores se llegan a cuadruplicar los valores desde 2008 (Figura 10). El incremento es de 0,9 kg/250 m² a 4 kg/250 m² en aguas interiores; de 3,5 a 5,6 kg/250 m² en aguas exteriores o del Estado, y de 1,1 a 4,5 kg/250 m² en la reserva integral. Cabe destacar que la zona del Faralló de Cala Gat (dentro de la Reserva Marina de Llevant) pasa en solo dos años de 16,6 a 23,5 kg / 250 m². El Faralló d'Albarca también aumenta de 1,9 a 6,7 kg/250 m² en 2 años. En cambio, la biomasa de las zonas de control se mantiene estable desde 2008 con ~2 kg/250 m².

#### Reserva Marina de sa Dragonera (2016)

Se realiza un seguimiento de seis estaciones de aguas superficiales: dos zonas dentro de la reserva marina de aguas interiores (Cala Llebeig y Cala en Lledó), dos zonas en aguas exteriores (Na Pòpia y S'Indi) — que suponen la recién declarada Reserva Marina de Sa Dragonera en sus aguas exteriores (julio 2020)—, y dos zonas de control fuera de la reserva (Es Rajolí y Cala d'Egos). El número de transectos en cada zona



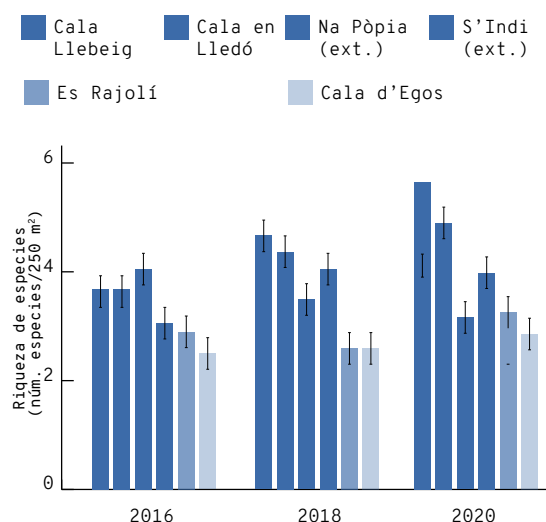
**Figura 10.** Biomasa total en la Reserva Marina del Llevant de Mallorca en los años 2008–2010, 2016 y 2018, y en el Faralló d'Albarca y el Faralló de Cala Gat en los años 2016 y 2018. La barra de error muestra el error estándar de la media. FUENTE: Morey *et al.*<sup>10</sup>

es de N = 9. En aguas profundas, las zonas de estudio son cuatro: una zona dentro de la reserva (Cap de Llebeig), una zona en aguas exteriores fuera de la reserva (S'Indi) y dos zonas de control fuera de la reserva (Es Rajolí y Cap Andritxol).

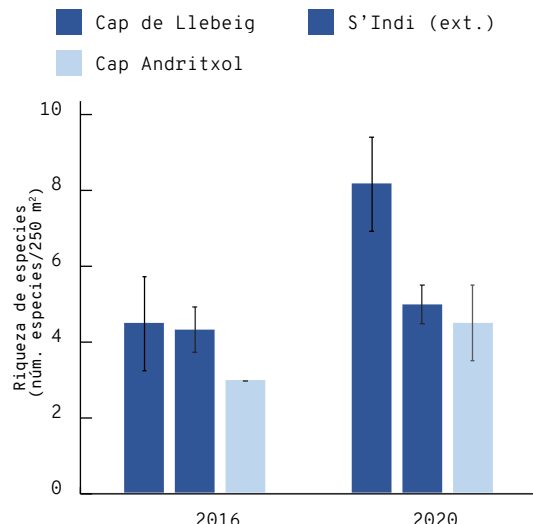
#### Aguas superficiales (3-15 m)

**RIQUEZA ESPECÍFICA.** Entre 2016–2020 se observa un aumento en la zona de reserva parcial de Cala Llebeig de + 1,9 especies/250 m² y en Cala en Lledó de + 1,1 especies/250 m² (Figura 11). En aguas exteriores, Na Pòpia y S'Indi se mantienen estables en torno a las 3,5 y 4 especies, respectivamente. La zona de control de Es Rajolí (con 3,7 especies) supera a Na Pòpia en 2020.

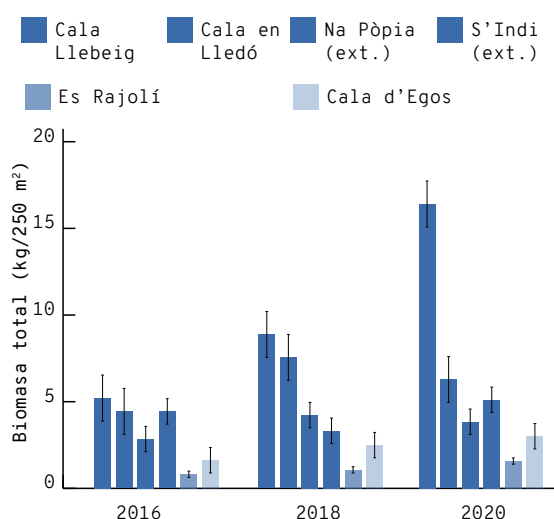
**BIOMASA TOTAL.** En tan solo cuatro años de seguimiento la biomasa se triplica en la zona de Cala Llebeig, pasando de 5,2 a 16,3 kg/250 m² (Figura 12). El resto de zonas con protección no superan los 6,5 kg/250 m² en 2020. Las zonas de control siempre se mantienen por debajo de las zonas con reserva.



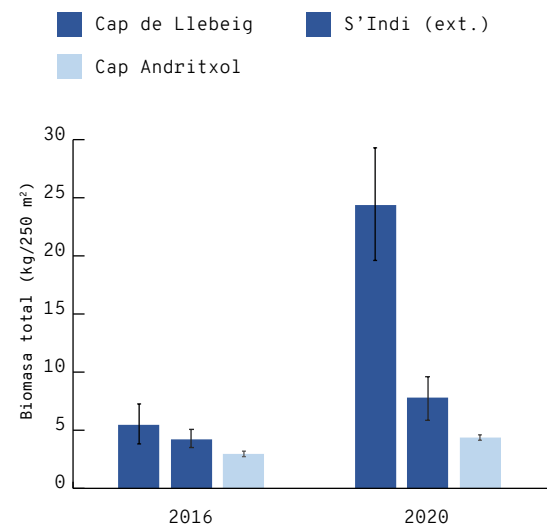
**Figura 11.** Riqueza de especies en aguas superficiales de la Reserva Marina de Sa Dragonera (azul oscuro) y en las zonas de control (azul claro). Ext.: aguas exteriores dentro de la reserva a partir de julio de 2020. La barra de error muestra el error estándar de la media. FUENTE: Coll *et al.*<sup>21,14</sup>



**Figura 13.** Riqueza de especies de las aguas profundas de la Reserva Marina de Sa Dragonera. Zonas dentro de la reserva: azul oscuro; zona de control: azul claro. S'Indi se encontraba en aguas exteriores fuera de la reserva hasta julio de 2020. La barra de error muestra el error estándar de la media. FUENTE: Coll *et al.*<sup>21,14</sup>



**Figura 12.** Biomasa total en aguas superficiales en la Reserva Marina del Freu de Sa Dragonera (azul oscuro) y en las zonas de control (Es Rajolí y Cala d'Egos, azul claro) en 2016 y 2018. La barra de error muestra el error estándar de la media. FUENTE: Coll *et al.*<sup>21,14</sup>



**Figura 14.** Biomasa total en aguas profundas de la Reserva Marina de Sa Dragonera. Zonas dentro de la reserva: azul oscuro; zona de control: azul claro. S'Indi se encontraba en aguas exteriores fuera de la reserva hasta julio de 2020. La barra de error muestra el error estándar de la media. FUENTE: Coll *et al.*<sup>21,14</sup>

## Aguas profundas (20-25 m)

**RIQUEZA ESPECÍFICA.** La riqueza aumenta en aguas profundas de Cap de Llebeig de 4,5 a 8,2 especies/250 m² entre 2016 y 2020 (Figura 13). En S'Indi no se observan cambios significativos y los valores fluctúan entre 4-5 especies/250 m².

**BIOMASA TOTAL.** En cuatro años, la biomasa de profundidad se multiplica por 4,4, pasando de 5,7 a 25,3 kg/250 m² en Cap de Llebeig (Figura 14). En S'Indi también se produce un aumento y casi se duplican los valores, pasando de 4,4 a 8. La biomasa de las zonas de control se mantiene por debajo de la de las reservas.

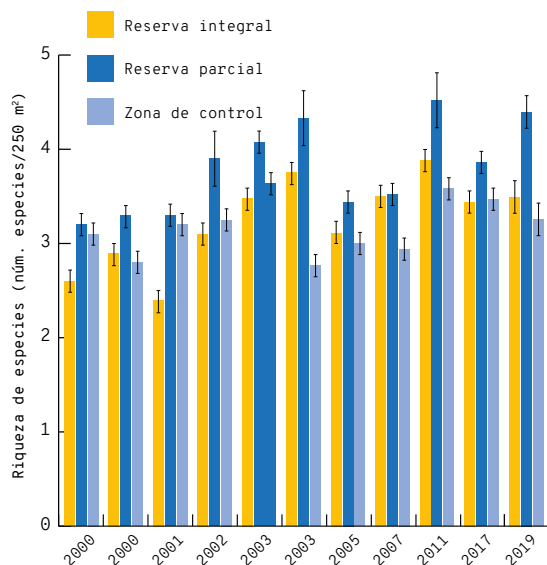
## Seguimiento de tres AMP de Menorca

### Reserva Marina del Norte de Menorca (1999)

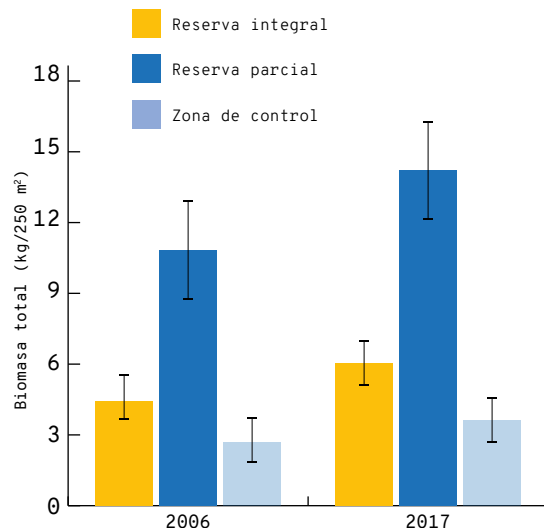
Seguimiento de aguas superficiales (3-15 m) de los años 2000-2003, 2005, 2007, 2011, 2017 y 2019. En aguas profundas (20-25 m) existe seguimiento de los años 2006, 2017 y 2019. El número de transectos (N) en aguas superficiales por año es de 36, excepto en junio de 2000, con N = 18, debido a condiciones meteorológicas adversas. En aguas profundas N = 10, 11, 12, 23, 24.

### Aguas superficiales (3-15 m)

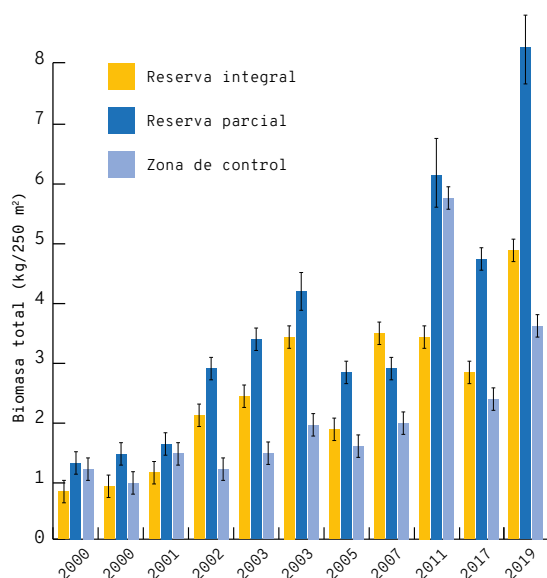
**RIQUEZA ESPECÍFICA.** Desde el año 2000, se observa un ligero aumento de 0,8 especies/250 m² en las aguas superficiales de la reserva integral (pasando de 2,7 a 3,5 especies) (Figura 15). Por otro



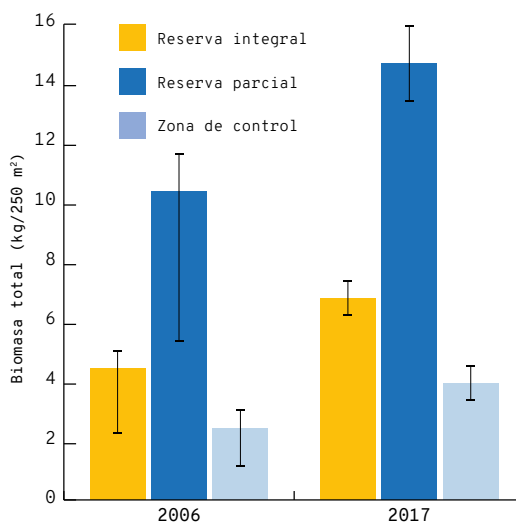
**Figura 15.** Riqueza de especies de las aguas superficiales de la Reserva Marina del Norte de Menorca y de la zona de control en los años 2000-2003, 2005, 2007, 2011, 2017 y 2019. La barra de error muestra el error estándar de la media. FUENTE: Coll *et al.*<sup>11,16</sup>



**Figura 17.** Riqueza de especies de las aguas profundas de la Reserva Marina del Norte de Menorca en los años 2006 y 2017. La barra de error muestra el error estándar de la media. FUENTE: Coll *et al.*<sup>11</sup>



**Figura 16.** Biomasa total de las aguas superficiales de la Reserva Marina del Norte de Menorca y de la zona de control en los años 2000-2003, 2005, 2007, 2011, 2017 y 2019. La barra de error muestra el error estándar de la media. FUENTE: Coll *et al.*<sup>11,16</sup>



**Figura 18.** Biomasa total de las aguas profundas de la Reserva Marina del Norte de Menorca y la zona de control en los años 2006 y 2017. La barra de error muestra el error estándar de la media. FUENTE: Coll *et al.*<sup>11</sup>

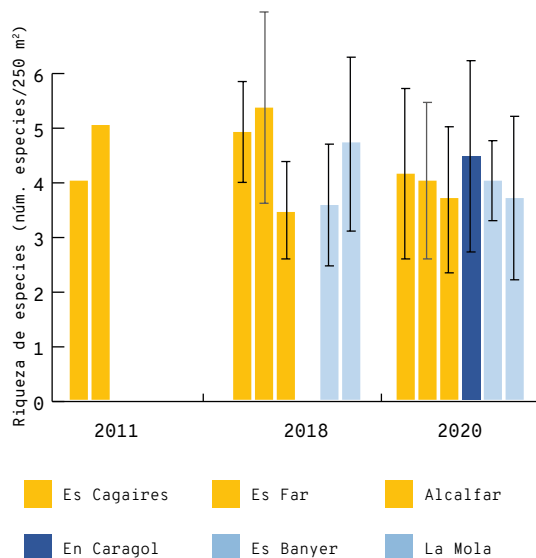
lado, la reserva parcial ha aumentado con 1,1 especies/250 m<sup>2</sup>. Excepto en 2007, el resto de años de estudio la reserva parcial supera la riqueza específica de la reserva integral. La zona de control muestra oscilaciones entre 2,5-3,5 especies/250 m<sup>2</sup> y generalmente es inferior a las zonas con reserva.

**BIOMASA TOTAL.** Comparando los años 2000 y 2019, la biomasa ha aumentado 4,2 kg/250 m<sup>2</sup> en la reserva integral y 7 kg/250 m<sup>2</sup> en la reserva parcial (Figura 16). La biomasa de la reserva parcial suele ser mayor que la de la reserva integral, excepto en el año 2007. Especialmente de 2017 a 2019 se ha experimentado un salto en la biomasa superficial de la reserva parcial de + 3,5 kg/250 m<sup>2</sup> y de + 2,1 en la reserva integral. Las zonas de control también incrementan, aunque se mantienen por debajo de las zonas con reserva.

#### Aguas profundas (20-25 m)

**RIQUEZA ESPECÍFICA.** El seguimiento de las aguas profundas de 2006 a 2017 muestra un cambio pequeño de riqueza de especies, de 0,6 en la reserva parcial y de 1,1 en la reserva integral (Figura 17). La zona de control es la que experimenta una mejora mayor en el número de especies, con un aumento de 1,6 especies/250 m<sup>2</sup>. Comparando los datos de riqueza de especies de aguas superficiales y profundas, ambas muestran valores similares con fluctuaciones de 4-3 especies/250 m<sup>2</sup>. En 2017, las aguas profundas muestran 0,6 especies/250 m<sup>2</sup> más que en las aguas superficiales (Figs. 15 y 17).

**BIOMASA TOTAL.** Los valores de biomasa en aguas profundas del Norte de Menorca señalan un aumento lento en la reserva, de 1,1 a 1,4 kg/250 m<sup>2</sup>



**Figura 19.** Riqueza de especies de la Reserva Marina de Illa de l'Aire (reserva integral: amarillo; reserva parcial: azul oscuro; zona de control: azul claro). La barra de error muestra el error estándar de la media. FUENTE: Marsinyach *et al.*<sup>7</sup>, Cefali *et al.*<sup>13</sup>

en la reserva parcial y de 4,5 a 6,2 kg/250 m<sup>2</sup> en la reserva integral durante once años (Figura 18). Entre este período, la zona de control aumenta con 0,9 kg/250 m<sup>2</sup>. La biomasa de aguas profundas en 2017 es mayor que la de aguas superficiales en todas las zonas, especialmente en la reserva parcial, pasando de 4,8 a 14,3 kg/250 m<sup>2</sup> (Figs. 16 y 18).

#### Reserva Natural de Illa de l'Aire (2019)

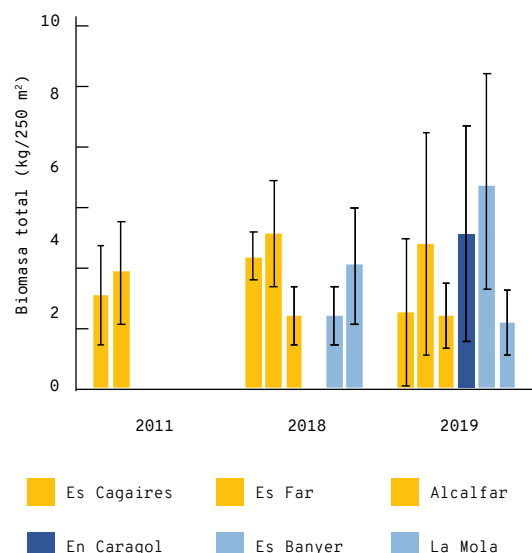
Se presentan resultados de tres estaciones en aguas de reserva integral: Es Cagaires, Es Far y Alcafzar, y una estación en aguas de reserva parcial: En Caragol. Los resultados son de 2011, 2018 y 2019. Los datos anteriores a 2019 datan de antes del establecimiento de la reserva.

**RIQUEZA ESPECÍFICA.** La riqueza de especies presenta fluctuaciones en todas las zonas de la reserva en torno a las 4-5 especies/250 m<sup>2</sup> (Figura 19). En 2020, un estudio en aguas de la reserva integral mostró una riqueza de  $4,9 \pm 0,4$  especies/250 m<sup>2</sup>, de  $4,3 \pm 0,4$  en la reserva parcial y de  $3,4 \pm 0,3$  en la zona de control (por tanto, con un ligero aumento en la reserva integral respecto a 2019).<sup>15</sup>

**BIOMASA TOTAL.** Las zonas de reserva integral de Illa de l'Aire muestran variaciones de 2-4,3 kg/250 m<sup>2</sup>, mientras que la zona de reserva parcial muestra variaciones de 4,3 kg/250 m<sup>2</sup> (Figura 20). No se pueden inferir cambios desde su establecimiento como reserva, ya que fue en 2019. En 2020 se realizó un estudio que detectó una biomasa total de  $3,9 \pm 0,5$  kg/250 m<sup>2</sup> en aguas de la reserva integral,  $3,9 \pm 0,9$  en la reserva parcial y  $1,5 \pm 0,2$  en la zona de control (por tanto, similares a 2019).<sup>15</sup>

#### Parque Natural de s'Albufera des Grau (1995)

Se realizan seguimientos en 2011, 2018 y 2019 en cuatro estaciones de muestreo en aguas superfi-

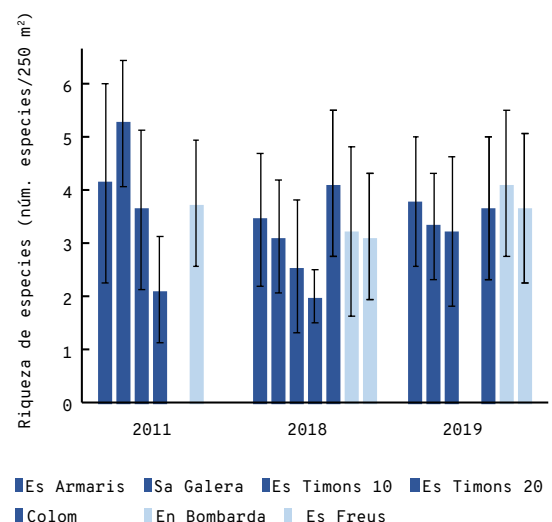


**Figura 20.** Biomasa de Illa de l'Aire. La barra de error muestra el error estándar de la media. FUENTE: Marsinyach *et al.*<sup>7</sup>, Cefali *et al.*<sup>13</sup>

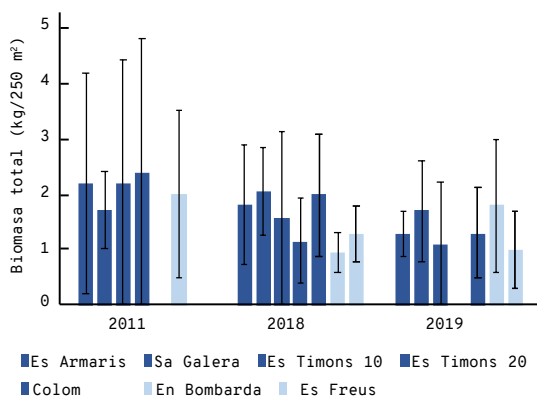
ciales del parque (5-15 m): Es Armaris, Sa Galera, Es Timons 10 y Colom; una en aguas profundas (~ 20m): Es Timons 20; y dos zonas de control en aguas superficiales, En Bombarda y Es Freus.

**RIQUEZA ESPECÍFICA.** En las zonas de reserva los valores de riqueza específica no muestran aumentos desde 2011, y en 2019 no superan las 4 especies/250 m<sup>2</sup> (Figura 21). La zona de reserva con menor riqueza es la estación profunda de Es Timons 20 en 2018 (2 especies/250 m<sup>2</sup>). En ocasiones, las zonas de control presentan valores superiores a las zonas con reserva.

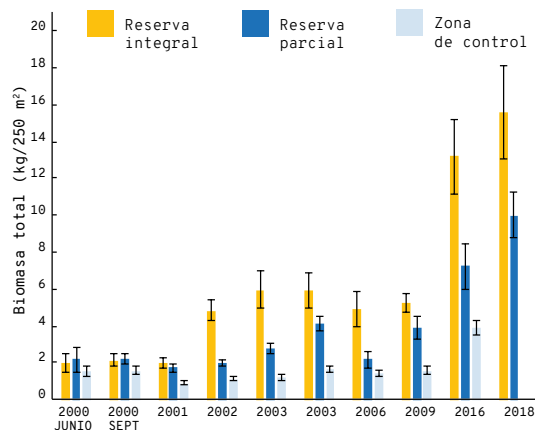
**BIOMASA TOTAL.** En 2019, las zonas con reserva muestran una ligera disminución de la biomasa con respecto a 2011 (Figura 22). Las zonas de reserva de



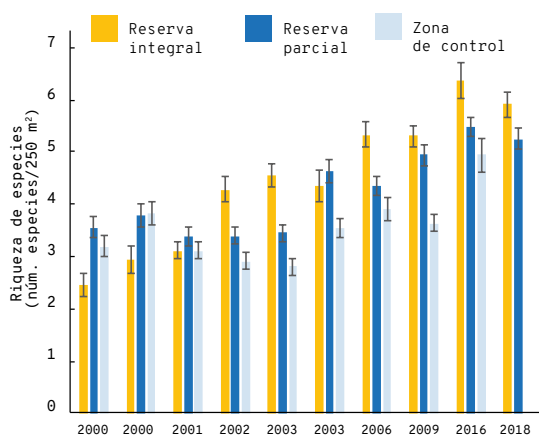
**Figura 21.** Riqueza de especies en el Parque Natural de s'Albufera des Grau (azul oscuro: áreas dentro de la reserva; azul claro: zonas de control). En 2019 no hay datos de Es Timons 20. FUENTE: Marsinyach *et al.*<sup>7</sup>, Cefali *et al.*<sup>13</sup>



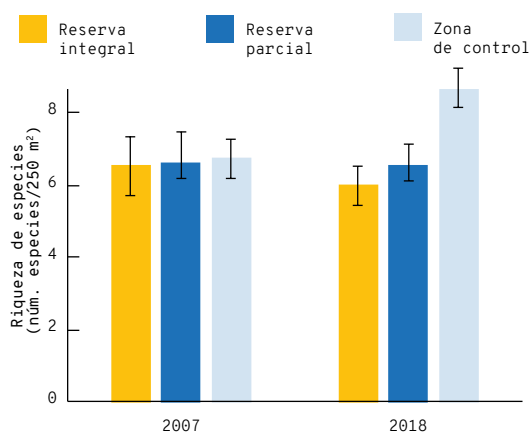
**Figura 22.** Biomasa total en la zona de reserva (azul oscuro) y la zona de control (azul claro) del Parque Natural de s'Albufera des Grau. Sin datos de Colom en 2011 y de Es Timons 20 en 2019. FUENTE: Marsinyach *et al.*<sup>7</sup>, Cefali *et al.*<sup>13</sup>



**Figura 24.** Biomasa total de las aguas superficiales de la Reserva Marina de los Freus de Ibiza y Formentera de los años 2000-2003, 2006, 2009, 2016 y 2018. La barra de error muestra el error estándar de la media. FUENTE: Coll *et al.*<sup>19</sup>



**Figura 23.** Riqueza de especies de las aguas superficiales de la Reserva Marina de los Freus de Ibiza y Formentera de los años 2000-2003, 2006, 2009, 2016 y 2018. La barra de error muestra el error estándar de la media. FUENTE: Coll *et al.*<sup>19</sup>



**Figura 25.** Riqueza de especies de las aguas profundas de la Reserva Marina de los Freus de Ibiza y Formentera en los años 2007 y 2018. La barra de error muestra el error estándar de la media. FUENTE: Coll *et al.*<sup>19</sup>

menor biomasa son la estación de aguas profundas Es Timons 20 en 2018 (1,2 kg/250 m²) y la zona de control En Bombarda en 2018 (0,9 kg/250 m²). Las zonas de control muestran valores similares a los de la reserva.

## Seguimiento de una reserva marina de Ibiza y Formentera

### Reserva Marina de los Freus de Ibiza y Formentera (1999)

Los años de seguimiento en aguas superficiales son 2000, 2001, 2002, 2003, 2006, 2009, 2016 y 2018. En 2018 no existen datos de la zona de control, ya que entonces se incluyó dentro de la zona de protección de la reserva. En aguas profundas se ha efectuado un seguimiento en los años 2007 y 2018. En aguas superficiales la replicación es N = 36, y en aguas profundas es N = 8-12.

#### Aguas superficiales (3-15 m)

**RIQUEZA ESPECÍFICA.** La riqueza específica del año 2000 al 2018 ha aumentado en las tres zonas de estudio (parcial, integral y zona de control) (Fi-

gura 23). El mayor incremento de riqueza se observa en la reserva integral, la zona que menos especies mostraba en el año 2000, pasando de 2,5 a 5,9 especies/250 m². La reserva parcial y la zona de control se incrementan 1,5 veces (de 3,6 a 5,2 especies/250 m², y de 3,2 a 4,9 especies/250 m², respectivamente).

**BIOMASA TOTAL.** La biomasa total muestra pocos cambios entre 2000-2001 (< 2,2 kg/250 m²). En 2002 se observa un aumento en la zona de reserva integral, llegando a los 4,8 kg/250 m². El mayor incremento se muestra en 2016 y 2018 en todas las zonas, pero sobre todo en la reserva parcial y la reserva integral, alcanzando 10 y 15,6 kg/250 m² respectivamente (Figura 24). La zona de control es la de menor incremento, hasta 3,9 kg/250 m² en 2016; no existen datos de 2018 porque se ha incluido como zona dentro de la reserva.

#### Aguas profundas (20-25 m)

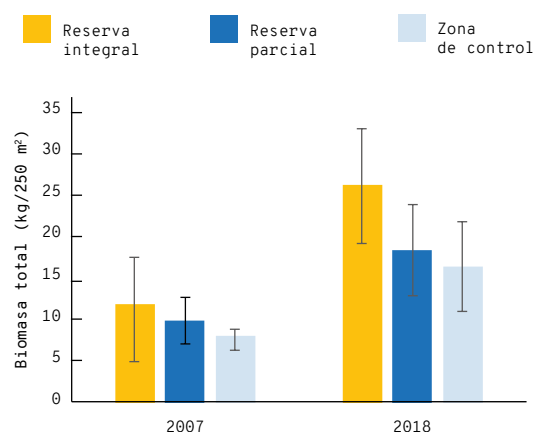
**RIQUEZA ESPECÍFICA.** La riqueza de especies entre 2007-2018 se muestra estable con ~ 6,6 especies/250 m² en la reserva parcial, mientras

que disminuye de 6,5 a 6 especies/250 m<sup>2</sup> en la reserva integral y aumenta 1,9 kg/250 m<sup>2</sup> en la zona de control (Figura 25). En general, los valores de riqueza específica son más altos en aguas profundas que en aguas superficiales ( $\geq 6$  especies/250 m<sup>2</sup>) (Figs. 23 y 25).

**BIOMASA TOTAL.** En la reserva parcial aumenta la biomasa desde 2007 de 9,8 a 18,4 kg/250 m<sup>2</sup> (Figura 26). La zona de reserva integral es la que más aumenta, pasando de 12,1 a 26,5 kg/250 m<sup>2</sup>. La zona de control duplica los valores de 8,2 a 16,7 kg/250 m<sup>2</sup>. Las aguas profundas muestran valores más altos que la zona superficial ( $> 16$  kg/250 m<sup>2</sup>) (Figs. 24 y 26).

## CONCLUSIONES

- La Bahía de Palma es la AMP que presenta menor riqueza de especies ( $< 3,5$  especies/250 m<sup>2</sup>) de todas las estudiadas. La biomasa de la reserva integral se ha incrementado en 3,5 kg/250 m<sup>2</sup> en 18 años de seguimiento. Existe poca variación temporal en la diversidad de especies, que puede deberse a las características de su hábitat, de fondos arenosos de baja profundidad.
- En la reserva de Migjorn se observa un ligero incremento de biomasa, especialmente en la reserva integral (que pasa de 3,1 a 4,3 kg/250 m<sup>2</sup>). En la zona de reserva parcial existen diferencias entre las zonas de Lluçmajor y Santanyí; en esta última la biomasa es ligeramente mayor, posiblemente debido a una menor intensidad pesquera y al hecho de estar más expuesta a los vientos estivales. La riqueza de especies muestra variaciones temporales en torno a las 4 especies/250 m<sup>2</sup>.
- La Isla del Toro multiplica por cuatro su biomasa en aguas superficiales (hasta los 16,8 kg/250 m<sup>2</sup>). La biomasa de las aguas profundas de la Isla del Toro es la mayor de todas las zonas de estudio, con 48 kg/250 m<sup>2</sup>. El número de especies muestra un leve aumento de 3,6 a 4,3 especies/250 m<sup>2</sup> en aguas superficiales y de 6,7 a 7,8 especies/250 m<sup>2</sup> en aguas profundas.
- Las Islas Malgrats multiplican su biomasa por tres en aguas superficiales (alcanzando los 6,1 kg/250 m<sup>2</sup>), mientras que en aguas profundas la multiplica por cuatro (24 kg/250 m<sup>2</sup>). El número de especies no incrementa tanto, y en 2020 es de 4,5 especies/250 m<sup>2</sup> en aguas superficiales y de 6 especies/250 m<sup>2</sup> en aguas profundas.
- En la Reserva Marina de Llevant, las zonas del Faralló de Cala Gat y el Faralló d'Albarca muestran en 2018 el mayor número de especies ( $\sim 5,8$  especies/250 m<sup>2</sup>) y biomasa total (23,5 kg/250 m<sup>2</sup>) de toda la reserva. En las otras zonas también se observan aumentos en la riqueza, de  $\sim 1$



**Figura 26.** Biomasa total de las aguas profundas de la Reserva Marina de los Freus de Ibiza y Formentera de los años 2007 y 2018. La barra de error muestra el error estándar de la media. FONT: Coll *et al.*<sup>19</sup>

especie/250 m<sup>2</sup>, y sobre todo en la biomasa de la reserva integral, que pasa de 1,1 a 4,5 kg/250 m<sup>2</sup>. Sin embargo, la reserva integral tiene una unidad menor de biomasa que otras zonas de la reserva parcial.

- Entre 2016-2020, Sa Dragonera mejora su riqueza y biomasa, especialmente en la zona de reserva de aguas superficiales de Cala Llebeig (5,7 especies/250 m<sup>2</sup> y 16,3 kg/250 m<sup>2</sup>) y de aguas profundas de Cap de Llebeig (8,2 especies/250 m<sup>2</sup> y 25,3 kg/250 m<sup>2</sup>). Ello apunta a un posible *hotspot* de biomasa y diversidad en esta zona en los próximos años.<sup>17</sup>
- En aguas superficiales del Norte de Menorca, la biomasa y la riqueza son mayores en la reserva parcial (7 kg/250 m<sup>2</sup> y 4,3 especies/250 m<sup>2</sup>) que en la reserva integral (4,2 kg/250 m<sup>2</sup> y 3,5 especies/250 m<sup>2</sup>). En aguas profundas ocurre lo mismo, y los indicadores son mucho menores que en el resto de AMP con seguimiento en profundidad (con máximos en la reserva parcial de 14 kg/250 m<sup>2</sup> y 4,5 especies/250 m<sup>2</sup>).
- Illa de l'Aire muestra en torno a 4 especies/250 m<sup>2</sup> y 4 kg/250 m<sup>2</sup>, mientras que en el Parque Natural de s'Albufera des Grau la riqueza no alcanza las 4 especies/250 m<sup>2</sup> ni los 2 kg de biomasa, pese a haber disfrutado de más años de protección. El Parque Natural de s'Albufera des Grau muestra los menores valores de biomasa de todas las AMP estudiadas. Estas diferencias pueden derivarse de las distintas características del fondo marino y presión pesquera que experimentan, pudiendo ser esta mayor en S'Albufera des Grau.

- En los Freus de Ibiza y Formentera se observan incrementos en riqueza y biomasa con el paso de los años como reserva. En la reserva integral se alcanzan 5,9 especies/250 m<sup>2</sup> en aguas superficiales, lo que supone la mayor riqueza es-

pecífica de aguas superficiales de todas las AMP estudiadas. La biomasa de aguas profundas es la segunda en número (26,5 kg/250 m<sup>2</sup>) después de la Isla del Toro.

Para las zonas con mayor seguimiento temporal —por tanto, con mayor base de datos— se podrían extraer conclusiones sobre el efecto reserva. Sin embargo, la falta de información sobre la intensidad pesquera y las artes de pesca que se practican impide sacar conclusiones más robustas. Además, es preciso considerar los condicionantes naturales

intrínsecos de cada zona de estudio donde se realiza el seguimiento de peces, ya que la capacidad de carga de las diferentes zonas no es la misma y no se podrán obtener los mismos resultados bajo un mismo nivel de protección.<sup>19</sup> No se conoce el potencial real de riqueza o biomasa del mar Balear para poder determinar los valores de referencia, ya que se precisa conocer los distintos factores ambientales para poder corregirlos y comparar entre zonas.<sup>26</sup> Esta información permitiría implementar la gestión y planificación de las AMP de las Baleares para obtener mejores resultados.

## REFERENCIAS

- <sup>1</sup> BORRÀS, R. *et al.* (2009). «Monitoreig de la biodiversitat marina, de l'ús i de la freqüentació antròpica a les aigües interiors de l'illa de l'Aire». Institut Menorquí d'Estudis. [Informe técnico].
- <sup>2</sup> GARCIA-RUBIES, A. (1997). *Estudi ecològic de les poblacions de peixos litorals sobre substrat rocós a la Mediterrània Occidental: efecte de la fondària, el substrat, l'estacionalitat i la protecció*. Barcelona: Universitat de Barcelona. [Tesis doctoral].
- <sup>3</sup> NICHOLSON, M. D.; JENNINGS, S. (2004). «Testing candidate indicators to support ecosystem-based management: the power of monitoring surveys to detect temporal trends in fish community metrics». *ICES Journal of Marine Science*, 61, 35-42. DOI:10.1016/j.icesjms.2003.09.004.
- <sup>4</sup> COLL, J.; MOREY, G.; NAVARRO, O. (2017). «Avaluació dels efectes de la protecció a la Reserva Marina del Migjorn de Mallorca sobre els peixos costaners de roca i sobre la captura associada a la pesquera de sípia (*Sepia officinalis*, Linnaeus, 1758)». Govern de les Illes Balears. Direcció General de Pesca i Medi Marí; Tragsatec. [Informe técnico].
- <sup>5</sup> COLL, J. *et al.* (2011). «The carrying capacity and the effects of protection level in three marine protected areas in the Balearic Islands (NW Mediterranean)». *Scientia Marina*, 76. DOI: 10.3989/scimar.03531.02H.
- <sup>6</sup> HARMELIN-VIVIEN, M. L. *et al.* (1985). «Evaluation visuelle des peuplements et populations de poissons: méthodes et problèmes». *Rev. Ecol. (Terre Vie)*, 40, 467-539.
- <sup>7</sup> MARSINYACH, E. *et al.* (2018). «Evaluación de las poblaciones de peces vulnerables a la pesca sobre fondo rocoso en aguas costeras de Menorca». Observatori Socioambiental de Menorca; Centro Oceanográfico de Baleares (IEO); Menorca Preservation Fundation; Consell Insular de Menorca; Govern de les Illes Balears. [Informe técnico].
- <sup>8</sup> MOREY, G. *et al.* (2003). «Weight-length relationships of littoral to lower slope fishes from the Western Mediterranean». *Fisheries Research*, 62, 89-96.
- <sup>9</sup> FishBase: A Global Information System on Fishes. [en línea]. <www.fishbase.org>.
- <sup>10</sup> MOREY, G. *et al.* (2018). «La reserva marina del Llevant de Mallorca: Seguiment de les poblacions de peixos vulnerables de substrat rocós en el període 2008-2018». Govern de les Illes Balears. Direcció General de Pesca i Medi Marí; Tragsatec. [Informe técnico].
- <sup>11</sup> COLL, J. *et al.* (2017). «La Reserva Marina del Nord de Menorca: Seguiment de les poblacions de peixos de substrat rocós en el període 2000-2017». Govern de les Illes Balears. Servei de Millora Agrària i Pesquera; Tragsatec. [Informe técnico].
- <sup>12</sup> COLL, J. *et al.* (2018). «La Reserva Marina dels Freus d'Eivissa i Formentera: Seguiment de les poblacions de peixos de substrat rocós en el període 2000-2018». Govern de les Illes Balears. Direcció General de Pesca i Medi Marí; Tragsatec. [Informe técnico].
- <sup>13</sup> CEFALÌ, M. E. *et al.* (2019). «Evaluación de las poblaciones de peces vulnerables a la pesca sobre fondo rocoso en aguas costeras de Menorca». Centre Oceanogràfic de Balears de l'Institut Espanyol d'oceanografia (IEO); Observatori Socioambiental de Menorca (OBSAM); Menorca Preservation Fund; Consell Insular de Menorca; Govern de les Illes Balears.



- <sup>14</sup> COLL, J. *et al.* (2020). «La Reserva Marina del Freu de Sa Dragonera. Seguimiento de los peces de fondos rocosos vulnerables a la pesca». Direcció General de Pesca i Medi Marí-Govern de les Illes Balears; Tragsatec.
- <sup>15</sup> CEFALÍ, M. E. *et al.* (2020). «Evaluación de las poblaciones de peces vulnerables a la pesca sobre fondo rocoso en aguas costeras de Menorca». Centro Oceanográfico de Baleares del Instituto Español de Oceanografía (IEO); Observatori Socioambiental de Menorca (OBSAM); Menorca Preservation Fund; Consell Insular de Menorca; Govern de les Illes Balears.
- <sup>16</sup> COLL, J.; MOREY, G.; NAVARRO, O. (2019). «Reserva Marina del Nord de Menorca. Seguiment de les poblacions de peixos de substrat rocós en el període 2000-2019». Conselleria d'Agricultura, Pesca i Alimentació, Serveis de Millora Agrària i Pesquera; Tragsatec. [Informe técnico].
- <sup>17</sup> MOREY, G. *et al.* (2020). «Les reserves marines de l'illa del Toro i les illes Malgrats. Seguiment de les espècies íctiques vulnerables sobre substrat rocós». Direcció General de Pesca i Medi Marí. Govern de les Illes Balears; Tragsatec. 134 pàgines. [Informe técnico].
- <sup>18</sup> COLL, J. *et al.* (2012). «The carrying capacity and the effects of protection level in three marine protected areas in the Balearic Islands (NW Mediterranean)». *Scientia Marina*, 76, 809-826.
- <sup>19</sup> COLL, J. *et al.* (2013). «Using no-take marine reserves as a tool for evaluating rocky-reef fish resources in the western Mediterranean». *ICES Journal of Marine Science*, 70, 578-590.
- <sup>20</sup> COLL, J.; MOREY, G.; NAVARRO, O. (2011). «Avaluació dels recursos íctics litorals de la Reserva Marina del Nord de Menorca. Resultats del període 2000-2011». Tragsatec; Govern de les Illes Balears. Direcció General de Medi Rural i Marí. [Informe técnico].
- <sup>21</sup> COLL, J. *et al.* (2018). «La Reserva Marina del Freu de Sa Dragonera. Seguimiento de los peces de fondos rocosos vulnerables a la pesca». Govern de les Illes Balears. Direcció General de Pesca i Medi Marí; Tragsatec. [Informe técnico].
- <sup>22</sup> MARSINYACH, E.; QUINTANA, R. (2011). «Seguiment biològic de l'illa de l'Aire, 2011: Censos d'espècies vulnerables a la pesca». Consell Insular de Menorca. Institut Menorquí d'Estudis. Observatori Socioambiental de Menorca. Agència Reserva de Biosfera. [Informe técnico].
- <sup>23</sup> QUINTANA, R.; MARSINYACH, E.; PONS, C. (2010). «Campanya de seguiment del medi marí de Menorca: seguiment biològic dels herbassars de *Posidonia oceanica*; Avaluació i seguiment de les espècies vulnerables a la pesca en fons de roca». [en línia]. Consell Insular de Menorca. Institut Menorquí d'Estudis. Observatori Socioambiental de Menorca. [Informe técnico]. <<http://www.obsam.cat/documents/index.php>>.
- <sup>24</sup> MOREY, G.; COLL, J.; NAVARRO, O. (2017). «La Reserva Marina de la Badia de Palma: Seguiment de les espècies íctiques vulnerables sobre substrat rocós». Govern de les Illes Balears. Direcció General de Pesca i Medi Marí; Tragsatec. [Informe técnico].
- <sup>25</sup> MOREY, G. *et al.* (2018). «Les reserves marines de l'illa del Toro i les illes Malgrats: Seguiment de les espècies íctiques vulnerables sobre substrat rocós». Govern de les Illes Balears. Direcció General de Pesca i Medi Marí; Tragsatec. [Informe técnico].
- <sup>26</sup> GARCÍA-CHARTON, J. A. *et al.* (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.

---

#### CITAR COMO

BARRIENTOS, N.; VAQUER-SUNYER, R.; MARSINYACH, E. (2021) «Seguimiento de poblaciones de peces vulnerables a la pesca en AMP». En: Vaquer-Sunyer, R.; Barrientos, N. (ed.). *Informe Mar Balear 2021* <<https://informe-marbalear.org/es/amp/imb-amp-riquesa-biomassa-esp.pdf>>.



En la elaboración de este capítulo han participado:  
Natalia Barrientos y Raquel Vaquer-Sunyer.

# Reservas marinas de interés pesquero

1. Área protegida
2. Área protegida como reserva integral
3. Porcentaje de mar protegido
4. Porcentaje de litoral protegido

Las reservas marinas de interés pesquero son porciones del medio marino donde la pesca industrial o semindustrial (arrastre, cerco y palangre de superficie) están prohibidas, mientras que la pesca artesanal o la recreativa se encuentran reguladas. Algunas reservas marinas incluyen superficies cerradas totalmente a la pesca, que se denominan reservas integrales o *no-take zone*.

Globalmente, estas figuras de gestión pesquera se convierten en herramientas para la regeneración de los ecosistemas marinos, con el doble objetivo de incrementar la productividad de los recursos pesqueros y conservar hábitats y especies marinas.

## METODOLOGÍA

Para el cálculo de la evolución del área se ha extraído información sobre las reservas marinas de las Islas Baleares de la página web de la Direcció General de Pesca i Medi Marí (Servei de Recursos Marins).<sup>1</sup> Estas reservas están gestionadas por el Govern de les Illes Balears —las zonas de aguas in-

teriores— y por el Gobierno del Estado —las zonas de aguas exteriores.

Para poner en perspectiva el porcentaje (%) de mar y litoral balear protegidos por reservas marinas de interés pesquero, se presentan datos en referencia a:

1. Mar Balear: definido como el contorno del promontorio balear sumergido hasta la isóbata de 1.000 m de profundidad. Ocupa un área total de 28.290 km<sup>2</sup>.
2. Aguas litorales: estimadas aproximadamente en 5.000 km<sup>2</sup>

## ¿QUÉ ES?

Las reservas marinas de interés pesquero son figuras de protección pesquera donde se prohíbe la pesca de arrastre y se regulan las actividades de pesca artesanal o recreativa. Algunas reservas marinas incluyen áreas de reserva integral, donde la extracción de recursos pesqueros se encuentra totalmente prohibida. Se crean para regenerar los ecosistemas marinos de las zonas protegidas con un doble objetivo: (1) incrementar la productividad de los recursos pesqueros y (2) conservar los hábitats y las especies.

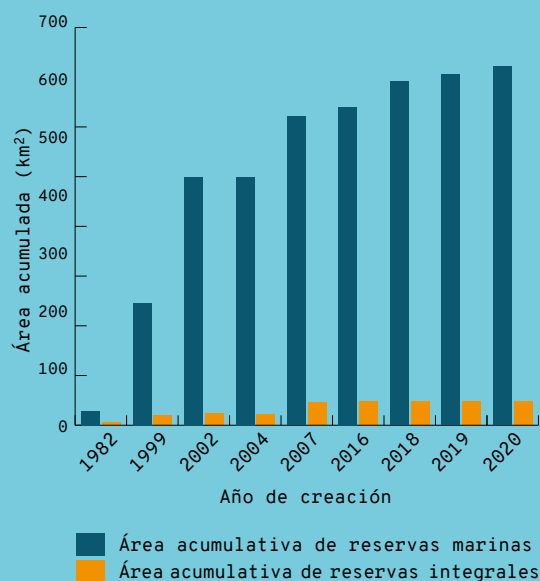
## METODOLOGÍA

Se compilan los datos de las reservas marinas de la página web de la Direcció General de Pesca i Medi Marí ([https://www.caib.es/sites/reservesmarines/es/plano\\_de\\_situacion\\_y\\_zonificacion-852/](https://www.caib.es/sites/reservesmarines/es/plano_de_situacion_y_zonificacion-852/)). Se describen los datos en función del área de mar Balear delimitada por la isóbata de 1.000 m de profundidad ( $A = 28.290 \text{ km}^2$ ).

Estas reservas están gestionadas por el Govern de les Illes Balears (aguas interiores) y por el Gobierno de España (aguas exteriores).

## RESULTADOS

Las reservas marinas de interés pesquero en Baleares son 11: 6 en Mallorca, 2 en Menorca y 3 en las Pitiusas. Desde su establecimiento en 1982, las áreas de reservas marinas han ido aumentando gradualmente hasta sumar un área total de  $618,3 \text{ km}^2$ . Este incremento no es de la misma

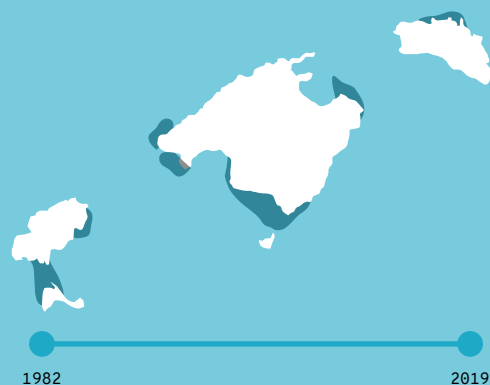


Evolución, desde su establecimiento, del área de las reservas marinas de interés pesquero de Baleares y del área de reserva integral que incluyen. FUENTE: Direcció General de Pesca i Medi Marí.

## ¿POR QUÉ?

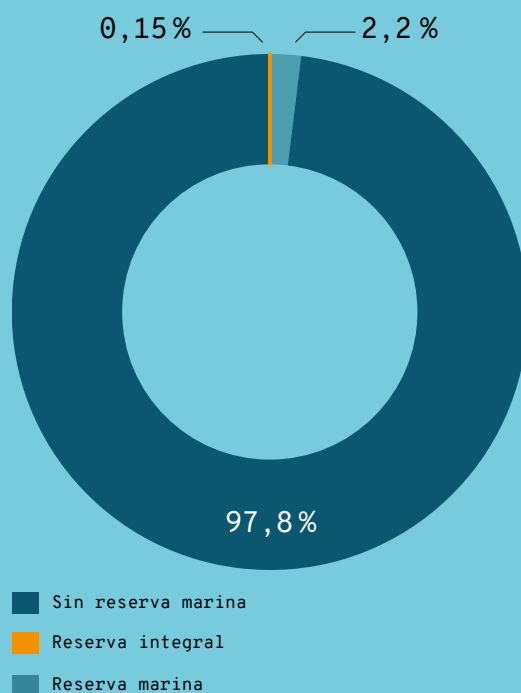
Este indicador se utiliza como medida de respuesta para mejorar la gestión marina en cuanto a la regeneración de los recursos pesqueros.

## LOCALIZACIÓN



magnitud en las zonas de reserva integral, que solo alcanzan los  $43,5 \text{ km}^2$ .

Un 2,2 % del mar Balear se encuentra protegido por medio de reservas marinas de interés pesquero, dentro de las cuales un 0,15 % se encuentra totalmente cerrado a la pesca (reserva integral).



Porcentaje de mar Balear protegido por reservas marinas de interés pesquero. FUENTE: Direcció General de Pesca i Medi Marí.

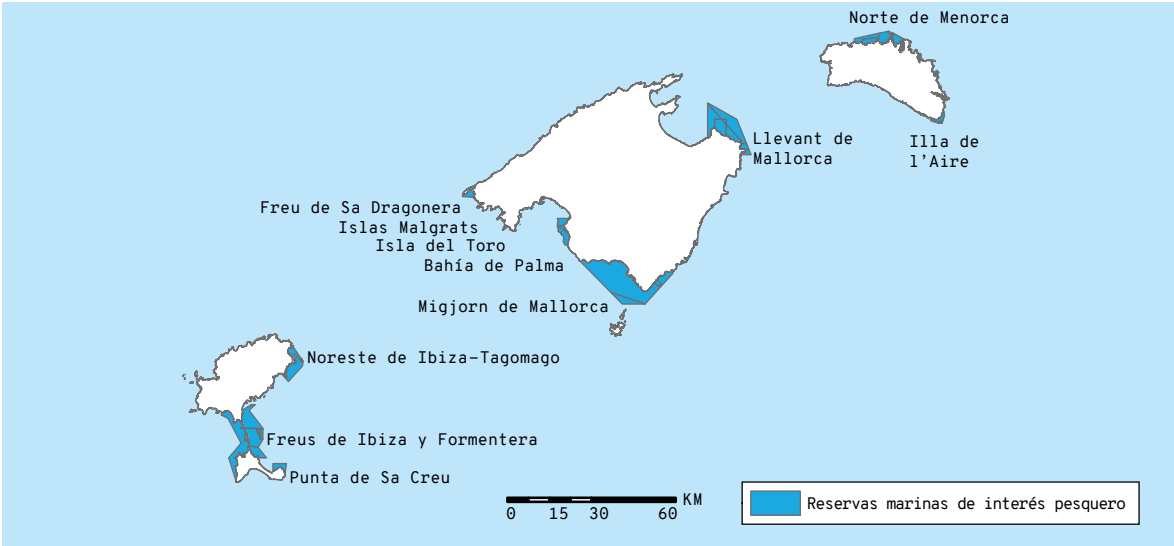


Figura 1. Mapa de las Islas Baleares con la localización de las 11 reservas marinas (azul). FUENTE: Direcció General de Pesca i Medi Marí.

RESULTADOS

Las reservas marinas de interés pesquero en las Baleares son 11 (Tabla 1, Figura 1). Por orden de año de establecimiento, se trata de las siguientes: Bahía de Palma (1982), Norte de Menorca (1999), Freus de Ibiza y Formentera (1999), Migjorn de Mallorca (2002), Isla del Toro (2004), Islas Malgrats (2004), Llevant de Mallorca (2007), Freu de sa Dragonera (2016), Punta de sa Creu (2018), Noreste de Ibiza-Tagomago (2018) e Illa de l’Aire (2019), y la recientemente aprobada ampliación de la reserva de Sa Dragonera (2020) —que incluye el Freu de sa Dragonera de 2016.

Tabla 1. Descripción de las distintas reservas marinas de las Baleares y su año de creación. Área de mar Balear considerada: 28.290 km². FUENTE: Direcció General de Pesca i Medi Marí.

Nombre de la reserva	Año	Área total (km²)	Área reserva integral (km²)
Bahía de Palma	1982	23,94	2
Menorca	1999	50,85	11,11
Freus Ibiza y Formentera	1999	136,17	4,27
Migjorn de Mallorca	2002	223,23	2,93
Isla del Toro	2004	1,5	-
Islas Malgrats	2004	0,89	-
Llevant de Mallorca	2007	112,86	20,05
Freu de sa Dragonera	2016	9,12	-
Punta de sa Creu	2018	10,59	-
Noreste Ibiza-Tagomago	2018	37,38	2,28
Illa del Aire	2019	7,19	-
Ampliación de Sa Dragonera	2020	4,57	-
TOTAL		618,29	43,46
% de mar Balear		2,19	0,15

Evolución del área

Desde 1982, las reservas marinas de interés pesquero han acumulado una superficie total de 618,3 km² (Tabla 1, Figura 2). Los mayores incrementos se producen en los años 1999, 2002 y 2007, como resultado de agregar las reservas marinas de mayor superficie de las Baleares: Freus de Ibiza y Formentera, Migjorn de Mallorca y Llevant de Mallorca, respectivamente.

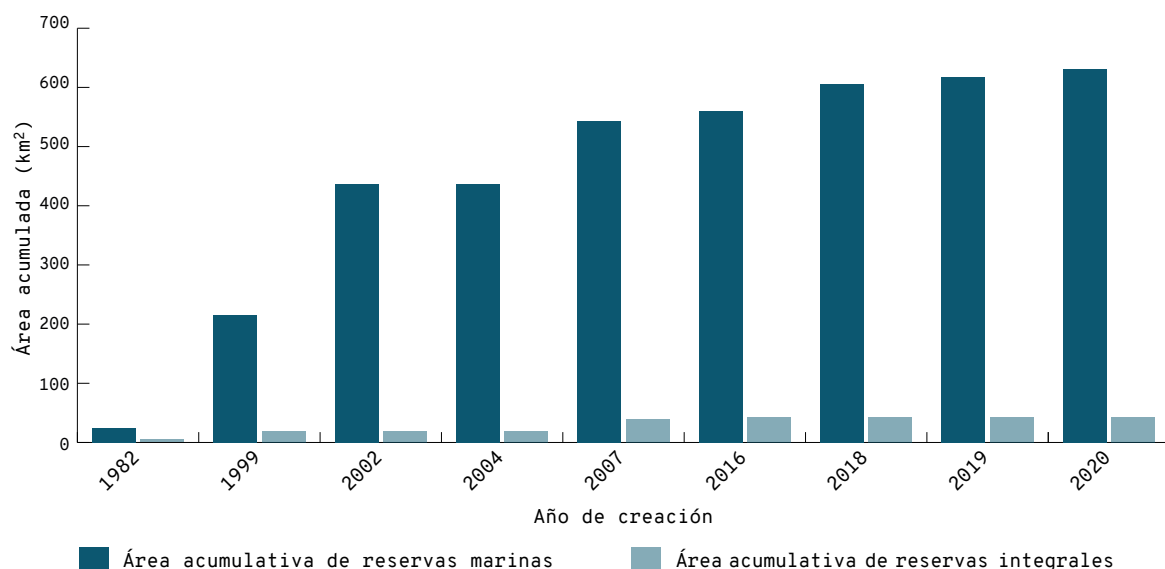
La superficie cerrada a la pesca que conforman las reservas integrales o *no-take zones* no aumenta significativamente con el tiempo (Tabla 1, Figura 2). Este tipo de reserva más restrictiva alcanza un área acumulada de 43,5 km² en 2020. El área de las reservas integrales supone solo un 7 % del área de reserva marina de interés pesquero total.

Porcentaje de mar balear protegido

El porcentaje de mar Balear protegido por reservas marinas de interés pesquero es de 2,19 %, mientras que las zonas de reserva integral suponen un 0,15 % (Tabla 1).

Porcentaje de litoral balear protegido

Se estima que el porcentaje de litoral protegido por reservas marinas es el 12,36 %, mientras que el de las zonas de reserva integral es el 0,87 %.



**Figura 2.** Gráfico de barras indicando la evolución en superficie acumulada de las reservas marinas de interés pesquero de las Baleares (azul oscuro) y sus áreas de reserva integral (azul claro). FUENTE: Direcció General de Pesca i Medi Mari.

## CONCLUSIONES

- En las Baleares hay 11 reservas marinas de interés pesquero: 6 en Mallorca, 2 Menorca y 3 en Ibiza y Formentera.
- Las reservas marinas de interés pesquero de las Baleares han aumentado en las últimas cuatro décadas hasta un total de 618 km<sup>2</sup>.
- El incremento del área de las reservas integrales (*no-take zones*) ha pasado de 2 km<sup>2</sup> a 43,5 km<sup>2</sup> en 40 años.
- Las reservas integrales representan un 7 % de la zona total de reserva marina de interés pesquero.
- Un 2,19 % del mar Balear se encuentra protegido por reservas marinas y un 0,15 % por reservas integrales. Por lo tanto, un 0,15 % del mar Balear se encuentra totalmente cerrado a la pesca.
- Respecto a los 5.000 km de aguas litorales, las reservas marinas suponen el 12,36 % protegido, mientras que la reserva integral supone el 0,87 %.

## REFERENCIAS

- <sup>1</sup> SERVEI DE RECURSOS MARINS. Direcció General de Pesca i Medi Marí del Govern de les Illes Balears <[http://www.caib.es/sites/reservesmarines/es/las\\_reservas\\_marinas\\_en\\_las\\_illes\\_balears-850/?campa=yes](http://www.caib.es/sites/reservesmarines/es/las_reservas_marinas_en_las_illes_balears-850/?campa=yes)>.

## CITAR COMO

BARRIENTOS, N.; VAQUER-SUNYER, R. (2021). «Reservas marinas de interés pesquero». En: Vaquer-Sunyer, R.; Barrientos, N. (ed.). *Informe Mar Balear 2021* <<https://informemarbalear.org/es/amp/imb-amp-reserves-marines-esp.pdf>>.

En l'elaboració d'aquest capítol han participat:  
Natalia Barrientos, Raquel Vaquer-Sunyer i Antoni Font-Gelabert.

# Despesa i inversió en àrees marines protegides

Les àrees marines protegides (AMP) s'utilitzen globalment com a eines per preservar i regenerar el capital natural dels oceans. Un factor fonamental per millorar la gestió i el funcionament d'aquestes àrees recau en el finançament. Per tant, s'ha de conèixer la informació sobre la quantitat econòmica que es destina a la conservació del medi marí de les Illes Balears per avaluar-ne la relació cost-benefici. Aquest tipus d'estudi financer d'AMP representa el primer d'Europa, i té com a objectiu final que es pugui utilitzar per implementar la gestió de cada AMP i millorar-ne l'estat.

## METODOLOGIA

La informació presentada en aquests resultats prové d'un estudi intern encarregat per la Fundació Marilles elaborat per la consultoria ambiental Pandion l'any 2018 (<https://marilles.org/storage/media/2019/12/300/estudi-de-despesa-amp.pdf>).<sup>1</sup> La recopilació de dades per a aquest estudi va consistir en dos mesos de treball de camp basat en entrevistes, reunions amb els gestors, consultes bibliogràfiques, cerques per Internet, cartes de petició d'informació adreçades als directius de les diferents institucions, premsa, etc.

Per elaborar l'estudi es va contactar amb un mínim de 95 persones de les entitats següents:

- Conselleria de Medi Ambient del Govern de les Illes Balears (incloent-hi els departaments dependents).
- Organismes del Govern d'Espanya (Secretaria General de Pesca Marítima [SGPM] i Organisme Autònom Parcs Nacionals [OAPN]).
- Consells insulars de Menorca, Eivissa i Formentera.
- Municipis.
- Organismes d'investigació.
- ONG i fundacions (Oceana, Tursiops, GENGOB, GOB Menorca, Societat Espanyola d'Ornitologia [SEO]).

Les limitacions dels resultats de l'estudi sorgeixen d'una problemàtica general quant al coneixement històric de les despeses de finançament en AMP. Això es deu, en part, a la poca cultura de recopilació de dades dels organismes públics d'Espanya. Com a conseqüència, s'originen buits d'informació i falta de consistència en el tipus de dades recollides. Un altre impediment en la recollida de dades deriva de l'ampli espectre d'organismes gestors de les AMP, la qual cosa impedeix disposar d'un recompte exacte de la despesa anual i sense distincions entre la despesa d'àmbit terrestre o marí.

No obstant això, s'han aconseguit estudiar sis àrees principals de despesa i inversió:

- **i) Parc Nacional Maritimoterrestre de l'Arxipèlag de Cabrera (PNMTAC).** Es recullen dades molt fiables de la xifra total del pressupost anual entre els anys 1991 i 2008 mitjançant l'anàlisi de còpies en paper de les memòries de 1991-1992 i 1994-1998; documentació de treball de la direcció del parc; acords de la comissió de cogestió que es va formar a partir del 2003 per preparar la transferència del parc, i actes del patronat proporcionades pels directius.
- **ii) Reserves naturals des Vedrà, es Vedranell i els illots de Ponent.** A les AMP no es disposa d'una comptabilitat metòdica sobre quina és la part de la despesa en cadascuna, i encara menys d'una sèrie temporal al llarg dels anys. Aquestes dues reserves naturals representen les úniques anàlisis

## QUÈ ÉS?

La creació d'àrees marines protegides (AMP) promou la regeneració dels recursos marins que contenen, que són coneguts com el capital natural dels oceans. Un indicador clau per al bon funcionament de les AMP és saber quin finançament s'atorga a activitats relacionades amb el medi marí.

## METODOLOGIA

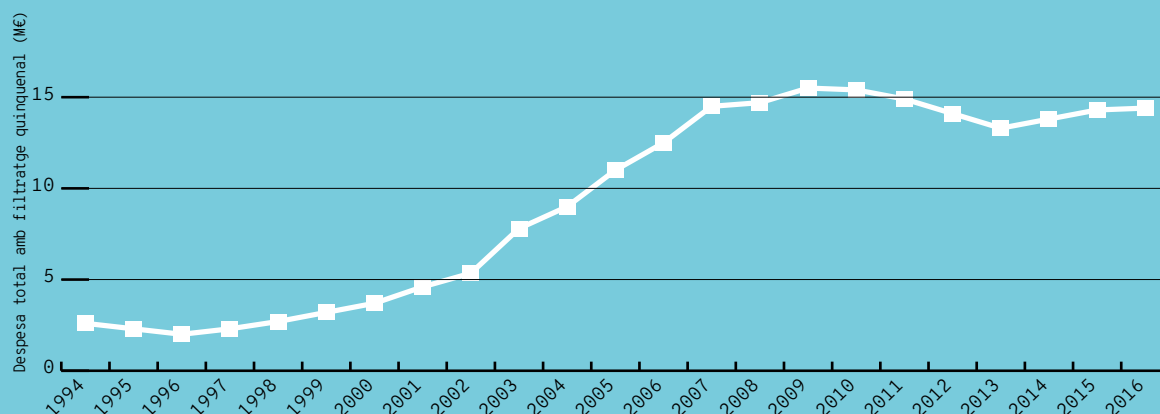
La informació prové d'un estudi encarregat per la Fundació Marilles a la consultoria ambiental Pandion (<https://marilles.org/storage/media/2019/12/300/estudi-de-despesa-amp.pdf>), ja que no hi havia cap indicador fiable d'aquesta índole. En aquest informe es compila informació de diferents organismes (Govern de les Illes Balears, Govern d'Espanya, consells insulars, municipis, centres d'investigació i ONG) durant 32 anys.

Es fa un filtratge quinquennal de les dades per reduir el soroll produït per la variabilitat anual. Aquest mètode consisteix a obtenir un valor per a cada any sumant-hi els dos anys anteriors i els dos anys posteriors, i calculant la mitjana dels cinc anys. Per tant, el darrer any que s'adjudica amb aquest mètode és el 2016, ja que a partir del 2019 hi ha menys informació.

Les principals limitacions d'aquest indicador rau en la laboriosa obtenció d'informació. No hi ha dades amb un gran nivell de detall, amb criteris de recollida homogenis, i no se solen retenir sèries temporals llargues. Per tant, és necessari implantar millores que facilitin la recopilació de dades quant a aquest indicador en el futur.

## RESULTATS

La despesa quinquennal analitzada augmenta gradualment des del 1997 fins al 2007. Posteriorment, la despesa és màxima entre els anys 2007 i 2011: 14,6 i 15,5 milions d'euros (M€) respectivament. Els anys 2012 i 2013 minva fins als 13,3 M€, i torna a augmentar lleugerament entre el 2014 i el 2016, en què assoleix els 14,5 M€.

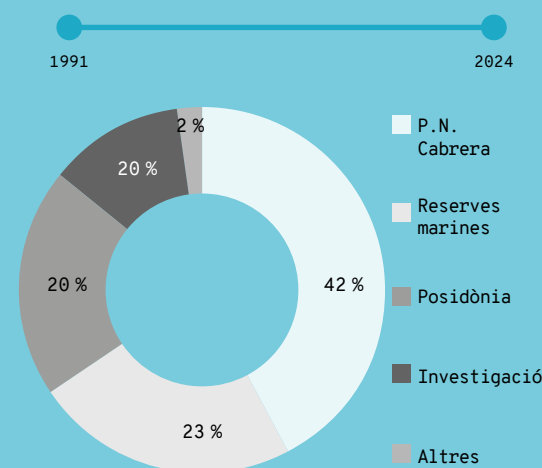


Mitjana quinquennal de la despesa total en conservació del medi marí durant els anys 1994-2016. FONT: Font-Gelabert (2018).

## PER QUÈ?

Permet conèixer l'evolució temporal de la despesa que s'inverteix en AMP de les Balears i com es distribueix aquesta inversió per tipus d'activitat, ens finançador i tipus d'AMP. Aquesta resposta suposa una eina fonamental per millorar la gestió en la conservació del medi marí de les Illes Balears.

## LOCALITZACIÓ



Percentatge de la despesa en conservació marina total analitzat entre els anys 1992 i 2024 dividit per categories. FONT: Font-Gelabert (2018).

De l'import de despesa total analitzat entre els anys 1992-2024 (més de 55 M€), el Parc Nacional Marítimoterrestre de l'Arxipèlag de Cabrera representa la figura que destina més doblers a la conservació marina (42,4 %), seguit de les reserves marines d'interès pesquer (23,4 %), la posidònia (campes de boies i Servei de Vigilància, 20 %), la recerca (12,3 %) i altres (1,9 %).

detallades de despesa en AMP de les Balears. Es presenten dades dels anys 2016 i 2017, estimades sobre el percentatge de despesa (en inversió i personal) en actuacions i programes relacionats amb el medi marí d'aquestes reserves.

- **iii) Reserves marines d'interès pesquer: vigilància i seguiment de peixos.** Les reserves marines d'interès pesquer es varen començar a crear l'any 1999. Actualment hi ha 11 reserves marines d'aquest tipus. A dins, es duen a terme dos serveis principals de gestió:

- **Vigilància.** El servei de vigilància es va posar en marxa l'any 2002 per iniciativa de la Direcció General de Pesca del Govern de les Illes Balears, coincidint amb el projecte LIFE Posidonia. A partir del 2007, any en què es va declarar la Reserva Marina d'Interès Pesquer del Llevant de Mallorca, es va constituir un equip de vigilància dependent de la SGPM del Govern central per cobrir les aigües exteriors de competència estatal.

L'equip de vigilància (contractació de treballadors i adquisició i manteniment d'embarcacions i dispositius necessaris) és gestionat per l'empresa pública Serveis de Millora Agrària i Pesquera (SEMILLA). Aquesta entitat disposa d'informació exacta de despesa per als anys 2017 i 2018, i també de la quantitat pressupostada per als pròxims anys, fins al 2023, amb els fons de l'impost de turisme sostenible (ITS). Addicionalment, els responsables de pesca dels consells insulars d'Eivissa i de Formentera varen proporcionar informació parcial de la seva despesa per a la creació d'aquesta AMP. No es tenen dades sobre quina part va ser finançada per l'Instrument Financer d'Orientació Pesquera (IFOP) o per Low Impact Fishers of Europe.

- **Seguiment de peixos.** El seguiment continuat de les poblacions de peixos es du a terme des de l'any 2000 per part del mateix equip científic de Tragsatec. S'analitzen factors en espècies de peixos vulnerables a la pesca com ara la biomassa, la riquesa específica o la talla mitjana, que són paràmetres que responen ràpidament a l'establiment de la reserva. Es disposa d'una despesa homogènia al llarg del temps. El servei funciona a tres reserves diferents cada any, que es van alternant. Marquen l'excepció els anys 2012-2015, ja que llavors es va suprimir el programa de seguiment a totes les reserves marines a conseqüència de la crisi econòmica. L'IFOP va cobrir una part de la despesa entre els anys 2001-2011; del 2012 al 2015, aquest seguiment no es va finançar, i del 2016 al 2020 es paga amb fons de l'ITS.

- **iv) Impactes del sector nàutic en les praderies de *Posidonia oceanica*.** L'any 2012, el Parc Natural

de ses Salines d'Eivissa i Formentera va iniciar un programa d'informació als navegants per reduir l'impacte de les embarcacions recreatives quan ancoraren damunt praderies de posidònia. El 2017 es va establir a totes les illes, especialment als llocs d'importància comunitària (LIC). Les seves actuacions principals són informar, assessorar i comprovar l'ancoratge, i en cas que estiguin ancorades indegudament damunt posidònia, moure l'embarcació a una zona adequada.

- **Camps de boies ecològiques per a l'ancoratge a LIC.** La creació de camps de boies es va iniciar l'any 1992 al PNMTAC a través de la prohibició de l'ancoratge lliure que danyava les praderies de posidònia. Com a solució es va proposar utilitzar sistemes d'amarratge alternatius, que originen un impacte inferior en el fons marí. El projecte LIFE Posidonia 2000 va equipar una sèrie de camps de boies a zones LIC que s'han mantingut ininterrompudament a excepció de l'any 2011, a causa d'un canvi de govern que no va arribar a temps d'aprovar-ne l'expedient.

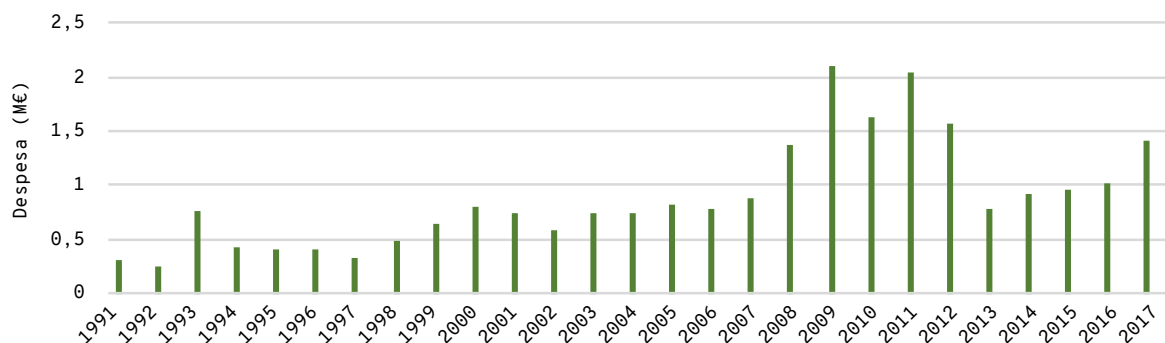
Durant els anys 2005-2012, el Govern de les Illes Balears ha pagat la despesa de manteniment i operació dels camps d'ancoratge a través de diferents fórmules. A partir del 2013 es fa una adjudicació de gestió a la consultoria ambiental CBBA, que cobreix les despeses d'operació i paga un cànon al Govern de les Illes Balears amb el que cobra als usuaris de les boies, que són els que financen aquest servei. Lamentablement, no es disposa de dades econòmiques de l'explotació de l'adjudicatari, per la qual cosa no es pot deduir la contribució dels usuaris del sector nàutic a la conservació del medi marí.

- **Ajudes per a l'ancoratge a LIC.** L'any 2012 es va iniciar un programa informatiu per reduir l'impacte dels ancoratges damunt posidònia al Parc Natural de ses Salines d'Eivissa i Formentera. A les Pitiüses es va adjudicar l'ajuda a la consultoria ambiental Ecologia entre els anys 2012-2016.

Posteriorment, a causa de la publicació del Decret 25/2018, de 27 de juliol, sobre la conservació de la *Posidonia oceanica* a les Illes Balears, l'any 2017 es va posar en marxa el Servei de Vigilància de Posidònia per part de la Conselleria de Medi Ambient i Territori del Govern de les Illes Balears. Es va adjudicar l'ajuda d'un any (2017) i de 4 anys (2018-2021) a la consultoria ambiental CBBA per a totes les illes.

- **v) Investigació per part de diversos organismes i institucions**

- **Organisme Autònom Parcs Nacionals (OAPN).** Les dades de projectes d'investiga-



**Figura 1.** Despesa en milions d'euros en inversió marina al Parc Nacional Maritimoterrestre de l'Arxipèlag de Cabrera entre els anys 1991 i 2017. FONT: Pandion-Marilles.<sup>1</sup>

ció a Cabrera facilitats per l'OAPN cobreixen projectes concedits entre els anys 2002 i 2014. Després d'uns anys sense finançament del programa (2015-2018), hi ha expectatives que el 2019 es pugui reprendre aquesta línia.

- **Oceana.** Entre els anys 2006-2014 es varen fer sis campanyes científiques amb l'embarcació *Ranger* i un vehicle de control remot (ROV, *Remote Operated Vehicle*), amb un total de 124 dies treballats en aigües d'AMP de les Balears, amb l'objectiu principal de la conservació marina. Addicionalment, des del 2006 Oceana fa un seguiment dels problemes pesquers i la conservació de recursos a les Balears, però no ha pogut quantificar la despesa associada a aquestes activitats.

- **Centre d'Estudis Avançats de Blanes (CEAB) – Consell Superior de Recerques Científiques (CSIC).** Es reporten dades dels projectes efectuats al CEAB-CSIC durant 21 anys (1996-2017). Els projectes fan referència principalment a l'inventari de comunitats marines i a la valoració d'espais marins per generar AMP noves.

- **Centre Oceanogràfic de les Balears – Institut Espanyol d'Oceanografia (COB-IEO).** Al seu web hi ha la descripció de 78 projectes diferents duits a terme des del 2007, de vegades sense informació sobre la despesa. Els projectes es fan en AMP (Cabrera, Canal de Menorca, Reserva Marina de Llevant i Nord de Menorca). Diversos projectes no s'han pogut incloure per falta d'informació.

- **Societat Espanyola d'Ornitologia (SEO).** Es fan sis projectes a les reserves naturals des Vedrà, es Vedranell i els illots de Ponent, la Reserva de la Biosfera de Menorca i la Xarxa Natura 2000 marina.

- **Institut Mediterrani d'Estudis Avançats (IMEDEA) – CSIC.** Dos investigadors de l'IMEDEA han reportat un total d'onze projectes. S'ha rebut informació d'altres projectes per

part del Parc Nacional Maritimoterrestre de l'Arxipèlag de Cabrera (nou projectes), que inclouen centres del CSIC de les Balears i de la Península. En premsa, s'ha recopilat informació sobre el projecte Antroposi, finançat pel Consell Insular de Formentera, i sobre les quantitats recollides mitjançant micro-mecenatge amb el projecte Save Posidonia ([www.saveposidoniaproject.org](http://www.saveposidoniaproject.org)). Dels arxius del projecte LIFE Posidonia dels anys 2002-2005 es recullen quatre accions.

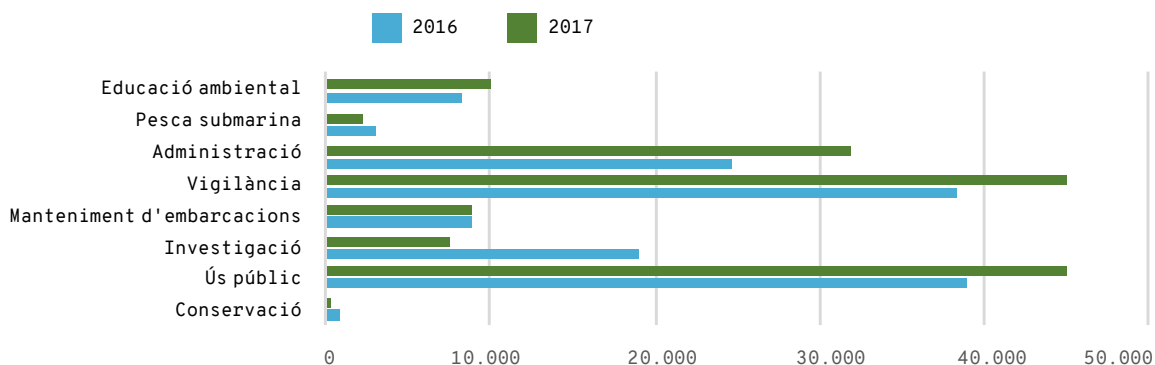
→ **vi) Impost de turisme sostenible (ITS).** L'ITS és una eina que podria contribuir a millorar la gestió de les AMP omplint els buits que hi ha pel que fa a recursos. La informació sobre els projectes que finança l'ITS des del 2016 es resumeix a la pàgina web <https://www.caib.es/sites/impostturisme/ca/inici>. Per saber si un projecte fa referència a la conservació del medi marí, hem hagut de contactar amb nombrosos administradors de l'ITS. No hi ha informació classificada sobre les quantitats rebudes anualment, i els càlculs dels fons recaptats anualment es fan sobre la base d'estimacions mitjançant les actes de la comissió de seguiment, que no són les quantitats que sumen els projectes que es concedeixen.

## RESULTATS

### i) Parc Nacional Maritimoterrestre de l'Arxipèlag de Cabrera (PNMTAC).

Des del 1991, any en què es va establir, el PNMTAC ha estat dotat amb una gran aportació econòmica (47,7 M€) fins al 2017. Mitjançant l'anàlisi detallada de les memòries i de les consultes dels gestors actuals i anteriors del PNMTAC, es considera que un mínim del 50 % d'aquesta quantitat es destina a la conservació del medi marí. S'ha de considerar que, encara que també es destinin pressupostos a la part terrestre, els programes de vigilància marina i manteniment de camps de boies, més altres acti-





**Figura 2.** Despesa en euros dels diferents programes relacionats amb el medi marí de les reserves naturals des Vedrà, es Vedranell i els illots de Ponent els anys 2016 i 2017. FONT: Pandion-Marilles.<sup>1</sup>

vitats marines, tenen un cost elevat.

Per tant, si el 50 % de la despesa total (47,7 M€) es destina al medi marí, la despesa en programes i personal marí des del 1991 fins al 2017 és de 23,85 M€ (figura 1). La mitjana de despesa anual des del 1991 és d'1,77 M€. Això suposa el 42 % de la suma del total de la despesa feta a les Balears.

## ii) Reserves naturals des Vedrà, es Vedranell i els illots de Ponent.

Les despeses dels diferents programes entre els anys 2016 i 2017 mostren un increment en vigilància de 6.800 €; en administració, de 7.133,3 €, i en l'ús públic, de 6.115,1 €. Tot això a canvi d'una disminució en investigació d'11.502 € (figura 2). Els programes de vigilància, ús públic i administració són en els que es va invertir més l'any 2017 (> 30.000 €). La despesa total l'any 2016 va ser de 141.628,6 €, i el 2017, de 150.345,2 €.

El percentatge total de la despesa invertida en medi marí en aquestes AMP és del 76,1 % l'any 2016 i del 88,51 % l'any 2017. Aquests percentatges elevats deriven del fet que aquestes AMP són predominantment marines, amb només alguns programes terrestres de seguiment de fauna i flora.

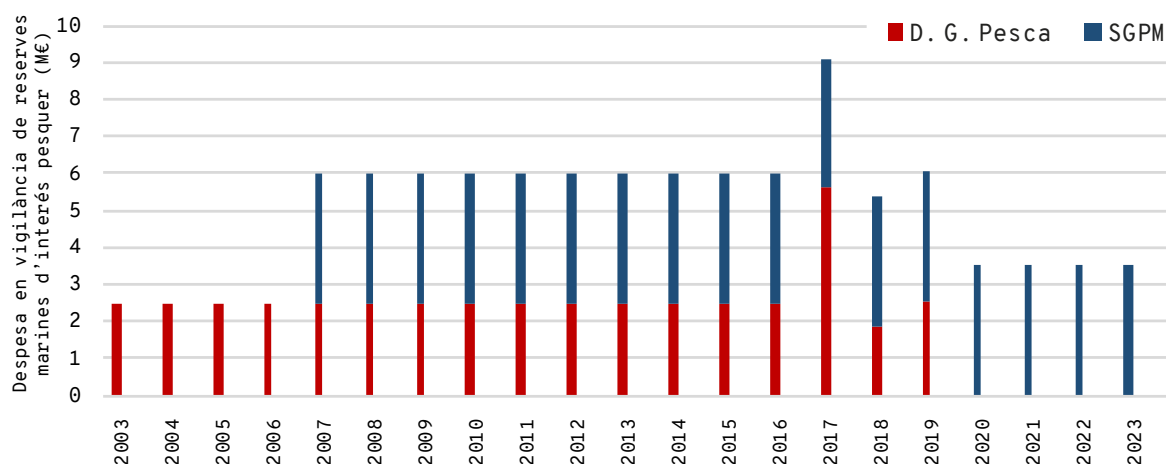
## iii) Reserves marines d'interès pesquer

• **Vigilància.** La quantitat aproximada de la despesa entre 2002 i 2016 és de 250.000 € anuals per part de la Comunitat Autònoma de les Illes Balears (figura 3). L'any 2007, a causa de la creació de la Reserva Marina del Llevant de Mallorca —que inclou aigües interiors i exteriors—, es va ampliar la gestió de vigilància a organismes estatals (SGPM). Les dades aproximades de despesa invertida per part del Govern central són de 350.000 € anuals. Es desconeix si es rep finançament europeu.

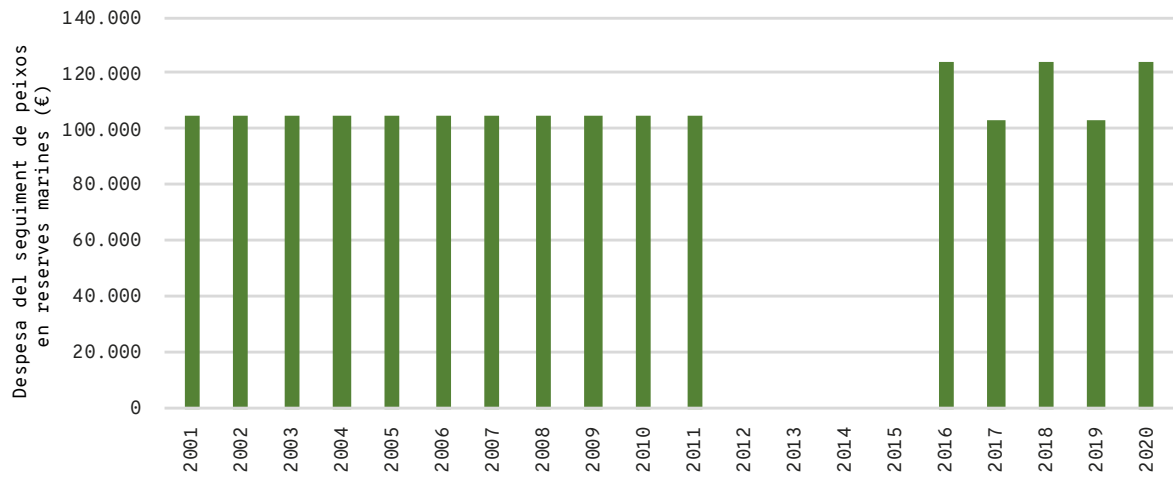
• **Seguiment de peixos en reserves marines d'interès pesquer.** Les estimacions de la despesa en seguiment de peixos entre 2001 i 2011 són de 105.000 € anuals (figura 4). Entre 2016 i 2020, les aproximacions oscil·len entre 123.942,2 € i 102.833,3 €.

## iv) Impactes del sector nàutic en les praderies de *Posidonia oceanica*

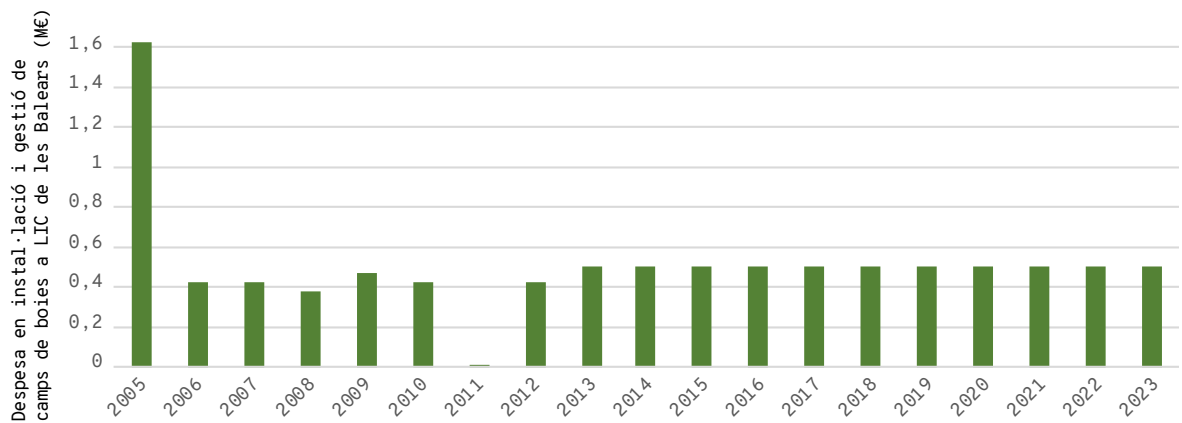
• **Camps de boies ecològiques per a l'ancoratge a LIC.** La despesa del període 2005-2012 en manteniment i operació dels ancoratges de baix impacte s'ha gesti-



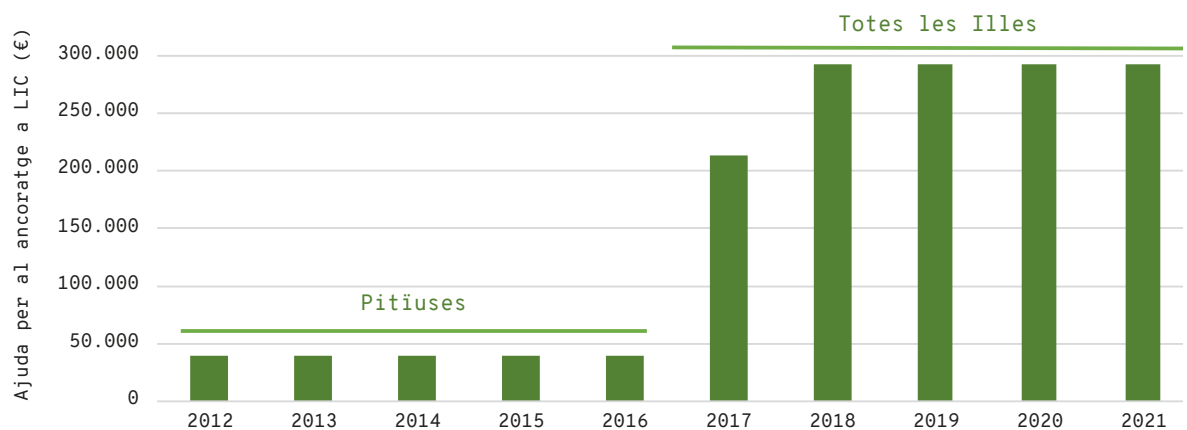
**Figura 3.** Despesa aproximada en vigilància a les reserves marines d'interès pesquer per part de la Direcció General de Pesca i Medi Marí del Govern de les Illes Balears (vermell) i la Secretaria General de Pesca Marítima (SGPM) del Govern central (blau) durant el període 2003-2023. FONT: Pandion-Marilles.<sup>1</sup>



**Figura 4.** Estimacions i projeccions de la despesa en el programa de seguiment de peixos en reserves marines d'interès pesquer entre els anys 2001-2020. FONT: Pandion-Marilles.<sup>1</sup>



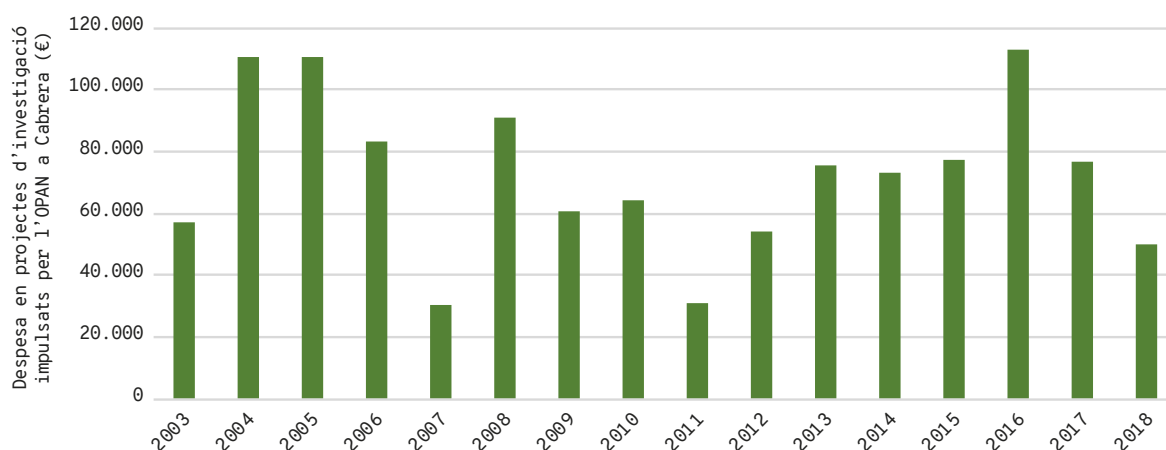
**Figura 5.** Despesa per operar i mantenir els camps de boies a LIC de les Balears entre els anys 2005-2023. FONT: Pandion-Marilles.<sup>1</sup>



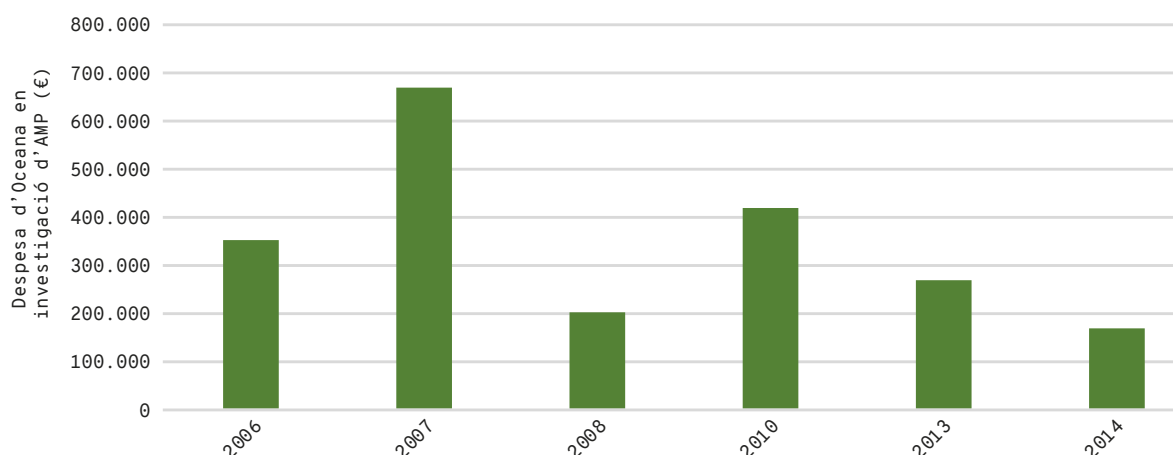
**Figura 6.** Ajuda per a l'ancoratge a LIC a les Pitiüses (2012-2016) i a totes les Balears (2017-2021). FONT: Pandion-Marilles.<sup>1</sup>

onat a través del Govern de les Illes Balears, i el seu valor ha fluctuat d'1.622.478 € (l'any 2005, any en què es varen establir) a 12.000 € (2011 va ser un any gairebé sense finançament) (figura 5). Per als anys 2006-2007 i 2011-2012 es presenten estimacions del BOIB, ja que no se n'han trobat dades publicades.

A partir del 2013 i fins al 2023, una empresa adjudicatària passa a cobrir les despeses d'operació amb una despesa estable de 501.621,3 €. Aquest valor s'infereix únicament d'una xifra extreta d'un expedient d'adjudicació, en el qual es descriu que el valor de contractació per a quatre anys és de 2.006.485 €.



**Figura 7.** Despesa destinada a projectes d'investigació per part de l'Organisme Autònom de Parcs Nacionals a Cabrera entre 2003 i 2018. FONT: Pandion-Marilles.<sup>1</sup>



**Figura 8.** Despesa en investigació per part d'Oceana en aigües d'AMP de les Balears els anys 2006-2008, 2010 i 2013-2014. FONT: Pandion-Marilles.<sup>1</sup>

• **Ajudes per a l'ancoratge a LIC.** Aquest programa es va iniciar a les Pitiüses, on entre els anys 2012 i 2016 es va atorgar un valor anual aproximat de 40.000 € a l'empresa adjudicatària Ecologia (figura 6). L'any 2017 es va expandir aquest servei a totes les illes i se'n va adjudicar la gestió a la consultoria ambiental CBBA, que s'allargarà en els pròxims anys (fins al 2021). L'any 2017 s'hi varen destinar 213.500 €, i per al període 2018-2023 s'han pressupostat 292.190 € anuals.

#### v) Investigació: OAPN, Oceana, CEAB-CSIC de Blanes, IEQ, SEU, CSIC

• **OAPN.** Les dades fluctuen, amb uns mínims de despesa els anys 2007 i 2011 (~ 30.000 €) i uns màxims els anys 2004, 2005 i 2016 (~ 110.000 €) (figura 7).

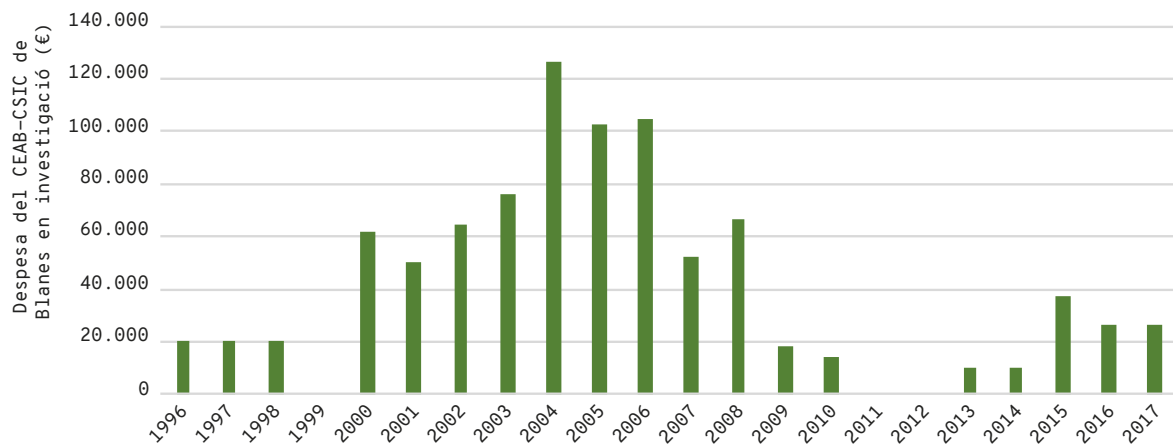
• **Oceana.** Per a les sis campanyes científiques duites a terme els anys 2006-2008, 2010 i 2013-2014 (124 dies) en AMP de les Balears, s'estima un cost operatiu mensual de 500.000 €, que es tradueix en una despesa mitjana anual per any de campanya

de 344.444,4 € (figura 8). El 42 % de l'esforç es va efectuar en aigües de Cabrera (52 dies, 862.500 €), mentre que la resta es va dur a terme a Binidali, el cap Blanc, el cap de sa Creu, sa Conillera, sa Dragonera, Formentera, Maó, muntanyes submarines de Mallorca i Menorca, ses Bledes i altres punts de la costa de les Balears.

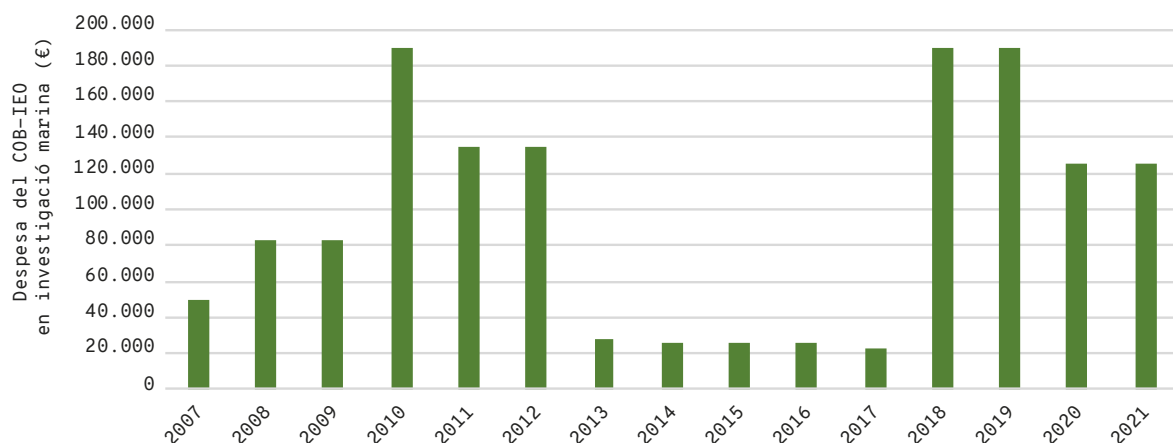
• **CEAB-CSIC de Blanes.** Entre 1996 i 2017, els projectes duits a terme sumen un total de 910.138,2 € (figura 9). S'observa una gran variabilitat anual, amb un màxim l'any 2004 de devers 127.000 €.

• **COB-IEO.** La informació recollida sobre els projectes del COB-IEO entre els anys 2007-2021 suma un total d'1.433.787,1 € (figura 10). Dels 78 projectes analitzats, la major part es duen a terme en AMP. Cal destacar que no s'ha pogut incloure informació de tots els projectes que es duen a terme.

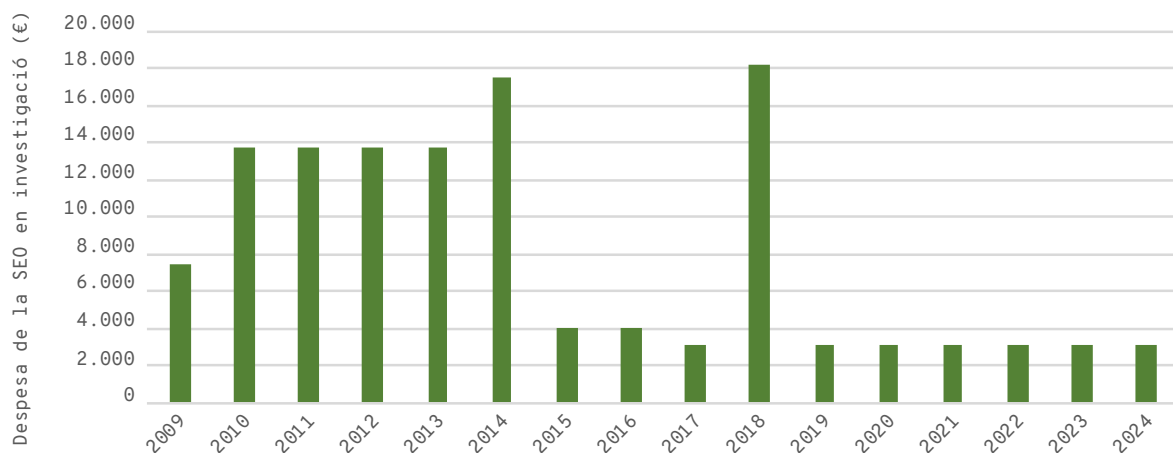
• **SEO.** Els sis projectes que es financen (a les reserves naturals des Vedrà, es Vedranell i els illots de Ponent, la Reserva de la Biosfera de Menorca i la Xarxa Natura 2000 marina de les Balears) sumen 65.500 € (figura 11).



**Figura 9.** Despesa en projectes de seguiment ecosistèmic i estudi de zones idònies com a àrees marines protegides per part del CEAB-CSIC entre els anys 1996-2017. FONT: Pandion-Marilles.<sup>1</sup>



**Figura 10.** Despesa en alguns projectes d'investigació marina del COB-IEO entre els anys 2007-2021. FONT: Pandion-Marilles.<sup>1</sup>

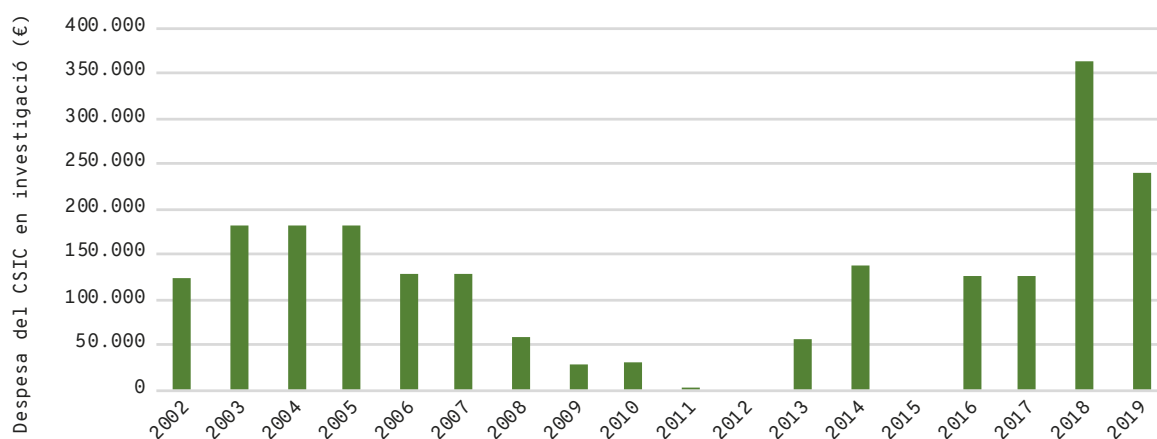


**Figura 11.** Despesa en euros dels projectes d'investigació duits a terme per la SEO entre els anys 2009-2024. FONT: Pandion-Marilles.<sup>1</sup>

• **IMEDEA-CSIC.** Entre els onze projectes analitzats entre els anys 2002-2019, s'assoleix la xifra d'1.051.530,6 € (figura 12). Nou projectes posats en marxa al PNMTAC sumen 523.455,84 €, encara que inclouen diferents centres del CSIC de les Balears i de la Península. Altres projectes trobats a la premsa (Antroposi, finançat a través de micro-mecenatge pel projecte Save Posidonia del Consell Insular de Formentera) i a l'arxiu del projecte LIFE Posidonia de 2002-2005 sumen 496.190,9 €.

## vi) Impost de turisme sostenible en AMP

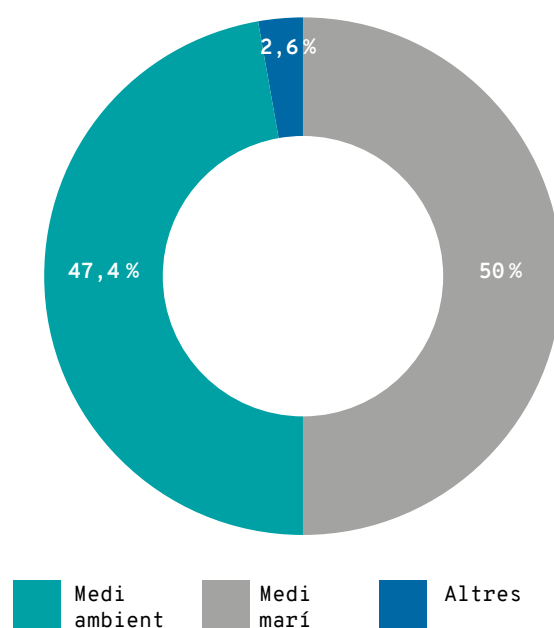
Entre els anys 2016 i 2018, la quantitat total de l'ITS destinada a projectes relacionats amb la conservació marina és de 163,5 M€. El 50 % de l'ITS es dedica a activitats relacionades amb el medi ambient. D'aquesta quantitat, únicament un 2,6 % de l'import total finançat per l'ITS fa referència a projectes de conservació marina (figura 13).



**Figura 12.** Despesa en euros en projectes de conservació marina entre els anys 2002-2019 per part del CSIC. FONT: Pandion-Marilles.<sup>1</sup>

## CONCLUSIONS

- Des de l'any 1992 s'han destinat un total de 56,3 M€ a projectes de conservació marina; d'aquesta quantitat, 28,9 M€ corresponen al període 2008-2017, la qual cosa, per tant, dona una mitjana de 2,9 M€ de despesa anual.
- Des de l'any 1991, Cabrera destina la meitat de la seva aportació econòmica a la conservació del medi marí, fet que suposa una mitjana de despesa anual d'1,8 M€.
- Les reserves naturals des Vedrà, es Vedranell i els illots de Ponent són les úniques AMP que s'han pogut analitzar detalladament. Durant els anys 2016 i 2017, la despesa anual dirigida a l'àmbit marí va ser de 146.000 € anuals.
- En reserves marines d'interès pesquer, la vigilància suposa una despesa anual de 350.000 €, mentre que el seguiment de peixos en aquestes zones sol ser de 105.000 € anuals.
- Als camps de boies d'ancoratge situats a LIC s'estima una despesa de devers 500.000 € anuals.
- L'ajuda a l'ancoratge del Servei de Vigilància de la Posidònia origina una despesa de gairebé 300.000 € anuals.
- Els centres d'investigació de les Illes mostren una metodologia poc robusta quant als projectes de recerca marina que fan exclusivament en AMP. Tots els projectes analitzats de centres d'investigació i ONG sumen un total de ~ 7 M€. Convendria fer una recollida de dades més acurada per millorar així la qualitat d'aquesta informació.
- L'ITS fa una petita contribució a la posada en marxa de projectes de conservació marina: un 2,6 % del total i un 5,2 % dels projectes relacionats amb el medi ambient.



**Figura 13.** Percentatge de la despesa de l'impost de turisme sostenible entre 2016 i 2018 destinat a medi ambient, medi marí i altres projectes.  
FONT: Pandion-Marilles.<sup>1</sup>

---

## REFERÈNCIES

<sup>1</sup> FONT-GELABERT, A. (2018). «Estudi de despesa en Àrees Marines Protegides a les Illes Balears» [informe inèdit per a la Fundació Marilles]. <https://marilles.org/storage/media/2019/12/300/estudi-de-despesa-amp.pdf>.

---

## CITAR COM

BARRIENTOS, N.; VAQUER-SUNYER, R.; FONT-GELABERT, A. (2020) «Despesa i inversió en àrees marines protegides». A: Vaquer-Sunyer, R.; Barrientos, N. (ed.). *Informe Mar Balear 2020* <<https://www.informemarbalea.com/ca/amp/imb-gasto-inversion-amp-cat.pdf>>

En la elaboración de este capítulo han participado:  
Natalia Barrientos y Raquel Vaquer-Sunyer.

# Número de inmersiones de buceo recreativo en reservas marinas

En las Islas Baleares existen once reservas marinas de interés pesquero: Norte de Menorca, Freus de Ibiza y Formentera, Punta de sa Creu de Formentera, Bahía de Palma, Isla del Toro, Islas Malgrats, Migjorn de Mallorca, Levante de Mallorca, Noreste de Ibiza-Tagomago, Illa de l'Aire de Menorca y Sa Dragonera. Estas suman un área total de 458,9 km<sup>2</sup> de mar Balear protegido como reserva marina.

Las reservas marinas están a cargo de la Conselleria d'Agricultura, Pesca i Alimentació (Govern de les Illes Balears) y fueron creadas con el objetivo principal de regenerar los recursos pesqueros.<sup>1</sup> Pero, independientemente de su interés económico, también tienen efectos positivos en la conservación de hábitats y especies vulnerables.

La práctica de buceo recreativo con escafandra autónoma en estas regiones protegidas se ha convertido en un atractivo local y turístico, y es una actividad que va ganando popularidad en todos los océanos del mundo.

Por un lado, el buceo deportivo en reservas marinas genera efectos positivos en el medio marino. Ello se debe a que durante las inmersiones en zonas protegidas los buceadores suelen experimentar una mayor satisfacción que evidencia la importancia de conservar el medio marino. Asimismo, la práctica de fotografía submarina muestra la belleza del mundo marino a la sociedad, despertando conciencia social a través de las imágenes. Las inmersiones y fotografías también pueden utilizarse para aportar datos de ciencia ciudadana, en ocasiones utilizados para realizar trabajos científicos (Figura 1).<sup>2</sup> Adicionalmente, el buceo supone una fuente de ingresos

y crea puestos de trabajo a través de los centros de buceo, contribuyendo a una economía ligada al mar —la llamada economía azul.

Por otro lado, aunque se considere como una actividad con bajo impacto, la práctica del buceo ha demostrado cierto nivel de daño en zonas altamente buceadas.<sup>3</sup> Un estudio de comportamiento de 175 buceadores en una zona protegida del Mediterráneo occidental muestra que el 96,7 % de ellos tiene contacto con el sustrato, siendo el contacto de las aletas el tipo más frecuente.<sup>4</sup> Ejemplos de otros efectos de los buceadores en el entorno marino son la alteración de comportamiento y la alimentación de peces, y cambios en el sustrato y la sedimentación.<sup>5</sup> Adicionalmente, zonas frecuentadas por buceadores pueden presentar daños mecánicos en especies duras de invertebrados bentónicos.<sup>3, 6</sup>

Una regulación adecuada de los puntos de inmersión facilita que su práctica sea compatible con los objetivos de protección de los recursos pesqueros y sus hábitats, por lo que el órgano gestor —a través de estudios de seguimiento de las reservas marinas—, podría fijar un máximo de autorizaciones para conseguir los objetivos de regeneración de cada reserva.

## ¿QUÉ ES?

Número de inmersiones recreativas con escafandra autónoma realizadas en las once reservas marinas de interés pesquero del mar Balear. Estas reservas son un tipo de área marina protegida con el objetivo de regenerar los recursos pesqueros al tiempo que se conservan sus hábitats y recursos biológicos.

## METODOLOGÍA

La Direcció General de Pesca i Medi Marí —de la Conselleria d'Agricultura, Pesca i Alimentació—, tiene un registro de las autorizaciones de buceo individual y colectivo en las reservas marinas de interés pesquero. En próximas versiones del INFORME MAR BALEAR se intentará añadir las inmersiones de otras áreas marinas protegidas que requieran autorización.

## RESULTADOS

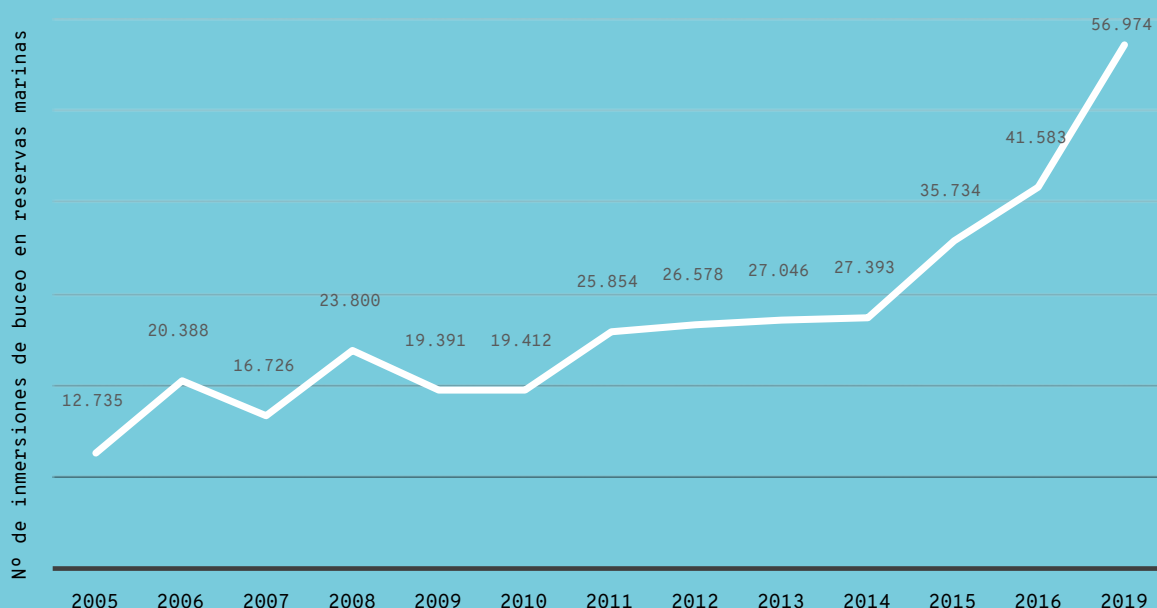
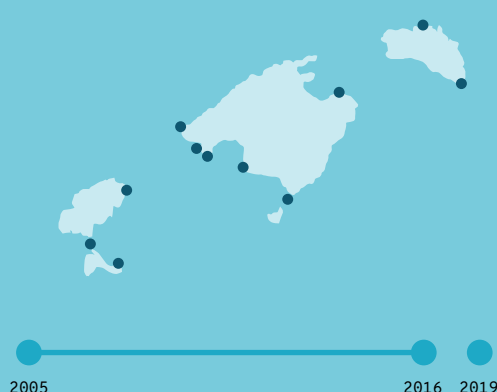
Desde 2005, el número de inmersiones se ha multiplicado por 4,5, pasando de 12.735 a 56.974.

El aumento que se observa desde 2015 se debe a la incorporación de dos reservas (Illa de l'Aire y Norreste de Ibiza-Tagomago).

## ¿POR QUÉ?

Conocer el número de inmersiones aporta información para gestionar las reservas marinas y alcanzar los objetivos de regeneración de forma sostenible. Adicionalmente, también supone un indicador sobre el interés social de locales y residentes por realizar inmersiones en aguas protegidas.

## LOCALIZACIÓN



Evolución en el número de inmersiones de buceo recreativo en áreas marinas protegidas desde 2005. NOTA: sin datos de 2017 y 2018. FUENTE: Direcció General de Pesca i Medi Marí.





Figura 1. Buceador realizando una inmersión. FUENTE: Joaquim Garrabou (Observadores del Mar).

#### NORMATIVA

- Decreto 14/2014, de 14 de marzo, por el que se establecen los principios generales en materia de buceo recreativo en la comunidad autónoma de las Illes Balears.
- Ley 6/2013, de 7 de noviembre, de pesca marítima, marisqueo y acuicultura en las Illes Balears.
- Decreto 41/2015, de 22 de mayo, por el que se regulan las actividades de extracción de flora o fauna marina y las actividades subacuáticas en las reservas marinas de las aguas interiores del litoral de las Illes Balears.
- Decreto 35/2017, de 7 de julio, por el que se modifica el Decreto 14/2014, de 14 de marzo, por el que se establecen los principios generales en materia de buceo recreativo en la comunidad autónoma de las Illes Balears.

#### METODOLOGÍA

Para realizar buceo recreativo en reservas marinas de interés pesquero hay que solicitar una autorización específica individual o colectiva —de clubes y centros de buceo—, a través de la web: [www.caib.es/sites/recursosmarins/es/buceo\\_deportivo-53063/](http://www.caib.es/sites/recursosmarins/es/buceo_deportivo-53063/).

Por tanto, el seguimiento del número de inmersiones en reservas marinas de interés pesquero se contabiliza por medio de las autorizaciones que llegan a la Direcció General de Pesca i Medi Marí. Junto con la autorización, deben abonarse tasas diarias o anuales.

Se estandariza el número de inmersiones dividiéndolo por los km<sup>2</sup> de reserva marina para cada año (Tabla 1).

Hay que considerar que, aparte de las reservas marinas, también existen otras figuras de protección marina en el mar Balear que requieren autorizaciones para el buceo. Se trabajará para poder ampliar estos datos en todas las áreas marinas protegidas de las Baleares.

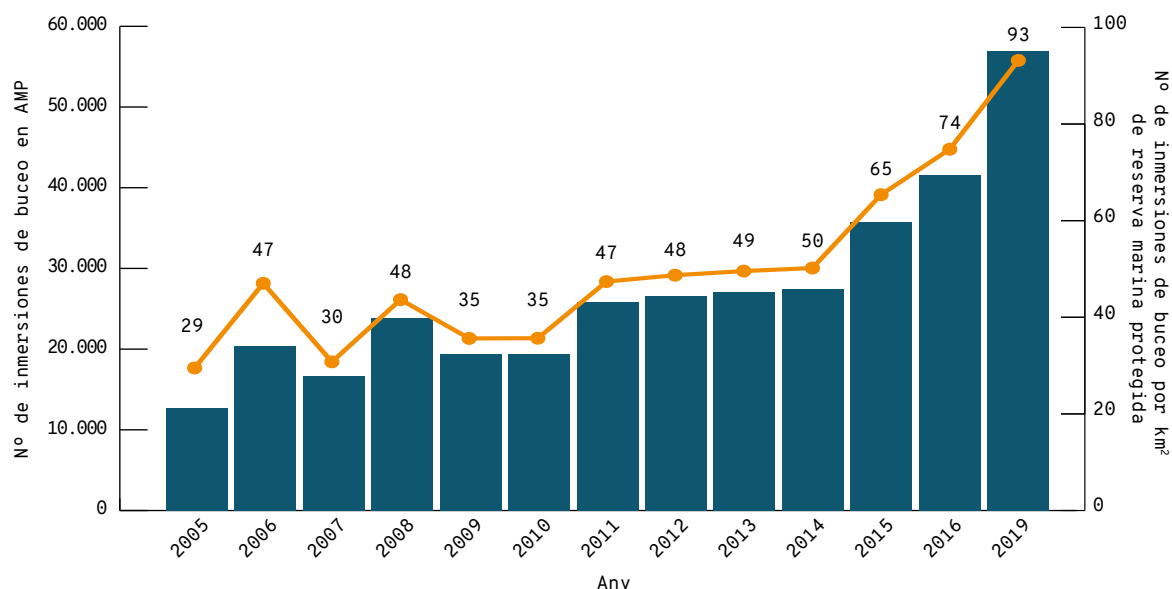
#### RESULTADOS

El número de inmersiones realizadas en reservas marinas de interés pesquero aumenta progresivamente desde 2005 (Figura 2). El número de inmersiones estandarizadas por km<sup>2</sup> de reserva muestra una tendencia similar.

El salto en número de inmersiones a partir de 2016 a 2019 se explica porque se han incorporado dos

Tabla 1. Área de reserva marina acumulada en el mar Balear entre los años 2004-2020. FUENTE: Direcció General de Pesca i Medi Marí.

AÑO	2004	2007	2016	2018	2019	2020
Área de reserva marina acumulada (km <sup>2</sup> )	436,6	549,4	558,6	606,5	613,7	618,3



**Figura 2.** En azul se muestra la evolución del número de inmersiones de buceo recreativo en áreas marinas protegidas desde 2005. En naranja, los mismos valores divididos por los km² totales de reserva marina protegida. NOTA: sin datos de 2017 y 2018. FUENTE: Direcció General de Pesca i Medi Marí.

reservas (Illa de l'Aire y Noreste de Ibiza-Tagomago) donde ya se registraba mucha actividad.

## CONCLUSIONES

El número de inmersiones de buceo recreativo puede utilizarse como una herramienta de gestión en reservas marinas junto con otros indicadores de estado de la reserva.

El número de inmersiones en reservas marinas se ha multiplicado por 4,5 durante los 13 años de registro de datos.

El número de inmersiones en reservas marinas por km² de reserva marina protegida muestra un incremento de 29 inmersiones/km² en 2005 a 93 inmersiones/km² en 2019.

Se trabajará para poder ampliar estos datos en todas las áreas marinas protegidas de las Baleares.

## REFERENCIAS

- <sup>1</sup> COLL, J. *et al.* (2012). «The carrying capacity and the effects of protection level in three marine protected areas in the Balearic Islands (NW Mediterranean)». *Scientia Marina*. 76(4). DOI: 10.3989/scimar.03531.02H.
- <sup>2</sup> OBSERVADORES DEL MAR. [www.observadoresdelmar.es](http://www.observadoresdelmar.es).
- <sup>3</sup> MILAZZO, M. *et al.* (2002). «The impact of human recreational activities in marine protected areas: what lessons should be learnt in the Mediterranean sea?». *Marine Ecology*, 23(s1), 280-290. DOI: 10.1111/j.1439-0485.2002.tb00026.x.
- <sup>4</sup> LUNA, B.; PÉREZ, C. V.; SÁNCHEZ-LIZASO, J. L. (2009). «Benthic impacts of recreational divers in a Mediterranean Marine Protected Area». *ICES Journal of Marine Science*, 66(3), 517-23. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsp020>.
- <sup>5</sup> DI FRANCO, A. *et al.* (2011). «Do small marinas drive habitat specific impacts? A case study from Mediterranean Sea». *Marine Pollution Bulletin*, 62, 926-933. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2011.02.053.
- <sup>6</sup> BETTI, F. *et al.* (2019). «On the effects of recreational SCUBA diving on fragile benthic species: The Portofino MPA (NW Mediterranean Sea) case study». *Ocean & Coast Management*. 182:104926. DOI: 10.1016/j.ocecoaman.2019.104926.

## CITAR COMO

BARRIENTOS, N.; VAQUER-SUNYER, R. (2021). «Número de inmersiones de buceo recreativo en reservas marinas». En: Vaquer-Sunyer, R.; Barrientos, N. (ed.). *Informe Mar Balear 2021* <<https://informemarbalear.org/es/amp/imb-beneficis-inmersions-esp.pdf>>.

# Beneficios

Economía azul

Capturas de pesca profesional

Acuicultura marina

En la elaboración de este capítulo han participado:  
Natalia Barrientos, Raquel Vaquer-Sunyer y Fundació IMPULSA Balears.

# Medida de la economía azul

## 1. Valor añadido

## 2. Número de empresas

## 3. Número de trabajadores

El mar Balear es la base fundamental de la prosperidad económica de las Islas Baleares debido al gran número de beneficios económicos y sociales que proporciona. La economía azul se define como un entorno productivo emergente que engloba una gran amplitud de actividades interdependientes que mantienen una marcada vinculación con el medio marino.<sup>1-3</sup> La estrategia de la economía azul a largo plazo, reconocida a nivel europeo, trata de crear y reforzar oportunidades productivas vinculadas con el mar donde todos los actores implicados deberían integrar la sostenibilidad ambiental como palanca de valor.<sup>1,3</sup> Por tanto, el principal objetivo de la economía azul radica en la creación de un balance entre la salud del mar y la productividad de las actividades económicas que se desarrollan en él.

Desde un enfoque integrado, la economía azul requiere, en base a las disposiciones europeas vigentes:<sup>1</sup>

- Existencia de bases de conocimiento productivo.
- Habilidades e infraestructuras de carácter compartido.
- Necesidades asociadas a la planificación espacial y la seguridad marítima.
- Protección ambiental.
- Generación de nuevos datos en torno al uso de los recursos marinos.

Resulta de vital importancia llevar a cabo estudios sobre los análisis productivos del mar Balear para mejorar la gestión y la toma de decisiones. Especialmente en las islas, las vinculaciones con actividades relacionadas con el mar hacen referencia a:<sup>1,4</sup>

- 1) La explotación de recursos marinos:
  - Recursos marinos vivos: actividades de pesca, acuicultura y procesamiento/comercialización de alimentos de productos del mar.
  - Minerales y energía: extracción de recursos del fondo marino como petróleo, gas, arena y minerales.

→ 2) Navegación y transporte:

- Labores portuarias: actividades de los servicios del transporte marítimo, mercancías y obras hidráulicas.
- Construcción y reparación de embarcaciones: construcción, reparación y mantenimiento de naves. Manufactura de equipo textil, mecánico y deportivo.
- Transporte marítimo: transporte de pasajeros/mercancías. Alquiler de navegación y prestación de servicios auxiliares.

→ 3) Ocio y turismo de costa:

- Alojamiento: establecimientos turísticos.
- Resto de actividades: transporte de pasajeros, restauración y comercio de bienes culturales y entretenimiento.

---

### NORMATIVA

- Ley 41/2010, de 29 de diciembre, de protección del medio marino.
- Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 23 de octubre de 2000, por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas (Directiva marco del agua).

## ¿QUÉ ES?

Se define economía azul como el conjunto de actividades productivas en las que confluyen bienes y servicios relacionados con el mar. Incluye un amplio rango de actividades relacionadas con el turismo de costa, la actividad pesquera y la acuicultura, la navegación y el transporte, y la producción energética y la extracción minera. Idealmente, la economía azul debe medirse desde la sostenibilidad, considerando el balance a largo plazo de los océanos.

## METODOLOGÍA

En 2019 la Fundació Impulsa Balears publicó un estudio donde se miden 3 indicadores principales (valor añadido bruto -VAB-, número de empresas y número de trabajadores) tomando como referencia la delimitación económica europea vigente.

Los datos sobre el número de empresas y trabajadores se extrajeron de los registros oficiales de tejido empresarial y trabajo del año 2018. Los datos sobre el VAB provienen de la Fundació Impulsa Balears para el año 2017. Las actividades de estudio incluyen:

- Recursos marinos (recursos vivos y recursos minerales y energía).
- Navegación y transporte (labores portuarias, construcción y reparación de embarcaciones y transporte marítimo).
- Ocio y turismo de costa (alojamiento y resto de actividades relacionadas).

## ¿POR QUÉ?

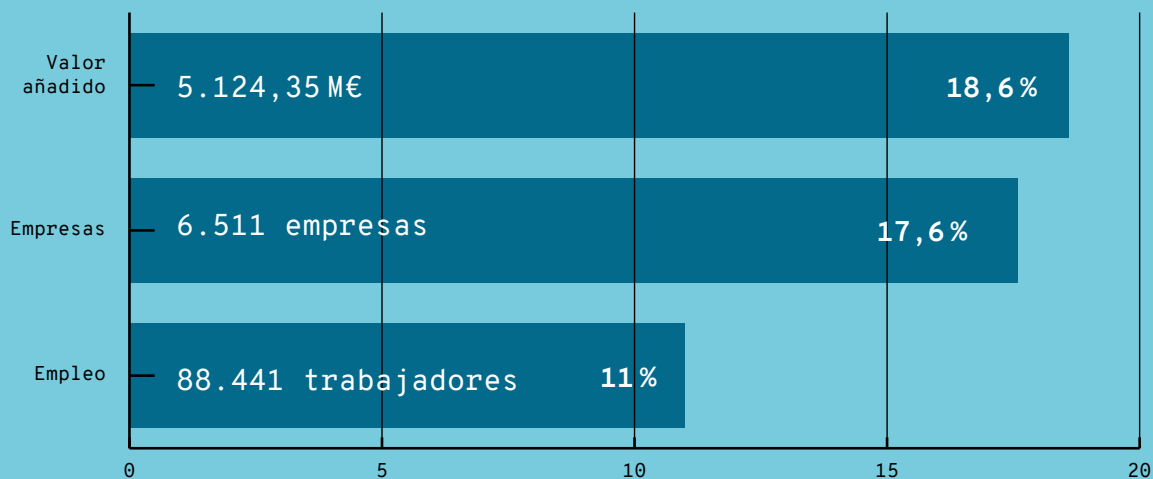
El mar Balear tiene un gran peso en la economía de las Islas debido al gran número de beneficios económicos que aporta a la sociedad balear. La economía azul fomenta la inversión y la innovación y mejora la gestión de los recursos marinos. Por tanto, es de vital importancia llevar a cabo un análisis detallado de las actividades económicas que se realizan en relación con el mar y la costa balear.

## LOCALIZACIÓN



## RESULTADOS

- Las actividades relacionadas con la economía azul de las Baleares resultan en un VAB de 5.124,4 M€ (18,6 %). Ello supone que 1/5 parte del VAB de las Baleares depende económicamente del mar.
- Un total de 6.511 empresas relacionadas con el mar Balear (17,6 % del total de las Baleares) dan empleo a 88.441 trabajadores (11 % del total).
- Las Islas Baleares tienen mayor representación económica en la economía azul que a nivel nacional y europeo. Se deben extender los análisis a todas las actividades y recursos relacionados con el mar para ampliar la información socioeconómica e implementar medidas de gestión sostenible.



Categoría	Sector	% Economía azul	VAB (M€)	Nº de empresas	Nº de trabajadores
Recursos marinos	Recursos marinos vivos	1,8 %	92,56	290	2.071
	Recursos minerales y energía	0,6 %	31,40	32	248
Navegación y transporte	Labores portuarias	1,6 %	84,38	70	964
	Construcción y reparación de embarcaciones	3,2 %	162,75	428	3.403
	Transporte marítimo	2,2 %	111,54	544	2.160
Ocio y turismo	Turismo de costa · Alojamiento	69,4 %	3.555,25	2.008	52.983
	Turismo de costa · Resto de actividades	21,8 %	1.117,98	3.293	27.111
		TOTAL	5.124,35	6.511	88.441

**Tabla 1.** Composición y características de las actividades vinculadas a la economía azul en las Baleares. El % de economía azul ha sido calculado en base al valor añadido bruto (VAB). FUENTE: Fundació Impulsa Balears.<sup>1, 4</sup>

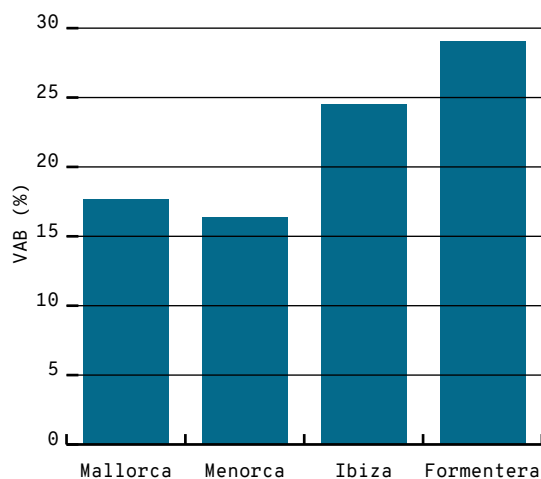
- Directiva 2008/56/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 17 de junio de 2008, por la que se establece un marco de acción comunitaria para la política del medio marino (Directiva marco sobre la estrategia marina).
- Comunicación de la Comisión Europea: «Crecimiento azul: oportunidades para un crecimiento marino y marítimo sostenible». COM(13.09.2012) 494 final.
- Comunicación de la Comisión Europea: «Innovación en economía azul: reconocimiento del potencial de nuestros mares y océanos para el empleo y crecimiento». COM(13/05/2014) 254/2.
- Comunicación de la Comisión Europea: «Iniciativa de desarrollo sostenible de la economía azul en el Mediterráneo occidental». COM(2017) 183 final.
- Objetivos de desarrollo sostenible de la Agenda 2030 de las Naciones Unidas.

## METODOLOGÍA

Los datos provienen de los recursos elaborados por la Fundació Impulsa Balears, fruto de la actuación sobre economía azul y competitividad llevada a cabo en 2019 con el apoyo de la Fundación Marilles en calidad de actor impulsor.<sup>1, 4</sup> Para más información, los principales resultados se pueden consultar a través del enlace: <http://impulsabalears.org/index.php/ca/recursos/i-publicacions/i-producció/número-3>.<sup>1</sup>

Para abordar la presencia, huella territorial y rendimiento del tejido azul balear se ha tomado como referencia la delimitación económica de uso vigente a nivel europeo.<sup>3</sup> A partir de dicha delimitación se ha procedido, por una parte, a la exploración estadística de los registros oficiales disponibles en materia de trabajo y tejido empresarial y, por otra, al tratamiento de la información que la Fundació Impulsa Balears dispone en materia de valor añadido sectorial y gestión económico-financiera de la empresa balear.

La compilación de datos sobre economía azul en las Baleares se ha realizado de acuerdo con la última información disponible en materia de trabajo y tejido empresarial (que corresponde al ejercicio 2018), y la referente a valor añadido bruto y gestión económico-financiera, con la del ejercicio 2017.



**Figura 1.** Porcentaje del valor añadido bruto (VAB) por islas de los sectores de economía azul de las Baleares. Nota: datos del 2017. FUENTE: Fundació Impulsa Balears.<sup>14</sup>

Se describen datos sobre el valor añadido bruto (VAB, medida del valor generado de bienes y servicios por los productores del área de la economía azul), número de trabajadores y número de empresas de la economía azul en las Baleares. Asimismo, se dispone de las principales ratios de gestión económico-financiera de las empresas del tejido azul y de los diferenciales que estas mantienen respecto a la media en términos de rentabilidad, eficiencia y equilibrio financiero.

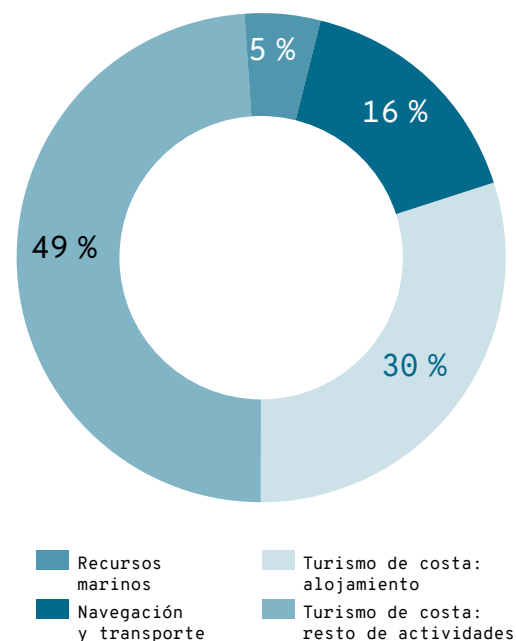
## RESULTADOS

La categoría principal que conforma la mayor parte de la economía azul de las Baleares es el ocio y el turismo de costa (91,2 %) (Tabla 1). En menor grado se encuentran la industria náutica (7 %) y la explotación de recursos marinos (2,4 %).

### 90. Valor añadido bruto (VAB)

Los sectores de economía azul estudiados en las Baleares (Tabla 1) generan un VAB de 5.124,35 M€. Ello supone que 1/5 parte de todo el VAB de las Baleares se apoya en el mar.<sup>1</sup>

El valor añadido insular de la economía azul de Mallorca y Menorca es similar (17,7 % en Mallorca y 16,4 % en Menorca), mientras que Formentera e



**Figura 2.** Porcentaje de representación de los distintos sectores en cuanto al número de empresas relacionadas con la economía azul de las Baleares. Nota: datos del año 2018. FUENTE: Fundació Impulsa Balears.<sup>14</sup>

Ibiza las superan (con un 29,1 % y un 24,5 %, respectivamente) (Figura 1). Ello se debe a una mayor aportación de las Pitiusas en:

- Formentera: mayor contribución que en el resto de las islas de los sectores de transporte marítimo (2,1 % vs. 0,4 % de media balear) y de la explotación de los recursos marinos vivos (1,2 % vs. 0,3 % en las Baleares).
- Ibiza: mayor contribución que en el resto de las islas de los sectores del turismo de costa (16,9 % vs. 12,9 % de las Baleares) y del resto de actividades del turismo (5,3 % vs. 4,1 %).

### 91. Número de empresas

En el año 2018, un total de 6.511 empresas dependen del mar Balear (Tabla 1). De estas, un 5 % opera en la explotación de recursos marinos (Figura 2). Un 8,4 %, en transporte marítimo. Un 6,6 %, en construcción y reparación de embarcaciones. Por último, y con la mayor representación, un 81,4 %, en turismo de costa (30,8 % alojamiento y 50,6 % resto de actividades).

### 92. Número de trabajadores

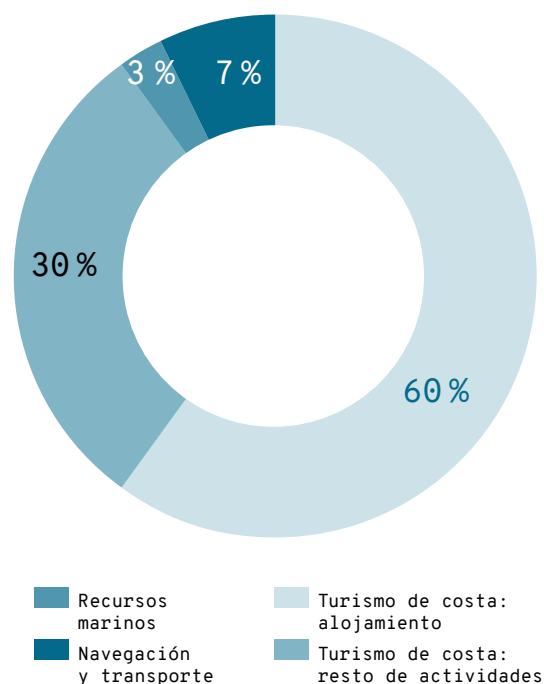
Un total de 88.441 empleados trabajan en empresas relacionadas con el mar Balear (Tabla 1). El 90 %



de los trabajadores se encuentra en el sector de turismo de costa (60 % en alojamiento y 30 % en el resto de actividades) (Figura 3).

## CONCLUSIONES

- Los sectores estudiados en relación a la economía azul de las Baleares generan un valor añadido de 5.124,4 M€ => 1/5 parte del VAB de las Baleares se sustenta en el mar.
- Existe un mayor VAB en las Pitiusas que en el resto de las islas, debido al transporte marítimo y la explotación de los recursos marinos vivos (Formentera) y a un mayor turismo de costa y actividades relacionadas (Ibiza).
- Un total de 6.511 empresas de las islas dependen económicamente del mar Balear => un 80 % de todas las empresas de economía azul provienen del sector de turismo de costa.
- Alrededor de 90.000 trabajadores de las islas trabajan en empresas que dependen del mar Balear, donde el 91,2 % trabaja en empresas derivadas del turismo de costa.
- En general, la economía azul tiene una elevada presencia en las Islas Baleares si se compara con el entorno nacional y europeo.<sup>1</sup> Este hecho justifica la necesidad de adoptar una perspectiva estratégica, conjunta e integrada de las actividades asociadas para asegurar simultáneamente la productividad de las mismas y el estado de salud del mar. Por ejemplo, además de considerar las actividades que tienen el mar como recurso también debería realizarse un seguimiento específico del peso de las actividades de Investigación y Desarrollo (I+D) del sector, y dar cabida a nuevas actividades como la biotecnología azul y las energías renovables marinas.



**Figura 3.** Porcentaje de contribución de número de trabajadores por categoría de economía azul de las Baleares. Nota: datos del año 2018. FUENTE: Fundació Impulsa Balears.<sup>1,4</sup>



---

## REFERENCIAS

<sup>1</sup> FUNDACIÓ IMPULSA BALEARS (2019). «Revisando la creación de valor que proviene del mar». *ilproducció*, 3. <http://impulsabalears.org/index.php/recursos/i-publicaciones/i-producció/número-3>.

<sup>2</sup> COMISIÓN EUROPEA (2012). «Crecimiento azul. Oportunidades para un crecimiento marino y marítimo sostenible». COM(2012) 494 final.

<sup>3</sup> COMISIÓN EUROPEA (2019). «The EU Blue economy report». Luxemburgo: Publications Office of the European Union. DOI: 10.2771/21854.

<sup>4</sup> FUNDACIÓ IMPULSA BALEARS (2019). «La propuesta de valor de la economía azul». *ilfocus*. <http://www.impulsabalears.org/index.php/recursos/i-focus/i-focus-2>.

---

## CITAR COMO

BARRIENTOS, N.; VAQUER-SUNYER, R.; FUNDACIÓ IMPULSA BALEARS (2020) «Economía azul». En: Vaquer-Sunyer, R.; Barrientos, N. (ed.). *Informe Mar Balear 2020* <<https://www.informemarbalear.com/es/beneficios/imb-economia-azul-esp.pdf>>

En la elaboración de este capítulo han participado:  
Natalia Barrientos, Raquel Vaquer-Sunyer y Direcció General de Pesca i Medi Marí.

# Capturas de pesca profesional

## 1. Peso total de capturas 2. Valor económico de las capturas

Las capturas de pesca profesional aportan beneficios a la economía balear. Mallorca representa el 75 % de desembarques que se producen en todas las Islas Baleares.<sup>1</sup> No obstante, en las islas se consumen, aproximadamente, > 20.000 t de productos pesqueros. Si tenemos en cuenta que la producción pesquera en Baleares se sitúa en torno a las 3.500 t y que prácticamente todo lo que se comercializa se consume en las islas, se puede decir que un 15 % del pescado comercializado en las Baleares proviene de la flota local (datos del sector pesquero español del Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente; datos de comercialización pesquera de las Islas Baleares de la Federació Balear de Confraries de Pescadors).

La cuantificación de las capturas de pesca profesional aporta información para mejorar de la gestión pesquera, ayudando así a promover la sostenibilidad de los recursos pesqueros en el futuro. Esta información es de gran importancia, ya que el mar Mediterráneo es el más sobreexplotado de todos los océanos del mundo.<sup>2</sup>

### METODOLOGÍA

Se presentan datos del volumen de capturas en toneladas y su valor medio anual en millones de € desde 2002 hasta 2020. Estos datos han sido proporcionados por el Servei de Recursos Marins de la Direcció General de Pesca i Medi Marí del Govern de les Illes Balears.

En las Islas Baleares hay un total de 44 puertos pesqueros repartidos entre 16 cofradías: 10 en Mallorca (coordinadas), 3 en Menorca, 2 en Ibiza y 1 en Formentera (Figura 1). En Mallorca: Pollença, Alcúdia, Cala Rajada, Porto Cristo, Portocolom, Santanyí, Colònia de Sant Jordi, Palma, Andratx y Sóller. En Menorca: Maó, Ciutadella y Fornells. En Ibiza: Eivissa y Sant Antoni. En Formentera: La Savina.

Tras el desembarque de las capturas se efectúa la identificación de las especies en las lonjas, donde cada responsable se encarga de designar un código de identificación de la base de datos de la FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura). Posteriormente, se colectan los datos de la cantidad de capturas en las notas de venta de las lonjas.

Una de las limitaciones sobre la descripción de las especies capturadas radica en designar correctamente el código FAO. Además, es preciso considerar que estos códigos se han ido ampliando con mayor número de especies, lo que puede conllevar la disminución de una categoría a cambio de otra nueva.

Los resultados de las capturas se han separado en tres grupos taxonómicos: peces, crustáceos y moluscos.

El criterio de selección de las especies principales de peces se ha realizado en base a las diez especies con mayor número de capturas para cada año. Ello ha resultado en un total de 15 especies de captura más frecuente durante los años 2002-2018: sardina europea (ES, CA) = *Sardina pilchardus*; caramel (ES) = *gerret* (CA) = *Spicara* spp.; jurel (ES) = *sorell* (CA) = *Trachurus* spp.; bacaladilla (ES) = *maire* (CA) = *Micromesistius*.

## ¿QUÉ ES?

La cuantificación de las capturas de la flota pesquera profesional balear en toneladas por especies y su precio medio anual en millones de euros. El volumen de capturas aporta información sobre el total de descargas para conocer cuáles son las especies más capturadas del mar Balear. El valor económico muestra el beneficio que las capturas aportan a la economía balear.

## METODOLOGÍA

Las especies capturadas se identifican y pesan en las lonjas y los resultados se reportan al Servei de Recursos Marins de la Direcció General de Pesca i Medi Marí del Govern de les Illes Balears. Las capturas se separan en tres grupos: peces, crustáceos y moluscos, y se especifican las especies más representativas en abundancia de cada grupo.

## RESULTADOS

Se observa una disminución de las capturas de pesca profesional entre 2002 y 2020 de 1.500 T (de 3.900 a 2.400 T) y su valor económico asociado, que en 2020 vuelve a los valores iniciales de 2002 (18 M€).

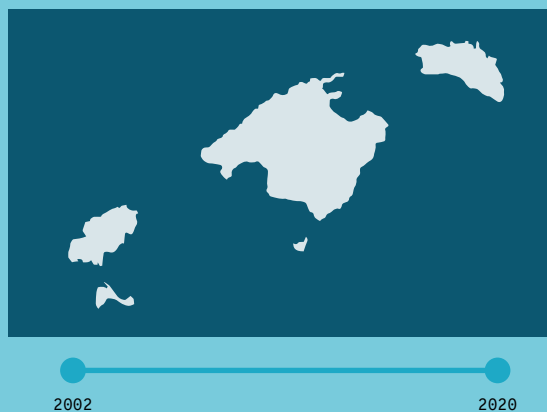
Las capturas de peces son un orden de magnitud mayor que las de crustáceos y moluscos, y son las que más disminuyen, pasando de 3.150 T en 2002 a 1.840 T en 2020.

En los 19 años de seguimiento las especies de peces más capturadas son la sardina y el boquerón. En 2020, el pez más capturado fue el boquerón (144 T), seguido de las rayas (137 T) y el caramel (135 T).

## ¿POR QUÉ?

Muestra el seguimiento temporal de las especies más abundantes del mar Balear y las más valoradas por los consumidores. También aporta información sobre la evolución económica del mercado de los productos pesqueros.

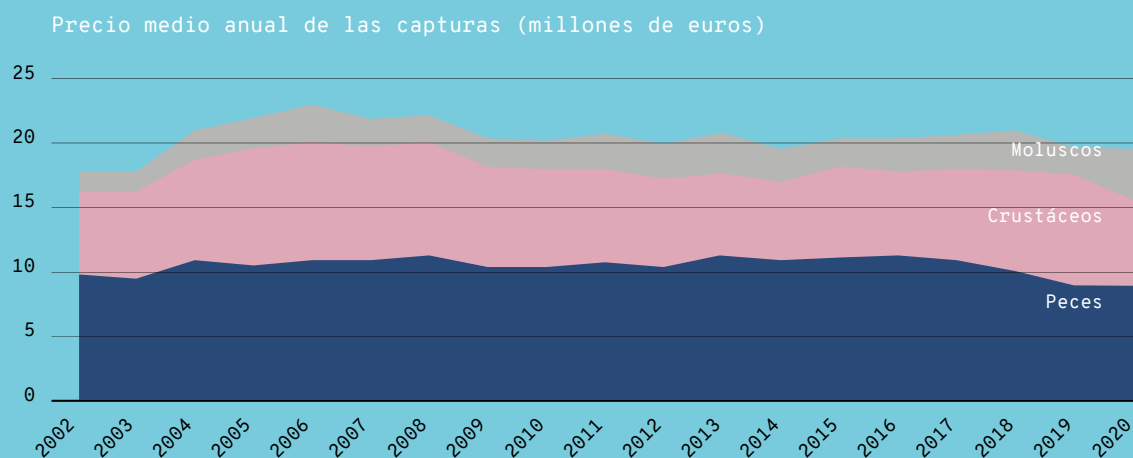
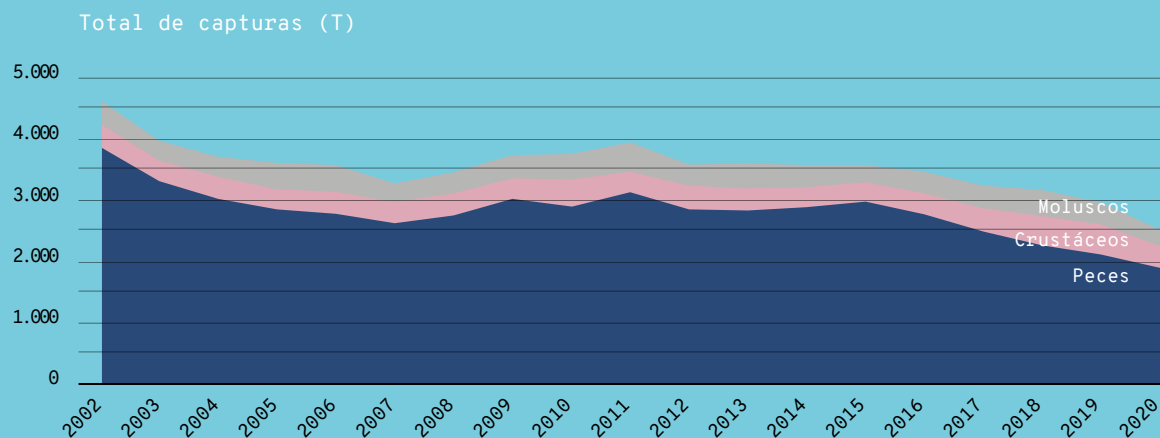
## LOCALIZACIÓN



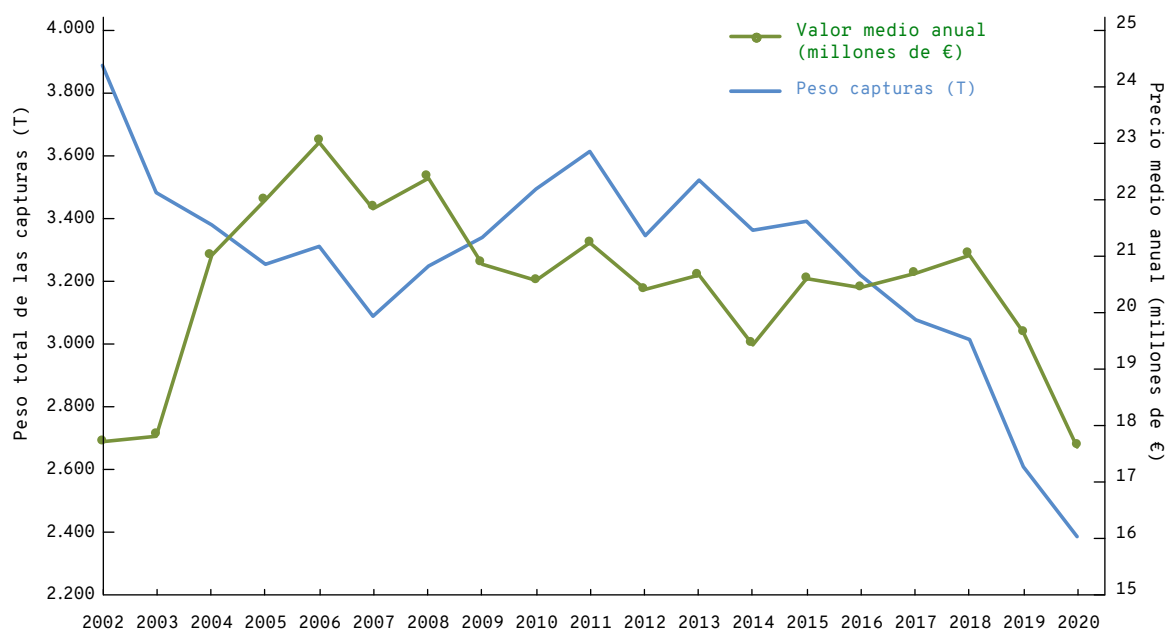
El crustáceo más capturado entre 2002 y 2020 siempre ha sido la gamba roja (media anual de 189 T).

La especie de molusco más capturada durante 2002-2020 es el pulpo *Octopus vulgaris* (media anual de 179 T).

El grupo de los crustáceos, en particular la especie de gamba roja (*Aristeus antennatus*), aporta un mayor beneficio económico teniendo en cuenta las capturas totales. En 2020, las diez especies cuyas capturas implican mayor valor económico son: gamba roja (2,8 M€), calamar (1,49 M€), langosta (1,48 M€), cabracho (1,07 M€), pulpo común (0,75 M€), pez de san Pedro (0,66 M€), salmonete (0,58 M€), cigala (0,56 M€), lampuga (0,55 M€) y sepia (0,49 M€).



Capturas totales (en toneladas) de peces, crustáceos y moluscos y su precio medio anual (en millones de euros) entre los años 2002-2020. FUENTE: Servei de Recursos Marins de la Direcció General de Pesca i Medi Marí del Govern de les Illes Balears.



**Figura 1.** Peso total en toneladas de todas las capturas de pesca profesional en las Baleares y su precio medio anual entre los años 2002-2020. FUENTE: Direcció General de Pesca i Medi Mari.

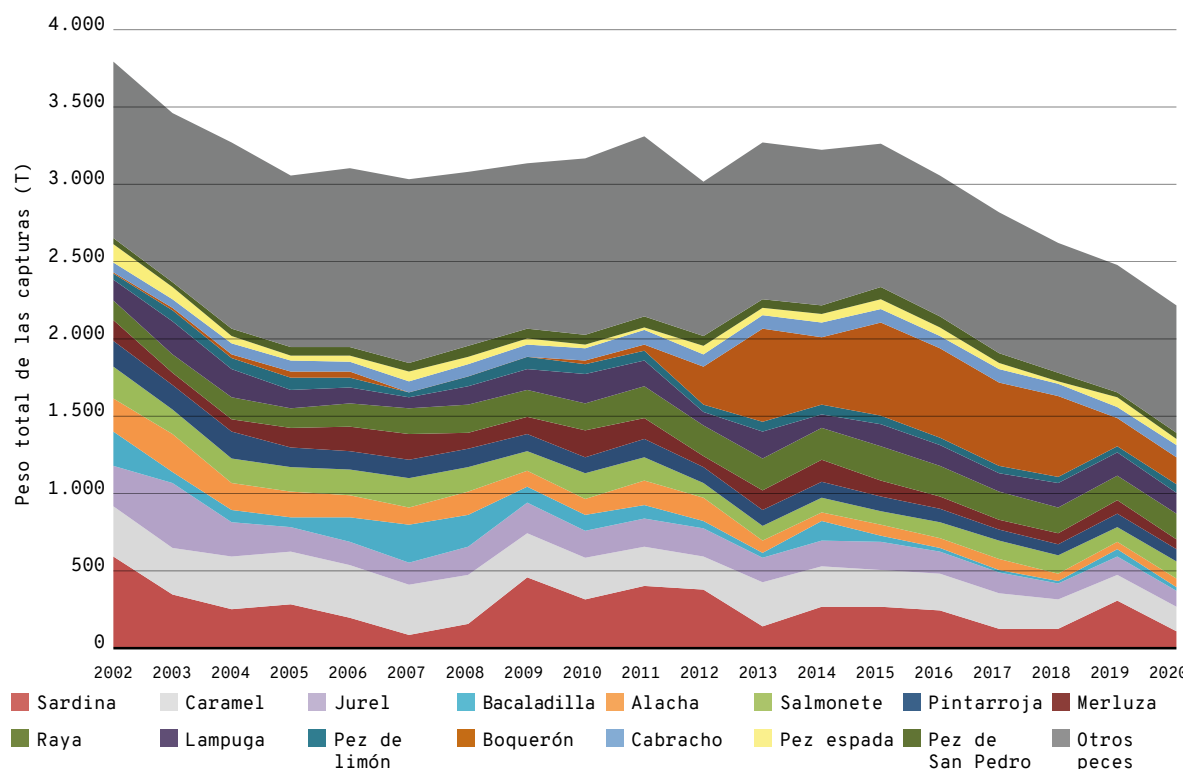
*tius poutassou*; alacha (ES) = *alatxa* (CA) = *Sardinella aurita*; salmonete (ES) = *moll* (CA) = *Mullus* spp.; pintarroja (ES) = *gató* (CA) = *Scyliorhinus* spp.; merluza europea (ES) = *lluç* (CA) = *Merluccius merluccius*; rayas (ES) = *rajades* (CA) = *Raja* spp.; lampuga (ES) = *llampuga* (CA) = *Coryphaena hippurus*; pez de limón (ES) = *cirviola o verderol* (CA) = *Seriola dumerili*; boquerón (ES) = *aladroc* (CA) = *Engraulis encrasicolus*; cabracho (ES) = *cap-roig* (CA) = *Scorpaena scrofa*; pez espada o emperador (ES) = *peix espasa* (CA) = *Xiphias gladius*; pez de San Pedro (ES) = *gall de Sant Pere* (CA) = *Zeus faber*. Las 155 especies restantes se han agrupado en la categoría «otros peces».

El grupo taxonómico de crustáceos contiene cinco divisiones en función de su mayor valor económico asociado a la cantidad desembarcada: gamba roja (ES) = *gamba rosada* (CA) = *Aristeus antennatus*; gamba blanca (ES) = *gamba blanca o gamba d'altura* (CA) = *Parapenaeus longirostris*; langosta (ES) = *llagosta* (CA) = *Palinurus elephas*; cigala (ES) = *escamarlà* (CA) = *Nephrops norvegicus*; otras gambas = *gambosí* (CA); y otros crustáceos. La categoría de «otras gambas o gambosí» se refiere a un conjunto de especies de gambas de bajo valor comercial e incluye principalmente *Plesionika* spp. (sobre todo *P. edwardsii* y *P. martia*) y, en menor cantidad, *Pasiphaea sivado*, *Solenocera* spp. y otras gambas. También tienen importancia los cangrejos, como la falsa nécora (ES) = *cranc de ròssec* (CA) = *Liocarcinus depurator*, o el cangrejo rojo mediterráneo (ES) = *cranc de fonera* (CA) = *Geryon longipes*. En la categoría de «otros crustáceos» se han incluido: otras langostas poco capturadas como la langosta mora (ES) = *llagosta blanca* (CA) = *Palinurus mauritanicus*; y otras capturas poco representativas de otros decápodos como el cangrejo ermitaño (ES) =

*bernat ermità* (CA) = *Dardanus arrosor*, la centolla de fondo (ES) = *cranca de fonera* (CA) = *Paromola cuvieri*, y el cangrejo real (ES) = *cranc reial* (CA) = *Calappa granulata*, etc.

En el grupo de moluscos se han diferenciado cinco categorías: pulpos (*Octopus* y *Eledone* spp.), calamares (*Loligo* spp. y *Alloteuthis* spp.), sepias (*Sepiida* spp.), potas (*Illex coindetii* y *Todarodes sagittatus*) y otros moluscos. Las principales especies capturadas de pulpos son el pulpo (ES) = *pop* (CA) = *Octopus vulgaris* y las especies de bajo valor comercial como el pulpo blanco (ES) = *pop blanc* (CA) = *Eledones cirrhosa* y el pulpo almizclado (ES) = *pop mesquer* (CA) = *E. moschata*. Las especies de calamar capturadas son mayoritariamente de *Loligo vulgaris*, aunque también se producen capturas menos representativas de *L. forbesii* y puntillas (ES) = *calamarins* (CA) = *Alloteuthis* spp. La especie de sepia con mayor volumen de capturas e importancia comercial es la sepia (ES) = *sípia* (CA) = *Sepia officinalis*. Las especies de sepia con capturas marginales son *Sepia elegans* y *S. orbignyana*, conocidas comúnmente como choquitos (ES) = *sipions* (CA). Las capturas de pota se refieren a la pota voladora o canana (ES) = *aluda* (CA) = *Illex coindetii*, y la pota (ES) = *pota* (CA) = *Todarodes sagittatus*. Se capturan otros moluscos en menores cantidades como subproductos de la pesca, principalmente con redes de trasmallo, como la cañailla (ES) = *corn amb pues* (CA) = *Bolinus brandaris* y el busano (ES) = *corn de tap* (CA) = *Phyllonotus trunculus*. No se ha incluido la producción de moluscos de acuicultura, ya que se trata en el indicador «Acuicultura marina» de este informe.

Cabe considerar que las fluctuaciones de los datos de capturas pueden no ser debidas a la pesca. Por lo tanto, a la hora de interpretar la información pre-



**Figura 2.** Peso anual en toneladas (T) de las capturas totales de pesca profesional de peces en todas las Islas Baleares entre los años 2002-2020. Se distinguen las 15 especies más representativas en cantidad de capturas, mientras que el resto de especies capturadas se agrupan dentro de «otros peces». El grosor de cada franja de color se refiere a la cantidad capturada de cada especie. FUENTE: Direcció General de Pesca i Medi Marí.

sentada en los resultados es preciso tener en cuenta los siguientes factores:

- La disminución de flota pesquera profesional.
- Las vedas de nueva implantación como, por ejemplo, la del pez espada.
- La mejor toma de datos estadísticos (caramel actualmente diferenciado de chupas y caramel imperial).
- Los cupos o cuotas máximas diarias que se han autoimpuesto los propios pescadores o que impone la Organización de Productores (OP) Mallorca Mar para mantener el precio (lampuga, caramel, boquerón, etc.), o que se imponen por normativa (jonquillo). Esto supone un decrecimiento de las capturas por cuestiones de mercado y regulaciones, no por falta de capturas.
- Los cambios en las costumbres alimentarias debido a la irrupción masiva del pescado refrigerado a precios bajos (merluza, rape, salmón, bacalao, diferentes especies de cefalópodos, crustáceos como los bogavantes americanos, cigalas del Atlántico, etc.). Esto origina caídas de precios y pérdida de la costumbre de consumir algunas especies locales como jurel, salmonete, caramel, etc. Por tanto, nuestros pescadores dejan de considerarlas especie objetivo y abandonan su pesca.
- Ciclos biológicos de abundancia (por ejemplo, el atún).
- Cambios en las condiciones fisicoquímicas del agua (alacha<sup>3</sup>, sardina<sup>4,5</sup>).

## RESULTADOS

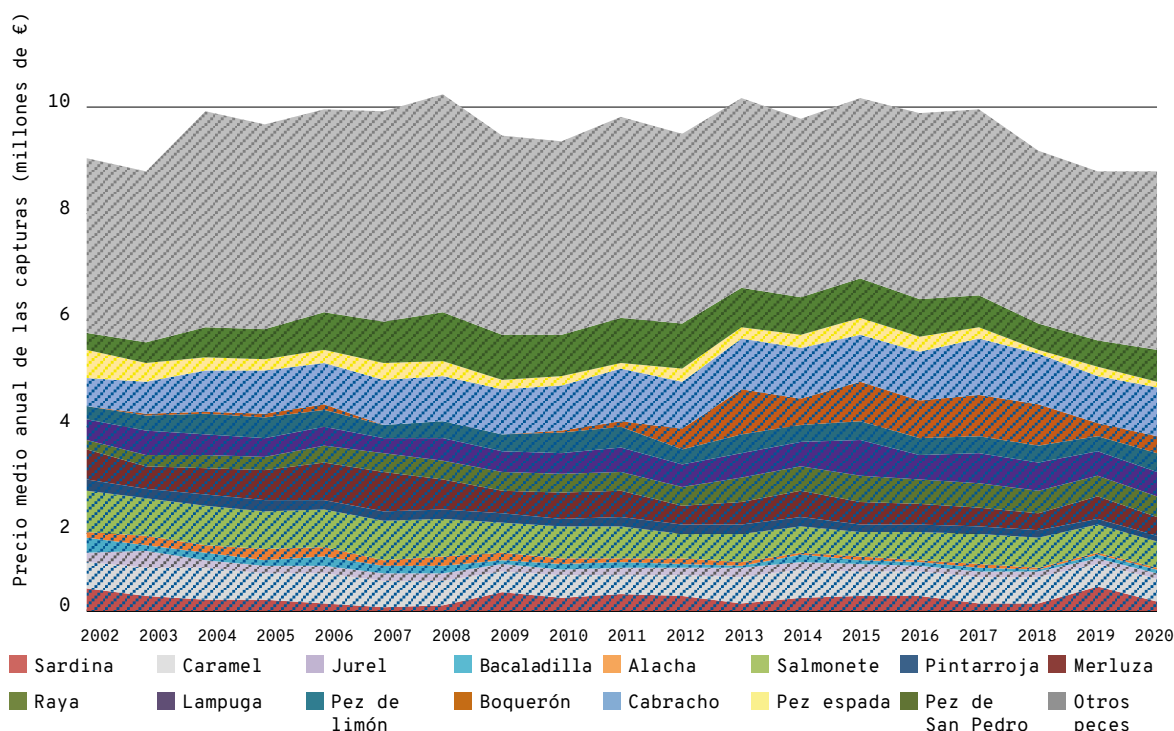
La cantidad anual total de producción pesquera profesional —incluyendo peces, moluscos y crustáceos— oscila aproximadamente entre 3.900 T (máximo en 2002) y 2.400 T (mínimo en 2020) (Figura 1). Entre 2002-2007 se observa una disminución progresiva de ~ 800 T (de 3.888 T a 3.087 T). Entre 2007-2011 se produce un incremento gradual de ~ 500 T, donde se alcanza el segundo máximo en 2011 con 3.600 T. Posteriormente, entre 2015-2020 se observa el mayor decrecimiento gradual de las capturas, de ~ 1.000 T, hasta alcanzar las 2.386 T.

El valor medio anual de las capturas alcanza los mínimos en 2002 y 2020 con 17,7 y 17,6 millones de euros, respectivamente, mientras que el valor máximo se observa en 2006 con 23 millones de euros (Figura 1). De 2002 a 2006 se produce el mayor incremento, de 2,7 millones de euros, a partir del cual el valor económico anual decrece hasta los 17,6 millones de euros en 2020.

Los valores económicos asociados a las capturas muestran una tendencia a la inversa de ambas variables entre 2002 y 2009 (Figura 1). Entre 2010 y 2014, los valores de las capturas y el valor medio anual están en fase, entre 2015-2018 divergen, y entre 2019-2020 vuelven a estar en fase, ambas decreciendo.

## Peces

Las capturas de peces presentan un orden de magnitud más que el resto de grupos taxonómicos (Figs. 2, 4 y 6). Las descargas totales de peces han disminuido desde el año 2002 hasta el 2020, pasando de 3.150 a 1.840 T, respectivamente (Figura 2). Esta dismi-



**Figura 3.** Valor medio anual en millones de euros de las capturas totales de pesca profesional de peces en todas las Islas Baleares entre los años 2002-2020. FUENTE: Direcció General de Pesca i Medi Marí.

nución de 1.300 T se ha producido principalmente en dos eventos, entre 2002-2005 (decrecimiento de ~ 600 T) y entre 2015-2020 (decrecimiento de ~ 900 T). Entre 2005-2015 los valores oscilan en torno a las ~ 2.700-2.500 T.

Entre las especies de peces que más reducen las capturas entre 2002-2020 se observa la sardina europea (*Sardina pilchardus*), que pasa de 488 T a 87 T. Esta especie muestra cinco disminuciones principales en 2007, 2013, 2017, 2018 y 2020. Las capturas de chucla y caramél (*Spicara spp.*) se reducen progresivamente de 270 T en 2002 a 135 T en 2020, posiblemente debido a cuestiones de mercado, que establece cuotas máximas diarias de 79 kg/día. Las descargas de jurel (*Trachurus spp.*) pasan del máximo de 350 T en 2003 al mínimo de 80 T en 2020. Las capturas de bacaladilla (*Micro-mesistius poutassou*) decrecen de 200 T en el año 2007 a 20 T en 2020. La especie alacha (*Sardinella aurita*) presenta una disminución de 206 T en 2003 a 47 T en 2018. El salmonete (*Mullus spp.*) pasa de 171 T en 2002 a 92 T en 2018. Las capturas de pintarroja (*Scyllorhinus spp.*) se reducen de 146 T en 2004 a 64 T en 2020. La merluza (*Merluccius merluccius*) baja del máximo de 139 T en 2007 a 54 T en 2020. Por último, decrecen las capturas de pez espada (*Xiphias gladius*) de 104 T en 2002 a 30 T en 2020.

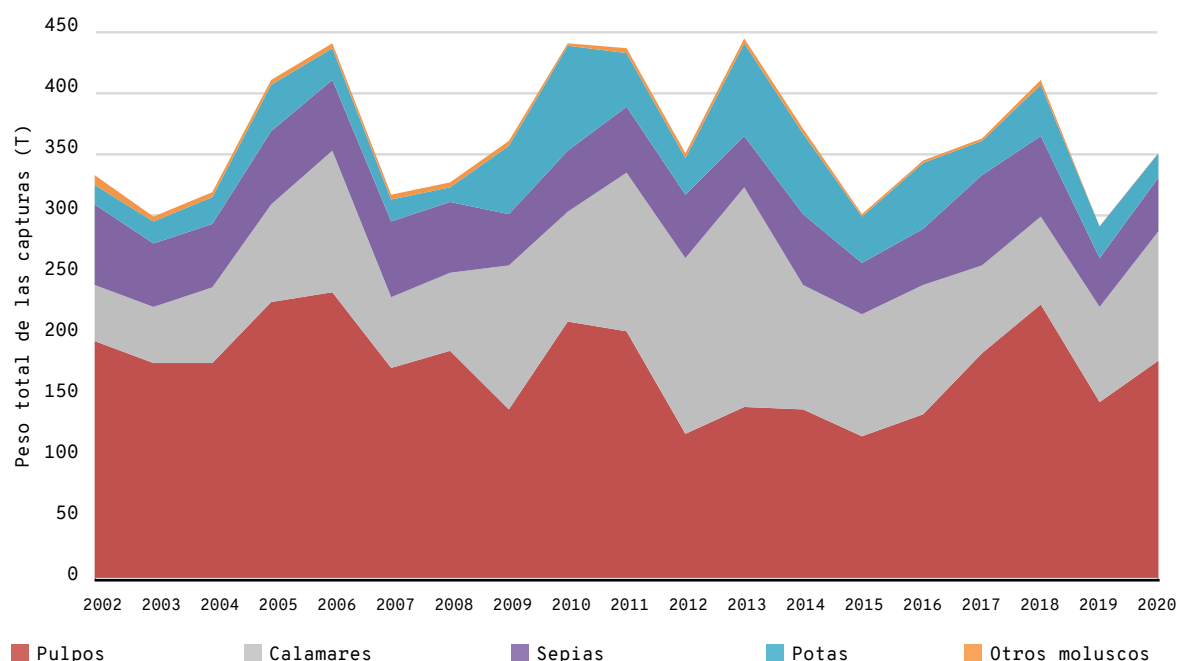
Entre las especies que muestran una oscilación temporal de las capturas se encuentra la lampuga (*Coryphaena hippurus*), que varía del mínimo de 57 T en 2007 al máximo de 177 T en 2003, registrando 113 T descargadas en 2020. En la actualidad, la lampuga tiene una cuota de 150 kg/barca/día. El pez de limón muestra un mínimo de 30 T capturadas en 2005 y un máximo de 67 T en 2007, llegando a 48 T en 2020. Las capturas de pez de

San Pedro permanecen estables en el tiempo, con 33 T en 2002 y 31 T en 2020.

La especie que ha experimentado más cambio en el volumen de capturas desde el 2002 es el boquerón, que pasa de 0,9 T a 35 T entre 2002-2011, y de 203 T a 500 T entre 2012-2018 (Figura 2). Posteriormente, entre 2019-2020 los valores de captura de boquerón han disminuido a 145 T. Las capturas de cabracho aumentan ligeramente de 50 T en 2002 a 66 T en 2020. Finalmente, las rayas (*Raja spp.*) varían entre 100 T (año 2003) y 188 T (año 2015), hasta alcanzar 137 T en 2020; este ligero aumento podría ser un síntoma de recuperación, ya que se trata de especies estrategas K (conservadoras) que tienen pocos descendientes.

Las especies de mayor captura, en orden de mayor a menor valor económico en 2020 son (Figura 3): cabracho (1,07 millones de euros), pez de San Pedro (0,66 millones de euros), salmonete (0,58 millones de euros), lampuga (0,55 millones de euros), chuclas y carameles (0,48 millones de euros), rayas (0,44 millones de euros), pez de limón (0,41 millones de euros), merluza europea (0,38 millones de euros), boquerón (0,35 millones de euros), pez espada (0,13 millones de euros), sardina europea (0,21 millones de euros), pintarrojas (0,13 millones de euros), jureles (0,12 millones de euros), bacaladilla (0,05 millones de euros) y alacha (0,05 millones de euros).

Esto demuestra que las especies más capturadas no siempre son las de mayor valor económico y viceversa (Figs. 2 y 3). En general, el valor medio anual se mantiene más estable que el volumen de capturas. La especie que más varía en valor es el boquerón, y lo mismo ocurre con el peso de sus capturas.



**Figura 4.** Peso anual en toneladas (T) de las capturas totales de pesca profesional de moluscos en todas las Islas Baleares entre los años 2002-2020. El grosor de cada franja de color se refiere a la cantidad capturada de cada especie. FUENTE: Direcció General de Pesca i Medi Marí.

## Moluscos

Las capturas de moluscos varían entre el mínimo alcanzado en 2009 de 290 T y el máximo de 444,4 T en 2013 (Figura 4). Los principales incrementos se observan entre los años 2005-2006 y 2008-2014, mientras que los principales descensos se dan en 2007, 2015 y 2019. Estas variaciones se producen sobre todo en las capturas de pulpos y calamares, siendo estos los grupos que se capturan en mayor cantidad, con 180 T y 90 T de media capturadas entre 2002-2020, respectivamente. Les siguen las sepias en orden de cantidad capturada, con 52 T de media; y finalmente las potas, con 31 T de media.

El mayor valor medio anual de las capturas de moluscos lo aportan los calamares (Figura 5). Este grupo también muestra la mayor variabilidad económica desde el año 2002. Se observan aumentos considerables en 2006, con 1,70 millones de euros, y en 2013, con 1,97 millones de euros. Los precios medios de los grupos restantes no presentan tanta variabilidad económica temporal. Los pulpos han aumentado gradualmente el precio medio anual desde 2015, que ha pasado de 0,39 millones de euros a 0,93 millones de euros. Desde 2018 se observa un incremento del precio de los pulpos. Ello puede deberse a que en la última década el precio del pulpo (*O. vulgaris*) se ha incrementado, aunque este incremento no se observa en la Figura 5, ya que se diluye con el bajo valor comercial del pulpo blanco (*E. cirrhosa*) y el pulpo almizclado (*E. Moschata*).

El grupo de moluscos que sigue en ingresos a los calamares y pulpos es el de las sepias, cuyo valor constante en el tiempo es de 0,5 millones de euros

(Figura 5). Finalmente, el grupo de menor valor anual siempre ha sido el de las potas, con una media de 60.000 euros anuales. El grupo de «otros moluscos» apenas representa beneficio económico (20.000 euros de media anuales), ya que se refiere a las capturas efectuadas como subproducto de las actividades pesqueras de redes.

## Crustáceos

Las capturas de crustáceos han variado de 237 T (en 2020) a 388,8 T (en 2002) (Figura 6). El mayor decrecimiento, de 150 T, se observa entre los años 2018 y 2020.

La gamba roja es el crustáceo más capturado del mar Balear, con una media de 188,7 T entre 2002-2020 (Figura 6). El *gambosí* o conjunto de especies de gambas le sigue en cantidad (media de 43,3 T), aunque muestra una disminución importante de ~ 25 T desde 2019. El grupo de «otros crustáceos» se ha llegado a duplicar de 25 a 50 T entre 2010-2017, y vuelve a disminuir hasta las 32,7 T en 2020. Las capturas de langosta se han mantenido constantes desde 2002, con aproximadamente 30 T (exceptuando los máximos de 44,6 T y 53,7 T capturados en 2018 y 2019, respectivamente). La cigala muestra una disminución de 11 T entre 2015-2020, pasando de 32 a 21 T. La gamba blanca es la más capturada después de la gamba roja, aunque representa únicamente 1/30 parte de la captura de gamba roja. Las mayores capturas de gamba blanca (entre 38-22 T) se registran en 2002-2003 y 2017-2020.

La gamba roja es también la que supone una mayor fuente de ingresos, entre 2,8 y 6 millones de euros



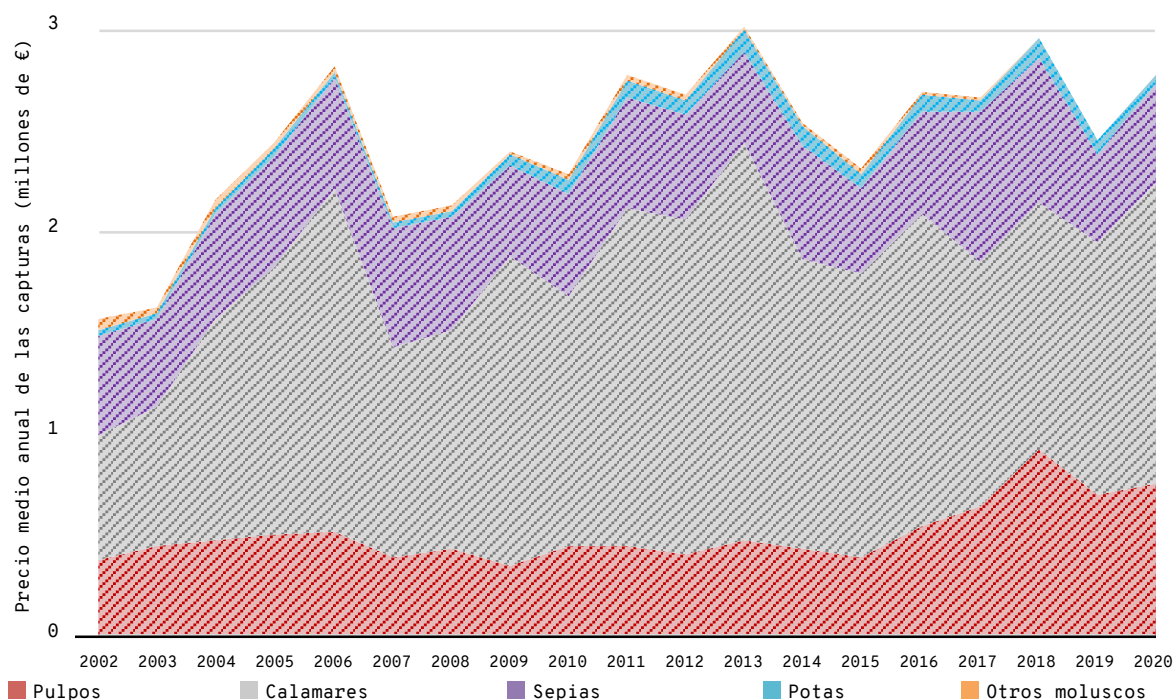


Figura 5. Precio medio anual en € de las capturas totales de pesca profesional de moluscos en todas las Islas Baleares entre los años 2002-2020. FUENTE: Direcció General de Pesca i Medi Marí.

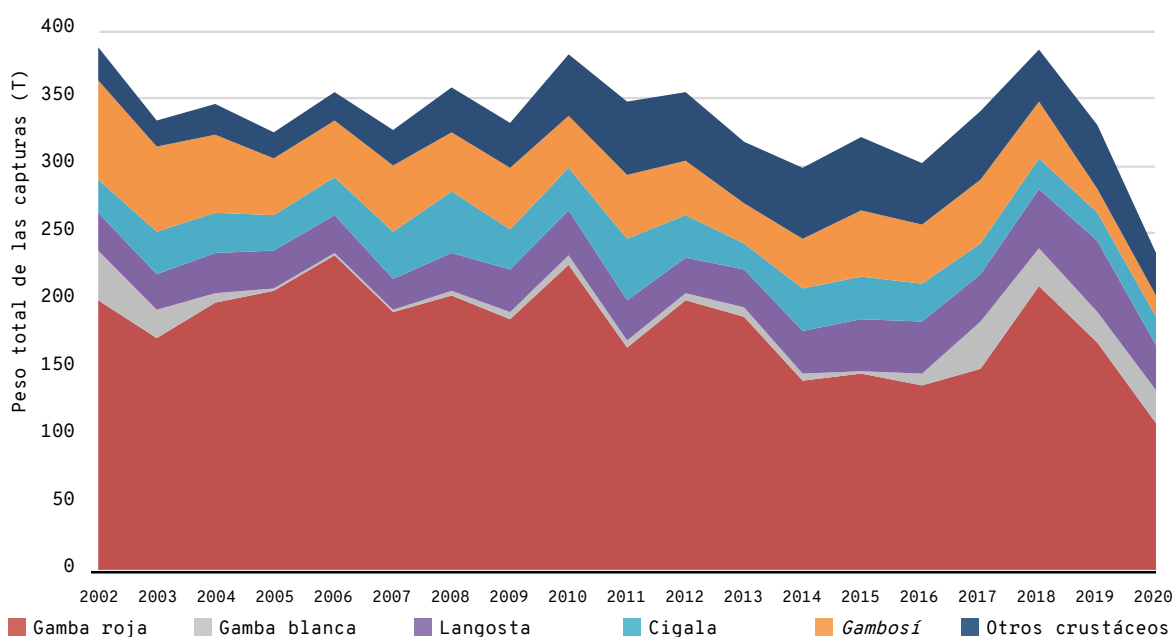
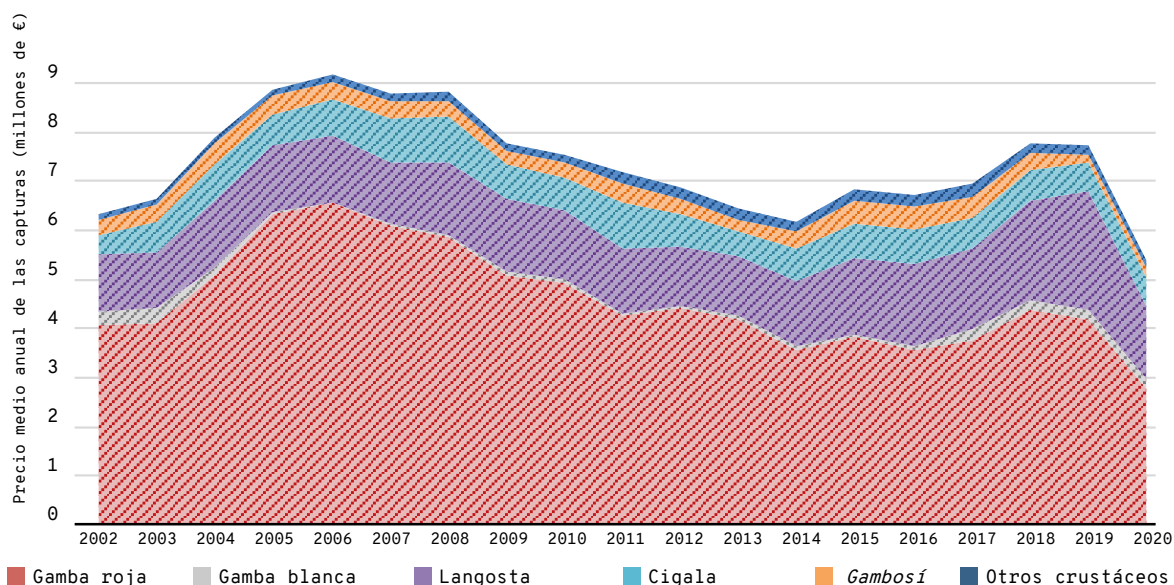


Figura 6. Peso en toneladas (T) anuales de las capturas totales de pesca profesional de crustáceos en todas las Islas Baleares entre los años 2002-2020. El grosor de cada franja de color se refiere a la cantidad capturada de cada especie. FUENTE: Direcció General de Pesca i Medi Marí.

(Figura 7). Los mayores valores se alcanzan entre 2004 y 2009. Le sigue la langosta, con 1,4 millones de euros de media, aunque en 2019 aumenta a 2,4 millones de euros. El valor económico anual de la cigala se mantiene en torno a los 0,7 millones de euros. El *gambosí* está formado por un conjunto de especies de gambas de bajo valor comercial cuyo precio medio entre 2002-2020 es de 0,4 millones de euros. El grupo de «otros crustáceos» (incluyendo cangrejos) alcanza de media los 0,2 millones de euros.

## CONCLUSIONES

→ Las capturas de pesca profesional balear (incluyendo peces, crustáceos y moluscos) disminuyen 1.500 T en 2020 respecto al año 2002 (pasando de 3.900 a 2.400 T). Ello puede deberse a diferentes factores: una disminución de la flota pesquera profesional, las vedas y las cuotas máximas de pesca diaria, el cambio de costumbres alimentarias, los ciclos biológicos intrínsecos de las especies y los cambios en las condiciones oceanográficas. Además, en 2020 hay que sumar las restricciones derivadas de la COVID-19.



**Figura 7.** Precio medio anual en millones de € de las capturas totales de pesca profesional de crustáceos en todas las Islas Baleares entre los años 2002-2020. FUENTE: Direcció General de Pesca i Medi Marí.

- En 2020, el valor económico asociado a las capturas regresa a los valores de 2002 (17,6 M€).
- Los peces constituyen el mayor volumen de capturas de la flota pesquera profesional balear, al capturarse en un orden de magnitud mayor (máximo de 3.200 y mínimo de 1.800 T) al de crustáceos y moluscos (~ 350 T).
- Las capturas de peces disminuyen en 1.300 T entre 2002-2020. En 2020, las especies de peces más capturadas son el boquerón (144 T), las rayas (137 T) y el caramel (135 T).
- Teniendo en cuenta las capturas totales, el grupo de los crustáceos es el que muestra mayor aporte económico de todos. En 2020, las capturas de crustáceos disminuyen 95 T respecto a 2019. El crustáceo más capturado del mar Balear es la gamba roja; entre 2002-2020 su media anual capturada es de 189 T.
- El molusco más capturado en la pesca profesional balear es el grupo de los pulpos, con una media anual de 179 T entre 2002-2020; *Octopus vulgaris* es la especie de pulpo que implica mayor montante económico y tiene verdadera importancia comercial.
- En 2020, las diez especies cuyas capturas implican mayor valor económico son: gamba roja (2,8 M€), calamar (1,49 M€), langosta (1,48 M€), cabracho (1,07 M€), pulpo común (0,75 M€), pez de San Pedro (0,66 M€), salmonete (0,58 M€), cigala (0,56 M€), lampuga (0,55 M€) y sepia (0,49 M€).

## REFERENCIAS

- <sup>1</sup> QUETGLAS, A. *et al.* (2016). «Plan de Implementación Regional para Pesquerías Demersales de las Islas Baleares (Mediterráneo Occidental)». Informe del Proyecto Myfish.
- <sup>2</sup> FAO (2018). *El estado mundial de la pesca y la acuicultura 2018: Cumplir los objetivos de desarrollo sostenible*. Roma. Licencia: CC BY-NC-SA 3.0 IGO.
- <sup>3</sup> SABATÉS, A. *et al.* (2006). «Sea warming and fish distribution: the case of the small pelagic fish, *Sardinella aurita*, in the western Mediterranean». *Global Change Biology*, 12, 2.209-2.219. DOI:10.1111/j.1365-2486.2006.01246.x.
- <sup>4</sup> TUGORES, M. *et al.* (2011). «Habitat suitability modelling for sardine *Sardina pilchardus* in a highly diverse ecosystem: The Mediterranean Sea». *Marine Ecology Progress Series*, 443, 181-205. DOI: 10.3354/meps09366.
- <sup>5</sup> MONTERO-SERRA, I. *et al.* (2015). «Warming shelf seas drive the subtropicalization of European pelagic fish communities». *Global Change Biology*, 21 (1), 144-153. DOI: 10.1111/gcb.12747.

## CITAR COMO

BARRIENTOS, N.; VAQUER-SUNYER, R.; DIRECCIÓ GENERAL DE PESCA I MEDI MARÍ (2021) «Capturas de pesca profesional». En: Vaquer-Sunyer, R.; Barrientos, N. (ed.). *Informe Mar Balear 2021* <<https://informemarbalear.org/es/beneficios/imb-beneficis-captures-esp.pdf>>.

En la elaboración de este capítulo han participado:  
Raquel Vaquer-Sunyer, Natalia Barrientos y José María Valencia Cruz.

# Acuicultura marina

1. Producción de peces
2. Valor económico de la producción de peces
3. Producción de alevines
4. Valor económico de alevines
5. Producción de moluscos
6. Valor económico de moluscos
7. Centros de investigación acuícola
8. Valor económico total

La acuicultura, la cría en cautividad de especies de agua dulce o salada, tiene importancia económica y de producción de alimentos. Este documento se refiere únicamente a las especies marinas de acuicultura.

## ANTECEDENTES

La acuicultura de las Islas Baleares nació en Menorca hacia el año 1880, con los primeros cultivos de moluscos en parques y bateas dedicados al consumo de la isla y explotados de manera totalmente artesanal. Esta actividad cesó entre los años 1970 y 1980 por razones sanitarias.<sup>1</sup>

En el año 1980, con un incipiente desarrollo de la acuicultura mediterránea, empezaron en Mallorca las primeras experiencias de investigación en acuicultura, impulsadas por el Consell General Interinsular, un organismo preautonómico. En 1980 se creó también la Estació d'Aqüicultura para la investigación y la implementación de cultivos de especies mediterráneas y para el asesoramiento científico.<sup>1</sup>

En el año 1984 empezó el desarrollo industrial del cultivo de dorada (*Sparus aurata*) y de lubina (*Dicentrarchus labrax*) con la creación de diez empresas, de capital mixto o privado, con una capacidad de producción total de 500 toneladas.<sup>1</sup>

Cinco cofradías de pescadores de las Islas se interesaron por la producción de pescado y, junto con el asesoramiento de los técnicos de la Estació d'Aqüicultura, instalaron polígonos de jaulas en Portocolom, Port d'Andratx, Fornells y Formentera. También se dio un nuevo impulso a la actividad mariscadora y de cultivo de moluscos en el puerto de Maó.<sup>1</sup>

La competencia exterior de las grandes empresas productoras de la Península, de Francia o de Grecia y la escasa rentabilidad de las instalaciones en el mar propiciaron la desaparición —a mediados de

la década de los años noventa y durante la primera de este siglo— de estas pequeñas empresas, con la excepción de los mariscadores de Menorca.<sup>1</sup>

Uno de los problemas de la acuicultura en las Baleares radica en la creencia de que esta actividad no es compatible con el turismo y con una correcta conservación del medio marino, y siempre ha chocado con una fuerte resistencia y con el rechazo público. El elevado valor económico de los terrenos litorales provocó que se descartasen las instalaciones de grandes empresas acuícolas en terrenos costeros, a parte del impacto visual y ambiental negativo de los polígonos de jaulas. Todo ello ha determinado que, a pesar de la excelente calidad del agua del mar Balear y de la existencia de diversos lugares idóneos para emplazar las instalaciones, la acuicultura marina de peces en esta comunidad autónoma se haya reducido hoy en día a una única empresa de acuicultura marina del grupo Culmarex, que en el año 2018 produjo 46,8 millones de alevines de dorada y de lubina para la explotación y el engorde en instalaciones del mismo grupo en granjas de la Península (Málaga, Murcia o Almería).

La acuicultura continental se fundó en los años ochenta del siglo pasado, con una empresa dedicada al cultivo originalmente de carpas y, actualmente, de especies ornamentales de agua dulce y estanques de depuración que sigue en funcionamiento.

## NORMATIVA

→ Ley 6/2013, de 7 de noviembre, de pesca marítima, marisqueo y acuicultura en las Islas Baleares.

## ¿QUÉ ES?

La acuicultura es la cría en cautividad de especies de agua dulce o salada. Este documento se refiere únicamente a las especies marinas.

## ¿POR QUÉ?

Importancia económica.  
Importancia como fuente de alimento.

## METODOLOGÍA

Los datos proceden de la Direcció General de Pesca i Medi Marí y del Plan Estratégico Plurianual de la Acuicultura Española 2014-2020.

## LOCALIZACIÓN



## RESULTADOS

En las Baleares, la producción de pescado para acuicultura marina cesó en el año 2007 y fue sustituida por la producción de alevines, para engordarlos posteriormente en instalaciones de la Península. Esta producción varió entre 65,7 t en el año 2003 y 455 t en el 2013, cuando la producción de alevines se había engordado y estos se vendieron como adultos.

En la venta de peces adultos se ha vendido mayoritariamente la dorada (*Sparus auratus*), mientras que el engorde de lubina (*Dicentrarchus labrax*) siempre ha sido minoritario. En cambio, en la producción de alevines es mayoritaria la lubina, que representa el 89,4 % de las unidades de alevines producidas en el año 2019.

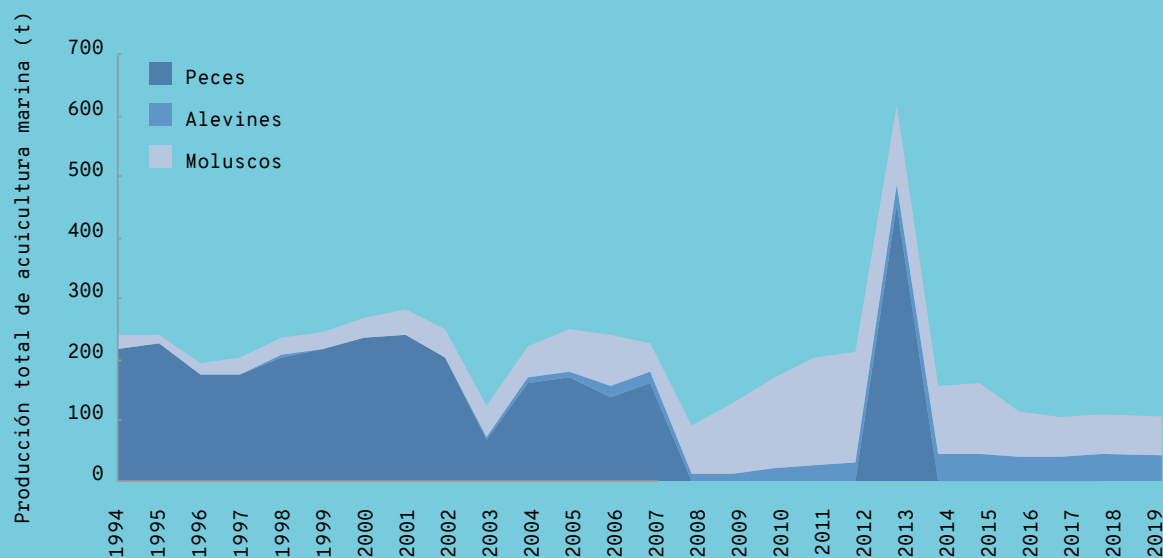
El valor económico de los alevines ha variado entre 1,95 millones de euros en el año 2003 y 16,23 millones de euros en el año 2016. En 2019 fue de 15,2 millones de euros, y los alevines de lubina supusieron el 89,8 % de los ingresos.

Solo existe producción acuícola de moluscos en Menorca, y se basa en la producción de mejillones (*Mytilus galloprovincialis*) y almejones (*Venus verrucosa*), aunque la producción de mejillón es muy mayoritaria en peso (entre el 98,8 y el 94,7 %). La producción de almejón, aunque es muy minoritaria en términos de peso, tiene un importante valor económico y ha representado entre el 32 % del total del valor de la producción de moluscos en el año 2006 y el 0,7 % en el año 2019. Desde los años noventa, la producción de almejón se ha reducido drásticamente, y ha pasado de unas 5 t a 0,11 t en el año 2019.

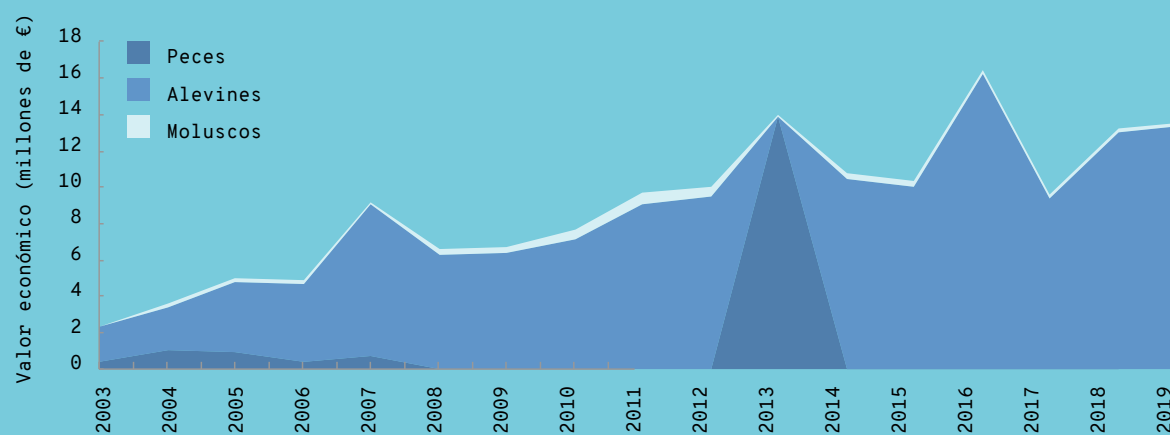
En las Baleares hay dos centros de investigación con actividad en materia acuícola. Uno de ellos está situado en Port d'Andratx: el Laboratori d'Investigacions Marines i Aquicultura (LIMIA). El otro se encuentra en Coll d'en Rabassa (Palma): Aquicultura Balear, S.A.U. (ABSA) del Grupo Culmarex.

El valor económico total de la acuicultura marina de las Islas Baleares ha variado entre 2,13 millones de euros en 2003 y 16,4 millones de euros en 2016.

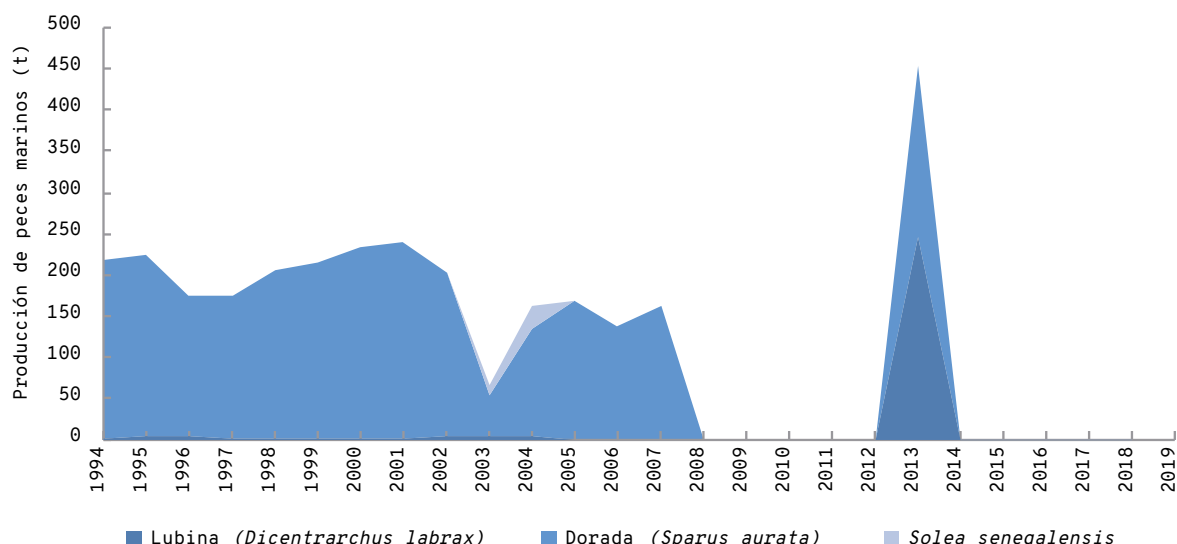
## Acuicultura marina



Evolución de la producción total de acuicultura marina en las Islas Baleares desde el año 1994 hasta el 2019. FUENTE: Direcció General de Pesca i Medi Marí del Govern de les Illes Balears.



Evolución del valor económico de la acuicultura marina en las Islas Baleares desde el año 2003 hasta el 2019. FUENTE: Direcció General de Pesca i Medi Marí del Govern de les Illes Balears.



**Figura 1.** Producción de peces en peso (toneladas) por acuicultura marina entre los años 1994 y 2019.  
FUENTE: Direcció General de Pesca i Medi Marí.

## METODOLOGÍA

Se han obtenido datos de los siguientes indicadores sobre acuicultura en las Islas Baleares para el período 1994-2019:

- Producción de peces marinos en peso (en toneladas).
- Valor económico de la producción de peces marinos.
- Producción de alevines de peces en peso (en toneladas).
- Valor económico de la producción de alevines de peces.
- Producción de moluscos en peso (en toneladas).
- Valor económico de la producción de moluscos.
- Número de centros de investigación con actividad en materia acuícola.
- Valor económico total de la acuicultura en las Baleares.

Los datos referentes a estos indicadores sobre acuicultura se han obtenido de la Direcció General de Pesca i Medi Marí del Govern de les Illes Balears y del Plan Estratégico Plurianual de la Acuicultura Española 2014-2020.<sup>1</sup>

## RESULTADOS

### Producción de peces marinos

Durante las dos últimas décadas, el número de empresas dedicadas a la acuicultura se ha reducido y han desaparecido las dos únicas empresas mallorquinas que se dedicaban a engordar y a comercializar doradas (*Sparus aurata*) y lubinas (*Dicentrarchus labrax*).

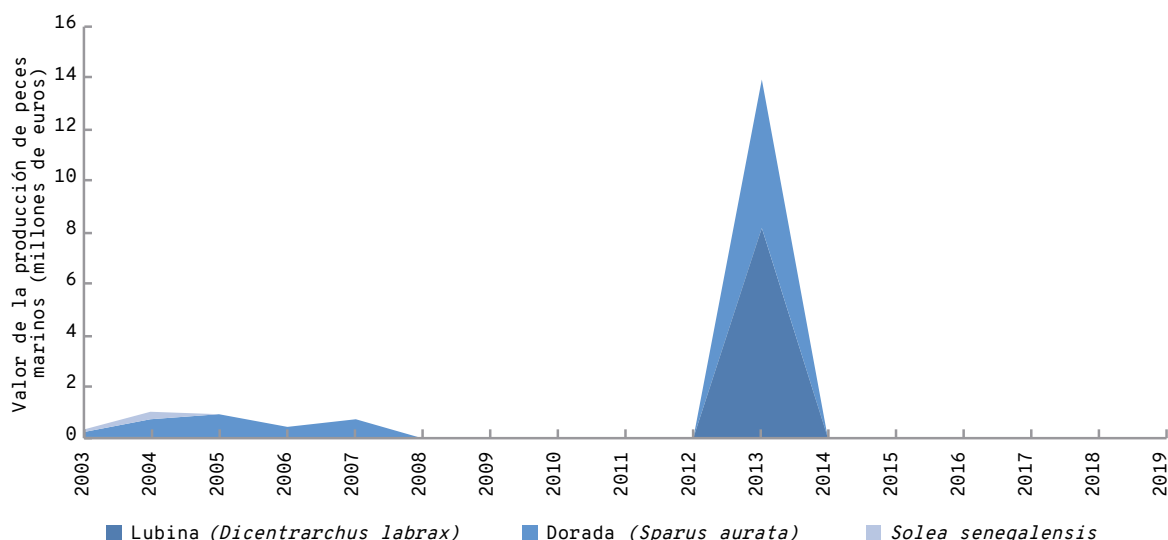
Una de estas empresas pertenecía a la Confraria de Pescadors de Portocolom y tenía vivero dentro del mar, donde engordaba doradas (*Sparus aurata*) y lubinas (*Dicentrarchus labrax*). Esta empresa estuvo en funcionamiento entre los años 1983 y 2005.<sup>2</sup>

La otra empresa engordaba los peces —doradas y lubinas— en tierra, aprovechando la energía calórica del agua de refrigeración de la central térmica de producción de energía de Es Murterar (Alcúdia).

Las dos empresas se abrieron a principios de la década de los ochenta y cerraron en los años 2005 y 2007, en parte debido a la imposibilidad de competir con los precios de venta del producto. Por ello, los datos de producción de peces muestran que a partir del año 2007 no hay producción, excepto en el año 2013, cuando hubo producción derivada de la venta de peces provenientes de la granja de alevines instalada en Mallorca, que se pusieron en venta tras ser engordados (Figura 1, Tabla 1).

La producción total de peces marinos producidos mediante acuicultura ha variado entre 65,7 t y 455 t, los años 2003 y 2013, respectivamente. Tal y como se ha expuesto, entre los años ochenta y hasta mediados de la primera década de este siglo hubo dos granjas de engorde de peces de las que procedía toda la producción de pescado marino por acuicultura. A partir del año 2007 finalizó esta producción, con excepción del año 2013, cuando se vendieron los pescados procedentes de la granja de alevines en fase adulta (Figura 1).

La especie que se ha producido mayoritariamente ha sido la dorada (*Sparus auratus*), mientras que el engorde de lubina (*Dicentrarchus labrax*) siempre ha sido minoritario (Figura 1). La máxima producción de doradas se generó en el año 2000 con 237,3 t, mientras que el año en que se produjeron menos fue 2003, con 51,9 t. Los años 2002 y 2003 se produjo *Solea senegalensis*, un pez plano similar al lenguado, pero su producción fue de poca importancia (10,5 y 26 t anuales, respectivamente).



**Figura 2.** Valor económico (en millones de euros) de la producción de peces por acuicultura marina entre los años 2003 y 2019. FUENTE: Direcció General de Pesca i Medi Marí.

**Tabla 1.** Resumen de los diferentes indicadores para los años 2004, 2008, 2012, 2016 y 2018. FUENTE: Direcció General de Pesca i Medi Marí.

INDICADOR	2004	2008	2012	2016	2018
Producción de peces marinos (t)	161,5	0	0	0	0
Valor de peces marinos (millones de euros)	1,03	0	0	0	0
Producción de alevines de peces marinos (millones de unidades)	7,0	9,6	32,8	42,1	46,8
Valor de alevines de peces marinos (millones de euros)	2,4	6,3	9,5	16,2	13,1
Producción de moluscos (t)	2,9	1,8	0,3	0,3	0,2
Valor de los moluscos (miles de euros)	152,9	262,1	544,1	172,4	174,2
Núm. de centros de investigación acuícola	1	1	1	1	1
Valor económico total (millones de euros)	3,6	6,6	10,0	16,4	13,2

## Valor económico de la producción de peces marinos

El valor económico de la producción de peces mediante acuicultura marina ha variado entre los 0 € desde que se cerraron las granjas de engorde de peces marinos y un total de casi 14 millones de euros (13.911.888 €) el año en que se vendieron los peces procedentes de granjas de alevines como adultos (2013) (Figura 2). Cuando las granjas marinas de engorde estaban en funcionamiento, el valor económico varió entre 363.500 € en el año 2003 (primer año del que se tienen datos) y 1.031.140 € en el año 2004. La mayor parte de este valor económico proviene del engorde de dorada (*Sparus auratus*), mientras que el engorde de lubina (*Dicentrarchus labrax*) ha proporcionado unos beneficios económicos inferiores, ya que siempre se han producido menos toneladas que de dorada (Figs. 1 y 2).

## Producción de alevines de peces marinos

La mayor actividad acuícola de las Baleares se centra en una única empresa de producción de alevines (*hatchery*) instalada en Mallorca, que ha ido aumentando su producción a lo largo del tiempo (Figura 3). Todos los alevines producidos se transportan a la Península, donde se engordan en instalaciones del mismo grupo empresarial.

La producción de alevines ha variado entre 40.000 unidades en el año 1996 y 46.795.960 unidades en

2018. En 2018 se produjeron 42.072.566 unidades de lubina (*Dicentrarchus labrax*) y 4.723.394 unidades de dorada (*Sparus auratus*), donde las cifras de lubina representaban el 89,9 % de las unidades de alevines producidas (Figura 3). En 2019 se registró un ligero descenso de la producción en relación al año anterior, y se produjeron 40,7 millones de unidades de alevines, de las que el 89,4 % fueron de lubina (Figura 3).

## Valor económico de la producción de alevines de peces marinos

Esta actividad ha reportado unos ingresos de entre 1.950.000 € en el año 2003 y 16.231.379,5 € en el 2016. El valor económico de esta actividad en el año 2019 fue de más de 15 millones de euros, concretamente de 15.169.700 €. Los alevines de lubina supusieron el 90 % de los ingresos (Figura 4). En el año 2013 se muestra un valor económico de 0 € porque los alevines se engordaron y se vendieron como adultos; su valor económico puede verse en el apartado del valor económico de la producción de peces.

## Producción de moluscos en peso (toneladas) y valor económico

La actividad de producción de moluscos se concentra en Menorca y se basa en la producción de mejillón (*Mytilus galloprovincialis*) y almejón (*Venus verrucosa*). La producción de mejillones es muy

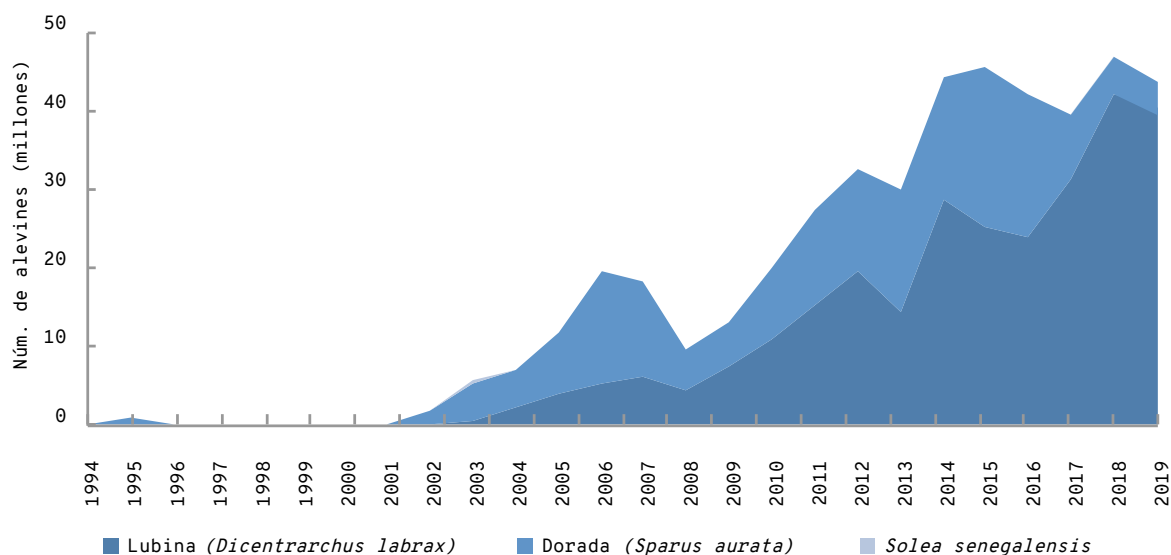


Figura 3. Número de alevines de peces marinos (en millones) producidos entre los años 1994 y 2019. FUENTE: Direcció General de Pesca i Medi Marí.

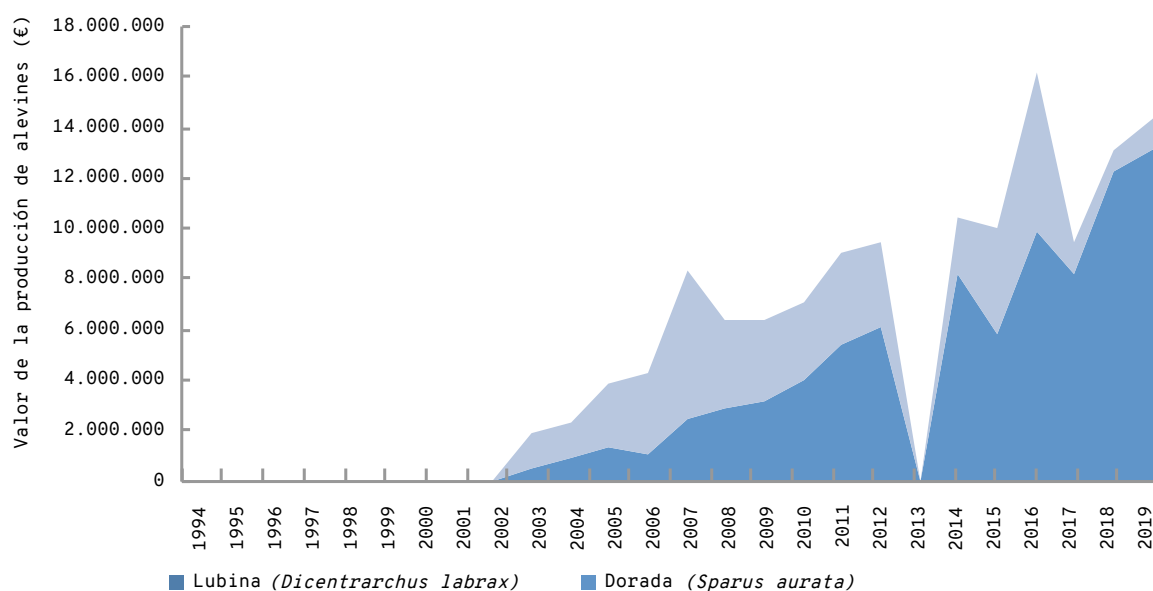


Figura 4. Valor económico de la producción de alevines de peces marinos (en euros) entre los años 1994 y 2019. FUENTE: Direcció General de Pesca i Medi Marí.

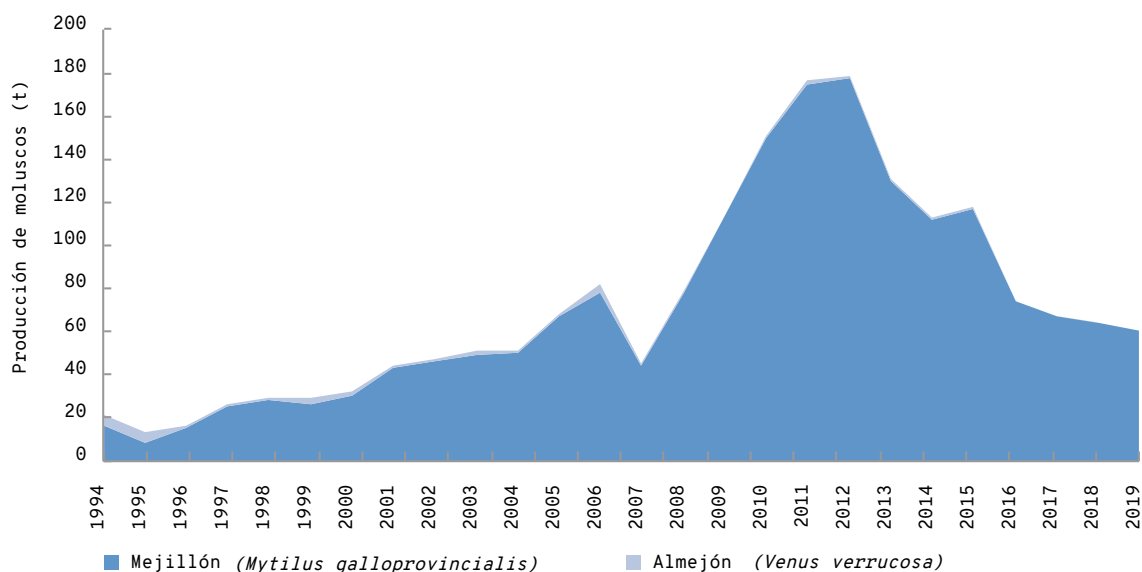
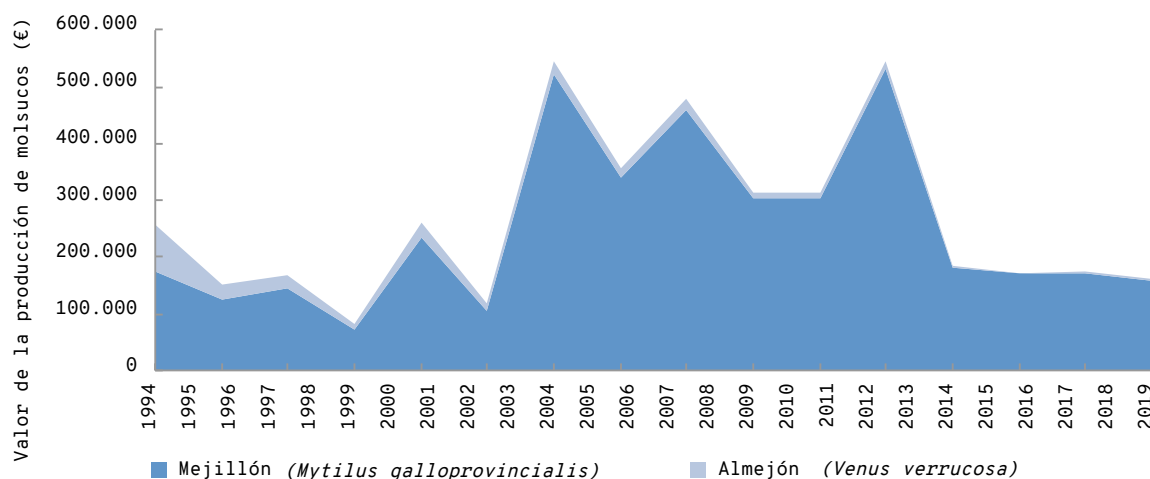


Figura 5. Producción de moluscos en peso (toneladas) por acuicultura marina entre los años 1994 y 2019. FUENTE: Direcció General de Pesca i Medi Marí.





**Figura 6.** Valor económico de la producción de moluscos (€) por acuicultura marina entre los años 1994 y 2019. FUENTE: Direcció General de Pesca i Medi Marí.

mayoritaria en peso: en el período 1994-2019 varió entre 8 t en 1995 y 177,9 t en 2012, mientras que la de almejón varió entre 0,11 t y 5 t en los años 2019 y 1994-95. Esta producción ha significado entre el 0,2 y el 38,5 % de la producción en peso de moluscos de las Baleares entre los años 2018 y 2019 y 1995, año en que la proporción de almejón fue la mayor desde que hay registros. A pesar de su reducida producción en peso, el valor económico de la producción de almejón ha representado entre el 0,7 % (2019) y el 32 % (2006) del total del valor de la producción de moluscos, gracias a su elevado valor de mercado.

El almejón es una especie de consumo local y toda su producción se vende en el mercado menorquín. La producción ha ido disminuyendo a lo largo de los años, y ha pasado de 5 t en los años 1994 y 1995—cuando representaba el 23,8 y el 38,5 % de la producción de moluscos— a una producción de solo 0,11 t en 2019, una cantidad que representa el 0,7 % de la producción total de moluscos. Una parte de esta reducción puede deberse a la dificultad de obtener semilla y a la falta de espacio para cultivarlo,<sup>1</sup> aparte de los posibles efectos de una disminución en la calidad del agua del puerto de Maó.

La producción de mejillón se realiza en 14 bateas situadas dentro del puerto de Maó. Esta producción fue aumentando hasta el año 2012 y después disminuyó progresivamente: de 177,8 t en el año 2012 a 58,7 t en el 2019.

### Número de centros de investigación con actividad en materia acuícola

En las Islas Baleares hay dos centros de investigación con actividad en materia acuícola: el Laboratori d'Investigacions Marines i Aquicultura (LIMIA), situado en Port d'Andratx; y Aquicultura Balear, S.A.U (ABSA) del Grupo Culmarex.

El LIMIA se inició en el año 1980 con la creación de la Estació d'Aquicultura. Inicialmente se trataba

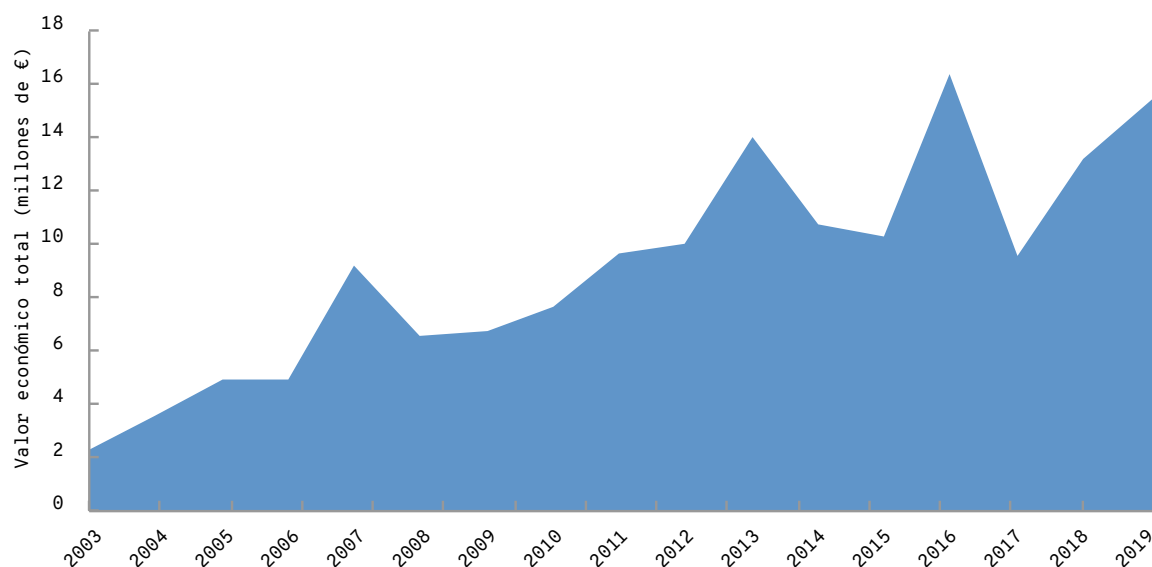
de un centro de investigación y desarrollo de técnicas de cultivo y engorde de organismos marinos y de apoyo al sector pesquero para diversificar su producción. Con el tiempo, ha ido diversificando su actividad y se ha abierto a otros campos de investigación de la biología marina: aplicación de la legislación comunitaria en materia de recursos marinos, marisqueo, piscicultura, repoblaciones, suministro de alevines y apoyo técnico a cooperativas piscícolas, estudios de pesquerías, erradicación de la macroalga invasora *Caulerpa taxifolia*, seguimiento de zonas de producción de moluscos, estudios de pesca recreativa, mapas zoosanitarios, etc.

Las primeras instalaciones se reformaron entre los años 2004 y 2005, y fue entonces cuando se cambió su nombre por el de LIMIA. Este centro de investigación dispone de una nave de experimentación para especies marinas y de un polígono de jaulas situadas en el interior del puerto (a una profundidad de 5 a 8 metros). Esta instalación se dedica a engordar las diferentes especies de trabajo del centro, sobre todo al mantenimiento por repoblación y cultivo experimental de dentón (*Dentex dentex*), lubina (*Dicentrarchus labrax*), sargo picado (*Diplodus puntazzo*), serviola (*Seriola dumerlei*) o corvina (*Argyrosomus regius*).

ABSA, del Grupo Culmarex, se encuentra situado en Coll d'en Rabassa y está asociado a la cría de alevines de lubina y dorada.

### Valor económico total de la acuicultura en las Baleares

El valor económico total de la acuicultura marina de las Baleares ha variado entre 2,13 millones de euros en el año 2003 y 16,4 millones de euros en el año 2016 (Figura 7). La mayor parte de este valor económico está determinada por la cría de alevines, mientras que la venta de peces adultos ha desaparecido y el valor económico de la venta de moluscos es marginal.



**Figura 7.** Valor económico total (en millones de euros) de la actividad acuícola marina en las Islas Baleares entre los años 2003 y 2019. FUENTE: Direcció General de Pesca i Medi Marí.

## CONCLUSIONES

- La producción total de pescado producido por acuicultura marina ha variado entre 65,7 t en el año 2003 y 455 t en el año 2013. Esta producción cesó en el año 2007 y se substituyó por la producción de alevines.
- En 2013 se engordaron los alevines para venderlos como adultos.
- La especie que se ha producido de forma mayoritaria ha sido la dorada (*Sparus auratus*), mientras que el engorde de lubina (*Dicentrarchus labrax*) siempre ha sido minoritario.
- El valor económico de la producción de peces mediante acuicultura marina ha variado entre los 0 € desde que se cerraron las granjas de engorde de peces marinos y un total de casi 14 millones de euros en el año 2013, cuando se vendieron los peces procedentes de las granjas de alevines como adultos.
- Antes de cerrar las granjas de engorde de peces, el valor económico varió entre 363.500 € en el año 2003 (primer año del que se tienen datos) y 1.031.140 € en el año 2004.
- La producción de alevines es la principal actividad económica acuícola presente actualmente en las Baleares, con una producción que ha variado entre 40.000 unidades en el año 1996 y 46.795.960 unidades en el año 2018.
- En la cría de alevines, la lubina (*Dicentrarchus labrax*) es mayoritaria. En el año 2019 representó el 89,4 % de las unidades de alevines producidas.
- El valor económico de los alevines ha variado entre 1.950.000 € en el año 2003 y 16.231.379,5 € en el año 2016. El valor económico de esta actividad en el año 2019 fue de más de 15 millones de euros, y los alevines de lubina supusieron el 89,8 % de los ingresos.
- Solo existe producción de moluscos por acuicultura en Menorca, basada en la producción de mejillón (*Mytilus galloprovincialis*) y almejón (*Venus verrucosa*). La producción de mejillón es muy importante en peso (entre el 98,8 % y el 94,7 %).
- La producción de almejón, a pesar de ser muy minoritaria en términos de peso, tiene un valor económico importante, y ha representado entre el 0,7 % del total del valor de la producción de moluscos en el año 2019 y el 32 % en el año 2006, gracias a su elevado valor de mercado.
- En los últimos años la producción de almejón se ha reducido drásticamente y ha pasado de unas 5 t en los años noventa a 0,11 t en el año 2019.
- En las Islas Baleares hay dos centros de investigación con actividad en materia acuícola: uno situado en Port d'Andratx, que se inauguró en el año 1980 con el nombre de Estació d'Aqüicultura y que fue rebautizado como Laboratori d'Investigacions Marines i Aqüicultura (LIMIA) en el año 2005; y otro en Coll d'en Rabassa, del Grupo Culmarex, que produce alevines de lubina y dorada.
- El valor económico total de la acuicultura marina en las Islas Baleares ha variado entre 2,13 millones de euros en el año 2003 y 16,4 millones de euros en el 2016.

---

## REFERENCIAS

<sup>1</sup> FUNDACIÓN OBSERVATORIO ESPAÑOL DE ACUICULTURA (2015). *Plan Estratégico Plurianual de la Acuicultura Española 2014-2020*. Madrid: Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente.

<sup>2</sup> VAQUER-SUNYER, R. *et al.* (2012). «Temperature Dependence of Oxygen Dynamics and Community Metabolism in a Shallow Mediterranean Macroalgal Meadow (*Caulerpa prolifera*)». *Estuaries and Coasts*, 35, 1182-1192.

---

## CITAR COMO

VAQUER-SUNYER, R.; BARRIENTOS, N.; VALENCIA, J. M. (2021) «Acuicultura». En: Vaquer-Sunyer, R.; Barrientos, N. (ed.). *Informe Mar Balear 2021* <<https://www.informemarbalear.org/es/beneficios/imb-pesca-acuicultura-marina-esp.pdf>>.

# Calidad del agua

Aundancia de coliformes  
MEDOCC  
CARLIT  
POMI

En la elaboración de este capítulo han participado:  
Natalia Barrientos, Raquel Vaquer-Sunyer y Conselleria de Salut i Consum.

# Abundancia de coliformes

*Escherichia coli*

Enterococos intestinales

El análisis microbiológico de bacterias asociadas a vertidos fecales forma un parámetro de control y seguimiento de la calidad de las zonas de baño. Se utilizan dos tipos de indicadores microbiológicos de contaminación fecal: *Escherichia coli* y enterococos intestinales.

Estas bacterias llegan al medio marino a través de vertidos incontrolados de aguas residuales por medio de emisarios submarinos, tuberías o alcantarillados. Estos vertidos se pueden producir por una colmatación de la capacidad de agua en las estaciones de depuración (por ejemplo, en días de lluvia intensa) y/o por un tratamiento incompleto de las aguas depuradas originado por una gestión inadecuada (falta de inversión o mantenimiento, presencia de puntos de vertidos ilegales).

Estos vertidos son dañinos para los ecosistemas marinos porque aportan gran cantidad de nutrientes (eutrofización), lo que provoca una disminución del oxígeno de las aguas (hipoxia). Además, si se alcanzan valores de bacterias superiores a los aconsejables para los bañistas (> 500 NMP/100 ml para *E. coli* y > 200 NMP/100 ml para enterococos intestinales) se pueden producir infecciones (otitis), erupciones cutáneas, disrupciones digestivas y problemas oculares.

Por tanto, son necesarias medidas de estos indicadores microbiológicos para proteger tanto la salud humana como para conservar y mejorar el medioambiente. Los límites óptimos de cantidad de coliformes se establecen a través de directivas

europas y estatales. Los objetivos de cumplir la normativa son:

- Garantizar la calidad sanitaria de las aguas de baño para proteger a la población.
- Mejorar las medidas de gestión para disminuir riesgos:
  - Identificar las posibles fuentes de contaminación
  - Eliminar/minimizar las causas contaminantes.
  - Evitar el contacto con los bañistas a través de actuaciones de prohibición o recomendación de no bañarse.
- Informar a organismos públicos y a la población de la calidad de las zonas de baño que frecuentan.

---

## NORMATIVA

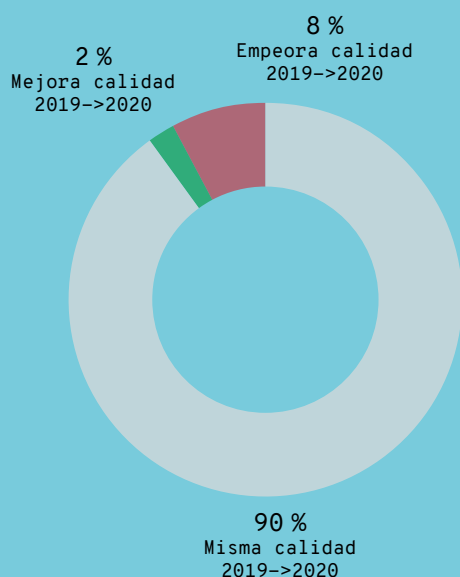
- Directiva 2006/7/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 15 de febrero de 2006, relativa a la gestión de la calidad de las aguas de baño.
- Real Decreto 1341/2007, de 11 de octubre, sobre la gestión de la calidad de las aguas de baño.

## ¿QUÉ ES?

Estado de las aguas de baño de las Islas Baleares medido en base a la cantidad de bacterias de origen fecal (*E. coli* y enterococos intestinales).

## METODOLOGÍA

El Servei de Salut Ambiental, adscrito a la Direcció General de Salut Pública i Participació de la Conselleria de Salut i Consum del Govern de les Illes Balears, analiza el agua de mar de 193 puntos repartidos en 157 zonas de baño de Mallorca, Menorca y las Pitiusas. Los métodos de referencia se definen en el Real Decreto 1341/2007 sobre la calidad de las aguas de baño, donde se describen los rangos de abundancia de *E. coli* y enterococos intestinales por los que se estima la calidad de las aguas.



Comparativa del porcentaje de calidad de las zonas de muestreo entre los años 2019 y 2020 (gris: igual; verde: mejora; rojo: empeora). FUENTE: Servei de Salut Ambiental (Direcció General de Salut Pública i Participació, Conselleria de Salut i Consum del Govern de les Illes Balears).

## ¿POR QUÉ?

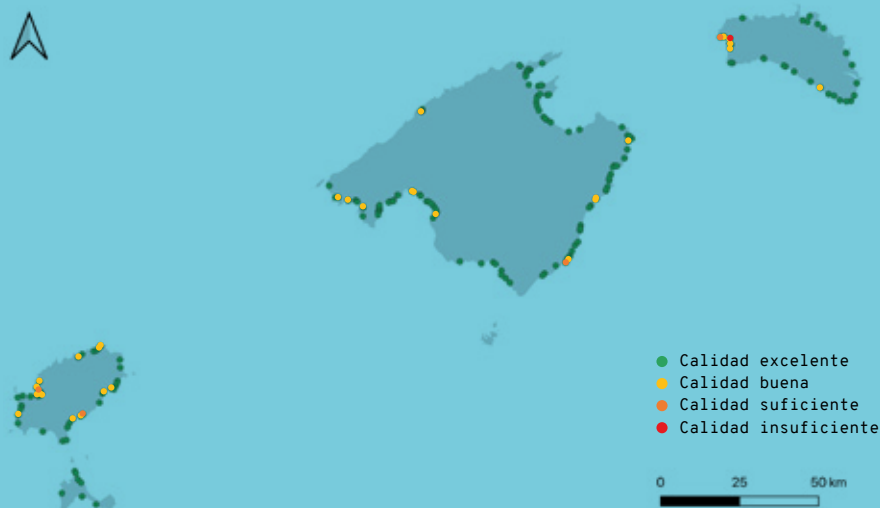
Conocer la calidad de las zonas de baño de las Baleares a través de análisis microbiológicos es de gran importancia, ya que condiciona el estado de los ecosistemas y la salud humana. Esta información se puede utilizar para informar a bañistas y organismos públicos, así como para disminuir riesgos y mejorar la gestión de las posibles fuentes de contaminación.

## LOCALIZACIÓN



## RESULTADOS

- Desde el año 2010, la calidad excelente de aguas de baño de las Islas disminuye de 188 a 157 puntos de muestreo.
- El descenso de la calidad excelente se debe a un aumento de la calidad buena de los puntos de muestreo, que pasa de 0 (en 2010) a 29 (en 2020) puntos de muestreo.
- En general, las playas urbanas de las Islas Baleares muestran una calidad inferior a excelente.





**Figura 1.** Localización de los 193 puntos de muestreo de coliformes en aguas de Mallorca, las Pitiusas y Menorca. FUENTE: Conselleria de Salut i Consum.

**Tabla 1.** Criterios para la valoración de la calidad del agua, mostrando los valores guía de baño apto, no recomendado y baño prohibido. \*UFC: Unidades Formadoras de Colonias y NMP: Número Más Probable por cada 100 ml. FUENTE: Conselleria de Salut i Consum.

Parámetros (en UFC o NMP/100 ml)	Valoración de las aguas de baño		
	Baño apto	Baño no recomendado	Baño prohibido
Enterococos intestinales	≤ 200	201-1.000	> 1.000
<i>Escherichia coli</i>	≤ 500	501-2.000	> 2.000

## METODOLOGÍA

El Servei de Salut Ambiental, adscrito a la Direcció General de Salut Pública i Participació de la Conselleria de Salut i Consum (Govern de les Illes Balears),<sup>1</sup> registra la calidad de las aguas de baño a través del análisis de muestras de agua de mar.

Desde el año 2000, en las Islas Baleares se estudian unas 157 zonas de baño, repartidas entre calas y arenales. El total de las zonas de muestreo en Mallorca son 115 puntos; en Ibiza, 41 puntos; en Menorca, 30 puntos; y en Formentera, 7 puntos. El total de puntos de muestreo es de 193 (Figura 1). Los análisis se efectúan cada 15-21 días, por lo que cada zona aporta como mínimo 8 muestras para analizar. Ello resulta en 1.818 muestras analizadas en todas las islas en la temporada 2020. Cabe considerar que no todas las zonas de baño de las islas se incluyen en el muestreo.

La temporada de análisis se suele definir cada año y suele efectuarse entre abril y octubre en todos los puntos de muestreo. En 2020, la temporada de análisis se realizó entre el 8 de junio y el 31 de octubre.

Las muestras se analizan en laboratorios de salud pública de Mallorca e Ibiza utilizando los métodos definidos por el RD 1341/2007. Habitualmente se estima el número de *E. coli* y de enterococos intestinales por el método del Número Más Probable (NMP), aunque también se realiza un recuento directo en placa de Unidades Formadoras de Colonias (UFC) (Tabla 1). Si los análisis muestran >

500 NMP/100 ml de *E. coli* y > 200 NMP/100 ml de enterococos intestinales, no se recomienda el baño. Por otro lado, el baño se prohíbe cuando se superan > 2.000 NMP/100 ml *E. coli* y > 1.000 NMP/100 ml enterococos. Las incidencias con una consecuente recomendación de no baño o prohibición de baño suelen tener una duración de 24 horas.

Al final de la temporada de baño se realiza el estudio estadístico de las muestras tomadas y se clasifica el estado de las aguas como excelente, bueno, suficiente e insuficiente (Tabla 2).

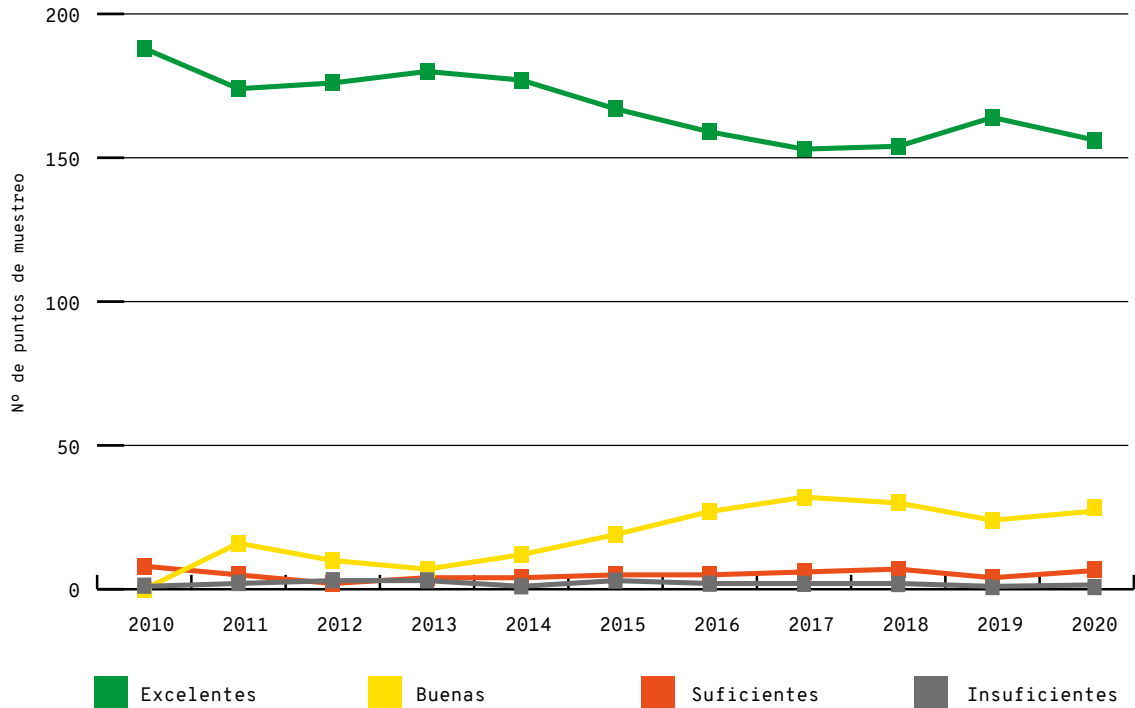
## RESULTADOS

Desde 2010 se observa que la calidad de aguas excelentes de todas las Islas Baleares es un orden de magnitud mayor que el resto de valoraciones (Figura 2). En 2015 se observa una disminución de la calidad de 10 puntos de muestreo, que pasan de una calidad excelente a una calidad buena. Esta disminución de la calidad no se ha vuelto a recuperar. El número de muestreos de calidad suficiente fluctúa entre 8-2, mientras que el de calidad insuficiente lo hace entre 1-3.

En Mallorca, de los 115 puntos de estudio, entre 89-113 muestreos anuales presentan una calidad excelente (Figura 3). A partir de 2016 disminuye la calidad excelente de 8 puntos de muestreo, que pasan a tener una calidad buena. Los muestreos de calidad buena en Mallorca varían entre 2-20 durante los 11 años de estudio, los de calidad suficiente entre 5-1 y los de

**Tabla 2.** Criterio de evaluación de la calidad de las aguas de baño a través de la evaluación del percentil 95 (excelente y buena) y 90 (suficiente e insuficiente).<sup>1</sup> UFC: Unidades Formadoras de Colonias. FUENTE: Conselleria de Salut i Consum.

Parámetros	Excelente	Buena	Suficiente	Insuficiente
Enterococos intestinales	95 % de los muestreos	95 % de los muestreos	90 % de los muestreos	< 90 % de los muestreos
	< 100 UFC/ml	< 200 UFC/ml	< 185 UFC/ml	< 185 UFC/ml
<i>Escherichia coli</i>	95 % de los muestreos	95 % de los muestreos	90 % de los muestreos	< 90 % de los muestreos
	< 250 UFC/ml	< 500 UFC/ml	< 500 UFC/ml	< 500 UFC/ml



**Figura 1.** Calidad de las aguas de baño en base a los 193 puntos de muestreo repartidos en las Islas Baleares. La calidad se valora en base a los análisis microbiológicos (*E. coli* y enterococos intestinales) realizados entre los años 2010–2020. FUENTE: Servei de Salut Ambiental (Direcció General de Salut Pública i Participació, Conselleria de Salut i Consum del Govern de les Illes Balears).<sup>1</sup>

calidad insuficiente entre 0-2. La zona de muestreo de Cala d’Egos no se pudo evaluar en 2020 debido a disponer de solo 9 muestras de las 16 que se precisan; no obstante, estas 9 muestran una calidad suficiente.

En Ibiza, de los 41 puntos analizados, la calidad excelente se cumple en 31-41 zonas cada año. En 2016 disminuye a una calidad buena (que aumenta de 2 a 9 puntos) y calidad suficiente (de 0 a 2 puntos) (Figura 3). El número de zonas de calidad insuficiente varía entre 0-1.

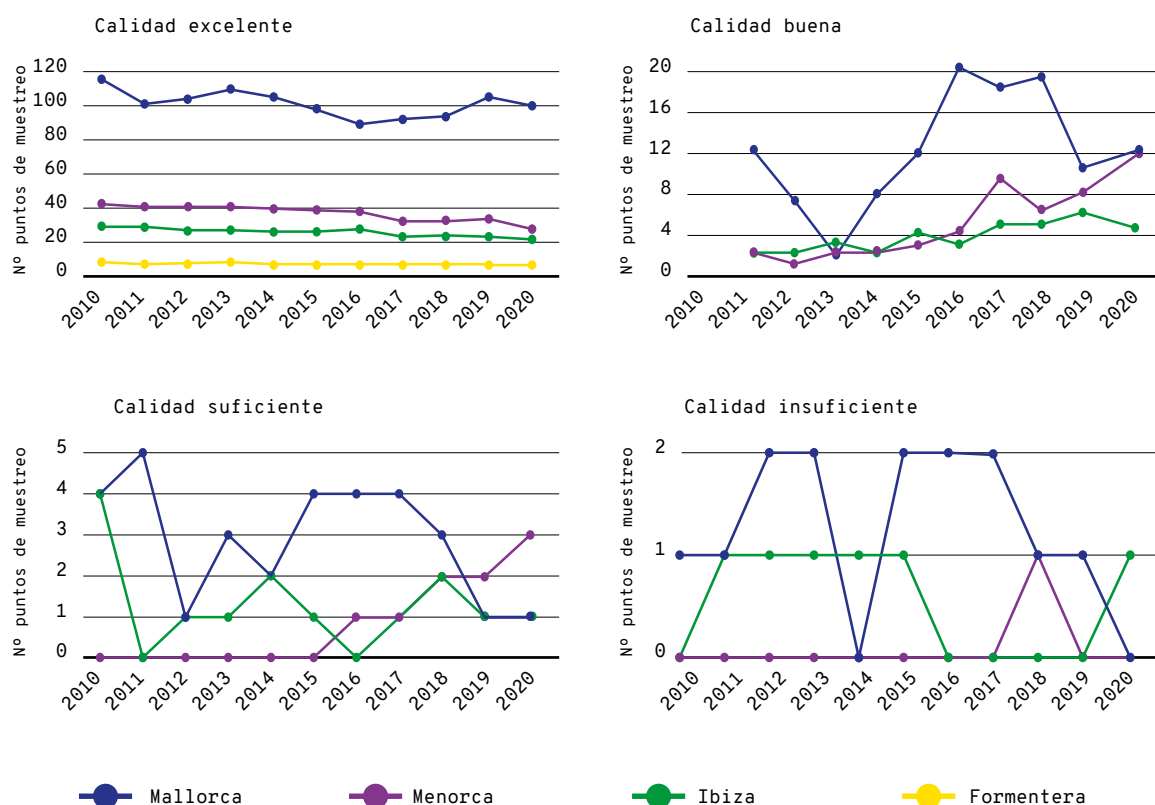
En Menorca, de las 30 zonas estudiadas, los muestreos con calidad excelente varían entre 23-28 (Figura 3). En 2017 se produce una disminución de la calidad excelente de 6 puntos de muestreo, que pasan a calidad buena, y que no se recupera. Los muestreos de calidad suficiente se dan en 0-4 puntos y los de calidad insuficiente en 0-1 puntos.

En Formentera únicamente existen playas con calidad excelente, y estos valores se han mantenido estables desde 2010 en los 7 puntos de muestreo (Figura 3).

En 2020, el 82 % de los puntos de muestreo se calificaron de calidad excelente, un 15 % de calidad buena, un 3 % de calidad suficiente y un 1 % de calidad insuficiente (Figura 4). Por islas, Mallorca es la que, después de Formentera (100 %), presenta un mayor porcentaje de excelencia (89 %), seguida de Menorca (77 %) e Ibiza (63 %) (Figura 3). Por otro lado, los valores mayores de suficiencia se dan en Ibiza (7 %), seguida de Menorca (3 %) y Mallorca (1 %). Únicamente Menorca presenta un 3 % de los puntos de muestreo como insuficiente.

En general, las playas urbanas de las islas suelen tener menor calidad (buena, suficiente e insuficiente). En 2020, las playas de Mallorca con calidad buena han sido: Camp de Mar, Brismar, Santa Ponça, Font de sa Cala, S’Arenal, Porto Cristo, Can Pere Antoni, Cala Esmeralda y Port de Sóller. En Cala d’Egos se registraron 9 muestras de calidad suficiente, aunque se precisa un mínimo de 16 muestras para evaluar su estado en la temporada.





**Figura 3.** Valoración de la calidad de las 193 zonas de muestreo de las 157 zonas de baño estudiadas (excelente, buena, suficiente e insuficiente) en Mallorca, Menorca, Ibiza y Formentera durante 2020. FUENTE: Servei de Salut Ambiental (Direcció General de Salut Pública i Participació, Conselleria de Salut i Consum del Govern de les Illes Balears).<sup>1</sup>

En Menorca, la calidad buena se registra en Sa Cala Blanca, Cala en Blanes, Platja Gran, Santandria y Es Canutells. Mientras que la calidad suficiente se da en Cala en Forcat, y la insuficiente, en Sa Caleta.

En Ibiza, las zonas con calidad buena son: Ses Figueretes, Talamanca (a la derecha de la playa), Cala Gració, Caló des Moro, Cala Pada, Platja des Riu, Arenal Gros, Port de Sant Miquel, Portinatx, Badia de Sant Antoni, Cala Vedella y Platja des Pinet. Las zonas de calidad suficiente se registran en Talamanca (a la izquierda de la playa) y Sant Antoni.

## CONCLUSIONES

→ Desde 2010, la calidad excelente de las aguas de baño disminuye de 188 a 157 puntos de muestreo y pasa a calidad buena en Mallorca, Menorca e Ibiza.

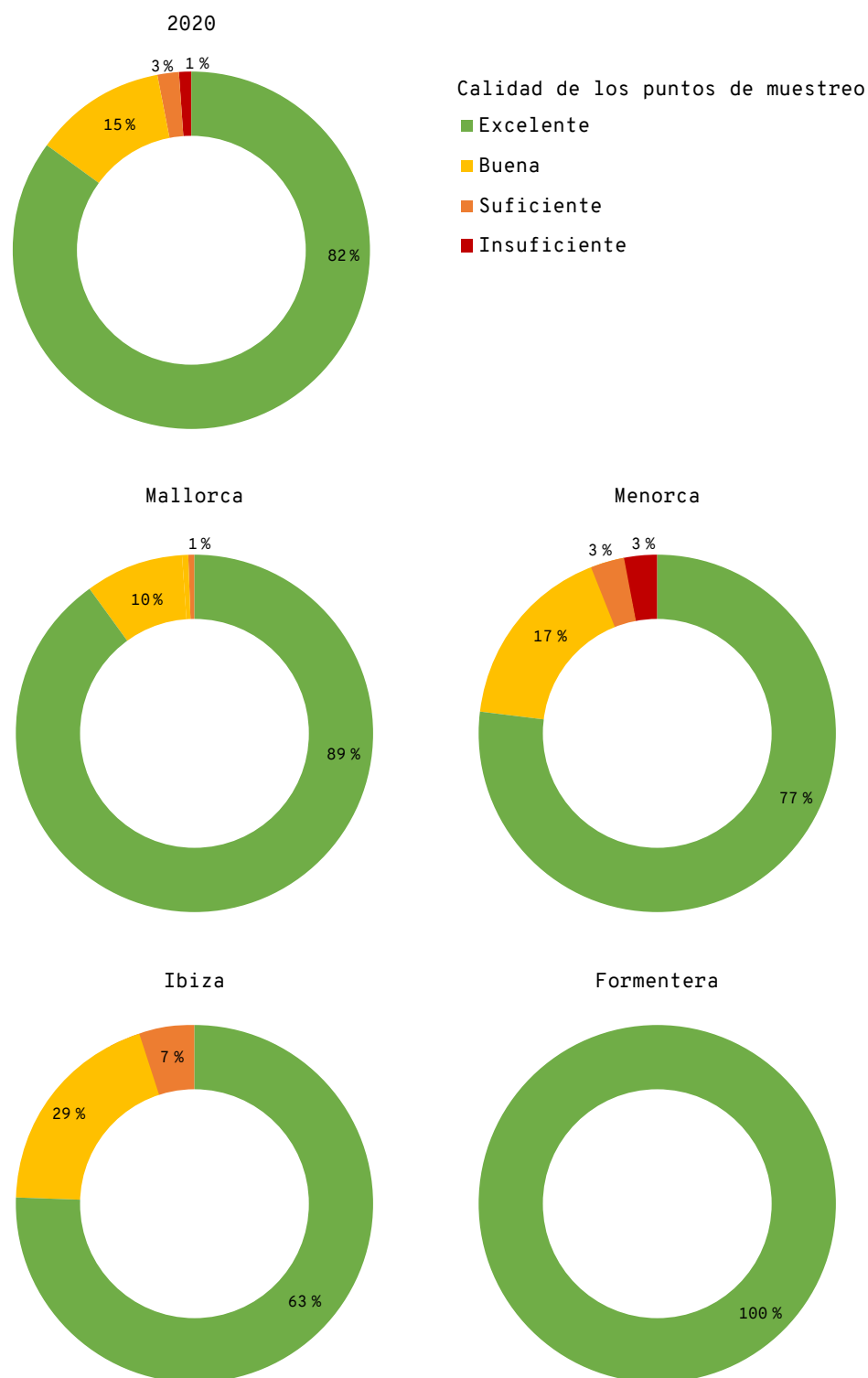
→ Desde 2010, Formentera siempre presenta una calidad excelente de aguas de baño en las 7 zonas de estudio.

→ El número de playas de calidad suficiente de todas las Islas Baleares varía entre 8-2 puntos de muestreo anuales, mientras que el de calidad insuficiente lo hace entre 1-3 anuales.

→ En 2020, el 82 % de las playas de las Islas Baleares tienen una calidad excelente. Formentera tiene un 100 % de sus playas con calidad excelente, seguida de Mallorca con un 90 %, Menorca con un 77 % e Ibiza con un 75,6 %.

→ En 2020, la calidad de suficiencia e insuficiencia es mayor en Ibiza (7 % de los puntos de muestreo), seguida de Menorca (6 %) y Mallorca (1 %).

→ Las playas urbanas de las Islas Baleares son las que suelen mostrar una menor calidad—sin llegar a excelente—de las aguas de baño.



**Figura 4.** Porcentajes de calidad de los puntos de muestreo de las Islas Baleares en 2020. FUENTE: Servei de Salut Ambiental (Direcció General de Salut Pública i Participació, Conselleria de Salut i Consum del Govern de les Illes Balears).<sup>1</sup>

## REFERENCIAS

<sup>1</sup> CONSELLERIA DE SALUT I CONSUM DEL GOVERN DE LES ILLES BALEARS (2020). «Control sanitari de les aigües de bany de les Illes Balears». [en línea]. <https://www.caib.es/sites/salutambiental/f/339320>.

## CITAR COMO

BARRIENTOS, N.; VAQUER-SUNYER, R.; CONSELLERIA DE SALUT I CONSUM (2021). «Abundancia de coliformes». En: Vaquer-Sunyer, R.; Barrientos, N. (ed.). *Informe Mar Balear 2021* <<https://informemarbalear.org/es/calidad-agua/imb-platges-abundancia-coliformes-esp.pdf>>.

En la elaboración de este capítulo han participado:  
Raquel Vaquer-Sunyer, Natalia Barrientos, Sergio Martino y Enric Ballesteros.

# Indicador biológico de macroinvertebrados: índice del Mediterráneo occidental (MEDOCC)

Las actividades humanas pueden alterar profundamente los ecosistemas marinos, el medio ambiente, la composición de especies y el funcionamiento de los ecosistemas. Los índices bióticos se emplean para poder identificar estas alteraciones. Por ejemplo, se pueden emplear especies o grupos cuya función, población o estado refleje la calidad ambiental. Así, los índices bióticos muestran la presencia o la ausencia de ciertos organismos o grupos de organismos y nos dan información sobre la calidad del agua de la zona. La presencia o la abundancia de cierto organismo indica que sus requerimientos biológicos están satisfechos. En cambio, la rarefacción o la desaparición de algunos organismos puede indicarnos un cambio en el ambiente.<sup>1</sup>

Las comunidades de macroinvertebrados bentónicos presentes en una determinada área nos ofrecen una información integrada en el tiempo de la calidad del sedimento y, a la vez, de la masa de agua donde se encuentran. Los macroinvertebrados bentónicos tienen ciertas características que los hacen adecuados para medir correctamente el estado ecológico de las aguas costeras. Por un lado, su naturaleza sedentaria y su longevidad permiten que puedan reflejar las condiciones locales integradas a lo largo del tiempo. Por otro, su localización en los primeros centímetros del sedimento, donde los contaminantes se acumulan y pueden darse procesos de falta de oxígeno (hipoxia) a

causa de procesos de eutrofización y acumulación de materia orgánica, los hacen idóneos para determinar la calidad del sedimento.<sup>2</sup> El oxígeno es esencial para los organismos pluricelulares y su ausencia puede producir cambios catastróficos en los ecosistemas.<sup>3</sup> Diferentes especies tienen diversos grados de sensibilidad y/o tolerancia a las perturbaciones según su capacidad de adaptación a los cambios. Por tanto, la composición de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos, en función de su grado de sensibilidad, nos aporta una información esencial para poder saber cuál es el estado de la calidad del agua y del sedimento.

## ¿QUÉ ES?

El índice del Mediterráneo occidental (MEDOCC) es uno de los índices bióticos que se utilizan para determinar el estado de las masas de aguas costeras definidas por la Directiva marco del agua. Emplea las comunidades de macroinvertebrados bentónicos para determinar la calidad del agua y del sedimento.

## METODOLOGÍA

El índice del Mediterráneo occidental (MEDOCC) fue desarrollado por un equipo del Centro de Estudios Avanzados de Blanes (CEAB-CSIC) liderado por Enric Ballesteros, utilizando datos de Cataluña y de las Islas Baleares y basándose en el índice AMBI, creado por investigadores del centro de investigación AZTI, liderados por Ángel Borja. Se desarrolla sobre la base teórica de la capacidad que tienen las comunidades de responder a las variaciones inducidas por el ser humano en las condiciones ambientales, y más concretamente, al enriquecimiento en materia orgánica de los sedimentos, según la sucesión descrita por Pearson y Rosenberg.

Los resultados que se presentan aquí se basan en dos estudios elaborados por el equipo del CEAB-CSIC, liderado por el doctor Ballesteros, que se llevaron a cabo en los años 2005 y 2007: «Evaluación de la calidad ambiental de las masas de agua costeras utilizando las macroalgas y los invertebrados bentónicos como bioindicadores. Informe final 2009-2010» e «Implementación de la Directiva marco del agua en las Islas Baleares: evaluación de la calidad ambiental de las masas de agua costeras utilizando las macroalgas y los invertebrados como bioindicadores (mayo 2005 - marzo 2007)».

En el año 2005 se muestrearon un total de 76 estaciones y se obtuvo el estado ecológico para solo 42 de ellas, ya que el resto presentó sedimentos gruesos y este índice solo es aplicable a zonas de sedimentos finos. En el año 2007 se muestrearon un total de 72 estaciones, y se obtuvo el estado ecológico de 40 de ellas.

El cálculo del índice MEDOCC se obtiene a partir de los porcentajes de la abundancia de cada grupo ecológico según su grado de tolerancia al enriquecimiento en materia orgánica. El valor resultante está comprendido entre 0 y 6. Los valores bajos de MEDOCC indican una buena calidad, y a medida que el valor aumenta, la calidad ambiental empeora. La Directiva marco del agua (DMA) establece que el estado ecológico (EQR) se calcula comparando los valores de estado ecológico obtenidos en la zona de estudio con las condiciones biológicas de una condición de referencia, y fija que el EQR debe tener unos valores comprendidos entre 0 y 1. Puesto que los valores del índice MEDOCC varían entre 0,5 y 6, deben transformarse y convertirse a escala 0-1, donde los valores cercanos a 1 indican un buen estado ecológico y valores cercanos a 0 indican un estado ecológico malo.

## ¿POR QUÉ?

La Directiva marco del agua (DMA 2000/60/CEE) establece las bases para la vigilancia, la protección y la mejora del estado ecológico de los sistemas acuáticos de los países miembros de la Unión Europea. El principal objetivo es conseguir (o mantener) al menos un estado ecológico bueno en las masas de agua europeas para el año 2015. Esta directiva introduce el uso obligatorio de bioindicadores para evaluar el estado ecológico de los sistemas acuáticos.

## LOCALIZACIÓN



## RESULTADOS

→ Se ha detectado un empeoramiento del estado ecológico de las masas de agua de las Baleares entre los años 2005 y 2007. Mientras que en el año 2005 el 51,9 % de los sectores analizados presentaron un estado ecológico muy bueno, en el año 2007 solo lo hizo el 11,5 %. En 2005 solo un sector (3,7 %) presentó un estado ecológico moderado, mientras que en 2007 lo hicieron 5 sectores (19,2 %).

→ De los 26 sectores evaluados en el año 2007, 5 incumplieron la DMA porque presentaban un estado ecológico moderado: la Serra de Tramuntana, la bahía de Pollença, Cabrera, la bahía de Fornells y el puerto de Maó.



Estado ecológico de los sectores de costa muestreados en las Islas Baleares en el año 2007 según el índice MEDOCC. Las franjas en blanco indican las masas de agua no evaluadas. FUENTE: Ballesteros *et al.*, 2010.

Aquí presentamos los resultados de dos estudios dirigidos por el doctor Enric Ballesteros llevados a cabo en los años 2005 y 2007 en la costa de las Baleares, en los que se analizan las principales variables fisicoquímicas consideradas determinantes del estado de las comunidades de los fondos blandos, se caracterizan las comunidades de macroinvertebrados y se estudia la relación entre las comunidades observadas y las variables ambientales. El estado biológico se evalúa mediante la aplicación del índice MEDOCC.<sup>2, 4</sup>

#### NORMATIVA

- Directiva marco del agua (2000/60/CE).
- Real Decreto 907/2007, de 6 de julio, por el que se aprueba el Reglamento de la planificación hidrológica.
- Decreto ley 1/2015, de 10 de abril, por el que se aprueba la Instrucción de planificación hidrológica para la demarcación hidrográfica intracomunitaria de las Islas Baleares.
- Real Decreto 817/2015, de 11 de septiembre, por el que se establecen los criterios de seguimiento y evaluación del estado de las aguas superficiales y las normas de calidad ambiental.

#### METODOLOGÍA

Se ha evaluado el estado ecológico de las aguas costeras de las Islas Baleares utilizando la macrofauna como indicador. Los resultados presentados provienen de dos estudios en los que se ha empleado el índice del Mediterráneo occidental (MEDOCC), basado en el estudio de las comunidades bentónicas de fondos blandos.<sup>2, 4</sup>

#### Puntos de muestreo y masas de agua

El Govern de les Illes Balears definió 31 masas de agua (MA): 16 en Mallorca, 10 en Ibiza y Formentera y 5 en Menorca.

En el estudio del año 2005 se muestrearon dos estaciones para cada masa de agua y algunas estaciones adicionales, que sumaron un total de 76 estaciones. Solo se obtuvo el estado ecológico para 42 estaciones, ya que el resto presentaron sedimentos gruesos y este índice solo es aplicable a zonas con sedimentos finos (Tabla 1).<sup>4</sup>

En el estudio del año 2007 se intentó sustituir las estaciones con sedimentos demasiado gruesos por estaciones con sedimentos finos. También se modificaron las posiciones de algunas estaciones. Se eliminaron las 21 estaciones de sedimentos gruesos y se añadieron 17 estaciones nuevas, y se muestreó un total de 72 estaciones (Tabla 1).<sup>2</sup>

ISLA	MA	Estación 2007/2005	Código	X	Y	Profundidad (m)	Grano medio (mm)	Categoría sedimentaria	MO (%)	Ambiente
MALLORCA	MA-1A	Bahía de Palma - Cala Aixada	51	39°28'750	2°31'658	9,7	215	F	1,95	Aguas abiertas
	MA-1A	Bahía de Palma - Illa del Sec	51A	-	-					
	MA-1A	Banc d'Eivissa	52	39°28'683	2°28'902	7,7	359	M	1,05	
	MA-2	Playa de Santa Ponça	53	39°30'993	2°28'135	10,7	134	F	1,42	
	MA-2	Peguera - Palmira	54	39°32'077	2°27'094	7,1	167	F	1,46	
	MA-1B	Cala en Cranc	55	39°32'212	2°24'495	6,5	98	MF	1,43	
	MA-1B	Sant Elm	56	39°34'690	2°21'093	7,7	201	F	1,70	
	MA-3A	Cala en Basset	57A	-	-					
	MA-3A	Cala Deià	58	39°45'785	2°38'485	8,1	244	F	1,26	
	MA-4	Port de Sóller (faro / Cap Gros)	59	39°47'720	2°41'678	6,0	881	MF	3,34	
	MA-4	Playa de Sóller	60	39°47'613	2°41'560	7,3	229	F	2,64	
	MA-3B	Sa Taleca	23	39°49'817	2°44'927	7,3	348	M	1,09	
	MA-3B	Formentor - Cala Figuera	24A	-	-					
	MA-3B	Cala Murta	25	39°54'471	3°10'942	5,4	126	F	2,23	
	MA-5	Cala Formentor	26A	-	-					
	MA-5	Bahía de Pollença - El Caló / Hotel Formentor	27	39°54'727	3°06'714	4,8	108	MF	2,24	
	MA-5	Bahía de Pollença - Mal Pas	28	39°52'141	3°08'319	9,8	274	M	1,73	
	MA-6	Bahía de Alcúdia - Coll Baix	29	39°51'898	3°11'359	8,5	393	M	0,84	
	MA-7	Bahía de Alcúdia - Platja de Muro	30	39°47'476	3°08'247	7,9	156	F	1,66	
	MA-7	Bahía de Alcúdia - Playa de Sa Canova	31	39°44'333	3°14'880	10,0	221	F	1,83	
	MA-8	Betlem - Es Caló	32	39°45'661	3°27'463	7,2	338	M	1,42	
	MA-8	Cala Agulla	33	39°43'528	3°27'463	9,6	338	M	2,28	
	MA-9	Canyamel	34	39°32'915	3°21'379	9,1	186	F	2,10	
	MA-9	Cala Petita	35	39°39'282	3°26'721	10,7	261	M	2,28	
	MA-10	Cala d'Or	36	39°22'354	3°14'118	8,2	137	F	2,64	
	MA-10	Portocolom - Cala Estreta	36A	-	-					
	MA-10	Cala Mondragó	37	39°21'000	3°11'526	11,3	173	F	2,36	
	MA-11	Cala Llombards	38	39°19'518	3°08'617	9,9	214	F	1,29	
	MA-11	Punta de sa Cova des Coloms	42	39°21'646	2°53'874	9,0	310	M	1,19	
	MA-13	Cotimplà	43	39°22'044	2°48'403	11,5	327	M	1,72	
	MA-13	Cap Roig	44	39°22'843	2°46'427	8,7	277	M	2,73	
	MA-14	Cap de Regana - Sa Fossa	45	39°26'711	2°44'699					
	MA-14	Cap de Regana	45A	-	-	8,2	627	G	1,55	
	MA-14	Cap Enderrocat - es Davallador	46	39°26'000	2°44'761	7,7	501	G	2,12	

ISLA	MA	Estación 2007/2005	Código	X	Y	Profundidad (m)	Grano medio (mm)	Categoría sedimentaria	M0 (%)	Ambiente
MALLORCA	MA-14	Cap Enderrocat	46A	-	-					Aguas abiertas
	MA-15	Bahía de Palma - S'Arenal	47	39°30'358	2°44'215	10,3	113	MF	1,85	
	MA-15	Bahía de Palma - Can Pastilla	48	39°31'694	2°43'123	8,4	125	MF	1,79	
	MA-16	Bahía de Palma - Cala Major / Marivent	49	39°33'010	2°36'491	10,3	177	F	1,88	
	MA-16	Bahía de Palma - Cala Vinyes	50	39°28'756	2°31'660	9,0	168	F	2,89	
CABRERA	MA-12	Conillera - Es Blanquer	39	39°11'117	2°58'264	55,7	391	M	1,00	Aguas abiertas
	MA-12	Cabrera - L'Olla	40	39°08'760	2°57'609	10,6	209	F	1,18	
	MA-12	Cabrera - puerto de Cabrera	41	39°08'884	2°56'161	77,6	506	G	2,25	
MENORCA	ME-2	Bahía de Fornells (entrada)	61	40°03'594	4°08'092	6,4	76	M	2,87	Lugar cerrado
	ME-2	Puerto de Fornells	62	40°03'388	4°08'025	4,1	99	M	2,58	
	ME-2	Bahía de Fornells - Ses Salines (N)	63	40°02'492	4°07'648	7,4	134	F	17,37	
	ME-2	Bahía de Fornells - Ses Salines (S)	64	40°03'003	4°07'872	4,7	327	M	10,06	
	ME-1A	Cap Gros / Cala Pudent	65	40°02'310	4°09'817	7,8	383	M	3,19	Aguas abiertas
	ME-1B	Es Grau	66	39°57'163	4°16'354	8,9	373	M	2,68	
	ME-3	Puerto de Maó - Es Clot	67A	-	-					Aguas modificadas
	ME-3	Puerto de Maó - canal de la isla de Es Llatzeret	68	39°52'652	4°18'482	6,2	189	F	8,95	
	ME-3	Puerto de Maó - Illa Plana	69	39°52'974	4°18'122	8,7	200	F	5,99	
	ME-3	Puerto de Maó - Cala Llonga	70	39°03'294	4°17'760	11,5	145	F	5,67	
	ME-3	Puerto de Maó - Cala Rata	71	39°53'621	4°16'779	11,3	48	FA	7,62	
	ME-3	Puerto de Maó - castillo de Sant Felip	72A	-	-					
	ME-3	Puerto de Maó - Cala Sant Esteve	73	39°51'925	4°18'295	7,7	270	M	3,31	
	ME-1C	Alcalfar / S'Algar	74	39°49'742	4°17'749	6,0	37	G	1,36	Aguas abiertas
	ME-4	Illa de l'Aire	75A	-	-					
	ME-4	Binissafúller	76	39°49'566	4°13'238	9,4	67	M	2,10	
	ME-4	Cala Galdana	77	39°56'235	3°57'469	8,6	81	F	1,79	
	ME-5	Arenal Son Saura	78	39°55'494	3°53'713	9,0	93	F	2,09	
	ME-5	S'Aigua Dolça	79A	-	-					
	ME-5	Cala Santandria	80	39°58'830	3°49'995	9,7	83	M	1,88	
	ME-1A	Algaiarens	81	40°03'039	3°55'329	7,0	406	M	2,78	
	ME-1A	Cala del Pilar	82A	-	-					
	ME-1A	Playa de Cavalleria	83	40°03'793	4°04'310	9,7	94	M	2,58	
	ME-1A	Arenal de Tirant	84A	-	-					

ISLA	MA	Estación 2007/2005	Código	X	Y	Profundidad (m)	Grano medio (mm)	Categoría sedimentaria	MO (%)	Ambiente
IBIZA	IB-1A	Sa Caixota	17	38°52'473	01°17'745	9,2	178	F	1,60	Aguas abiertas
	IB-1A	Cala Tarida	18	38°56'451	01°13'966	11,3	219	F	2,07	
	IB-2	Caló de s'Oli	19	38°58'437	1°17'342	3,3	579	G	1,73	
	IB-2	Port des Torrent	19A	-	-					
	IB-2	Cala Gració	20	38°59'572	1°17'342	3,4	446	M	2,28	
	IB-2	Caló des Moro	20A	-	-					
	IB-1B	Cala Salada	21	39°00'693	1°17'952	3,3	408	M	1,62	
	IB-1B	Ses Balandres	22	39°03'088	1°19'568	11,3	206	F	1,67	
	IB-3	Port de Sant Miquel	1	39°05'118	1°26'369	8,7	197	F	1,57	
	IB-3	Cala Xarraca (Xucrà)	2	39°06'317	1°30'544	9,8	337	M	1,39	
	IB-4	Cala Sant Vicent	3	39°04'527	1°35'786	8,3	113	MF	1,69	
	IB-4	Cala Negra	4	39°01'801	1°37'116	7,2	260	M	2,43	
	IB-4	Cala Boix	4A	-	-					
	IB-5	Cala Nova	5	39°00'466	1°35'120	6,6	306	M	1,86	
	IB-5	Sta. Eulària - Ses Roquetes	6	38°59'177	1°32'975	7,8	200	F	1,98	
	IB-6	Cala Llonga	7	38°57'253	1°31'442	5,7	132	F	1,33	
	IB-6	Cala Roja (norte)	8	38°55'072	1°28'867	9,3	240	F	1,17	
	IB-7	Talamanca	9	38°54'899	1°27'660	5,6	292	M	1,26	
	IB-7	Platja d'en Bossa	10	38°53'447	1°24'738	5,0	148	F	2,21	
	IBFO-8	Punta de sa Torre	11	38°49'908	1°24'255	9,4	285	M	1,97	
	IBFO-8	Freu Petit - Illa des Penjats (N)	11A	-	-					
FORMENTERA	IBFO-8	Illa de ses Porreres	12	38°44'073	1°27'173	7,7	280	M	2,04	
	IBFO-8	Es Pujols - Punta Prima	12A	-	-					
	FO-10	Racó de sa Pujada	13A	-	-					
	FO-10	Punta de sa Palmera	14A	-	-					
	FO-9	Platja de Migjorn	15A	-	-					
	FO-9	Caló d'en Trull / Cala Saona	16	38°41'925	1°23'282	7,9	242	F	2,16	

**Tabla 1.** Estaciones de fondos blandos muestreadas durante los años 2005 y 2007. \*Se indican los sectores de costa o masa de agua (MA), las coordenadas (X, Y, en grados y minutos), la profundidad, el tamaño medio de grano, la categoría sedimentaria (MG: muy gruesos, G: gruesos, M: medianos, F: finos, MF: muy finos, y FA: fangos), el porcentaje en materia orgánica y el tipo de ambiente. Las estaciones nuevas se resaltan en negrita. El guión corto representa las estaciones muestreadas en 2005 y no muestreadas en 2007. FUENTE: Ballesteros *et al.*<sup>2</sup>

### El índice del Mediterráneo occidental (MEDOCC)

El índice del Mediterráneo occidental (MEDOCC) fue desarrollado por un equipo del Centro de Estudios Avanzados de Blanes (CEAB-CSIC) utilizando datos de Cataluña y de las Islas Baleares.<sup>5</sup> Este índice se basa en el índice AMBI, creado por investigadores del centro de investigación AZTI, liderados por Ángel Borja.<sup>6</sup> La base teórica sobre la que se desarrolla es la capacidad que tienen las comunidades de responder a las variaciones inducidas por el ser humano, a las condiciones ambientales y, más concretamente, al enriquecimiento en materia orgánica de los sedimentos, según la sucesión descrita por Pearson y Rosenberg.<sup>7</sup>

Las especies se clasifican en cuatro grupos, según la sensibilidad que tienen a un gradiente de perturbaciones:

- **GI. Sensibles:** especies muy sensibles al enriquecimiento orgánico y solo presentes en condiciones no perturbadas.
- **GII. Indiferentes:** especies indiferentes al enriquecimiento orgánico. Siempre se encuentran en densidades muy bajas.
- **GIII. Tolerantes:** especies tolerantes al enriquecimiento de materia orgánica. Aumentan de densidad con el enriquecimiento en materia orgánica.



→ **GIV. Oportunistas:** especies oportunistas.

El cálculo del índice se obtiene a partir de la fórmula siguiente,<sup>2, 5</sup> basada en los porcentajes de la abundancia de cada grupo ecológico:

$$\text{MEDOCC} = ((0 \cdot \text{GI}) + (2 \cdot \text{GII}) + (4 \cdot \text{GIII}) + (6 \cdot \text{GIV})) / 100$$

Donde GI, GII, GIII y GIV son los diferentes grupos ecológicos a los que se asignan las especies de una comunidad según su grado de tolerancia al enriquecimiento en materia orgánica. El valor resultante está comprendido entre 0 y 6. Los valores bajos de MEDOCC indican una buena calidad, y a medida que el valor aumenta, la calidad ambiental empeora.

#### Condiciones de referencia, obtención del estado ecológico (EQR) y umbrales entre estados ecológicos

La Directiva marco del agua establece que el estado ecológico (Ecology Quality Ratio o EQR) se calcula comparando los valores de estado ecológico obtenidos en la zona de estudio con las condiciones biológicas de una condición de referencia, para poder relacionar el estado ecológico real con el potencial, que marca la condición de referencia.

En los estudios de 2005 y 2007 se seleccionó como EQR de referencia el valor de MEDOCC más bajo hallado en la costa catalana y balear, y se mejoró eliminando las especies tolerantes (GIII) y oportunistas (GIV). Así, se consideró como condición de referencia una comunidad con un 90 % de especies sensibles (GI) y un 10 % de especies indiferentes (GII), lo que dio como resultado un valor de MEDOCC de 0,2.

Debido a que las Islas Baleares presentan una gran abundancia de especies tolerantes y una menor abundancia de especies sensibles, se adaptó el valor de referencia ateniendo a las particularidades de las Islas, definiendo una condición de referencia basada únicamente en los datos de las zonas de estudio. De esta manera, partiendo de la condición de referencia de 0,2 y utilizando los datos de los estudios de los años 2005 y 2007, se calcularon los EQR de las diferentes estaciones empleando distintas condiciones de referencia con valores entre 0,2 y 0,7, para poder escoger el que explicase mejor los resultados obtenidos. Se seleccionó un valor de MEDOCC de 0,5 como el mínimo a partir del cual se reflejan las condiciones de referencia de las Is-

las Baleares, ya que se detectó un salto cualitativo de las valoraciones del estado ecológico cuando se hallaba una comunidad con el 80 % de especies sensibles (GI), el 15 % de especies indiferentes (GII) y el 5 % de especies tolerantes (GIII).<sup>2</sup>

Para valorar el estado ecológico de un lugar, el valor obtenido de MEDOCC debe corregirse por la condición de referencia. Teniendo en cuenta esta condición de referencia, los valores de MEDOCC oscilan entre 0,5 y 6 (0,5 es la mejor situación que podremos encontrar en las comunidades de fondos blandos de la costa balear).

La Directiva marco del agua establece que el EQR debe tener unos valores comprendidos entre 0 y 1. Dado que los valores de MEDOCC varían entre 0,5 y 6, se deben transformar e invertir a escala 0-1, donde los valores cercanos a 1 indican un buen estado ecológico y los valores cercanos a 0 indican un estado ecológico malo. Así, el EQR se calcula de la manera siguiente:

$$\text{EQR} = 1 - [(\text{MEDOCC} - 0,5) / (6 - 0,5)]$$

Los valores del índice MEDOCC y los umbrales del EQR que delimitan los cinco estados ecológicos propuestos por la DMA se detallan en la Tabla 2.

ESTADO ECOLÓGICO	MEDOCC (0-6)	UMBRALES EQR (1-0)
Muy bueno	0 < MEDOCC < 1,60	1,00 - 0,73
Bueno	1,60 < MEDOCC < 3,20	0,73 - 0,47
Moderado	3,20 < MEDOCC < 4,77	0,47 - 0,20
Deficiente	4,77 < MEDOCC < 5,50	0,20 - 0,08
Malo	5,50 < MEDOCC < 6	< 0,08

**Tabla 2.** Valores del índice MEDOCC para establecer los estados ecológicos propuestos por la DMA y su equivalencia con los valores de EQR  
FUENTE: Ballesteros *et al.*<sup>2</sup>

El estado ecológico muy bueno (*high*) representa una situación de no perturbación donde las comunidades bentónicas de fondos blandos están dominadas por especies sensibles (GI), que suponen más de un 40 % de la abundancia total.

El estado ecológico bueno (*good*) se caracteriza por presentar entre un 20 y un 50 % de especies tolerantes (GIII), pero las especies sensibles continúan siendo importantes en la comunidad (entre un 10 y un 40 % de la abundancia total).

Un estado ecológico moderado (*moderate*) se da cuando aparecen hasta un 50 % de especies tolerantes y menos de un 45 % de especies oportunistas.

Los estados ecológicos deficiente (*poor*) y malo (*bad*) se caracterizan por la dominancia de especies oportunistas (GIV: más de un 45 % y de un 80 %, respectivamente).

## RESULTADOS

### Características del sedimento

En el estudio del año 2007, de las 72 estaciones muestreadas, 31 pertenecieron a la categoría de arenas finas (43 %), 6 a la de arenas muy finas (8 %), y 1 a fangos (2 %); 29 eran de arenas medianas (40 %) y 5 de arenas gruesas (7 %) (Tabla 1). Así, un total de 38 estaciones tuvieron una granulometría adecuada para determinar el MEDOCC (inferior a arenas medianas), y se añadieron dos estaciones más que, aunque presentaron una media de arenas medianas, en una réplica presentaron arenas finas (Tabla 1).

Menorca fue la isla que presentó un porcentaje de arenas finas más elevado, con las estaciones del puerto de Maó y la bahía de Fornells, mientras que Mallorca lo presentó en Cala en Cranc y en el puerto de Sóller.

Se hallaron valores especialmente altos de materia orgánica (> 5 %) en los ambientes del tipo lugar cerrado con escasa renovación en la bahía de Fornells y en la masa de agua muy modificada del puerto de Maó. También se encontraron valores elevados de materia orgánica (3-5 %) en el puerto de Sóller, en el Cap Gros y en Cala Sant Esteve. 25 estaciones más (12 en Mallorca, 7 en Menorca y 6 en Ibiza y Formentera) presentaron valores relativamente altos, entre el 2 y el 3 % (Tabla 1).

### Caracterización de la comunidad

En el año 2005, de las 76 estaciones muestreadas para el estudio biológico de las comunidades de fondos blandos, solo se pudo establecer el estado ecológico de 42 estaciones de arenas finas; mientras que, en el año 2007, de las 72 estaciones muestreadas, la caracterización solo se pudo llevar a cabo en 40 estaciones con sedimentos finos. Esto se debe a que los sedimentos gruesos se asocian a un hidrodinamismo elevado y los organismos que viven en ellos no reflejan la calidad del agua.

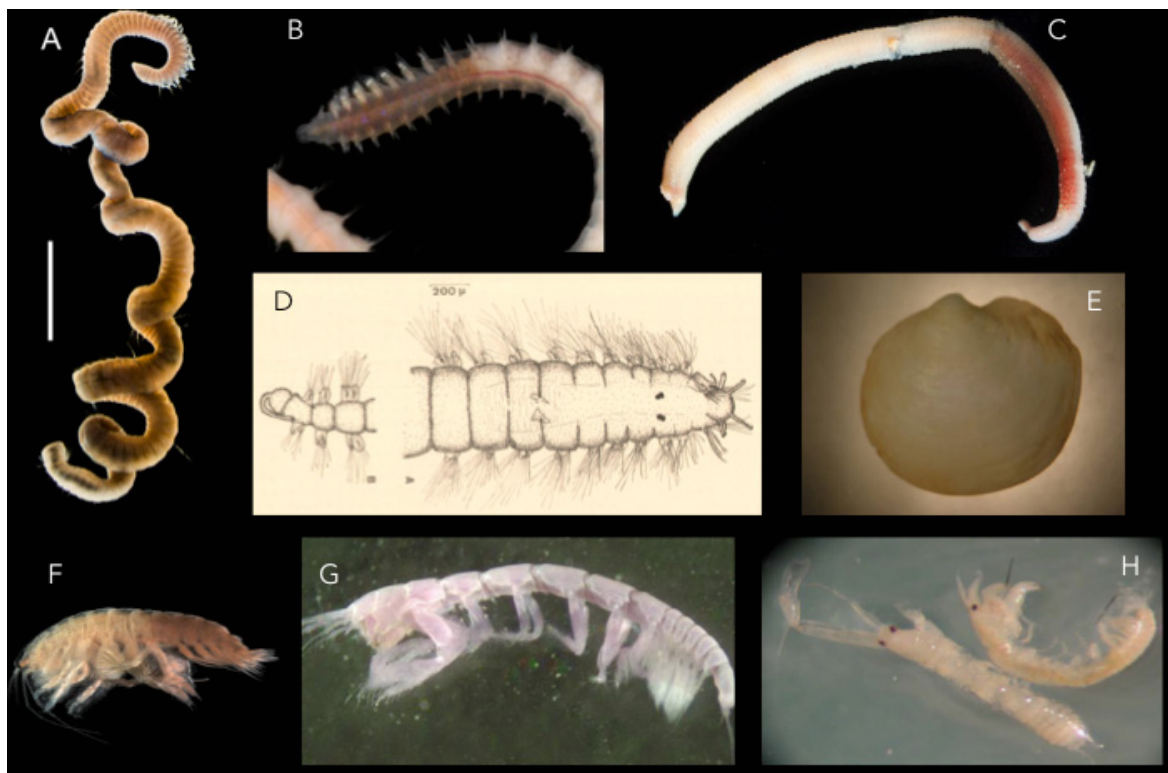
En el año 2007 el grupo de organismos con mayor riqueza de especies fue el de los anélidos (poliquetos), con 8.800 individuos repartidos en 160 taxones, de los cuales el 12 % fueron sensibles, el 48 % indiferentes, el 21 % tolerantes y el 10 % oportunistas.

Aquel año, el grupo más abundante fue el de los moluscos, con 11.874 individuos, y también fue el grupo con más taxones sensibles (50 %), seguido del grupo de los crustáceos (35 %).

La abundancia total (número de individuos) disminuyó de 2005 a 2007, mientras que la riqueza específica (número de taxones) no mostró grandes cambios entre los dos años muestreados (Tabla 3).

Código	Abundancia total		Riqueza	
	2005	2007	2005	2007
1	313	237	36	26
3	538	185	31	24
6	496	178	45	28
7	338	130	43	25
8	117	125	25	24
10	-	161	-	15
16	108	58	31	21
17	147	157	38	27
18	112	73	32	30
22	223	261	24	18
25	-	507	-	35
27	-	178	-	20
30	61	90	25	33
31	63	188	24	26
34	236	57	40	24
35	91	145	21	34
36	-	494	-	36
37	224	165	21	19
38	246	227	19	25
40	83	279	31	32
47	215	178	43	46
48	270	100	40	32
49	348	168	44	31
50	457	417	39	37
51	-	539	-	34
53	328	264	40	37
54	-	196	-	34
55	644	159	35	31
56	139	349	30	36
58	18	24	10	9
59	120	175	22	23
60	338	172	44	26
63	30	129	11	28
68	1.131	1.008	76	77
69	491	372	52	62
70	-	574	-	61
71	-	726	-	39
73	375	307	51	38
77	264	347	35	29
78	169	257	32	19
Media	273	218	34	30
Máximo	1.131	1.008	76	77
Mínimo	18	24	10	9

**Tabla 3.** Abundancia total (número de individuos) y riqueza específica (número de taxones por muestra) de las estaciones muestreadas para los años 2005 y 2007. \*Se presentan las medias, el máximo y el mínimo por año, calculados considerando solo las estaciones comunes en los muestreos de 2005 y 2007. FUENTE: Ballesteros *et al.*<sup>2</sup>



**Figura 1.** Macroinvertebrados dominantes en las comunidades de las Islas Baleares. Los poliquetos A: *Paradoneis armata* (tolerante); B: *Prionospio fallax*; C: *Abyssoninoe hibernica* (indiferente); D: *Micronephthys maryae* (tolerante); el bivalvo tolerante E: *Loripes lacteus*; los crustáceos F: *Ampelisca brevicornis* (sensible); G: *Apseudes latreillii* (indiferente) y H: *Leptochelia savignyi*. FUENTES: A: Erdogan-Dereli y Cinar<sup>8</sup>; B: <http://www.aphotomarine.com/>; C: Universidad de Oslo, 2011; D: San Martín;<sup>9</sup> E, G y H: Ballesteros *et al.*<sup>4</sup> y F: Hans Hillewaert.

En el año 2007 se hallaron diferencias claras entre las comunidades de aguas abiertas de las Baleares (dominadas por el bivalvo tolerante *Loripes lacteus*) y las de aguas modificadas (puerto de Maó y S'Arenal), dominadas por oligoquetos, nematodos, nemertinos, el crustáceo *Leptochelia savignyi* y los poliquetos *Micronephthys maryae* y *Prionospio fallax*, todos ellos tolerantes y oportunistas (Figura 1).

Las especies características de las comunidades de las aguas abiertas de las estaciones de 2007 en toda la costa balear fueron el bivalvo *Loripes lacteus* (tolerante), el poliqueto *Paradoneis armata* (tolerante) y los crustáceos *Apseudes latreillii* (indiferente) y *Ampelisca brevicornis* (sensible). Las aguas abiertas de las Islas Baleares presentaron una abundancia elevada de especies tolerantes (p. e. *Loripes lacteus*) y una menor abundancia de especies sensibles, incluso en zonas donde no hay presiones antrópicas. Esta abundancia de especies tolerantes podría estar relacionada con los elevados contenidos de materia orgánica de origen natural (restos vegetales, sobre todo de *Posidonia oceanica*) hallados en el sedimento, y no indicarían enriquecimiento orgánico de origen antrópico (Figura 1).

En las aguas modificadas, las comunidades del puerto de Maó, donde fueron más abundantes los nematodos (tolerantes) y exclusivos los poliquetos *Micronephthys maryae* (tolerante) y *Abyssoninoe hibernica* (indiferente), se diferenciaron de las comunidades del puerto de S'Arenal, donde fueron más abundantes el crustáceo *Leptochelia savignyi* y el bivalvo *Loripes lacteus* (ambas especies tolerantes), y exclusivos los oligoquetos (oportunistas) (Figura 1).

En la estación de la bahía de Fornells (63) se encontró una comunidad diferenciada de la de aguas abiertas. Esta zona es muy cerrada, por lo que se propuso que sea considerada de tipo lugar cerrado con escasa renovación.<sup>2</sup>

### Evaluación del estado ecológico

De las 42 estaciones evaluadas en el año 2005, 20 presentaron un estado muy bueno (47,6 %); 19, un estado bueno (45,2 %), y 3, un estado ecológico moderado (7,1 %) (Tabla 4).

En el año 2007, de las 40 estaciones evaluadas, 6 presentaron un estado muy bueno (15 %); 25, un estado bueno (62,5 %), y 9, un estado moderado (22,5 %) (Tabla 4).

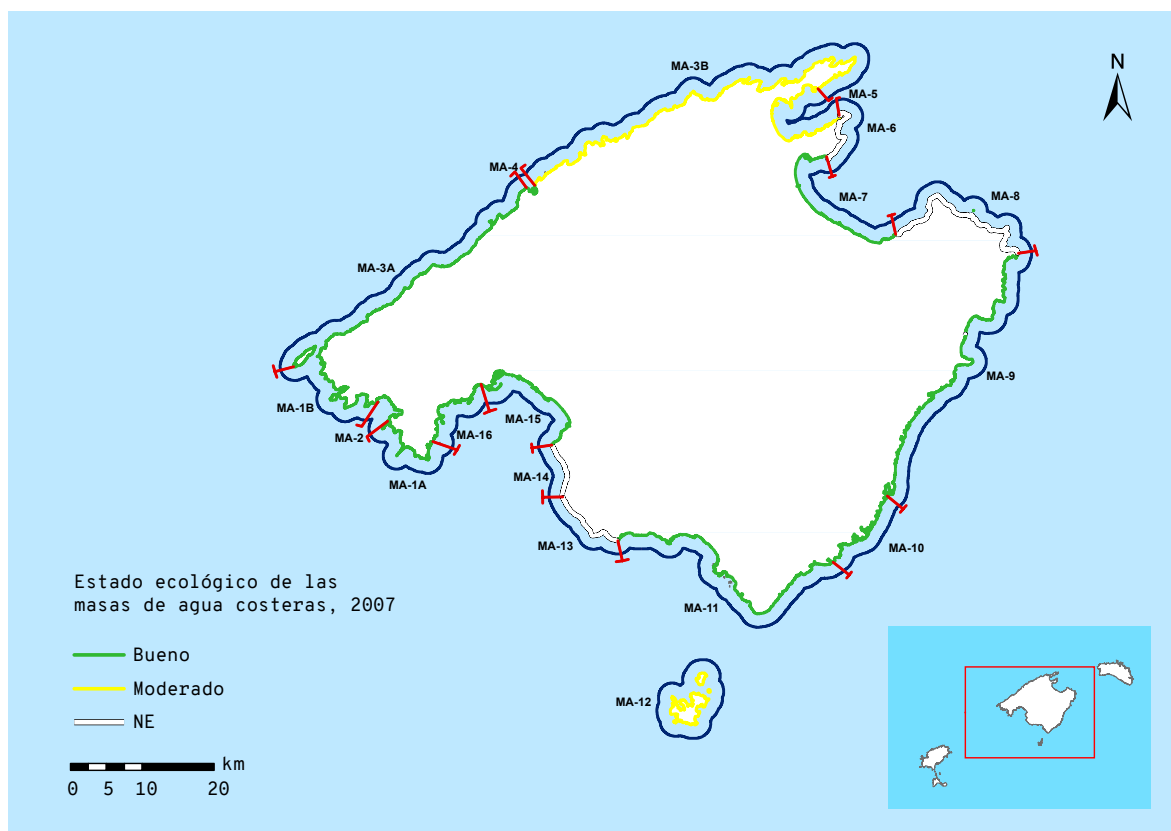
De las 32 estaciones que se evaluaron tanto en el año 2005 como en el 2007, 12 estaciones bajaron de categoría, 2 estaciones subieron y 18 estaciones se mantuvieron en la misma. Las estaciones que pasaron de un estado muy bueno a bueno fueron: en Ibiza, el Port de Sant Miquel (1), Cala Sant Vicent (3), Ses Roquetes (6), Cala Roja (8) y Cala Tarida (18), y en Mallorca, la playa de Sa Canova (31), Canyamel (34), Cala Petita (35), Cala Deià (58) y el puerto de Sóller (59). Pasaron de un estado bueno a moderado las estaciones de L'Olla, en Cabrera (40), y la playa de Sóller (60), en Mallorca. Las estaciones que mejoraron de categoría y pasaron de un estado bueno a muy bueno fueron Sa Caixota (17), en Ibiza, y S'Arenal (47), en Mallorca (Tabla 4).

En general, se observa un empeoramiento del estado ecológico de las estaciones entre los años 2005 y 2007.

Isla	MA	Estaciones	Código	EQR 2005	EQR 2007	Estado ecológico 2005	Estado ecológico 2007
MALLORCA	MA-3B	Cala Murta	25	-	0,47	-	Moderado
	MA-5	Bahía de Pollença - El Caló / Hotel Formentor	27	NE	0,45	NE	Moderado
	MA-5	Bahía de Pollença - urb. Mal Pas	28	0,85	NE	Muy bueno	NE
	MA-6	Bahía de Alcúdia - Es Coll Baix	29	0,95	NE	Muy bueno	NE
	MA-7	Bahía de Alcúdia - Platja de Muro	30	0,84	0,77	Muy bueno	Muy bueno
	MA-7	Bahía de Alcúdia - playa de Sa Canova	31	0,79	0,52	Muy bueno	Bueno
	MA-8	Betlem - Es Caló	32	NE	NE	NE	NE
	MA-8	Cala Agulla	33	-	NE	-	NE
	MA-9	Canyamel	34	0,76	0,63	Muy bueno	Bueno
	MA-9	Cala Petita	35	0,81	0,54	Muy bueno	Bueno
	MA-10	Cala d'Or	36	-	0,48	-	Bueno
	MA-10	Cala Mondragó	37	0,55	0,56	Bueno	Bueno
	MA-11	Cala Llombards	38	0,53	0,51	Bueno	Bueno
CABRERA	MA-12	Conillera - Es Blanquer	39	NE	NE	NE	NE
	MA-12	Cabrera - L'Olla	40	0,7	0,47	Bueno	Moderado
	MA-12	Cabrera - puerto de Cabrera	41	NE	NE	NE	NE
MALLORCA	MA-11	Punta de sa Cova des Coloms	42	0,57	NE	Bueno	NE
	MA-13	Cotimplà	43	NE	NE	NE	NE
	MA-13	Cap Roig	44	NE	NE	NE	NE
	MA-15	Bahía de Palma - S'Arenal	47	0,67	0,76	Bueno	Muy bueno
	MA-15	Bahía de Palma - Can Pastilla	48	0,65	0,63	Bueno	Bueno
	MA-16	Bahía de Palma - Cala Major / Marivent	49	0,69	0,51	Bueno	Bueno
	MA-16	Bahía de Palma - Cala Vinyes	50	0,7	0,53	Bueno	Bueno
	MA-1A	Bahía de Palma - Cala Aixada	51	-	0,49	-	Bueno
	MA-1A	Banc d'Eivissa	52	NE	NE	NE	NE
	MA-2	Playa de Santa Ponça	53	0,68	0,57	Bueno	Bueno
	MA-2	Peguera - Palmira	54	NE	0,56	NE	Bueno
	MA-1B	Cala en Cranc	55	0,7	0,55	Bueno	Bueno
	MA-1B	Sant Elm	56	0,52	0,52	Bueno	Bueno
	MA-3A	Cala Deià	58	0,88	0,65	Muy bueno	Bueno
	MA-4	Puerto de Sóller (faro / Cap Gros)	59	0,81	0,56	Muy bueno	Bueno
	MA-4	Playa de Sóller	60	0,6	0,42	Bueno	Moderado

Isla	MA	Estaciones	Código	EQR 2005	EQR 2007	Estado ecológico 2005	Estado ecológico 2007
MENORCA	ME-2	Bahía de Fornells (entrada)	61	NE	NE	NE	NE
	ME-2	Puerto de Fornells	62	0,56	NE	Bueno	NE
	ME-2	Bahía de Fornells - Ses Salines (N)	63	0,44	0,47	Moderado	Moderado
	ME-2	Bahía de Fornells - Ses Salines (S)	64	0,48	NE	Bueno	NE
	ME-1A	Cap Gros / Cala Pudent	65	0,79	NE	Muy bueno	NE
	ME-1B	Es Grau	66	0,71	NE	Bueno	NE
	ME-3	Puerto de Maó - Canal de la isla de Es Llatzeret	68	0,40	0,41	Moderado	Moderado
	ME-3	Puerto de Maó - Illa Plana	69	0,41	0,42	Moderado	Moderado
	ME-3	Puerto de Maó - Cala Llonga	70	-	0,40	-	Moderado
	ME-3	Puerto de Maó - Cala Rata	71	-	0,36	-	Moderado
	ME-3	Puerto de Maó - Cala Sant Esteve	73	0,56	0,48	Bueno	Bueno
	ME-1C	Alcalfar - S'Algar	74	NE	NE	NE	NE
	ME-4	Binissafúller	76	-	NE	-	NE
	ME-4	Cala Galdana	77	0,68	0,48	Bueno	Bueno
	ME-5	Arenal de Son Saura	78	0,66	0,49	Bueno	Bueno
	ME-5	Cala Santandria	80	-	NE	-	NE
	ME-1A	Algaiarens	81	-	NE	-	NE
	ME-1A	Playa de Cavalleria	83	-	NE	-	NE
IBIZA	IB-3	Port de Sant Miquel	1	0,85	0,73	Muy bueno	Bueno
	IB-3	Cala Xarraca (Xuclà)	2	0,76	NE	Muy bueno	NE
	IB-4	Cala Sant Vicent	3	0,85	0,64	Muy bueno	Bueno
	IB-4	Cala Negra	4	-	NE	-	NE
	IB-5	Cala Nova	5	0,81	NE	Muy bueno	NE
	IB-5	Sta. Eulària - Ses Roquetes	6	0,92	0,69	Muy bueno	Bueno
	IB-6	Cala Llonga	7	0,80	0,74	Muy bueno	Molt bo
	IB-6	Cala Roja (N)	8	0,83	0,66	Muy bueno	Bueno
	IB-7	Cala Talamanca	9	NE	NE	NE	NE
	IB-7	Platja d'en Bossa	10	NE	0,57	NE	Bueno
	FO8	Punta de sa Torre	11	-	NE	-	NE
	FO8	Illa de ses Porreres	12	-	NE	-	NE
	FO-9	Caló d'en Trull - Cala Saona	16	0,76	0,80	Muy bueno	Muy bueno
	IB-1A	Sa Caixota	17	0,72	0,82	Bueno	Muy bueno
	IB-1A	Cala Tarida	18	0,76	0,72	Muy bueno	Bueno
	IB-2	Caló de s'Oli	19	-	NE	-	NE
	IB-2	Cala Gració	20	-	NE	-	NE
	IB-1B	Cala Salada	21	0,65	NE	Bueno	NE
	IB-1B	Ses Balandres	22	0,89	0,93	Muy bueno	Muy bueno
	MA-3B	Sa Taleca	23	0,92	NE	Muy bueno	NE

**Tabla 4.** EQR y estado ecológico de las estaciones de las Islas Baleares según el índice MEDOCC. \*NE: no evaluado (estaciones de arenas gruesas); (-): 15 estaciones nuevas de 2007 (no muestreadas en el año 2005). FUENTE: Ballesteros *et al.*<sup>2</sup>



**Figura 2.** Estado ecológico de los sectores de costa muestreados en Mallorca y Cabrera en 2007. Las franjas en blanco indican las masas de agua no evaluadas. FUENTE: Ballesteros *et al.*<sup>2</sup>

En el año 2005 pudieron evaluarse un total de 27 sectores de los 36 definidos en las Islas. El resto no presentó un tamaño de sedimento apropiado para poder aplicar el índice MEDOCC. De estos 27 sectores, 14 presentaron un estado muy bueno (51,9 %); 12, un estado bueno (44,4 %), y 1, un estado moderado (3,7 %) (Tabla 5, figuras 2-4).

En el año 2007 se evaluaron 26 sectores, de los cuales 3 presentaron un estado muy bueno (11,5 %); 18, un estado bueno (69,2 %), y 5, un estado moderado (19,2 %) (Tabla 5, figuras 2-4).

Aquel mismo año, de los 26 sectores cuyo estado ecológico pudo evaluarse, 3 se mantuvieron en un estado muy bueno, 7 pasaron de muy bueno a bueno, 9 se mantuvieron en un estado bueno, 2 que no habían sido evaluados en 2005 resultaron en un estado bueno, 2 pasaron de un estado muy bueno a moderado, 2 pasaron de un estado bueno a moderado y 1 se mantuvo en un estado moderado (Tabla 5, figuras 2-4).

Las masas de agua que han empeorado y que han pasado de un estado muy bueno a uno moderado o de bueno a moderado, han tenido un esfuerzo de

muestreo bajo, con solo una estación muestreada por masa de agua. Este ha sido el caso de las masas de agua de la Serra de Tramuntana (MA-3B) y de la bahía de Pollença (MA-5), que pasaron de un estado muy bueno a uno de moderado. También es el caso de las masas de agua de Cabrera (MA-12) y de la bahía de Fornells (ME-2), que pasaron de un estado bueno a moderado. Cabe tener en cuenta que en las masas de agua de la Serra de Tramuntana y de la bahía de Pollença no se evaluaron las mismas estaciones en el año 2005 y el 2007.

El estado moderado de las masas de agua de la Serra de Tramuntana (MA-3B) y de las bahías de Pollença (MA-5) y Fornells (ME-2) era muy cercano al umbral de categoría entre bueno y moderado. Aun así, en general se registra una disminución de la calidad del agua de las masas de agua del mar Balear entre los años 2005 y 2007.

Cabe destacar que en el año 2007 quedó sin evaluar prácticamente todo el norte de Menorca (exceptuando la bahía de Fornells, ME-2) debido a la falta de sedimentos adecuados para poder aplicar el índice MEDOCC.

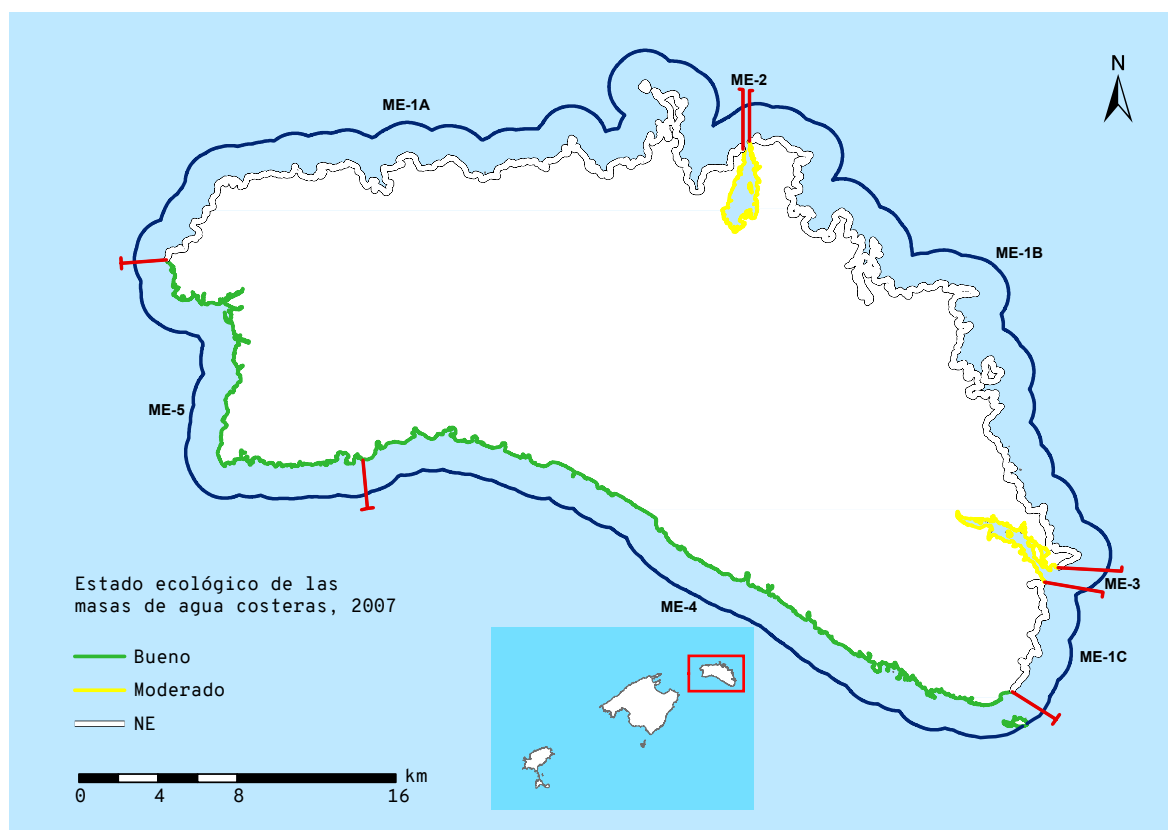


Figura 3. Estado ecológico de los sectores de costa muestreados en Menorca en el año 2007. Las franjas en blanco indican las masas de agua no evaluadas. FUENTE: Ballesteros *et al.*<sup>2</sup>

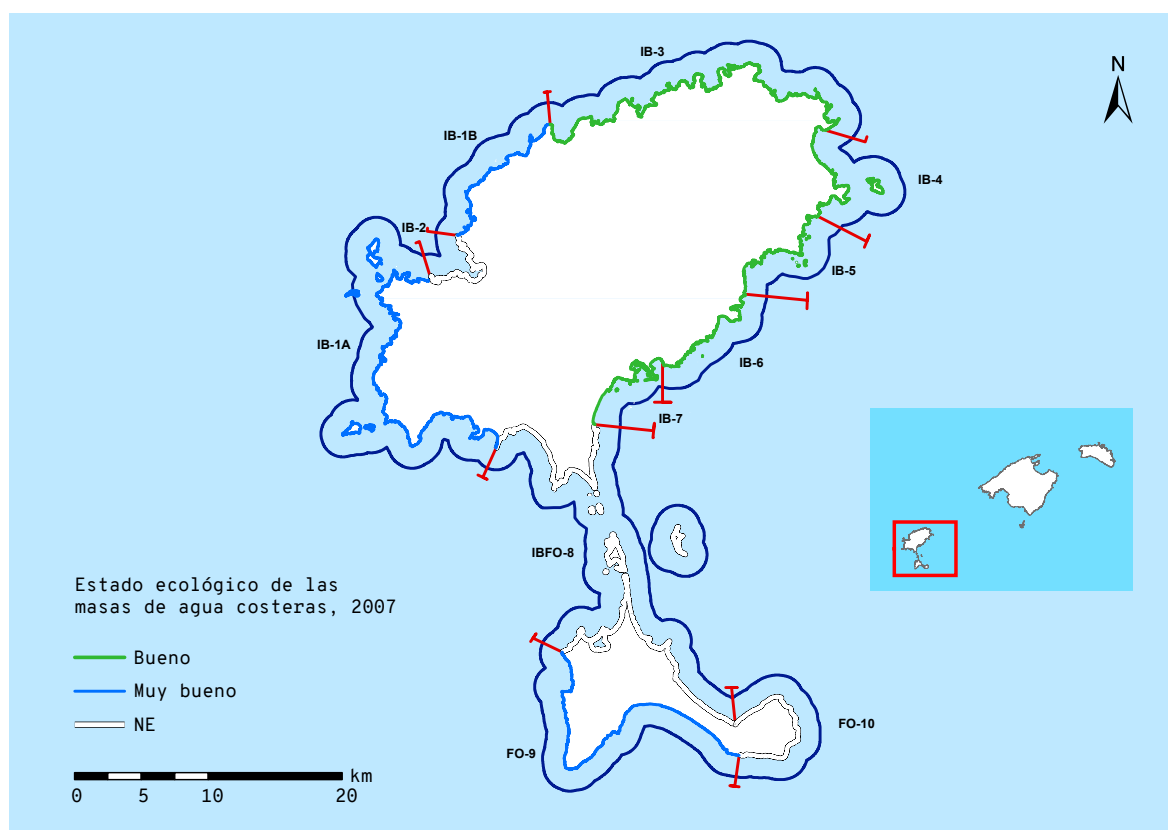


Figura 4. Estado ecológico de los sectores de costa muestreados en Ibiza y Formentera en el año 2007. Las franjas en blanco indican las masas de agua no evaluadas. FUENTE: Ballesteros *et al.*<sup>2</sup>



Isla	MA	EQR MA 2005	EQR MA 2007	Porcentaje de cambio 2007-2005	Tipo de cambio	Estado ecológico MA 2005	Estado ecológico MA 2007
MALLORCA	MA-1A	NE	0,49			NE	Bueno
	MA-1B	0,61	0,54	-11,5	Empeora	Bueno	Bueno
	MA-2	0,68	0,57	-16,2	Empeora	Bueno	Bueno
	MA-3A	0,88	0,65	-26,1	Empeora	Muy bueno	Bueno
	MA-3B	0,92	0,47	-48,9	Empeora	Muy bueno	Moderado
	MA-4	0,71	0,49	-31,0	Empeora	Bueno	Bueno
	MA-5	0,85	0,45	-47,1	Empeora	Muy bueno	Moderado
	MA-6	0,95	NE			Muy bueno	NE
	MA-7	0,82	0,65	-20,7	Empeora	Muy bueno	Bueno
	MA-8	NE	NE			NE	NE
	MA-9	0,79	0,59	-25,3	Empeora	Muy bueno	Bueno
	MA-10	0,55	0,52	-5,5	Empeora	Bueno	Bueno
	MA-11	0,55	0,51	-7,3	Empeora	Bueno	Bueno
CABRERA	MA-12	0,7	0,47	-32,9	Empeora	Bueno	Moderado
MALLORCA	MA-13	NE	NE			NE	NE
	MA-14	NE	NE			NE	NE
	MA-15	0,66	0,70	6,1	Mejora	Bueno	Bueno
	MA-16	0,70	0,52	-25,7	Empeora	Bueno	Bueno
MENORCA	ME-1A	0,79	NE			Muy bueno	NE
	ME-1B	0,71	NE			Bueno	NE
	ME-1C	NE	NE			NE	NE
	ME-2	0,49	0,47	-4,1	Empeora	Bueno	Moderado
	ME-3	0,46	0,41	-10,9	Empeora	Moderado	Moderado
	ME-4	0,68	0,48	-29,4	Empeora	Bueno	Bueno
	ME-5	0,66	0,49	-25,8	Empeora	Bueno	Bueno
IBIZA	IB-1A	0,74	0,77	4,1	Mejora	Muy bueno	Muy bueno
	IB-1B	0,77	0,93	20,8	Mejora	Muy bueno	Muy bueno
	IB-2	NE	NE			NE	NE
	IB-3	0,81	0,73	-9,9	Empeora	Muy bueno	Bueno
	IB-4	0,85	0,64	-24,7	Empeora	Muy bueno	Bueno
	IB-5	0,87	0,69	-20,7	Empeora	Muy bueno	Bueno
	IB-6	0,82	0,70	-14,6	Empeora	Muy bueno	Bueno
	IB-7	NE	0,57			NE	Bueno
	IBFO-8	NE	NE			NE	NE
	FO-9	0,76	0,80	5,3	Mejora	Muy bueno	Muy bueno
	FO-10	-	-			-	-

**Tabla 5.** EQR para los años 2005 y 2007, porcentaje de cambio entre esos dos años y estado ecológico de las masas de agua de la costa de las Islas Baleares según el índice MEDOCC. \*NE: no evaluado (estaciones de arenas gruesas). FUENTE: Ballesteros *et al.*<sup>2</sup>



## CONCLUSIONES

- En las Islas Baleares las especies tolerantes son muy abundantes, en detrimento de las especies sensibles. Como condición de referencia se escogió un valor de MEDOCC de 0,5, que se corresponde con una composición del 80 % de especies sensibles, el 15 % de especies indiferentes y el 5 % de especies tolerantes.
- De los 27 sectores de costa evaluados en el año 2005, 14 presentaron un estado muy bueno (51,9 %); 12, un estado bueno (44,4 %), y 1, un estado moderado (3,7 %).
- De los 26 sectores de costa evaluados en las Islas Baleares en el año 2007, 3 presentaron un estado muy bueno (11,5 %); 18, un estado bueno (69,2 %), y 5, un estado moderado (19,2 %). 10 sectores no pudieron evaluarse por falta de estaciones de arenas finas.
- En el año 2007, 3 masas de agua se mantuvieron en un estado muy bueno, 7 pasaron de un estado muy bueno a uno bueno, 9 se mantuvieron en un estado bueno, 2 pasaron de un estado muy bueno a uno de moderado, 2 pasaron de un estado bueno a uno de moderado, y 1 se mantuvo en estado moderado. Por tanto, se observa una disminución de la calidad del agua entre los años 2005 y 2007.
- De los 26 sectores evaluados en el año 2007, 5 incumplieron la DMA porque presentaban un estado ecológico moderado: la Serra de Tramuntana (MA-3B), la bahía de Pollença (MA-5), Cabrera (MA-12), la bahía de Fornells (ME-2) y el puerto de Maó (ME-3).
- El puerto de Maó (ME-3) se halló en estado moderado tanto en el año 2005 como en el 2007 (estaciones 68-71). En este puerto hay problemas de confinamiento de los sedimentos y se encuentran altas concentraciones de materia orgánica y metales. Se trata de una masa de agua muy modificada.
- La bahía de Sóller, a pesar de presentar un estado ecológico bueno, incluyó una estación con un estado ecológico moderado, que concuerda con la baja calidad fisicoquímica hallada en los sedimentos del puerto de Sóller.
- Tres estaciones presentaron riesgo de incumplimiento de la DMA, ya que, a pesar de encontrarse en un estado ecológico bueno, se acercaban al umbral moderado. Se trata de Cala d'Or (36) en Mallorca, y Cala Sant Esteve (73) y Cala Galdana (77) en Menorca; las tres con un valor de EQR de 0,48.
- Solo se dispone de datos del índice MEDOCC para los años 2005 y 2007. Actualmente se ha licitado un proyecto para elaborar un estudio que evalúe este índice y el índice CARLIT durante el año 2020.

---

## REFERENCIAS

- <sup>1</sup> PERSONNIC, S. *et al.* (2014). «An Ecosystem-Based Approach to Assess the Status of a Mediterranean Ecosystem, the *Posidonia oceanica* Seagrass Meadow». *PLoS ONE*, 9. DOI: 10.1371/journal.pone.0098994.
- <sup>2</sup> BALLESTEROS, E. *et al.* (2010). «Avaluació de la qualitat ambiental de les masses d'aigua costaneres utilitzant les macroalgues i els invertebrats bentònics com a bioindicadors. Informe final 2009-2010». Palma: Govern de les Illes Balears. Conselleria de Medi Ambient.
- <sup>3</sup> VAQUER-SUNYER, R.; DUARTE, C. M. (2008). «Thresholds of hypoxia for marine biodiversity». *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 105, 15452-15457.
- <sup>4</sup> BALLESTEROS, E. *et al.* (2007). «Implementació de la Directiva marc de l'aigua a les Illes Balears. Avaluació de la qualitat ambiental de les masses d'aigua costaneres utilitzant les macroalgues i els invertebrats bentònics com a bioindicadors (maig 2005 - març 2007)». Palma: Govern de les Illes Balears. Conselleria de Medi Ambient.
- <sup>5</sup> CARLETTI, A.; HEISKANEN, A.-S. (ed.) (2008) «Water Framework Directive intercalibration technical report. Part 3: Coastal and Transitional waters», 67-75. Luxemburg: Comissió Europea. Oficina de Publicacions de la Unió Europea. Institute for Environment and Sustainability.
- <sup>6</sup> BORJA, A.; FRANCO, J.; PÉREZ, V. (2000). «A Marine Biotic Index to Establish the Ecological Quality of Soft-Bottom Benthos Within European Estuarine and Coastal Environments». *Marine Pollution Bulletin*, 40, 1100-1114. DOI: 10.1016/S0025-326X(00)00061-8.
- <sup>7</sup> PEARSON, T. H.; ROSENBERG, R. (1978). «Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment». *Oceanography and Marine Biology Annual Review*, 16, 229-311.
- <sup>8</sup> ERDOGAN-DERELI, D.; CINAR, M. E. (2019). «The genus *Paradoneis* (Annelida: Paraonidae) from the Sea of Marmara, with descriptions of two new species». *Zootaxa*, 4686, 465-496. DOI: 10.11646/zootaxa.4686.4.2.
- <sup>9</sup> SAN MARTIN, G. (1982). «Una nueva especie de Nephtyidae (Poliquetos: Errantes) del Mediterráneo: *Micro-nephthys maryae* n. sp.». *Cahiers de Biologie Marine*, 23, 427-434.

---

## CITAR COMO

VAQUER-SUNYER, R.; BARRIENTOS, N.; MARTINO, S.; BALLESTEROS, E. (2020) «Indicador biológico de macroinvertebrados: índice del Mediterráneo occidental (MEDOCC)». En: Vaquer-Sunyer, R.; Barrientos, N. (ed.). *Informe Mar Balear 2020* <<https://www.informemarbalear.org/es/calidad-agua/imb-medocc-esp.pdf>>.

En la elaboración de este capítulo han participado:  
Raquel Vaquer-Sunyer, Natalia Barrientos, Sergio Martino y Enric Ballesteros.

# Indicador biológico de macroalgas: CARLIT

La metodología CARLIT se basa en la cartografía de las comunidades bentónicas litorales que se desarrollan sobre sustrato rocoso.<sup>1</sup> Esta metodología permite hacer una valoración precisa del estado ecológico del litoral mediante un estudio no destructivo continuado de la costa que no requiere trabajo de laboratorio, sino un tratamiento de los datos con un sistema de información geográfica (SIG). Así, permite comparar los cambios de las comunidades algales a lo largo del tiempo, y por tanto, observar la evolución del estado ecológico de la zona costera.<sup>2</sup>

Las comunidades de *Cystoseira* (fucales: Ochrophyta; actualmente las especies mediterráneas del género han sido reagrupadas en tres géneros diferentes: *Cystoseira*, *Carpodesmia* y *Treptacantha*) dominan los fondos rocosos infralitorales en las zonas con bajo impacto antrópico del Mediterráneo, donde están bien estructuradas, y son complejas, altamente productivas y soportan una alta biodiversidad (Figura 1).<sup>3</sup> Estas comunidades han sido afectadas por la degradación ambiental de diversas áreas y están sometidas a una disminución en su distribución en el Mediterráneo. La eutrofización es la principal causa de la rarefacción de las especies de *Cystoseira*,<sup>4</sup> aunque otros factores también podrían tener un papel importante, como la contaminación inorgánica, el aumento de la turbiedad, el herbivorismo y el cambio climático.<sup>3</sup> Su presencia en áreas poco contaminadas y su desaparición de zonas contaminadas, especialmente por eutrofización, las convierten en unos buenos indicadores de la calidad del agua.<sup>3,5</sup>

La metodología CARLIT se ha ido desarrollando en la costa catalana desde el período 1999-2000,

según las directrices de la Directiva marco del agua (DMA). Se basa en la agrupación de la gran diversidad de especies presentes a lo largo de la costa en pocas categorías, cada una con un valor de calidad ambiental asignado. Esta agrupación es imprescindible tanto en términos prácticos, a la hora de elaborar la cartografía, como en términos científicos, a la hora de interpretar los resultados. La categoría asignada indica la especie o especies más abundantes en la costa prospectada, y junto con su valoración y el tramo de costa que ocupa, proporciona un valor de calidad ecológica. Los valores de EQR (Ecological Quality Ratio) se obtienen mediante el cociente entre el valor de calidad ecológica obtenido y el valor en las zonas de referencia. Los valores del EQR se asocian a las masas de agua, que son la entidad de gestión ambiental en la Directiva marco del agua (DMA). De esta manera, se cumplen las directrices de la directiva que requieren dar un estatus ecológico a las masas de agua para aplicar planes de gestión que eviten el deterioro de las comunidades litorales y del estado ecológico.<sup>2</sup>

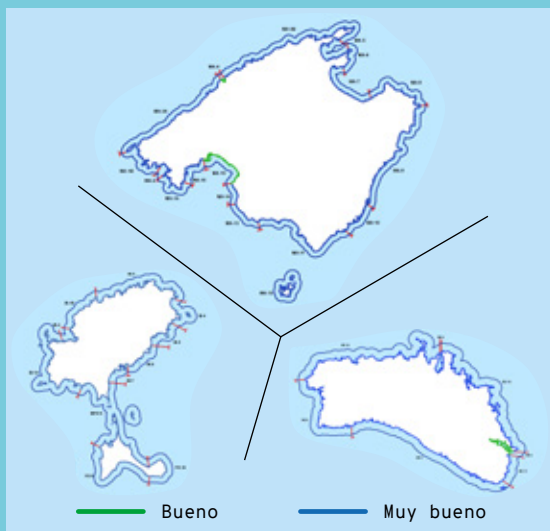
## ¿QUÉ ES?

La metodología CARLIT se basa en la cartografía de las comunidades bentónicas litorales que se desarrollan sobre sustrato rocoso. Es uno de los índices bióticos que se utilizan para determinar el estado de las masas de aguas costeras definidas por la Directiva marco del agua (DMA).

## METODOLOGÍA

La metodología se basa en la agrupación de la gran diversidad de especies presentes a lo largo de la costa en unas cuantas categorías con un valor de calidad ambiental asignado. La categoría asignada indica la especie o especies más abundantes en la costa prospectada y con su valoración y el tramo de costa que ocupa proporciona un valor de calidad ecológica. Los valores de EQR (Ecological Quality Ratio) se obtienen mediante el cociente entre el valor de calidad ecológica obtenido y el valor en las zonas de referencia. Los valores de EQR se asocian a las masas de agua, que son la entidad de gestión ambiental en la Directiva marco del agua (DMA). Permite realizar una valoración precisa del estado ecológico del litoral mediante un estudio no destructivo continuado de la costa y comparar los cambios de las comunidades algales a lo largo del tiempo y la evolución del estado ecológico de la zona costera.

Los resultados que se presentan aquí se basan en dos estudios elaborados por el equipo del CEAB-CSIC liderado por el doctor Ballesteros de los años 2006 y 2009: «Evaluación de la calidad ambiental de las masas de agua costeras utilizando las macroalgas y los invertebrados bentónicos como bioindicadores. Informe final 2009-2010» e «Implementación de la Directiva marco del agua en las Islas Baleares. Evaluación de la calidad ambiental de las masas de agua costeras utilizando las macroalgas y los invertebrados bentónicos como bioindicadores (mayo 2005 - marzo 2007)».



Estado ecológico de los sectores de costa muestreados en las Islas Baleares en el año 2009 según la metodología CARLIT. FUENTE: Ballesteros et al. (2010).

## ¿POR QUÉ?

El principal objetivo de la Directiva marco del agua (DMA 2000/60/CEE) es conseguir (o mantener) como mínimo un estado ecológico bueno en las masas de agua europeas. Esta directiva introduce el uso obligatorio de bioindicadores para evaluar el estado ecológico de los sistemas acuáticos. Las comunidades de macroalgas de sustratos rocosos infralitorales son buenos indicadores de la calidad del agua. En concreto, las comunidades de *Cystoseira* son buenas indicadoras de la eutrofización marina, ya que son muy sensibles a esta presión.

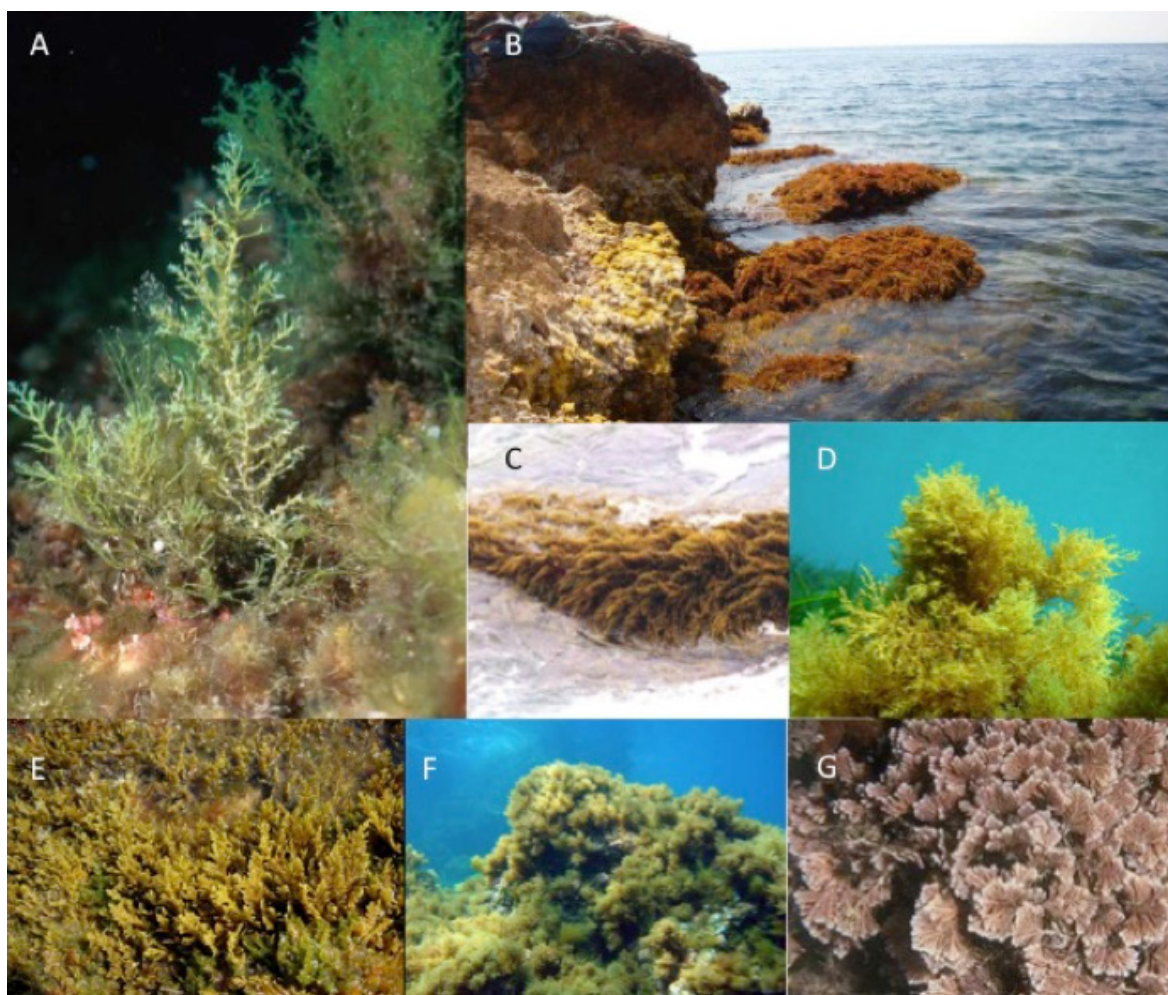
## LOCALIZACIÓN



## RESULTADOS

- Según la aplicación de la metodología CARLIT, el 91,7 % de la costa balear se encuentra en un estado ecológico muy bueno (33 sectores de un total de 36), y el 8,3 % (3 sectores), en un estado ecológico bueno.
- Las tres masas de agua en estado ecológico bueno son: la bahía de Sóller (MA-4), la bahía de Palma (MA-15) y el puerto de Maó (ME-3). En la bahía de Palma y el puerto de Maó, la sustitución de *Cystoseira amentacea* por *Corallina-Halimtilon* parece relacionada con presiones antrópicas.
- En la bahía de Sóller (MA-4) se ha detectado un descenso del estado ecológico, que ha pasado de muy bueno en 2006 (con un EQR de 0,86) a bueno en 2009 (EQR de 0,71), con una disminución del EQR del 17,4 %.
- En el puerto de Maó hay una masa de agua muy modificada (ME-3), con el 78 % muy modificada (interior del puerto y otras estructuras artificiales), y no fue evaluada. Por tanto, la valoración de estado bueno obtenida no es representativa de toda la masa de agua. En Cala Sant Esteve, la comunidad estaba dominada por *Cystoseira amentacea*, lo que indica un estado muy bueno. El límite sur de esta masa de agua (con la masa ME-1C) se podría redefinir para mejorar las necesidades de gestión.
- Ninguno de los sectores de costa estudiados en Mallorca presenta un porcentaje alto de ocupación por *Cystoseira amentacea* muy abundante. En el resto de islas, esta categoría presenta valores más altos, pero tampoco predomina en ninguno de los sectores de costa.





**Figura 1.** Comunidades de macroalgas dominantes en sustratos rocosos infralitorales del Mediterráneo. A: *Cystoseira (Carpodesmia) brachycarpa*. B: comunidad de *Cystoseira (Carpodesmia) amentacea* frente al faro de Botafoc, Ibiza. C: comunidad típica de ambientes batidos y limpios del litoral dominada por *Cystoseira (Carpodesmia) amentacea* al sur de Menorca (Cap d'en Font). D: ejemplar de *Cystoseira (Carpodesmia) brachycarpa* a un par de metros de profundidad (Portinatx, Ibiza). E: *Cystoseira compressa*. F: comunidad algal fotófila dominada por *Cystoseira (Carpodesmia) brachycarpa* y *dictyotals* (Portinatx, Ibiza). G: *Corallina elongata*. FUENTES: A, E y G: Ballesteros *et al.*<sup>6</sup>; B, C, D y F: Ballesteros *et al.*<sup>2</sup>

## NORMATIVA DE APLICACIÓN

- Directiva marco del agua (2000/60/CE).
- Real Decreto 907/2007, de 6 de julio, por el que se aprueba el Reglamento de la planificación hidrológica.
- Decreto ley 1/2015, de 10 de abril, por el que se aprueba la Instrucción de planificación hidrológica para la demarcación hidrográfica intracomunitaria de las Islas Baleares.
- Real Decreto 817/2015, de 11 de septiembre, por el que se establecen los criterios de seguimiento y evaluación del estado de las aguas superficiales y las normas de calidad ambiental.

## METODOLOGÍA

Aquí presentamos los resultados de dos estudios dirigidos por el doctor Enric Ballesteros, llevados a cabo en los años 2006 y 2009 en la costa de las Baleares, en los que se evalúa el estado biológico de las masas de agua de las Islas mediante la aplicación del índice CARLIT.<sup>2, 6</sup>

## Prospección visual

Se realizó una prospección de la costa con una embarcación neumática durante las primaveras de los años 2006 y 2009 (de abril a junio), coincidiendo con un desarrollo óptimo de las comunidades de fucas para permitir una valoración rápida y adecuada de las mismas.<sup>2</sup>

Los muestreos consistieron en la observación visual de las principales especies que constituyen las comunidades presentes sobre sustrato rocoso, y quedaron sin valorar las zonas de arena y el interior de los puertos. Se tuvieron en cuenta los ambientes cerrados que podrían ser considerados puertos naturales: el puerto de Maó y la bahía de Fornells.

Se estimó la unidad mínima de tramo de costa para valorar en un mínimo de cincuenta metros de longitud de costa recorrida en barca neumática a unos tres metros de la orilla.

La prospección visual consistió en diferenciar una serie de categorías, cuya extensión se marcó directamente sobre una fotografía aérea de la Aeroguía del litoral (Editorial Planeta, S. A., con fotografías

en color a escala 1:10.000 o 1:20.000) una vez recorrido cada lugar. Cada categoría se corresponde al tipo y a la abundancia de las comunidades de la zona infralitoral superior:<sup>2, 6</sup>

- *Cystoseira* 5 (Cs5). El horizonte de *Cystoseira* (*Carpodesmia*) *amentacea* es continuo, denso y muy bien constituido.
- *Cystoseira* 4 (Cs4). El horizonte de *Cystoseira* (*Carpodesmia*) *amentacea* es continuo solo en los lugares más favorables al desarrollo de esta comunidad (sustrato horizontal).
- *Cystoseira* 3 (Cs3). El horizonte de *Cystoseira* (*Carpodesmia*) *amentacea* es discontinuo; solo está bien constituido en aquellos lugares más favorables para la especie, y puede haber tramos más o menos largos de costa donde la *Cystoseira* esté ausente o solo haya individuos separados.
- *Cystoseira* 2 (Cs2). Las poblaciones de *Cystoseira* (*Carpodesmia*) *amentacea* son poco densas y solo se encuentran de forma dispersa en los lugares más favorables.
- *Cystoseira* 1 (Cs1). Se observan individuos aislados de *Cystoseira* (*Carpodesmia*) *amentacea* y en ningún caso se puede hablar de horizonte. Con esta categoría se quiere constatar solo la presencia de esta especie.

En lugares muy calmados donde *Cystoseira* (*Carpodesmia*) *amentacea* no se desarrolla se han considerado otras especies de *Cystoseira* (sobre todo *Cystoseira compressa* y, excepcionalmente, *Cystoseira* (*Carpodesmia*) *crinita*, *Cystoseira* (*Treptacantha*) *barbata*, *Cystoseira* (*Treptacantha*) *algeriensis*, *Cystoseira* (*Treptacantha*) *ballesterosii* var. *tenuior* y *Cystoseira* (*Carpodesmia*) *brachycarpa*).

- *Corallina-Haliptilon*. Aunque *Corallina elongata* y *Haliptilon virgatum* están presentes casi por doquier, esta categoría está definida por la abundancia de estas especies siempre que no haya individuos de *Cystoseira*. De hecho, las categorías 1 y 2 de *Cystoseira* (y parte de la categoría 3) son, en la práctica, horizontes de *Corallina elongata* o *Haliptilon virgatum* con *Cystoseira amentacea*. En la costa balear, a menudo se encuentra *Corallina elongata* en sustratos desplomados o verticales, y suele haber *Haliptilon virgatum* en lugares más soleados.
- Algas fotófilas. Se encuentran generalmente algas pardas de talo erecto, como *Dictyota fasciola*, *Dictyota ligulata* o *Dictyota dichotoma*, que substituyen a las algas del género *Cystoseira* en sustratos bien iluminados y con menos hidrodinamismo.
- *Mytilus*. Esta categoría está definida por el mejillón como especie más abundante, en ausencia de *Cystoseira*.

- Ulváceas. Categoría caracterizada por la ausencia de *Cystoseira* spp. y la abundancia de ulváceas (*Ulva*) y otras clorofíceas (*Cladophora* y *Chaetomorpha*).
- *Lithophyllum*. Las especies más abundantes son las coralináceas incrustantes de talo liso. Principalmente se trata de *Neogoniolithon brassica-florida*, así como bases de *Corallina elongata* y de otras coralináceas.
- Cornisa. La existencia de una cornisa del alga *Lithophyllum byssoides* en la zona mediolitoral inferior dificulta o imposibilita el desarrollo de un horizonte de *Cystoseira* spp. o de otras algas fotófilas en el nivel litoral estricto. Habitualmente se establece un poblamiento de algas esciófilas dominado por *Corallina elongata*, pero que cabe diferenciar del horizonte fotófilo de *Corallina*.
- Dendropoma. Esta estructura biogénica resulta de la asociación de dos especies, el vermético gasterópodo *Dendropoma petraeum* con el alga coralinácea *Neogoniolithon brassica-florida*. Aunque tiene una forma variable, habitualmente se trata de una plataforma horizontal cerca del nivel del mar, a pocos centímetros de la superficie. En algunos lugares se pueden encontrar acompañadas de *Cystoseira* spp. o *Palisada tenerrima*.
- Cianoficias. Categoría propia de lugares altamente contaminados donde el poblamiento dominante está constituido por cianoficias acompañadas de otras algas muy resistentes a la contaminación (derbesiales, ulváceas).

Aparte de estas categorías, se añadieron otras de poco habituales, definidas a posteriori. En algunos casos se indicó también la abundancia de una especie determinada dentro de cada categoría (por ejemplo: *Cystoseira* 3 con *C. compressa*).

También se tomaron notas sobre los parámetros geomorfológicos que influyen en la composición de las comunidades durante la prospección visual:

- La naturaleza del sustrato: natural (N) o artificial (A).
- El tipo de costa: costa baja (CB) o costa alta (CA).
- El tipo de bloques: bloques dosimétricos de tamaño pequeño (BD) o bloques métricos de tamaño grande (BM).
- El grado de inclinación de la pared: horizontal (H), subvertical (SV), vertical (V), o desplome (D).

---

#### TRATAMIENTO DE DATOS

La información obtenida durante la prospección visual se trasladó a un sistema de información geográfico (SIG), al programa ArcGIS versión 9.2. Se utilizaron como soporte de datos las ortofotografías

en color del litoral balear realizadas a partir del año 2002 y la línea de costa elaborada en el año 1995, corregidas al hacer el SIG a escala 1:5.000. Se modificó la línea de costa para adecuarla a la actual, alterada por la continua proliferación de obras nuevas (construcción de puertos nuevos, espigones, etc.).

Del conjunto de datos del SIG se pueden extraer dos tipos de información: en primer lugar, la distribución y el estado de las comunidades que pueden encontrarse en la zona infralitoral superior de la costa balear, y en segundo lugar, un índice de calidad ambiental, el EQR, asociado a cada tramo de costa a partir del cociente entre el valor de calidad ecológica obtenido en el litoral balear y el valor de referencia.

La agrupación de los tramos de costa con la misma comunidad en función de diferentes criterios (territoriales, geomorfológicos, etc.) y la posterior representación en forma de gráficos permite ver claramente la ocupación territorial de las diferentes comunidades y su evolución al comparar años sucesivos. Ello debe ayudar a detectar la presencia no deseada de determinadas comunidades indicadoras de perturbaciones y a obtener una visión global del paisaje costero de las Islas Baleares.

La DMA establece que el índice EQR debe calcularse comparando los valores del lugar estudiado (las diferentes masas de agua de la costa balear) con las condiciones biológicas de las zonas de referencia. Este índice relaciona el estado ecológico real de la zona estudiada, obtenido durante la monitorización, con el estado ecológico potencial, marcado por las condiciones de referencia. Como condiciones de referencia se han escogido zonas en un estado ecológico excelente, a partir de un muestreo realizado en el año 2001. Son la fachada marítima del Parque Natural Regional de Córcega, la Reserva Marina de los Freus de Ibiza y Formentera y la Reserva Marina del Norte de Menorca.

La obtención de un índice de calidad, el EQR (Ecological Quality Ratio), es un proceso relativamente complejo y requiere una serie de cálculos. Primero hay que asignar la calidad ecológica de las comunidades establecidas en una zona de costa (EQ). Estos EQ tienen en cuenta las longitudes de costa ocupada por cada comunidad (i) y la valoración de su calidad ambiental para todo el tramo de costa recorrido. Los valores de calidad ambiental asignados a cada comunidad (Tabla 1) fueron establecidos previamente por el grupo de investigación del CEAB-CSIC que desarrolló la metodología CARLIT. Estas valoraciones no son valores fijos, y se podrían modificar más adelante. El EQ se calcula así:

$$EQ_{SSI} = \frac{\sum (l_i * SL_i)}{\sum l_i}$$

Donde  $EQ_{SSI}$  es la calidad ecológica de un determinado tramo de costa;  $l_i$ , la longitud de la línea de

costa ocupada por el tipo de comunidad, y  $SL_i$ , la valoración de la calidad ambiental de la comunidad i.

Para calcular el índice EQR, se compara el valor  $EQ_{SSI}$  que se obtiene en el estudio de la costa balear con el  $EQ_{RSI}$  obtenido en el estudio de las zonas de referencia:

$$EQR = \frac{EQ \text{ per a la zona estudiada } (EQ_{SSI})}{EQ \text{ per a les zones de referència } (EQ_{RSI})}$$

COMUNIDADES	SL <sub>i</sub>	COMUNIDADES	SL <sub>i</sub>
Cs (calmado)	20	Cs1 + U	10
Fanerógamas	20	Co	8
Cs5	20	Co + Cer	8
T	20	Co + Cy	8
Af + Cs (calmado)	20	Co + Gel + L	8
Cs4	19	Co + Gel + M	8
Cs4 + M	19	Co + L	8
Cs4 + T	19	Co + L + U	8
Cs4 + U	19	Gel	8
Cs3	15	Co + M	7
Cs3 + M	15	Co + M + Cy	7
Cs3 + M + T	15	Co + M + T	7
Cs3 + T	15	Co + U	7
Cs3 + U	15	Gel + M	7
Cs2	12	Cer	6
Cs2 + L	12	L	6
Cs2 + T	12	L + M	6
Cs2 + T + U	12	M	6
Cs2 + U	12	Gel + M + U	5
Co + T	12	Gel + U	5
Af	12	L + U	5
H	12	M + U	5
Cs1-2	11	Co + U + Cy	3
Cs1-2 + T	11	U	3
Cs1	10	U + Cer	3
Cs1 + L	10	U + Cy	3

**Tabla 1.** Valoración de las comunidades y combinaciones de estas en las costas españolas y en las zonas de referencia \*Cs1: *Cystoseira* 1; Cs2: *Cystoseira* 2; Cs3 *Cystoseira* 3; Cs4: *Cystoseira* 4; Cs5: *Cystoseira* 5; Cs1-2: *Cystoseira* 1-2; Cs2-3: *Cystoseira* 2-3; Cs3-4: *Cystoseira* 3-4; Cs4-5: *Cystoseira* 4-5; T: cornisa; Co: *Corallina*; L: *Lithophyllum*; M: *Mytilus*; U: ulváceas; Cer: *Ceramiales*; Gel: *Gelidium*; Af: algas fotófilas; Hv: *Haliptilon virgatum*.

Cabe tener en cuenta la importancia de los parámetros geomorfológicos a la hora de determinar la composición de las comunidades. Se seleccionaron dos parámetros que, de acuerdo con los trabajos del grupo de investigación del CEAB-CSIC, son los que influyen más sobre las comunidades en ambientes poco afectados o nada por perturbaciones humanas: (1) la naturaleza del sustrato (natural o artificial); y (2) el tipo de costa (costa alta, costa baja o bloques métricos).

Se establecieron unas condiciones de referencia para cada combinación de estos dos parámetros geomorfológicos (Tabla 2). De esta manera, el EQR se calculó comparando los tramos de costa con la misma combinación de parámetros con la correspondiente condición de referencia para asegurar que las diferencias detectadas en el estado de las comunidades de los tramos de costa evaluados eran debidas a cambios en la calidad ambiental, y no a estos otros factores.



Comunidad	Mallorca (%)	Menorca (%)	Pitiusas (%)
<i>Cystoseira</i> muy abundante	36,62	46,39	55,67
<i>Cystoseira</i> abundante	35,21	27,12	27,20
<i>Cystoseira</i> poco abundante	13,50	8,48	10,13
<i>Cystoseira compressa</i>	0,67	0,16	0,23
<i>Cystoseira</i> de zonas calmadas	0,76	6,09	0,54
<i>Corallina-Halimtilon</i>	11,87	11,09	5,04
Otras	1,37	0,67	1,19

**Tabla 4.** Porcentaje de recubrimiento de las comunidades por isla.

TIPO DE COSTA	NATURALEZA DEL SUSTRATO	EQ <sub>PSI</sub>
BM	A	12
CB	A	12
CA	A	8
BM	N	12
CB	N	17
CA	N	15

**Tabla 2.** Calidad ecológica de las zonas de referencia para los diferentes paisajes posibles.

Los valores de EQR oscilan entre 0 y 1, e indican un buen estado ecológico cuando son cercanos a 1, mientras que indican un mal estado ecológico cuando se acercan a 0. Dividiendo este rango entre cinco, se han definido los valores del índice EQR que limitan los cinco estados ecológicos propuestos por la DMA (Tabla 3).

EQR	ALTERACIÓN	ESTADO ECOLÓGICO
> 0,75 - 1,00	Inexistente o muy pequeña	Muy bueno
> 0,60 - 0,75	Ligera	Bueno
> 0,40 - 0,60	Moderada	Moderado
> 0,25 - 0,40	Grande	Deficiente
0,0 - 0,25	Muy grande	Malo

**Tabla 3.** Categorías del estado ecológico en función del EQR.

## RESULTADOS

No hay grandes diferencias en las comunidades algales entre las diversas islas, donde, en conjunto, las comunidades de *Cystoseira* ocupan más del 85 % del recubrimiento total. La distribución de este porcentaje de recubrimiento entre las diferentes categorías de *Cystoseira* sí que varía entre islas. Las islas Pitiusas (Ibiza y Formentera) tienen una proporción mayor de *Cystoseira* (*Carpodesmia*) *amentacea*, con más del 90 % de ocupación, que es muy abundante en un 56 % de la su costa. En Menorca, es destacable que el 6 % de la costa está ocupada por especies de *Cystoseira* de zonas calmadas (*Cystoseira* (*Treptacantha*) *barbata*, *Cystoseira* (*Carpodesmia*) *brachycarpa*, etc.), hecho que, junto con el 82 % ocupado por *Cystoseira* (*Carpodesmia*) *amentacea*, indica su buen estado de conservación. En cambio, Mallorca presenta un porcentaje inferior de ocupación de especies del género *Cystoseira*, y sus abundancias son las más bajas encontradas. La comunidad de *Cystoseira* (*Carpodesmia*) *amentacea* con altos recubrimientos solo se encuentra en un 37 % de la costa. La ocupación por *Corallina-Halimtilon* es muy similar en Mallorca y Menorca, con un 11 % de recubrimiento en las dos islas, y es más baja en las Pitiusas (5 %) (Tabla 4).

Isla	MA	Delimitación	EQR 2006	EQR 2009	Porcentaje de cambio 2009-2006	Tipo de cambio	Estado ecológico 2006	Estado ecológico 2009
MALLORCA	MA-1A	Cala Falcó - Na Foradada	1	0,98	-2,0	Empeora	Muy bueno	Muy bueno
	MA-1B	Punta Castellot - Punta Negra	1	0,99	-1,0	Empeora	Muy bueno	Muy bueno
	MA-2	Bahía de Santa Ponça	0,82	0,76	-7,3	Empeora	Muy bueno	Muy bueno
	MA-3A	Punta Negra - Cap Gros	1	1	0,0	Sin cambios	Muy bueno	Muy bueno
	MA-3B	Ses Punes - Illa de Formentor	0,99	0,96	-3,0	Empeora	Muy bueno	Muy bueno
	MA-4	Bahía de Sóller	0,86	0,71	-17,4	Empeora	Muy bueno	Bueno



Isla	MA	Delimitación	EQR 2006	EQR 2009	Porcentaje de cambio 2009-2006	Tipo de cambio	Estado ecológico 2006	Estado ecológico 2009
MALLORCA	MA-5	Bahía de Pollença	0,97	0,94	-3,1	Empeora	Muy bueno	Muy bueno
	MA-6	Cap des Pinar - Illa d'Alcanada	0,99	1	1,0	Mejora	Muy bueno	Muy bueno
	MA-7	Illa d'Alcanada - Colònia de Sant Pere	0,92	0,88	-4,3	Empeora	Muy bueno	Muy bueno
	MA-8	Colònia de Sant Pere - Punta de Capdepera	1	0,95	-5,0	Empeora	Muy bueno	Muy bueno
	MA-9	Punta de Capdepera - Portocolom	0,91	0,87	-4,4	Empeora	Muy bueno	Muy bueno
	MA-10	Punta des Joncs - Cala Figuera	0,87	0,81	-6,9	Empeora	Muy bueno	Muy bueno
	MA-11	Cala Figuera - Cala Beltran	0,91	0,98	7,7	Mejora	Muy bueno	Muy bueno
	MA-12	Cabrera	1	0,92	-8,0	Empeora	Muy bueno	Muy bueno
	MA-13	Cala Beltran - Cap de Regana	1	0,99	-1,0	Empeora	Muy bueno	Muy bueno
	MA-14	Cap de Regana - Cap Enderrocat	1	1	0,0	Sin cambios	Muy bueno	Muy bueno
	MA-15	Cap Enderrocat - Cala Major	0,69	0,75	8,7	Mejora	Bueno	Bueno
	MA-16	Cala Major - Cala Falcó	0,96	0,91	-5,2	Empeora	Muy bueno	Muy bueno
MENORCA	ME-1A	Cap de Bajolí - Cap de Fornells	0,97	0,97	0,0	Sin cambios	Muy bueno	Muy bueno
	ME-1B	Es Morters - Punta des Clot	1	0,99	-1,0	Empeora	Muy bueno	Muy bueno
	ME-1C	Cala Sant Esteve - Punta Prima	0,99	1	1,0	Mejora	Muy bueno	Muy bueno
	ME-2	Bahía de Fornells	1	1	0,0	Sin cambios	Muy bueno	Muy bueno
	ME-3	Puerto de Maó	0,70	0,72	2,9	Mejora	Bueno	Bueno
	ME-4	Punta Prima - Punta na Pruna	0,93	0,95	2,2	Mejora	Muy bueno	Muy bueno
	ME-5	Punta na Pruna - Cap de Bajolí	0,91	0,86	-5,5	Empeora	Muy bueno	Muy bueno
IBIZA	IB-1A	Punta des Jondal - Punta de sa Pedrera	0,96	0,98	2,1	Mejora	Muy bueno	Muy bueno

Isla	MA	Delimitación	EQR 2006	EQR 2009	Porcentaje de cambio 2009-2006	Tipo de cambio	Estado ecológico 2006	Estado ecológico 2009
IBIZA Y FORMENTERA	IB-1B	Cap Negret - Cap des Mossons	0,93	0,85	-8,6	Empeora	Muy bueno	Muy bueno
	IB-2	Bahía de Sant Antoni	1	0,98	-2,0	Empeora	Muy bueno	Muy bueno
	IB-3	Cap des Mossons - Punta Grossa	0,99	0,96	-3,0	Empeora	Muy bueno	Muy bueno
	IB-4	Punta Grossa - Cala Llenya	0,98	1	2,0	Mejora	Muy bueno	Muy bueno
	IB-5	Cala Llenya - Punta Blanca	1	1	0,0	Sin cambios	Muy bueno	Muy bueno
	IB-6	Punta Blanca - Punta des Andreus	1	1	0,0	Sin cambios	Muy bueno	Muy bueno
	IB-7	Punta des Andreus - Punta de la Mata	0,93	0,95	2,2	Mejora	Muy bueno	Muy bueno
	IBFO-8	Freus de Ibiza y Formentera	1	1	0,0	Sin cambios	Muy bueno	Muy bueno
	FO-9	Punta de la Gavina - Punta de ses Pesqueres	1	0,99	-1,0	Empeora	Muy bueno	Muy bueno
	FO-10	Punta de ses Pesqueres - Punta de ses Pedres	0,98	1	2,0	Mejora	Muy bueno	Muy bueno

**Tabla 5.** Valores de EQR para cada sector de costa o masa de agua (MA) de las Baleares, obtenidos mediante la metodología CARLIT, que corresponden a los umbrales entre las cinco categorías de estado ecológico propuestas por la DMA.

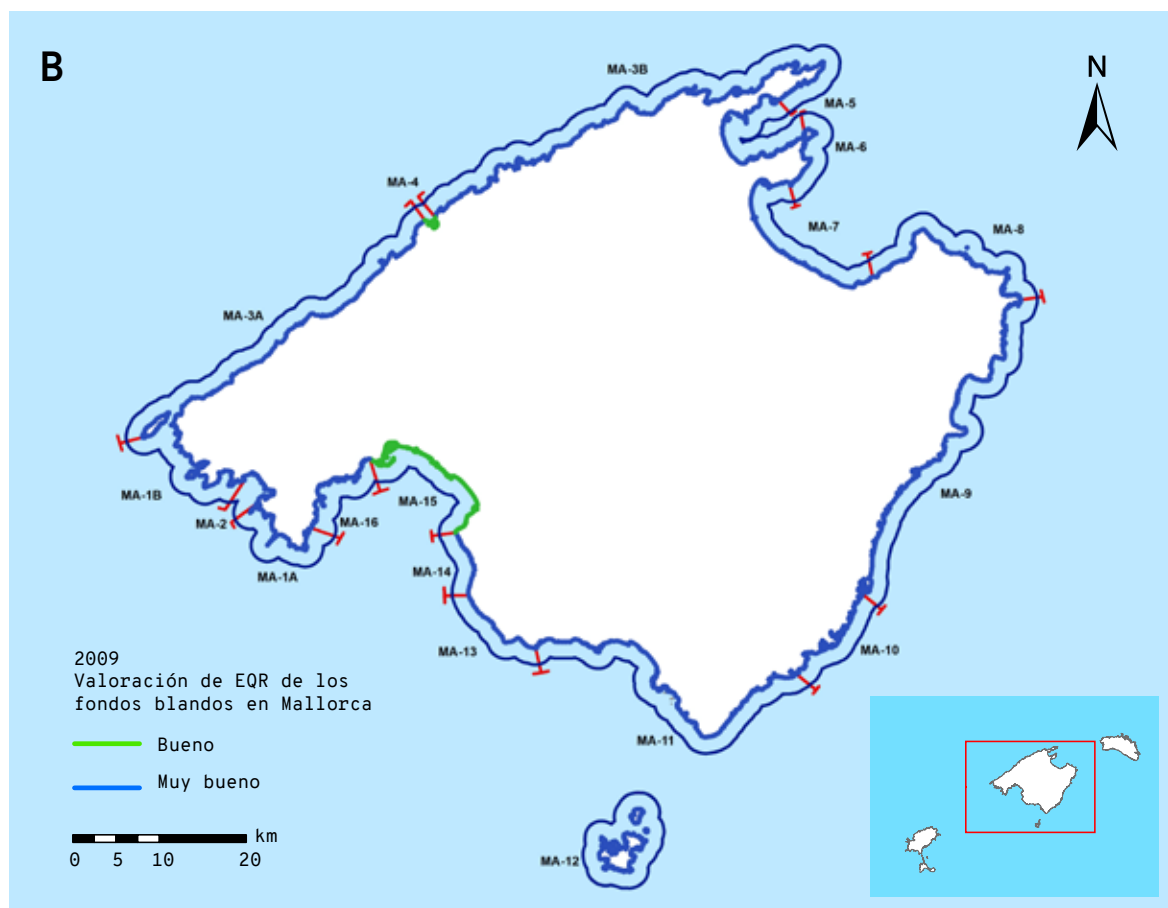
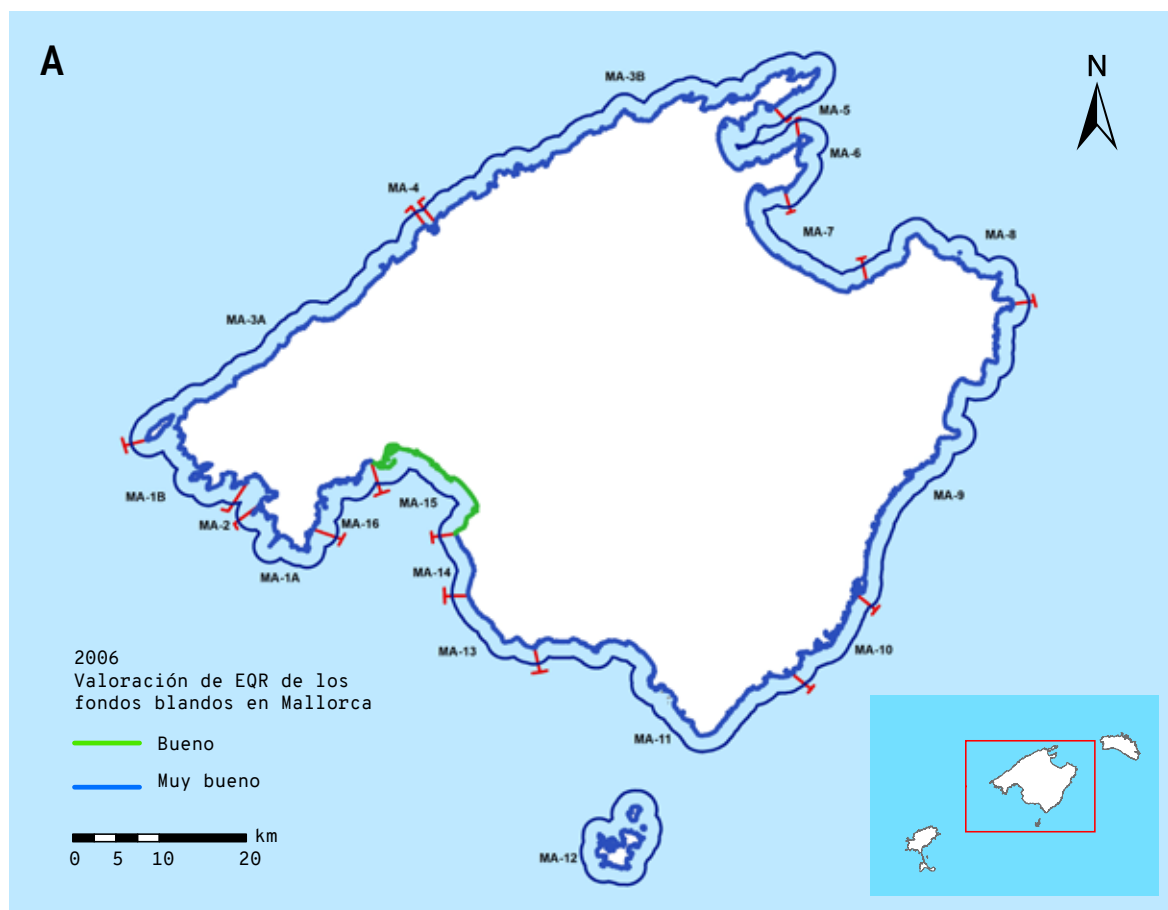
\*Se indica el porcentaje de cambio entre el muestreo del año 2006 y el del año 2009, la tipología del cambio (empeora, sin cambios o mejora) y el estado ecológico resultante de la aplicación de este índice.

No hay cambios significativos entre los dos años de muestreo (2006 y 2009) (Tabla 5). De los 36 sectores de costa evaluados, ninguno se encuentra en riesgo de incumplimiento, 33 presentan un estado ecológico muy bueno y 3, un estado ecológico bueno (Tabla 5).

Solo una masa de agua, la bahía de Sóller (MA-4), ha cambiado de categoría y ha pasado de muy bueno en el año 2006 (con un EQR de 0,86) a bueno en el 2009 (con un EQR de 0,71), con una disminución del EQR del 17,4 %. Esta diferencia no puede explicarse por un aumento de la longitud de costa muestreada, ya que en 2006 se prospectó un 91 % de la masa de agua. El cambio de las comunidades presentes podría estar relacionado con las obras de ampliación del puerto durante el año 2006, o con causas naturales. Por tanto, se debería realizar un seguimiento más exhaustivo de esta masa de agua para saber cuál es el origen de la perturbación (Tabla 5, Figura 2).

Las otras dos masas de agua que han presentado una valoración de estado bueno, la bahía de Palma (MA-15) y el puerto de Maó (ME-3), ya presentaban esta valoración en 2006. Se corresponden a las masas de agua más antropizadas, donde se ubican las capitales de las islas de Mallorca y Menorca (Tabla 5, figuras 2-3).

La isla de Mallorca es la que presenta más sectores de costa en estado ecológico bueno, con dos masas de agua, la de la bahía de Sóller (MA-4) y la de la bahía de Palma (MA-15), con esta categoría. Además, la masa de agua de la bahía de Santa Ponça (MA-2) presenta un valor de EQR de 0,76, cercano al 0,75, que es el límite entre las categorías de bueno y muy bueno, y ha empeorado en un 7,3 % entre los años 2006 y 2009 (Tabla 5, Figura 2).



**Figura 2.** Valores de EQR para cada sector de costa en las islas de Mallorca y Cabrera en el año 2006 (A) y 2009 (B) según el índice CARLIT. FUENTE: Ballesteros *et al.*<sup>2</sup>

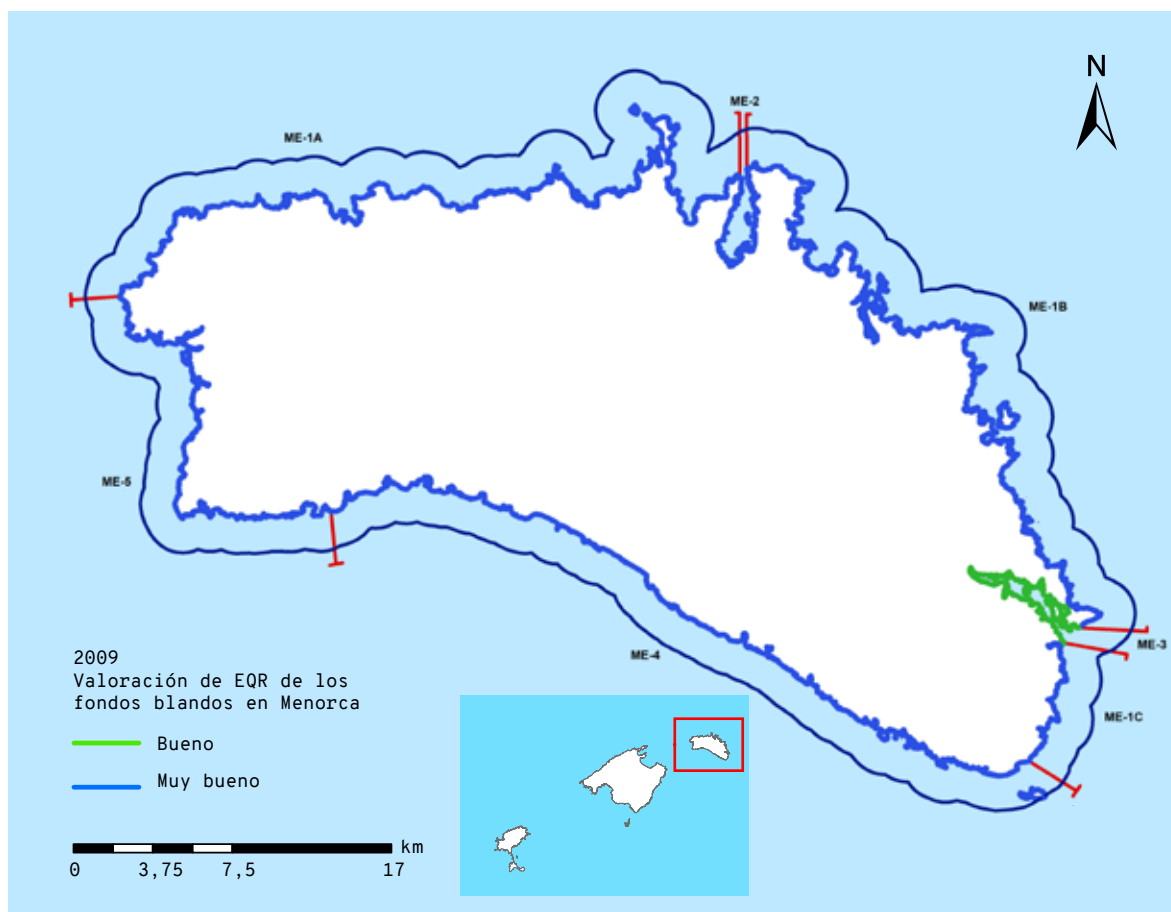


Figura 3. Valores de EQR para cada sector de costa en la isla de Menorca en el año 2009 según el índice CARLIT. FUENTE: Ballesteros *et al.*<sup>2</sup>

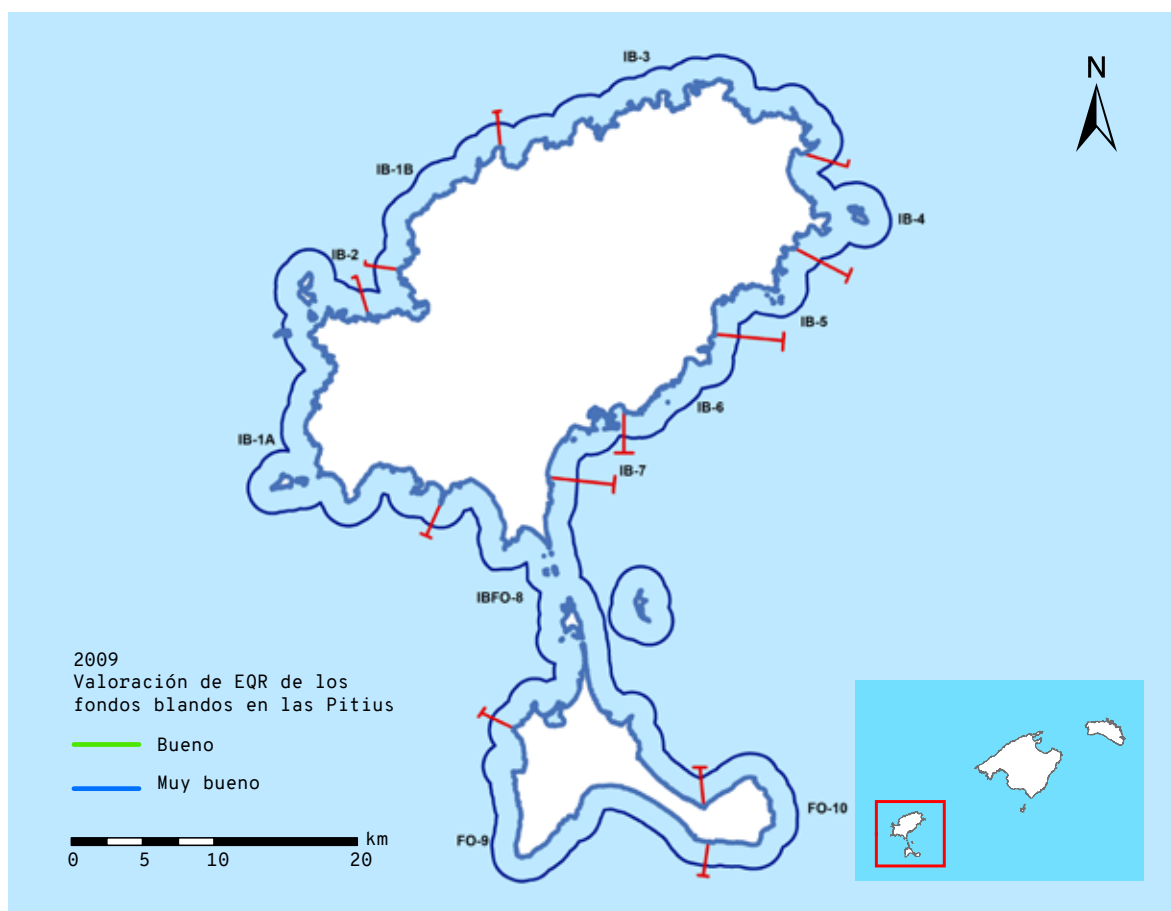


Figura 4. Valores de EQR para cada sector de costa en las islas de Ibiza y Formentera en el año 2009 según el índice CARLIT. FUENTE: Ballesteros *et al.*<sup>2</sup>

De los cinco sectores de la costa de Menorca, solo el del puerto de Maó (ME-3) presenta un estado ecológico bueno. Se trata de una masa de agua muy modificada para la cual no se requiere la evaluación del estado ecológico, sino la de un potencial ecológico (que todavía no se ha definido) (Tabla 1, Figura 3).

Los once sectores de Ibiza y Formentera presentan un estado ecológico muy bueno (Tabla 5, Figura 4).

## CONCLUSIONES

- Se evaluó casi de manera continua toda la costa balear (un 93 %) con la metodología CARLIT. En un 7 % de la costa no se pudo aplicar dicha metodología por tratarse de costas de arena, interiores de puertos y zonas inaccesibles como áreas militares. Las masas de agua donde hubo un porcentaje de costa no evaluada más alto son: Pollença (MA-5), Alcúdia (MA-7), Palma (MA-15), Ibiza (IB-7) y Maó (ME-3). Una parte importante de la costa balear está constituida por sustratos desplomados, donde no puede desarrollarse la comunidad de *Cystoseira* (*Carpodesmia*) *amentacea* (Cs4 y Cs5).
- De los 36 sectores de costa definidos en la costa balear, 33 se encuentran en un estado ecológico muy bueno, y 3 en un estado ecológico bueno. Los tres en estado bueno son la bahía de Sóller (MA-4), la bahía de Palma (MA-15) y el puerto de Maó (ME-3). En el caso de la bahía de Palma y el puerto de Maó, la sustitución de *Cystoseira* (*Carpodesmia*) *amentacea* por *Corallina*-*Haliptilon* en ciertas zonas parece relacionada con el efecto de las presiones antrópicas.
- En la bahía de Sóller (MA-4) se ha detectado un descenso del estado ecológico, que ha pasado de muy bueno en el año 2006 a bueno en 2009. Este hecho podría haber sido causado en parte por las obras de ampliación del puerto durante el año 2006. No obstante, la limitación en el desarrollo de la comunidad de *Cystoseira* puede ser en parte natural, ya que la presencia de acantilados medianos, con un escaso sustrato horizontal, impide el crecimiento de un horizonte continuo de *Cystoseira*. Se recomienda realizar un seguimiento más exhaustivo de esta masa de agua en los próximos años para detectar un posible empeoramiento de su estado ecológico.
- Teniendo en cuenta que, algunas veces, las presiones antrópicas se distribuyen de manera heterogénea dentro de una misma masa de agua, se pueden encontrar comunidades de diferente categoría de calidad ecológica según los tramos prospectados. Si estas masas no se prospectan enteras, podría ocurrir que los tramos escogidos no fuesen representativos de toda la masa de agua. Esto pasa en las masas MA-5, MA-7 y MA-16.
- En el caso de la masa de agua muy modificada del puerto de Maó (ME-3), el 78 % está fuertemente modificado (interior del puerto y otras estructuras artificiales) y no ha sido evaluado. Por tanto, la valoración de estado bueno obtenida no es representativa de toda la masa de agua. Por otro lado, en Cala Sant Esteve la comunidad está dominada por *Cystoseira* (*Carpodesmia*) *amentacea*, lo que indica un estado muy bueno. El límite sur de esta masa de agua (con la masa ME-1C) podría redefinirse para que se atiendan mejor las necesidades de gestión.
- Ninguno de los sectores de costa estudiados en Mallorca presenta un porcentaje alto de ocupación por *Cystoseira* (*Carpodesmia*) *amentacea* muy abundante (Cs5). En el resto de islas, esta categoría presenta valores más altos, pero tampoco predomina en ninguno de los sectores de costa.
- Solo se dispone de datos de CARLIT para los años 2006 y 2009. Actualmente se ha licitado un proyecto para elaborar un estudio que evalúe el EQR siguiendo la metodología CARLIT y el índice MEDOCC durante el año 2020.

---

## REFERENCIAS

- <sup>1</sup> BALLESTEROS, E. *et al.* (2007). «A new methodology based on littoral community cartography dominated by macroalgae for the implementation of the European Water Framework Directive». *Marine Pollution Bulletin*, 55, 172-180. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2006.08.038.
- <sup>2</sup> BALLESTEROS, E. *et al.* (2010). «Avaluació de la qualitat ambiental de les masses d'aigua costaneres utilitzant les macroalgues i els invertebrats bentònics com a bioindicadors. Informe final 2009-2010». Palma: Govern de les Illes Balears. Conselleria de Medi Ambient.
- <sup>3</sup> SALES, M.; BALLESTEROS, E. (2009). «Shallow *Cystoseira* (Fucales: *Ochrophyta*) assemblages thriving in sheltered areas from Menorca (NW Mediterranean): Relationships with environmental factors and anthropogenic pressures». *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 84, 476-482. DOI: 10.1016/j.ecss.2009.07.013.
- <sup>4</sup> ARÉVALO, R.; BALLESTEROS, E.; PINEDO, S. (2007). «Changes in the composition and structure of Mediterranean rocky-shore communities following a gradient of nutrient enrichment: Descriptive study and test of proposed methods to assess water quality regarding macroalgae». *Marine Pollution Bulletin*, 55, 104-113. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2006.08.023.
- <sup>5</sup> ARÉVALO, R.; BALLESTEROS, E.; PINEDO, S. (2015). «Seasonal dynamics of upper sublittoral assemblages on Mediterranean rocky shores along a eutrophication gradient». *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 161, 93-101. DOI:10.1016/j.ecss.2015.05.004.
- <sup>6</sup> BALLESTEROS, E. *et al.* (2007). «Implementació de la Directiva marc de l'aigua a les Illes Balears. Avaluació de la qualitat ambiental de les masses d'aigua costaneres utilitzant les macroalgues i els invertebrats bentònics com a bioindicadors (maig 2005 - març 2007)». Palma: Govern de les Illes Balears. Conselleria de Medi Ambient.

---

## CITAR COMO

Vaquer-Sunyer, R.; Barrientos, N.; Martino, S.; BALLESTEROS, E. (2020) «Indicador biológico de macroalgas: CARLIT». En: Vaquer-Sunyer, R.; Barrientos, N. (ed.). *Informe Mar Balear 2020* <<https://www.informemar-balear.org/es/calidad-agua/imb-carlit-esp.pdf>>.

En la elaboración de este capítulo han participado:

Raquel Vaquer-Sunyer, Natalia Barrientos, Benjamí Reviriego, Mar Santandreu y Sergio Martino.

# Índice Multivariante *Posidonia oceanica* (POMI)

La Directiva marco del agua (DMA 2000/60/CEE) establece las bases para la vigilancia, protección y mejora del estado ecológico de los sistemas acuáticos en los países miembros de la Unión Europea. El principal objetivo de la DMA es alcanzar (o mantener) al menos un estado ecológico bueno de las masas de agua europeas para el año 2015.

Esta directiva introduce el uso obligatorio de bioindicadores para evaluar el estado ecológico de los sistemas acuáticos.

Para las aguas costeras marinas, los organismos que se han utilizado como bioindicadores (Biological Quality Elements, BQE) son: fitoplancton, macroalgas, macroinvertebrados y angiospermas.

En el caso de las fanerógamas marinas (angiospermas), se ha elegido el uso de la especie *Posidonia oceanica* y el Índice Multivariante POMI.

La planta marina *Posidonia oceanica* presenta ciertas características que la hacen adecuada para medir correctamente el estado ecológico de las aguas costeras. Por un lado, tiene una alta sensibilidad a las perturbaciones ambientales—por ejemplo, a la disminución de la transparencia del agua, la eutrofización, la contaminación o la erosión. Por otro, es una especie ampliamente distribuida a lo largo de la costa mediterránea y en las Islas Baleares es la planta marina dominante. Finalmente, el gran conocimiento de su biología, la ecología de la especie y sus respuestas específicas asociadas a impactos antropogénicos la convierten en buena candidata para ser empleada eficientemente como elemento biológico de calidad en el mar Mediterráneo.

## NORMATIVA

- Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 23 de octubre de 2000, que establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas (Directiva marco del agua).
- Directiva 2008/56/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 17 de junio de 2008, por la

que se establece un marco de acción comunitaria para la política del medio marino (Directiva marco sobre la estrategia marina).

- Ley 62/2003, de 30 de diciembre, de medidas fiscales, administrativas y del orden social que incluye, en su artículo 129, la modificación del texto de la Ley de aguas, aprobado por el Real decreto legislativo 1/2001, de 20 de julio, por la que se incorpora al derecho español la Directiva 2000/60/CE, estableciendo un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas.
- Decreto ley 1/2015, de 10 de abril, por el que se aprueba la Instrucción de planificación hidrológica para la demarcación hidrográfica intracomunitaria de las Illes Balears (BOIB núm. 52 de 11 de abril de 2015).
- Real decreto 907/2007, de 6 de julio, por el que se aprueba el Reglamento de la planificación hidrológica.

## METODOLOGÍA

Se ha evaluado el estado ecológico de las aguas costeras de las Islas Baleares utilizando como indicador la fanerógama marina *Posidonia oceanica*, siguiendo las directrices de la Directiva marco del agua (DMA). Los resultados presentados provienen de tres estudios<sup>1-3</sup> en los que se ha empleado el Índice Multivariante *Posidonia oceanica* (POMI en sus siglas en inglés), basado en el estudio de variables fisiológicas, morfológicas, estructurales y a nivel de ecosistema que pueden relacionarse inequívocamente con la calidad del agua.<sup>4</sup>

## ¿QUÉ ES?

Es uno de los índices biológicos que se emplean para determinar el estado de las masas de agua costeras definidas por la Directiva marco del agua (DMA). Utiliza la angiosperma marina *Posidonia oceanica* para determinar la calidad del agua.

Esta planta presenta determinadas características que la hacen adecuada para ser empleada eficientemente como elemento biológico de calidad: tiene una alta sensibilidad a las perturbaciones ambientales, es una especie ampliamente distribuida a lo largo de la costa mediterránea —en las Islas Baleares es la especie de planta dominante— y existe un gran conocimiento de su biología, ecología de la especie y sus respuestas específicas asociadas a impactos antropogénicos.

## METODOLOGÍA

Se ha evaluado el estado ecológico de las aguas costeras de las Islas Baleares utilizando *Posidonia oceanica* como indicador siguiendo las directrices de la Directiva marco del agua (DMA). Los resultados presentados provienen de tres estudios<sup>1-3</sup> en los que se ha empleado el Índice Multivariante *Posidonia oceanica* (POMI).<sup>4</sup>

El POMI se basa en la combinación, mediante el análisis de componentes principales (PCA), de descriptores fisiológicos, morfológicos, estructurales y a nivel de ecosistema que están relacionados inequívocamente con la calidad ambiental.<sup>4</sup> Los valores del eje principal se normalizan a una escala entre 0 y 1 (EQR) empleando valores de estaciones de referencia óptimos y pésimos —estaciones virtuales construidas con la media del 10 % de los mejores valores de cada una de las métricas empleadas para calcular el POMI en el caso del óptimo, y del 10 % de los peores valores en el caso del pésimo.<sup>4</sup> Los estados ecológicos se clasifican de acuerdo con los valores obtenidos de EQR.

Se han empleado metodologías diferentes para calcular las estaciones de referencia entre el estudio realizado en los años 2017-2018 y los dos anteriores, por tanto los resultados no son comparables.

## RESULTADOS

- Empleando *Posidonia oceanica* como indicador siguiendo las directrices de la Directiva marco del agua (DMA), se ha observado un declive gradual de la calidad de las masas de agua de las Baleares.
- En los años 2005 y 2006 casi todas las estaciones se encontraban en estado muy bueno (43,6 %) o bueno (52,7 %) y solo 2 estaciones tenían un estado moderado (3,6 %). Una única masa de agua tenía un estado moderado: la bahía de Palma —de Cap Enderrocat a Cala Major.
- En los años 2008 y 2009 se triplicó el número de estaciones en un estado ecológico moderado, incumpliendo la Directiva marco del agua (Port d'Alcúdia, Cala Gamba, Can Picafort, Magaluf, Cap Negret y

## ¿POR QUÉ?

El principal objetivo de la Directiva marco del agua (DMA 2000/60/CEE) es conseguir (o mantener) al menos un estado ecológico bueno de las masas de agua europeas. Esta directiva introduce el uso obligatorio de bioindicadores para evaluar el estado ecológico de los sistemas acuáticos. Las comunidades de angiospermas marinas y en concreto *Posidonia oceanica* es adecuada para medir correctamente el estado ecológico de las aguas costeras.

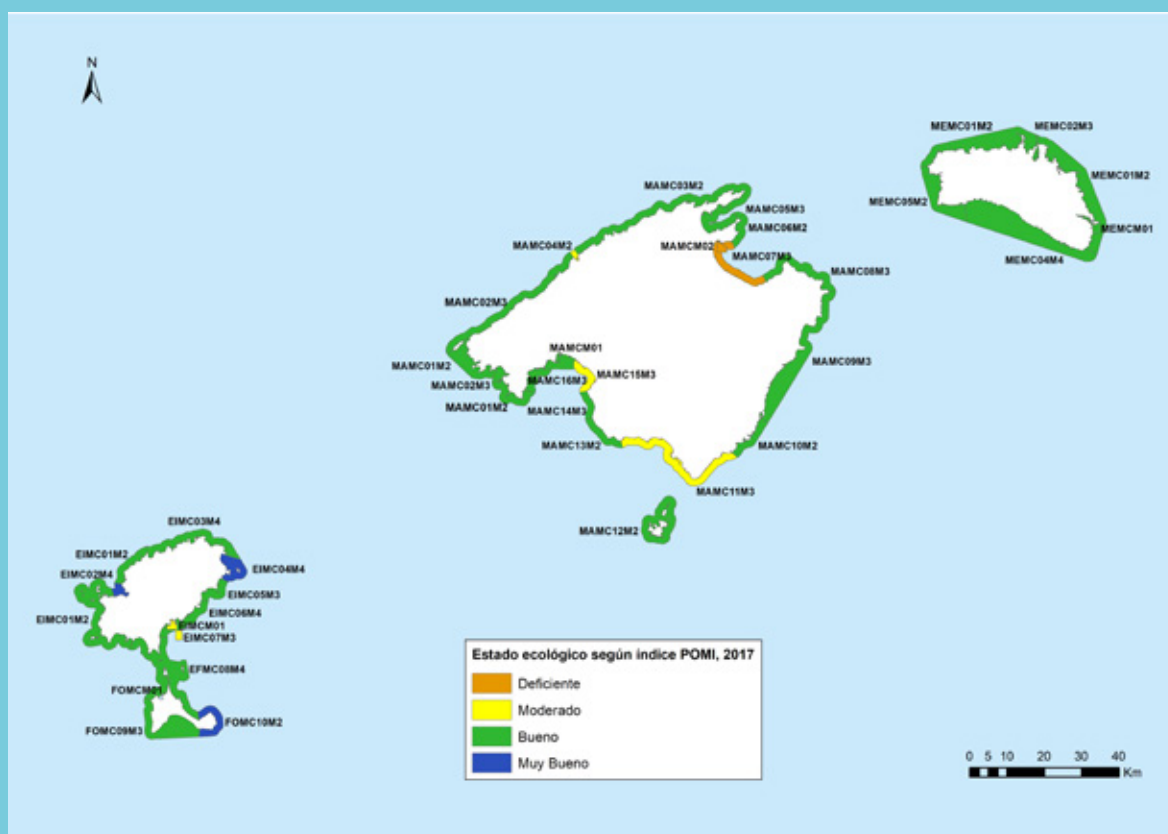
## LOCALIZACIÓN



Santa Eulària). El número de masas de agua en estado moderado pasó de 1 a 2: bahía de Alcúdia y de Cala Llenya a Punta Blanca (zona de Santa Eulària, Ibiza).

- Se han empleado diferentes metodologías para calcular los valores de referencia. Por tanto, no se pueden comparar los resultados de los estudios realizados en los años 2005-2006 y 2008-2009 con el estudio de los años 2017-2018.
- Se aprecia una disminución de la calidad del agua entre los años 2005 y 2017. En los años 2017-2018 se encontraron por primera vez 2 masas de agua en estado ecológico deficiente (6 %): bahía de Alcúdia y Port d'Alcúdia, y 4 masas de agua en estado ecológico moderado: de Cap Enderrocat a Cala Major, bahía de Sóller, de Cala Figuera a Cala Beltran y el puerto de Ibiza.





Estado ecológico de las diferentes masas de agua para los años 2017–2018. FUENTE: Santandreu *et al.*<sup>3</sup>

## REFERENCIAS

- <sup>1</sup> DUARTE, C. M. *et al.* (2010). «Estudi d'implementació de la directiva marc de l'aigua a Balears: Avaluació de la qualitat ambiental de les masses d'aigua costaneres utilitzant indicadors i índex biològics. Element biològic de qualitat: *Posidonia oceanica*. 2008-2009». Palma: Agència Balear de l'Aigua i de la Qualitat Ambiental de la Conselleria de Medi Ambient del Govern de les Illes Balears.
- <sup>2</sup> DUARTE, C. M. *et al.* (2007). «Estudi d'implementació de la directiva marc de l'aigua a Balears: Avaluació de la qualitat ambiental de les masses d'aigua costaneres utilitzant indicadors i índex biològics. Element biològic de qualitat: *Posidonia oceanica*». Palma: Agència Balear de l'Aigua i de la Qualitat Ambiental de la Conselleria de Medi Ambient del Govern de les Illes Balears.
- <sup>3</sup> SANTANDREU, M. M. *et al.* (2019). «Monitoreo y Evaluación del Estado Ecológico de las masas de aguas costeras de la Demarcación Hidrográfica de las Illes Balears utilizando el elemento biológico de calidad *Posidonia oceanica*. 2017» [Informe tècnic]. FOA Ambiental S.L.-Centre Balear de Biologia Aplicada; Direcció General de Recursos Hídrics del Govern de les Illes Balears.
- <sup>4</sup> ROMERO, J. *et al.* (2007). «A multivariate index based on the seagrass *Posidonia oceanica* (POMI) to assess ecological status of coastal waters under the water framework directive (WFD)». *Marine Pollution Bulletin*, 55, 196-204. DOI:10.1016/j.marpolbul.2006.08.032.

## PUNTOS DE MUESTREO Y MASAS DE AGUA

El Govern de les Illes Balears definió 31 masas de agua (MA) en el año 2005: 16 en Mallorca, 10 en Ibiza y Formentera y 5 en Menorca. El número de masas de agua se aumentó hasta 38 en los años 2008-2009 (19 en Mallorca, 8 en Menorca y 11 en Ibiza y Formentera) y se redujo a 37 en 2017 (18 en Mallorca, 5 en Menorca y 14 en Ibiza y Formentera) (Tabla 1). Por tanto, las masas de agua de los diferentes estudios no son exactamente las mismas, y hay algunas de las que solo se obtienen datos en uno de los estudios.

El número de estaciones muestreadas en los diversos estudios ha ido aumentando a lo largo del tiempo. Mientras que en el estudio realizado en los años 2005-2006 se analizaron un total de 58 estaciones,<sup>2</sup> en el estudio de los años 2008-2009<sup>1</sup> fueron 73 estaciones, y en los años 2017-2018 se analizaron 76 (Tabla 1).<sup>3</sup>

**Tabla 1.** Número de masas de agua y estaciones de cada uno de los estudios.

AÑO	NÚM. MASAS DE AGUA	NÚM. DE ESTACIONES
2005	31	58
2008	38	73
2017	37	76

## ANÁLISIS

De cada masa de agua se cuantificaron:

### → Descriptores estructurales:

- Cobertura de la pradera.
- Densidad total de haces.
- Densidad de ápices de rizomas horizontales (plagiotropos) y verticales (ortótropos).
- % de ápices de rizomas horizontales (plagiotropos).
- Superficie foliar.
- % de hojas necrosadas y longitud foliar necrosada por haz.

### → Descriptores químicos:

- Concentración de nitrógeno en hojas y rizomas.
- Concentración de fósforo en hojas y rizomas.
- Concentración de azufre total en hojas y rizomas.
- Concentración de nitrógeno en epífitos foliares.
- Abundancia isotópica de <sup>15</sup>N en hojas y rizomas.
- Abundancia isotópica de <sup>34</sup>S en hojas y rizomas.
- Contenido en metales de rizomas (Ag, Al, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Zn) (solo analizados en los años 2005-2006).

### → Descriptores fisiológicos:

- Concentración de carbohidratos no estructurales —sacarosa y almidón— en rizomas.

### → Descriptores demográficos (solo 9 praderas del estudio realizado en los años 2008-2009):

- Tasa anual específica de mortalidad (M, año<sup>-1</sup>).
- Reclutamiento (R, año<sup>-1</sup>).
- Crecimiento neto de la población (μ, año<sup>-1</sup>).

El análisis de las concentraciones de nutrientes (nitrógeno y fósforo) y azufre, así como la abundancia natural del isótopo 15 de nitrógeno y 34 de azufre en los diferentes tejidos (hojas y rizomas) y en la comunidad epífita, permiten cubrir diferentes escalas temporales posibles de cambio. Mientras que los rizomas tienen generalmente una vida más larga que las hojas —llegando a vivir más de 50 años en algunos casos—, las hojas tienen una vida máxima de 300 días.<sup>5</sup> Así, los rizomas pueden acumular una cantidad mayor de nutrientes en sus tejidos, los nutrientes de las hojas dan una estima del estado del agua del año anterior, y los epífitos que recubren las hojas sirven de indicador de la cantidad de nutrientes en el ambiente.

La abundancia isotópica de <sup>15</sup>N en hojas y rizomas es un descriptor que ayuda a averiguar el origen del nitrógeno que forma parte de los tejidos de *P. oceanica*. La señal isotópica del nitrógeno atmosférico es cercana a cero; por tanto, si los tejidos de las plantas tienen una señal isotópica cercana a cero habrán adquirido este nitrógeno mediante la fijación de nitrógeno atmosférico.

La abundancia isotópica de <sup>34</sup>S indica si ha habido intrusión de ácido sulfhídrico (H<sub>2</sub>S) en planta a través del sedimento. La posidonia es una planta especialmente sensible a la intrusión de ácido sulfhídrico, y bajas concentraciones (10 μM) causan su mortandad.<sup>6</sup> Valores menores de 19-20 ‰ de <sup>34</sup>S en hojas indican que ha habido intrusión y, por tanto, la planta se encuentra afectada por esta sustancia.<sup>7</sup>

## CLASIFICACIÓN DE LAS MASAS DE AGUA

Para clasificar las masas de agua costera de las Balears utilizando como Elemento Biológico de Calidad (BQE en sus siglas en inglés) *Posidonia oceanica*, se ha empleado el Índice Multivariante POMI (*Posidonia oceanica* Multivariate Index), siguiendo la metodología descrita por Romero y colaboradores.<sup>4</sup>

El POMI se basa en la combinación, a través del análisis de componentes principales (PCA), de descriptores (o métricas) fisiológicos, morfológicos, estructurales y a nivel de ecosistema que están relacionados inequívocamente con la calidad ambiental.<sup>4</sup> Los valores del eje principal se normalizan a una escala entre 0 y 1 (EQR) empleando estaciones de referencia óptimas y pésimas —estaciones virtuales, construidas con la media del 10 % de los mejores valores de cada una de las métricas empleadas para calcular el POMI en el caso de la óptima, y del 10 % de los peores valores en el caso de la pésima.<sup>4</sup> Los estados ecológicos se clasifican según los valores de EQR obtenidos (Tabla 2).

**Tabla 2.** Categorías del estado ecológico según el EQR.<sup>4</sup>

ESTADO ECOLÓGICO	EQR
Muy bueno	0,775 - 1
Bueno	0,550 - 0,774
Moderado	0,325 - 0,549
Deficiente	0,1 - 0,324
Malo	< 0,1

Tabla 3. Lista de descriptores empleados en los diferentes estudios.<sup>1-4,8</sup>

	POMI 14	POMI 5	POMI 9	POMI 11
Descriptores	Romero <i>et al.</i> <sup>4</sup>	Estudios 2005-2006 y 2008-2009 <sup>1,2</sup>	Bennet <i>et al.</i> <sup>8</sup>	Estudio 2017-2018 <sup>3</sup>
Densidad de haces	X		X	X
Cobertura	X	X	X	X
Porcentaje de haces plagiotrópicos	X			X
Superficie foliar	X		X	X
Porcentaje de hojas necrosadas	X		X	X
Contenido en nitrógeno de los rizomas	X	X		X
Contenido en fósforo de los rizomas	X	X		X
Concentración de carbohidratos no estructurales en rizomas	X		X	X
Abundancia isotópica de <sup>15</sup> N en rizomas	X	X	X	X
Abundancia isotópica de <sup>34</sup> S en rizomas	X	X	X	X
Concentración de nitrógeno en epífitos foliares	X		X	X
Concentración de cobre en rizomas	X			
Concentración de plomo en rizomas	X		X	
Concentración de zinc en rizomas	X			

Romero y colaboradores propusieron este índice basándose en 14 métricas (POMI 14):

- 5 métricas representativas del nivel fisiológico (contenido en nitrógeno, fósforo y sacarosa y abundancia isotópica de <sup>15</sup>N y <sup>34</sup>S en rizomas).
- 2 del nivel individual (porcentaje de hojas con necrosis y área foliar).
- 3 del nivel de población (cobertura de la pradera, densidad de haces y porcentaje de rizomas plagiotropos —horizontales—).
- 1 del nivel de comunidad (contenido en nitrógeno de epífitos).
- 3 indicadores de contaminación (concentración de cobre, plomo y zinc en rizomas).

Otro estudio concluyó que empleando solo 9 métricas (POMI 9) —excluyendo el contenido en fósforo, nitrógeno, cobre y zinc de rizomas y porcentaje de rizomas plagiotropos— se obtenían los mismos resultados que empleando 14 (POMI 14).<sup>8</sup>

Algunas métricas utilizadas muestran una gran variabilidad estacional, como por ejemplo la superficie foliar o longitud necrosada de las hojas. Ello podría dar lugar a errores y clasificaciones erróneas del estado de la calidad del agua. Para minimizar diferencias en el estado ecológico (EQR) causadas por diferencias en el momento del muestreo, en los estudios realizados por personal investigador del Institut Mediterrani d'Estudis Avançats (IMEDEA) (en los años 2005-2006 y 2008-2009) se optó por

incluir solo 5 métricas en el análisis de componentes principales (Tabla 3):

- Cobertura de la pradera.
- Contenido en nitrógeno de los rizomas.
- Contenido en fósforo de los rizomas.
- Abundancia isotópica de <sup>15</sup>N en rizomas.
- Abundancia isotópica de <sup>34</sup>S en rizomas.

En los estudios realizados por el IMEDEA en los años 2005-2006 y 2008-2009, para determinar una estación de referencia óptima y pésima se emplearon las medias de los 3 mejores valores de cada una de las métricas utilizadas para calcular el POMI, en el caso de la óptima, y de los 3 peores valores en el caso de la pésima, de estaciones tanto de las Baleares como de Cataluña que habían sido muestreadas durante el mismo período. Se optó por incluir estaciones de Cataluña porque los valores pésimos obtenidos para las Baleares eran cercanos a los valores del estado óptimo en otras zonas del Mediterráneo (como por ejemplo Cataluña). Esta metodología se adoptó en colaboración con el investigador Javier Romero, quien desarrolló el índice POMI.

En el estudio elaborado en los años 2017-2018 se incluyeron en el análisis de componentes principales las 11 métricas establecidas en el pliego de condiciones de la licitación del estudio. En este estudio se emplearon el 10 % de los mejores y peores valores medidos en las Baleares para calcular las estaciones de referencia óptima y pésima respectivamente, tal

como se describe en el artículo científico donde se desarrolla el índice POMI.<sup>4</sup> Además de calcular el POMI 11, se añadió un anexo calculando el POMI 5 con los descriptores empleados en estudios anteriores como herramienta comparativa. Los autores defienden la validez del POMI 11 y alegan que el POMI 5 no es estadísticamente correcto, al dar como resultado una estación con presencia de posidonia en estado malo, cuando por el solo hecho de estar presente ya no podría considerarse en dicho estado. Además, esta estación tiene un valor de EQR menor que el de la estación de referencia pésima.<sup>3</sup>

El hecho de calcular de forma diferente los valores de referencia óptimo y pésimo provoca que los diversos estudios no sean comparables y no se pueda establecer cuál ha sido la tendencia de la calidad del agua en las diferentes estaciones y masas de agua.

## RESULTADOS

### Estado ecológico de las estaciones

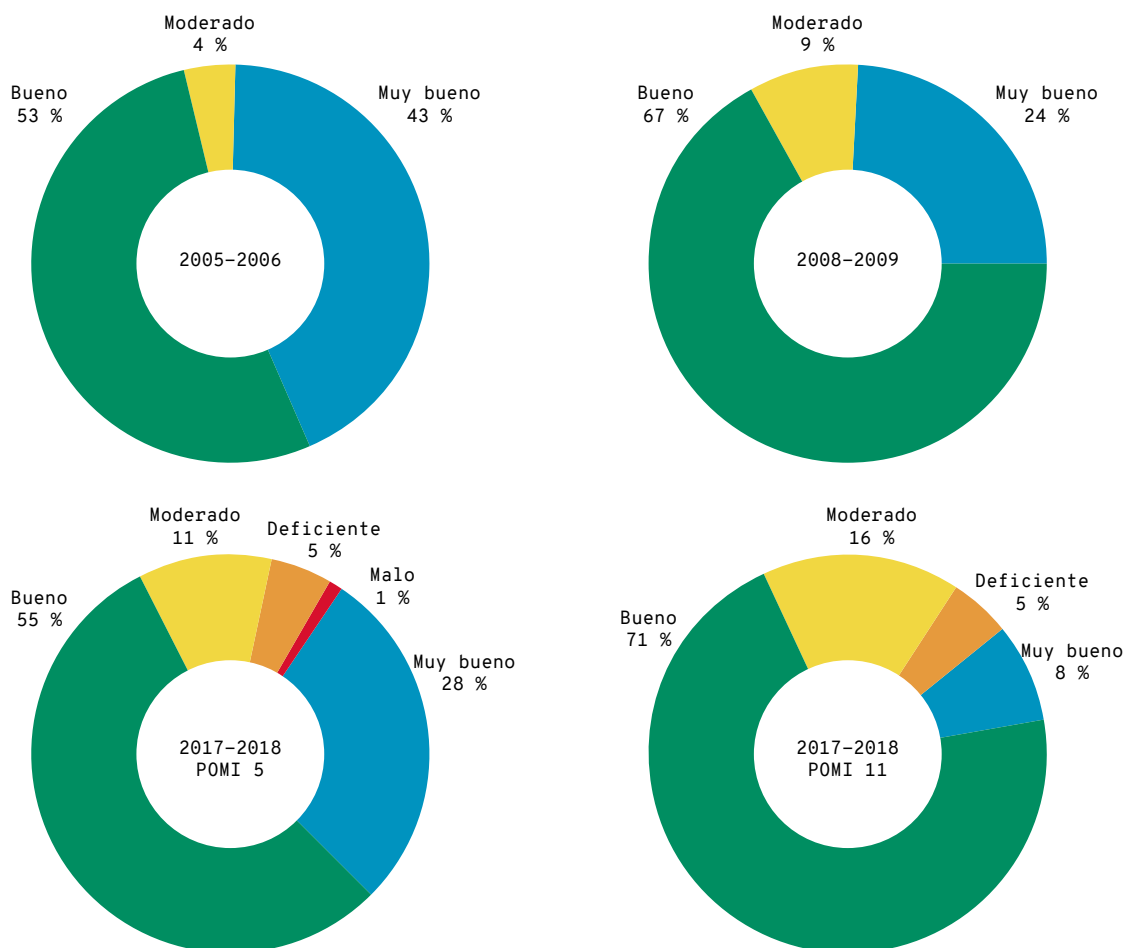
En el estudio realizado en los años 2005 y 2006 se determinó el estado ecológico de un total de 55 estaciones (de las 58 muestreadas). La mayoría de estaciones se encontraban en un estado ecológico muy bueno (24 estaciones, 43 %) o bueno (29 estaciones, 53 %) y solo dos en estado moderado (4 %).<sup>2</sup> Estas dos estaciones en estado moderado incumplirían la Directiva marco del agua (DMA) al encontrarse en un estado ecológico peor que bueno. Se trata de Son Verí y Port d'Alcúdia, con prácticamente el mismo EQR. En los años 2005-2006 no se encontró ninguna estación en estado deficiente o moderado (Tabla 4, Figura 1).

**Tabla 4.** Valores de EQR y estado ecológico de las estaciones muestreadas según el índice POMI que corresponden a las cinco categorías de estado ecológico propuestas por la DMA. FUENTE: Duarte *et al.*, Santandreu *et al.*<sup>1-3</sup>

Masa de agua	Estación	EQR 05/06	EQR 08/09	EQR 17/18 POMI 5	EQR 17/18 POMI 11	Estado ecológico 05/06	Estado ecológico 08/09	Estado ecológico 17/18 POMI 5	Estado ecológico 17/18 POMI 11
MAMC12M2	Es Castell (Cabrera)	0,982	0,748	0,870	0,739	Muy bueno	Bueno	Muy bueno	Bueno
EFMC08M4	Ses Illetes (Formentera)	0,939	0,752	0,899	0,810	Muy bueno	Bueno	Muy bueno	Muy bueno
MAMC12M2	S'Olla (Cabrera)	0,914		0,803	0,699	Muy bueno		Muy bueno	Bueno
MAMC01M2	Cala Marmassen	0,906	0,753	0,745	0,670	Muy bueno	Bueno	Bueno	Bueno
FOMC09M3	Platja des Migjorn	0,898	0,764	0,910	0,712	Muy bueno	Bueno	Muy bueno	Bueno
MAMC12M2	Santa María (Cabrera)	0,893	0,882	0,917	0,740	Muy bueno	Muy bueno	Muy bueno	Bueno
EFMC08M4	Cala Torreta	0,888	0,742	0,879	0,740	Muy bueno	Bueno	Muy bueno	Bueno
EFMC08M4	Es Pujols	0,877	0,856	0,849	0,760	Muy bueno	Muy bueno	Muy bueno	Bueno
EIMC01M2	Cap des Mossons	0,875	0,652	0,612	0,627	Muy bueno	Bueno	Bueno	Bueno
EFMC08M4	Ses Salines	0,87		0,717	0,623	Muy bueno		Bueno	Bueno
MAMC05M3	Illa de Formentor	0,861	0,825	0,818	0,599	Muy bueno	Muy bueno	Muy bueno	Bueno
MAMC03M2	Cap de Formentor	0,856	0,758	0,646	0,604	Muy bueno	Bueno	Bueno	Bueno
MAMC03M2	Cala Deià	0,84	0,693	0,758	0,559	Muy bueno	Bueno	Bueno	Bueno
EIMC01M2	Cala Llonga	0,835	0,747	0,639	0,695	Muy bueno	Bueno	Bueno	Bueno
MAMC08M3	Cala Matzoc	0,834		0,839	0,673	Muy bueno		Muy bueno	Bueno
EIMC07M3	Platja d'en Bossa	0,823	0,776	0,665	0,755	Muy bueno	Muy bueno	Bueno	Bueno
MEMC01M2	S'Arenal de s'Olla	0,822	0,748	0,748	0,642	Muy bueno	Bueno	Bueno	Bueno
MAMC01M2	Sa Dragonera	0,818	0,847	0,684	0,646	Muy bueno	Muy bueno	Bueno	Bueno
MAMC09M3	Cala Millor	0,818		0,639	0,516	Muy bueno		Bueno	Moderado
MAMC05M3	Pollença	0,815	0,797	0,859	0,769	Muy bueno	Muy bueno	Muy bueno	Bueno
EIMC04M4	Punta d'en Valls	0,811	0,722	0,793	0,765	Muy bueno	Bueno	Muy bueno	Bueno
EIMC02M4	Sant Antoni	0,807	0,769	0,721	0,788	Muy bueno	Bueno	Bueno	Muy bueno
MEMC02M3	Fornells	0,805	0,837	0,725	0,655	Muy bueno	Muy bueno	Bueno	Bueno
MEMC01M2	Platja des Grau	0,784		0,714	0,763	Muy bueno		Bueno	Bueno
EIMC07M3	Talamanca	0,771	0,777	0,582	0,649	Bueno	Muy bueno	Bueno	Bueno
Puerto de Palma	Ses Illetes	0,764	0,771	0,622	0,563	Bueno	Bueno	Bueno	Bueno
MAMC16M3	Magalluf	0,762	0,519	0,716	0,640	Bueno	Moderado	Bueno	Bueno
EIMC01M2	Cap Llentrisca	0,758	0,744	0,722	0,599	Bueno	Bueno	Bueno	Bueno
MAMC11M3	Colònia de Sant Jordi	0,755		0,405	0,408	Bueno		Moderado	Moderado
MAMC06M2	Cap de Menorca	0,744	0,782	0,679	0,655	Bueno	Muy bueno	Bueno	Bueno
MEMC05M2	S'Arenal de Son Saura	0,744	0,755	0,678	0,624	Bueno	Bueno	Bueno	Bueno

Masa de agua	Estación	EQR 05/06	EQR 08/09	EQR 17/18 POMI 5	EQR 17/18 POMI 11	Estado ecológico 05/06	Estado ecológico 08/09	Estado ecológico 17/18 POMI 5	Estado ecológico 17/18 POMI 11
MAMC13M2	Cap Blanc	0,725	0,837	0,728	0,657	Bueno	Muy bueno	Bueno	Bueno
MEMC05M2	Cala Blanca	0,722	0,626	0,636	0,526	Bueno	Bueno	Bueno	Moderado
EIMC03M4	Punta des Gat	0,711	0,655	0,665	0,654	Bueno	Bueno	Bueno	Bueno
MEMC01M2	Illa de ses Bledes	0,703	0,73	0,811	0,691	Bueno	Bueno	Muy bueno	Bueno
MAMC09M3	Porto Cristo	0,695	0,655	0,580	0,528	Bueno	Bueno	Bueno	Moderado
EIMC06M4	Punta dets Andreus	0,693	0,793	0,639	0,728	Bueno	Muy bueno	Bueno	Bueno
MAMC01M2	Cala Figuera (Portals Vells)	0,689	0,7	0,666	0,669	Bueno	Bueno	Bueno	Bueno
MAMC07M3	Can Picafort	0,687	0,512	0,050	0,180	Bueno	Moderado	Malo	Deficiente
MEMC01M2	S'Algar	0,684	0,669	0,626	0,727	Bueno	Bueno	Bueno	Bueno
MEMC04M4	Cap de ses Penyes	0,681	0,591	0,513	0,517	Bueno	Bueno	Moderado	Moderad
FOMC09M3	Punta Rasa	0,679	0,75	0,636	0,703	Bueno	Bueno	Bueno	Bueno
MAMC10M2	Cala d'Or	0,674	0,581	0,433	0,439	Bueno	Bueno	Moderado	Moderado
MAMC10M2	Mondragó	0,663	0,659	0,769	0,765	Bueno	Bueno	Bueno	Bueno
MEMC04M4	Biniangolla	0,66	0,713	0,734	0,787	Bueno	Bueno	Bueno	Muy bueno
MAMC10M2	Portocolom	0,653		0,636	0,517	Bueno		Bueno	Moderado
EIMC05M3	Santa Eulària	0,645	0,539	0,724	0,612	Bueno	Moderado	Bueno	Bueno
MAMC02M2	Santa Ponça	0,643	0,645	0,660	0,649	Bueno	Bueno	Bueno	Bueno
MEMC04M4	Cala Galdana	0,618	0,72	0,430	0,556	Bueno	Bueno	Moderado	Bueno
MAMC15M3	Cala Gamba	0,606	0,486	0,260	0,371	Bueno	Moderado	Deficiente	Moderado
Puerto de Maó	Puerto de Maó	0,579	0,633	0,460	0,593	Bueno	Bueno	Moderado	Bueno
EIMC01M2	Cala Tarida	0,572	0,767	0,819	0,732	Bueno	Bueno	Muy bueno	Bueno
MAMC14M3	Hotel Delta	0,567	0,66	0,579	0,646	Bueno	Bueno	Bueno	Bueno
MAMC07M3	Port d'Alcúdia	0,484	0,366	0,120	0,103	Moderado	Moderado	Deficiente	Deficiente
MAMC15M3	Son Verí	0,483	0,618	0,476	0,505	Moderado	Bueno	Moderado	Moderado
FOMC10M2	Punta de sa Creu (Formentera)		0,647	0,842	0,904		Bueno	Muy bueno	Muy bueno
EIMC04M4	Cala Llenya		0,731	0,787	0,830		Bueno	Muy bueno	Muy bueno
MAMC01M2	El Toro		0,786	0,861	0,827		Muy bueno	Muy bueno	Muy bueno
EIMC01M2	Cap Negret		0,531	0,810	0,768		Moderado	Muy bueno	Bueno
MAMC11M3	Es Caragol		0,681	0,803	0,767		Bueno	Muy bueno	Bueno
Puerto de Formentera	La Savina			0,898	0,762			Muy bueno	Bueno
MAMC06M2	Cap Pinar		0,88	0,764	0,750		Muy bueno	Bueno	Bueno
MAMC03M2	Cala Tuent			0,860	0,721			Muy bueno	Bueno
MAMC01M2	Punta de na Galinda		0,837	0,777	0,661		Muy bueno	Muy bueno	Bueno
MAMC14M3	Cap Enderrocat			0,698	0,653			Bueno	Bueno
MAMC13M2	Punta Llobera		0,748	0,689	0,646		Bueno	Bueno	Bueno
EIMC03M4	Punta de sa Creu (Ibiza)		0,848	0,601	0,632		Muy bueno	Bueno	Bueno
MEMC01M2	Cala Morell		0,722	0,712	0,622		Bueno	Bueno	Bueno
MAMC09M3	Cala Rajada			0,722	0,621			Bueno	Bueno
MEMC04M4	Cala en Porter		0,655	0,598	0,580		Bueno	Bueno	Bueno
MAMC08M3	Es Caló		0,751	0,632	0,552		Bueno	Bueno	Bueno
Puerto de Ibiza	Puerto de Ibiza			0,506	0,535			Moderado	Moderado
MAMC04M2	Port de Sóller		0,65	0,584	0,505		Bueno	Bueno	Moderado
MAMC11M3	S'Estanyol		0,563	0,370	0,355		Bueno	Moderado	Moderado
MAMC07M3	Son Serra de Marina		0,564	0,152	0,148		Bueno	Deficiente	Deficiente
Port d'Alcúdia	Port d'Alcúdia Zona 2			0,132	0,103			Deficiente	Deficient

## Estaciones



**Figura 1.** Porcentaje de estaciones en cada uno de los diferentes estados ecológicos para los diversos estudios. En el caso del estudio realizado en los años 2017-2018 se presentan los resultados con las dos metodologías diferentes (POMI 11 y POMI 5). FUENTE: Duarte *et al.*, Santandreu *et al.*<sup>1-3</sup>

En los años 2008-2009 hubo un ligero empeoramiento de la calidad de las masas de agua. Se pasó de tener un 43 % de las estaciones en muy buen estado ecológico en los años 2005-2006 a solo un 24 % (15 estaciones). La mayoría de estaciones pasaron a un estado ecológico bueno (42 estaciones, 67 % del total).<sup>1</sup> También se incrementó el número de estaciones en un estado moderado, que se triplicó, pasando de 2 a 6 estaciones (9 %) (Figura 1, Tabla 4). Estas 6 estaciones en estado moderado y que, por tanto, incumplen la DMA, en orden de menor a mayor EQR —de peor a mejor estado— son: Port d'Alcúdia, Cala Gamba, Can Picafort, Magaluf, Cap Negret y Santa Eulària. En los años 2008-2009 no se encontró ninguna estación en estado deficiente o moderado (Tabla 4, Figura 1).

En el estudio realizado en los años 2017-2018 no se empleó la misma metodología que en los dos estudios anteriores, por tanto los resultados no son comparables. Aun así, se observa un empeoramiento considerable del estado de las masas de agua, tanto empleando la metodología POMI 5 (como en los dos estudios anteriores, excepto en los valores referencia) como la POMI 11.

Los resultados que se obtienen empleando estas dos metodologías son diferentes, sobre todo en el caso de los EQR de las diversas estaciones; para los estados ecológicos de las masas de agua estas diferencias se reducen.

Siguiendo la metodología POMI 5, en los años 2017-2018 se obtuvieron 21 estaciones en estado muy bueno, lo que representa el 28 % del total; 42 en estado bueno (55 %); 8 en estado moderado (11 %); 4 en estado deficiente (5 %) y 1 en estado malo (1 %)<sup>3</sup> (Figura 1, Tabla 4). En los estudios anteriores no se habían encontrado nunca estaciones en estado deficiente o malo. Un total de 13 estaciones están en un estado ecológico peor que bueno, incumpliendo la DMA. Estas estaciones, en orden de peor a mejor EQR (estado ecológico) son: Can Picafort (en estado malo); Port d'Alcúdia, Port d'Alcúdia Zona II, Son Serra de Marina y Cala Gamba (en estado deficiente); y S'Estanyol, Colònia de Sant Jordi, Cala Galdana, puerto de Ibiza y Cap de ses Penyes (en estado moderado).

La estación en estado malo (Can Picafort) tuvo un EQR menor que el valor de referencia pésimo, algo no permitido por la metodología POMI.<sup>3</sup> Debemos recordar que la aplicación del POMI 5 en este estudio se realizó únicamente como herramienta comparativa y los resultados presentados por los autores son los obtenidos aplicando el POMI 11.

El número de estaciones que se encuentran en los diversos estados ecológicos fue diferente siguiendo la metodología POMI 11. Se obtuvo un total de 6 estaciones en estado muy bueno (8 %), 54 en estado bueno (71 %), 12 en estado moderado (16 %), 4 en



## Masas de agua



**Figura 2.** Porcentaje de las masas de agua en cada uno de los diversos estados ecológicos en los diferentes estudios.<sup>1-3</sup>

estado deficiente (5 %) y ninguna en estado malo<sup>3</sup> (Figura 1, Tabla 4).

Siguiendo esta metodología se encontró un total de 16 estaciones que incumplían la DMA por hallarse en un estado ecológico peor que bueno. En este caso, las estaciones en estado deficiente fueron: Port d'Alcúdia, Port d'Alcúdia Zona II, Son Serra de Marina y Can Picafort; en estado moderado: S'Estanyol, Cala Gamba, Colònia de Sant Jordi, Cala d'Or, Son Verí, Port de Sóller, Cala Millor, Cap de ses Penyes, Portocolom, Cala Blanca, Porto Cristo y puerto de Ibiza.

Cala Galdana y Port de Maó incumplen la DMA empleando el PONI 5, pero no si se usa el PONI 11, donde se clasificarían en estado ecológico bueno. En cambio, Port de Sóller, Cala Millor, Portocolom, Cala Blanca y Porto Cristo incumplirían la DMA solo si emplea el PONI 11, y no empleando la metodología PONI 5. Por tanto, hay estaciones que incumplen la DMA empleando el PONI 11 que no la incumplen si se usa el PONI 5, y viceversa.

### Estado ecológico de las masas de agua

En los años 2005-2006 casi la mitad de las masas de agua tenía un estado ecológico muy bueno (14 masas de agua, 48 %), 14 masas de agua tenían un estado ecológico bueno (48 %) y solo 1 tenía un estado ecológico moderado (4 %) (Figs. 2 y 3, Tabla 5). La masa de

agua que no cumplía la Directiva marco del agua por tener un estado ecológico peor que bueno era la de la bahía de Palma —de Cap Enderrocot a Cala Major (MAMC15M3). Hubo 3 masas de agua clasificadas en la categoría de estado bueno que se encontraban cercanas al umbral de transición a estado moderado ( $EQR < 0,6$ ): bahía de Alcúdia, Port de Maó y de Cap de Regana a Cap Enderrocot (Figura 3, Tabla 5).<sup>2</sup>

En los años 2008-2009 se redujo el número de masas de agua en estado ecológico muy bueno, pasando de un 48 % a un 24 % (9 masas de agua). 26 masas de agua estaban en estado ecológico bueno (70 %). Hubo 2 masas de agua con un estado ecológico moderado, incumpliendo la DMA: bahía de Alcúdia y de Cala Llenya a Punta Blanca (EIMC05M3, zona de Santa Eulària, Ibiza). La masa de agua de la bahía de Palma (MAMC15M3), que había tenido un estado ecológico moderado en el estudio previo, ahora lo tenía bueno, pero cercano al umbral de la transición a moderado, por tanto requería vigilancia especial. En esta misma situación se encontraba la masa de agua de Cala Figuera a Cala Beltrán (MAMC11M3) (Figs. 2 y 4, Tabla 5).<sup>1</sup>

Para los años 2017-2018 el número de masas de agua en cada uno de los diversos estados variaba en función de la metodología empleada—PONI 5 o PONI 11. Aun así, el número de masas de agua que incumplían la DMA (en estado moderado y deficiente) se mantenía estable independientemente del método usado.

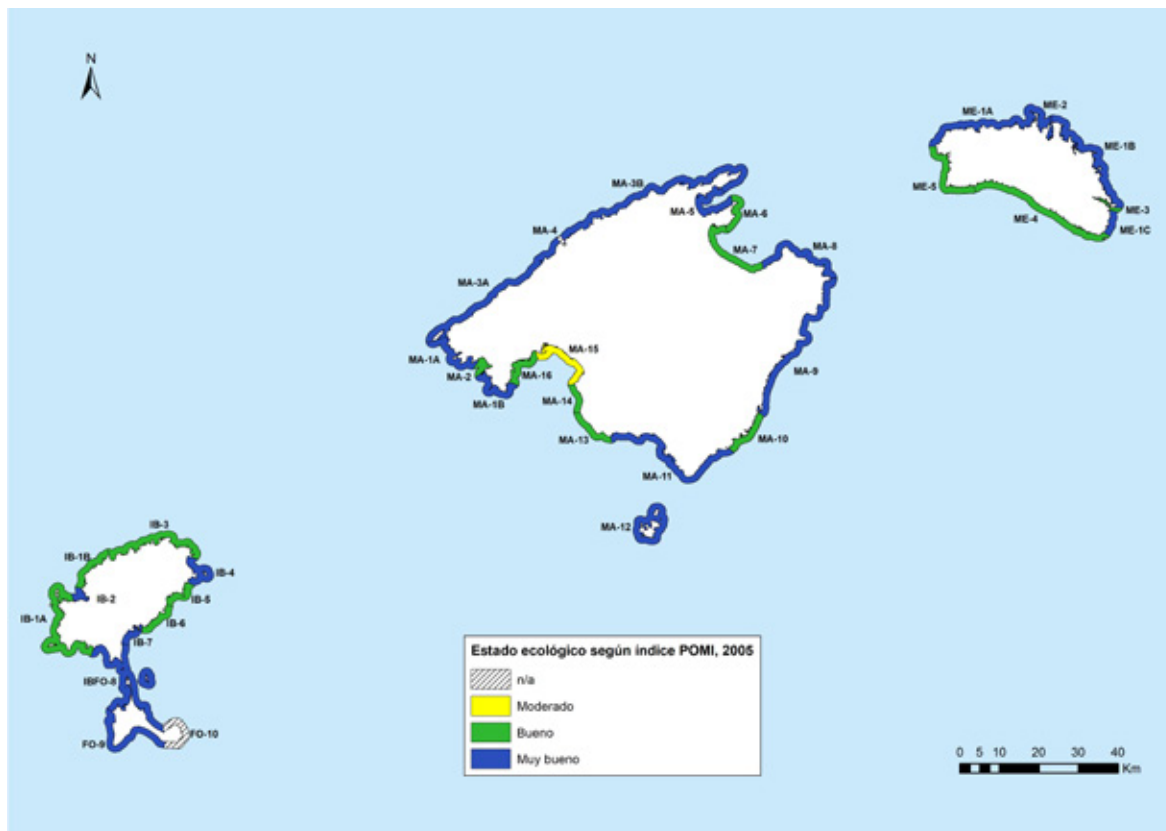


Figura 3. Estado ecológico de las masas de agua en los años 2005-2006. FUENTE: Duarte *et al.*<sup>2</sup>

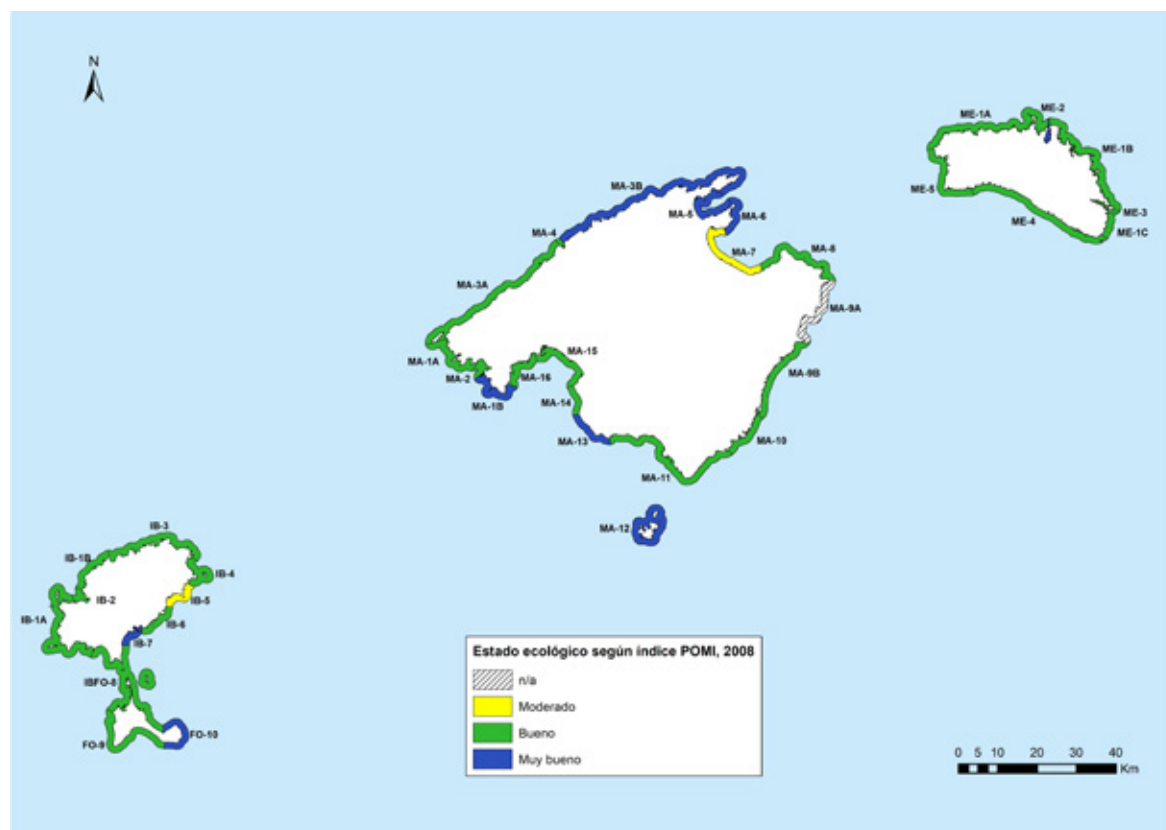


Figura 4. Estado ecológico de las masas de agua en los años 2008-2009. FUENTE: Duarte *et al.*<sup>1</sup>



De esta manera, 2 masas de agua se encontraban en estado ecológico deficiente (6 %): bahía de Alcúdia y Port d'Alcúdia, y 4 masas de agua en estado ecológico moderado: de Cap Enderrocat a Cala Major (MAMC15M3), bahía de Sóller (MAMC04M2), de Cala Figuera a Cala Beltrán (MAMC11M3) y puerto de Ibiza (figura 5).

Si se empleaba la metodología POMI 5 había un total de 6 masas de agua en estado muy bueno (17 %); en cambio, al usar POMI 11 se reducían a 3 masas de agua (9 %). Si se empleaba el POMI 5 había un total de 23 masas de agua (66 %) en estado ecológico bueno, que aumentaba hasta 26 (74 %) con el POMI 11 (Figuras 2 y 5, Tabla 5).<sup>3</sup>

## CONCLUSIONES

- En el estudio realizado en los años 2005 y 2006 casi todas las estaciones se encontraban en estado muy bueno (43,6 %) o bueno (52,7 %) y solo 2 estaciones tenían un estado moderado (3,6 %). Ello se tradujo en una única masa de agua en estado moderado: la bahía de Palma —de Cap Enderrocat a Cala Major (MAMC15M3).
- En los años 2008 y 2009 se triplicó el número de estaciones en un estado ecológico moderado y que, por tanto, incumplían la Directiva marco del

**Taula 5.** Valores de EQR y estado ecológico de las masas de agua según el índice POMI, que corresponden a las cinco categorías de estado ecológico propuestas por la DMA. FUENTE: Duarte *et al.*, Santandreu *et al.*<sup>1-3</sup>

Masa de agua	Nombre	EQR 05/06	EQR 08/09	EQR 17/18 POMI 5	EQR 17/18 POMI 11	Estado ecológico 05/06	Estado ecológico 08/09	Estado ecológico 17/18 POMI 5	Estado ecológico 17/18 POMI 11
Port d'Alcúdia	Port d'Alcúdia			0,103	0,132			Deficiente	Deficiente
MAMC07M3	Bahía de Alcúdia	0,586	0,519	0,146	0,107	Bueno*	Moderado	Deficiente	Deficiente
MAMC15M3	Cap Enderrocat a Cala Major	0,545	0,552	0,438	0,368	Moderado	Bueno*	Moderado	Moderado
MAMC04M2	Bahía de Sóller		0,650	0,505	0,584		Bueno	Moderado	Bueno
MAMC11M3	Cala Figuera a Cala Beltran	0,812	0,563	0,510	0,526	Muy bueno	Bueno*	Moderado	Moderado
Puerto de Ibiza	Puerto de Ibiza			0,535	0,506			Moderado	Moderado
MAMC09M3	Cap de Capdepera a Portocolom	0,818	0,655	0,555	0,647	Muy bueno	Bueno	Bueno	Bueno
Puerto de Palma	Puerto de Palma			0,563	0,622			Bueno	Bueno
MAMC10M2	Punta des Jonc a Cala Figuera	0,669	0,620	0,573	0,613	Bueno	Bueno	Bueno	Bueno
MEMC05M2	Punta de na Bruna a Cap de Bajolí	0,733	0,691	0,575	0,657	Bueno	Bueno	Bueno	Bueno
Puerto de Maó	Puerto de Maó	0,579	0,633	0,593	0,46	Bueno*	Bueno	Bueno	Moderado
MEMC04M4	Punta Prima a Punta de na Bruna	0,618	0,67	0,610	0,569	Bueno		Bueno	Bueno
EIMC05M3	Cala Llenya a Punta Blanca	0,645	0,539	0,612	0,724	Bueno	Moderado	Bueno	Bueno
MAMC08M3	Colònia de Sant Pere a Cap de Capdepera	0,834	0,751	0,612	0,736	Muy bueno	Bueno	Bueno	Bueno
MAMC03M2	Punta Negra a Illa de Formentor	0,838	0,781	0,628	0,755	Muy bueno		Bueno	Bueno
MAMC16M3	Cala Major a Cala Falcó	0,763	0,645	0,640	0,716	Bueno	Bueno	Bueno	Bueno
EIMC03M4	Cap des Mossons a Punta Grossa	0,711	0,651	0,643	0,633	Bueno	Bueno	Bueno	Bueno
MAMC02M2	Bahía de Santa Ponça	0,643	0,645	0,649	0,66	Bueno	Bueno	Bueno	Bueno
MAMC14M3	Cap de Regana a Cap Enderrocat	0,567	0,660	0,650	0,638	Bueno*	Bueno	Bueno	Bueno
MAMC13M2	Cala Beltran a Cap de Regana	0,725	0,793	0,651	0,709	Bueno	Muy bueno	Bueno	Bueno
MEMC02M3	Bahía de Fornells	0,805	0,837	0,655	0,725	Muy bueno	Muy bueno	Bueno	Bueno
MAMC05M3	Bahía de Pollença	0,838	0,797	0,684	0,838	Muy bueno	Muy bueno	Bueno	Muy bueno
EIMC01M2	Punta Jondal a Cap des Mossons	0,735	0,684	0,684	0,72	Bueno		Bueno	Bueno
MEMC01M2	Cap de Bajolí a Punta Prima	0,784	0,723	0,689	0,722	Muy bueno		Bueno	Bueno
MAMC01M2	Cala Falcó a Punta Negra	0,797	0,770	0,695	0,747	Muy bueno		Bueno	Bueno

Masa de agua	Nombre	EQR 05/06	EQR 08/09	EQR 17/18 POMI 5	EQR 17/18 POMI 11	Estado ecológico 05/06	Estado ecológico 08/09	Estado ecológico 17/18 POMI 5	Estado ecológico 17/18 POMI 11
EIMC07M3	Punta des Andreus a Punta de sSa Mata	0,797	0,777	0,702	0,624	Muy bueno	Muy bueno	Bueno	Bueno
MAMC06M2	Cap des Pinar a Illa d'Alcanada	0,744	0,831	0,703	0,722	Bueno	Muy bueno	Bueno	Bueno
FOMC09M3	Punta de sa Gavina a Punta de ses Pesqueres	0,789	0,757	0,707	0,773	Muy bueno	Bueno	Bueno	Bueno
MAMC12M2	Cabrera	0,930	0,815	0,726	0,863	Muy bueno	Muy bueno	Bueno	Muy bueno
EIMC06M4	Punta Blanca a Punta des Andreus	0,764	0,770	0,728	0,639	Bueno	Bueno	Bueno	Bueno
EFMC08M4	Freus de Ibiza y Formentera	0,901	0,758	0,733	0,836	Muy bueno	Bueno	Bueno	Muy bueno
Puerto de Formentera	Puerto de Formentera			0,762	0,898			Bueno	Muy bueno
EIMC02M4	Bahía de Sant Antoni	0,807	0,708	0,788	0,721	Muy bueno	Bueno	Muy bueno	Bueno
EIMC04M4	Punta Grossa a Cala Llenya	0,811	0,726	0,798	0,79	Muy bueno	Bueno	Muy bueno	Muy bueno
FOMC10M2	Punta de ses Pesqueres a Punta de ses Pedreres		0,848	0,904	0,842		Muy bueno	Muy bueno	Muy bueno

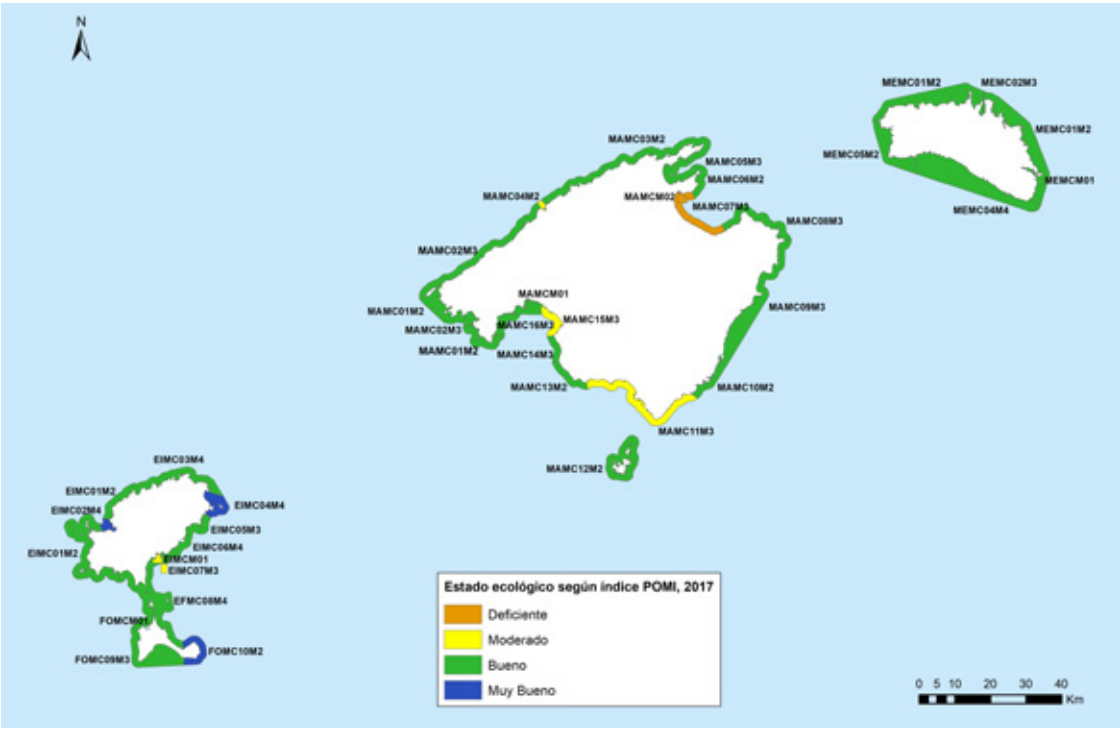


Figura 5. Estado ecológico de las masas de agua en los años 2017-2018. FUENTE: Santandreu *et al.*<sup>3</sup>

- agua (Port d'Alcúdia, Cala Gamba, Can Picafort, Magaluf, Cap Negret y Santa Eulària). Así, el número de masas de agua en estado moderado pasó de 1 a 2: bahía de Alcúdia y de Cala Llenya a Punta Blanca (zona de Santa Eulària, Ibiza).

→ Se han empleado diferentes metodologías para calcular los valores de referencia. Por tanto, no se pueden comparar los resultados de los estudios realizados en los años 2005-2006 y 2008-2009 con el estudio de los años 2017-2018.

→ Aun así, se aprecia una disminución gradual de la calidad del agua entre los años 2005 y 2017.
- En el estudio de 2017-2018 hubo 2 masas de agua en estado ecológico deficiente (6 %): bahía de Alcúdia y Port d'Alcúdia. Nunca se habían encontrado masas de agua en este estado en estudios anteriores. También se encontraron 4 masas de agua en estado ecológico moderado: de Cap Enderroc a Cala Major, bahía de Sóller, de Cala Figuera a Cala Beltrán y puerto de Ibiza.

→ Emplando *Posidonia oceanica* como indicador siguiendo las directrices de la Directiva marco del agua (DMA) se ha observado un declive gradual en la calidad de las masas de agua de las Baleares.

---

## REFERENCIAS

- <sup>1</sup> DUARTE, C. M. *et al.* (2010). «Estudi d'implementació de la directiva marc de l'aigua a Balears: Avaluació de la qualitat ambiental de les masses d'aigua costaneres utilitzant indicadors i índex biològics. Element biològic de qualitat: *Posidonia oceanica*. 2008-2009». Palma: Agència Balear de l'Aigua i de la Qualitat Ambiental de la Conselleria de Medi Ambient del Govern de les Illes Balears.
- <sup>2</sup> DUARTE, C. M. *et al.* (2007). «Estudi d'implementació de la directiva marc de l'aigua a Balears: Avaluació de la qualitat ambiental de les masses d'aigua costaneres utilitzant indicadors i índex biològics. Element biològic de qualitat: *Posidonia oceanica*». Palma: Agència Balear de l'Aigua i de la Qualitat Ambiental de la Conselleria de Medi Ambient del Govern de les Illes Balears.
- <sup>3</sup> SANTANDREU, M. M. *et al.* (2019). «Monitoreo y Evaluación del Estado Ecológico de las masas de aguas costeras de la Demarcación Hidrográfica de las Illes Balears utilizando el elemento biológico de calidad *Posidonia oceanica*. 2017» [Informe técnico]. FOA Ambiental S.L.-Centre Balear de Biologia Aplicada; Direcció General de Recursos Hídrics del Govern de les Illes Balears.
- <sup>4</sup> ROMERO, J. *et al.* (2007). «A multivariate index based on the seagrass *Posidonia oceanica* (POMI) to assess ecological status of coastal waters under the water framework directive (WFD)». *Marine Pollution Bulletin*, 55, 196-204. DOI:10.1016/j.marpolbul.2006.08.032.
- <sup>5</sup> ROMERO, J. En: *International Workshop on Posidonia Beds: the Second International Workshop on Posidonia Oceanica Beds, Ischia, Italie, 7-11 October 1985*. Charles-François Boudouresque (ed.). Marsella (França): GIS Posidonie.
- <sup>6</sup> CALLEJA, M. L.; MARBÀ, N.; DUARTE, C. M. (2007). «The relationship between seagrass (*Posidonia oceanica*) decline and sulfide porewater concentration in carbonate sediments». *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 73, 583-588.
- <sup>7</sup> GARCIA, R. *et al.* (2012). «Warming enhances sulphide stress of Mediterranean seagrass (*Posidonia oceanica*)». *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 113, 240-247. DOI:10.1016/j.ecss.2012.08.010.
- <sup>8</sup> BENNETT, S. *et al.* (2011). «Ecological status of seagrass ecosystems: An uncertainty analysis of the meadow classification based on the *Posidonia oceanica* multivariate index (POMI)». *Marine Pollution Bulletin*, 62, 1616-1621. DOI:10.1016/j.marpolbul.2011.06.016.

---

## CITAR COMO

Vaquer-Sunyer, R.; Barrientos, N.; Martino, S.; Reviriego, B.; Santandreu, M. (2021) «Índice Multivariante *Posidonia oceanica* (POMI)». En: Vaquer-Sunyer, R.; Barrientos, N. (ed.). *Informe Mar Balear 2021* <<https://www.informemarbalear.org/es/calidad-agua/imb-pomi-esp.pdf>>.

# Cambio global

Temperatura del mar

Salinidad

Temperatura aire sobre el mar

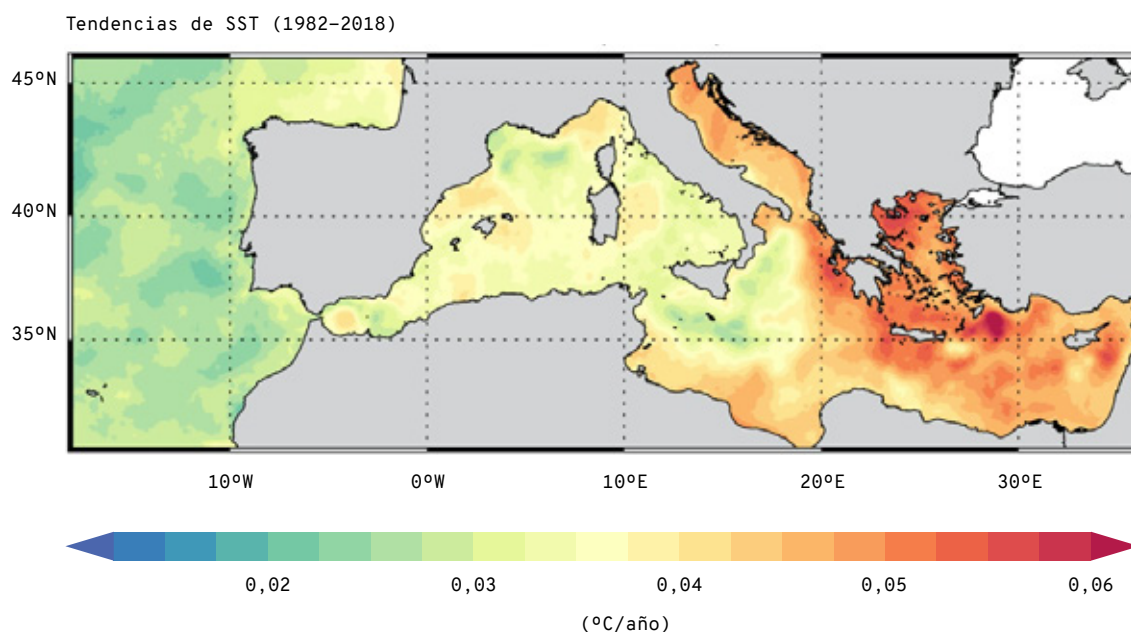
Nivel del mar

En la elaboración de este capítulo han participado:

Natalia Barrientos, Raquel Vaquer-Sunyer, Damià Gomis, Marta Marcos, Gabriel Jordà, Bàrbara Barceló-Llull, Ananda Pascual, Eva Aguiar e Inmaculada Ruiz-Parrado.

# Temperatura

La temperatura del océano ha ido variando de forma natural a lo largo de la historia de la Tierra. Es una de las variables cruciales del complejo sistema climático, ya que contribuye a regular el clima de todo el planeta a través de los intercambios de calor con la atmósfera y redistribuyéndolo mediante las corrientes marinas. De hecho, el océano almacena cantidades de calor muy superiores a las de la atmósfera y representa la «memoria» del sistema, debido a la gran escala temporal de los cambios oceánicos. Por tanto, el análisis de las series temporales de temperatura oceánica constituye un indicador climático fundamental.<sup>1</sup>



**Figura 1.** Tendencias de la temperatura superficial del Mediterráneo, mostrando los  $0,036 \pm 0,006$  °C/año ( $p \leq 0,05$ ) de media de la zona oeste mediterránea. Los datos se basan en medidas satelitales realizadas entre 1982-2018. FUENTE: figura extraída de Pisano *et al.*<sup>13</sup>

Globalmente, la temperatura de los océanos en 2019 ha sido la más cálida desde que existen registros de datos de monitoreo.<sup>2</sup> Adicionalmente, el mar Mediterráneo se considera uno de los más vulnerables a un aumento de la temperatura global planetaria, debido en parte a su naturaleza semicerrada, que le proporciona menor inercia térmica.<sup>3-6</sup> Por otro lado, cambios regionales en la temperatura oceánica pueden tener repercusiones globales, ya que el Mediterráneo se encuentra teleconectado con la Circulación Meridional de Retorno del Atlántico Norte, el motor atlántico de conducción de calor en la Tierra.<sup>7</sup> En numerosos puntos del Mediterráneo se ha observado que el aumento de la temperatura superficial del agua (a partir

de ahora descrita con las siglas en inglés Sea Surface Temperature, SST) es consistente con el aumento de la temperatura superficial del planeta.<sup>3, 8-10</sup>

A lo largo del siglo XX, en la cuenca oeste del Mediterráneo se han detectado tendencias de calentamiento.<sup>11, 12</sup> Específicamente, datos satelitales de los últimos 37 años muestran tendencias de crecimiento de la SST del orden de  $0,036 \pm 0,006$  °C/año.<sup>13</sup> Estos valores son similares a los aportados en el «Copernicus Marine Service Ocean State Report», el cual integra todo tipo de observaciones de temperatura y obtiene un incremento de  $0,04 \pm 0,004$  °C/año entre 1993-2016.<sup>6</sup> Dicho incremento supone la segunda

---

## ¿QUÉ ES?

La temperatura es una variable oceanográfica de gran importancia ecosistémica. Ello se debe a que condiciona la supervivencia, distribución y metabolismo de especies, las corrientes oceánicas, el aporte de nutrientes, el nivel de mar y el intercambio de gases con la atmósfera (que controla la acidificación y la oxigenación de las aguas). Adicionalmente, el análisis temporal de la temperatura oceánica representa un indicador climático debido a que el océano absorbe y almacena grandes cantidades de calor.

---

## METODOLOGÍA

Los datos incluidos se obtienen mediante diversos métodos:

- Datos satelitales (miden la temperatura superficial).
- Medidas *in situ* (miden temperatura superficial y en profundidad):
  - Campañas oceanográficas donde se utilizan dispositivos conocidos como CTD (del inglés Conductivity Temperature Depth) que miden simultáneamente la temperatura, la salinidad y la profundidad.
  - Boyas oceanográficas fijas que miden la temperatura de los primeros 6 m de la superficie del mar Balear.

---

## RESULTADOS

En las últimas cuatro décadas se ha detectado mediante datos satelitales un aumento de la temperatura superficial del Mediterráneo occidental de  $0,036 \pm 0,006$  °C/año.<sup>1</sup>

La temperatura superficial media en verano alcanza los ~ 25 °C en torno al mar Balear, siendo las máximas > 27 °C.<sup>2</sup>

La variación estacional invierno-verano de temperatura en superficie capturada por boyas oceanográficas fijas suele ser de aproximadamente 10-15 °C.

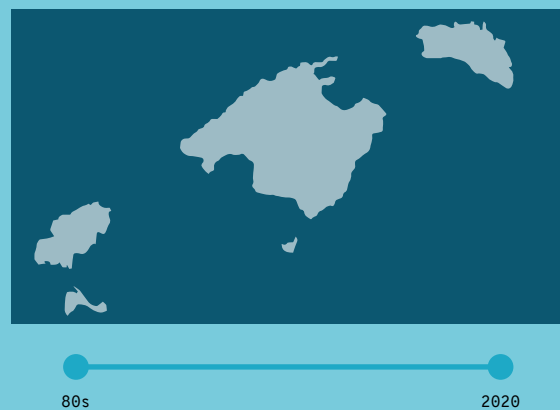
---

## ¿POR QUÉ?

Conocer y predecir los cambios en la temperatura oceánica resulta crucial, ya que podrían repercutir en el estado ecológico del mar y en la estructura socioeconómica de las Islas. La información que aportan largas series temporales de temperatura contribuye a definir estrategias de adaptación y mitigación de riesgos.

---

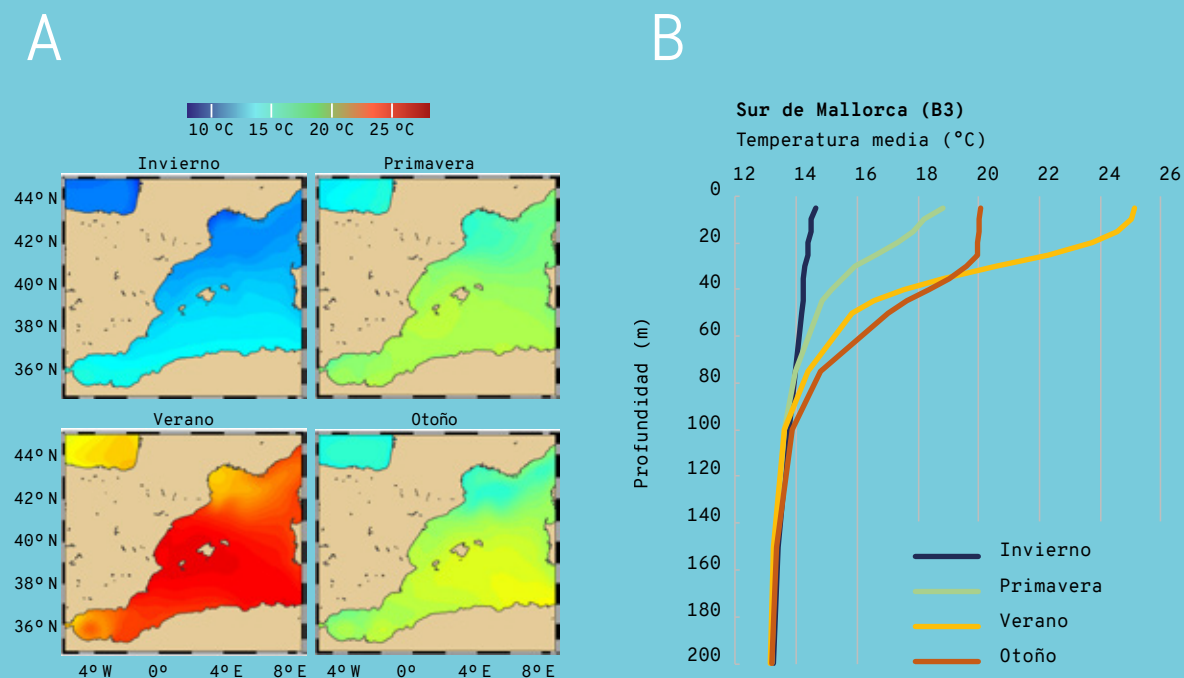
## LOCALIZACIÓN



La temperatura en profundidad de las distintas estaciones de CTD del mar Balear converge hacia un mismo valor a partir de los 100 m de profundidad. Por debajo de los 200 m los valores de temperatura son constantes en profundidad en torno a los 13 °C.

A 100 m de profundidad, un seguimiento oceanográfico de ocho años en el Canal de Mallorca muestra un aumento máximo de temperatura de 0,19 °C al año.<sup>3</sup>

Modelos climáticos de predicción de temperatura para el siglo XXI muestran un aumento tanto en superficie (entre 1,2-3,6 °C) como en profundidad (hasta 3 °C entre los 150-600 m).



Panel A: datos satelitales que muestran la temperatura superficial media estacional entre 1985-2016. FUENTE: Gomis *et al.*<sup>2</sup> Panel B: perfil de temperatura en profundidad de la estación RADMED B3 del sur de Mallorca entre 1994-2006. FUENTE: Vargas-Yáñez *et al.*<sup>4</sup>

## REFERENCIAS

- <sup>1</sup> PISANO, A. *et al.* (2020). «New Evidence of Mediterranean Climate Change and Variability from Sea Surface Temperature Observations». *Remote sensing*, 12, 132. DOI:10.3390/rs12010132.
- <sup>2</sup> GOMIS, D. *et al.* (2020). «Context oceanogràfic de l'illa de Cabrera». En: Grau A, M. *et al.* *Arxipèlag de Cabrera: Història Natural*. Monografies de la Societat d'Història Natural de les Balears, 30. ISBN: 978-84-09-3.
- <sup>3</sup> BARCELÓ-LLULL, B. *et al.* (2019). «Temporal and Spatial Hydrodynamic Variability in the Mallorca Channel (Western Mediterranean Sea) from 8 Years of Underwater Glider Data». *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 124(4), 2769-86. <https://doi.org/10.1029/2018JC014636>.
- <sup>4</sup> VARGAS-YÁÑEZ, M. *et al.* (2019). *The present state of marine ecosystems in the Spanish Mediterranean in a climate change context*. Tuimagina Editorial, Grupo Mediterráneo Cambio Climático. ISBN: 978-84-09-13597-4.



tendencia mayor de los mares regionales de Europa después del mar Negro.<sup>6</sup> Además de un progresivo aumento de la SST anual, también se ha observado una intensificación de la señal estacional, debido a que la SST de verano ha aumentado más que la de invierno.<sup>13</sup>

Resulta de gran importancia realizar un seguimiento de la temperatura oceánica para conocer su evolución, ya que, en combinación con los intercambios de calor con la atmósfera, se trata de una variable que condiciona sobremanera los ecosistemas marinos:

- Determina la supervivencia y distribución de muchas especies. La pérdida de parte de la distribución de ciertas especies, como la fanerógama *Posidonia oceanica*,<sup>14, 15</sup> o la variabilidad interanual de los hábitats de reproducción de otras son solo algunos ejemplos.<sup>16</sup> Por otra parte, cambios regionales en la temperatura oceánica pueden favorecer la introducción de especies invasoras.<sup>5</sup>
- Regula distintos procesos metabólicos: un incremento de temperatura puede aumentar el metabolismo de ciertos organismos que presentan intervalos de tolerancia pequeños.<sup>17</sup>
- Influye en la dinámica de intercambio de gases con la atmósfera, cuyos resultados son, entre otros, la acidificación oceánica y la mayor o menor oxigenación del océano.<sup>18</sup>
- Controla procesos hidrodinámicos como la posición de los frentes oceánicos, los cuales a su vez condicionan la productividad y los ciclos de nutrientes.<sup>19</sup>
- Dirige las corrientes oceánicas (y por tanto, la distribución de calor y otros parámetros) y la estratificación de la columna de agua a través de los cambios en la densidad.<sup>20</sup> De la estratificación dependen procesos cruciales como el aporte de nutrientes desde las capas más profundas a la capa fótica.
- Finalmente, el aumento de temperatura oceánica es uno de los dos factores (junto con la fusión de hielos continentales causada por la temperatura atmosférica) responsables del aumento del nivel del mar, el cual a su vez tiene un impacto importante sobre los ecosistemas costeros.

## METODOLOGÍA

Existe una amplia variedad de datos de temperatura en el mar Balear. Los datos presentados a continuación han sido recogidos por medio de los siguientes métodos:

- Datos satelitales desde 1984.<sup>21, 22</sup> Proporcionan series históricas (normalmente datos diarios) con una resolución espacial del orden del km y una resolución en los valores del orden de 0,1 °C, suficiente como para captar los cambios estacionales a nivel de cuenca. A menudo los productos distribuidos son mapas de promedios

mensuales de la SST (la resolución temporal se ve reducida con el postprocesado, que elimina interferencias atmosféricas).<sup>22</sup>

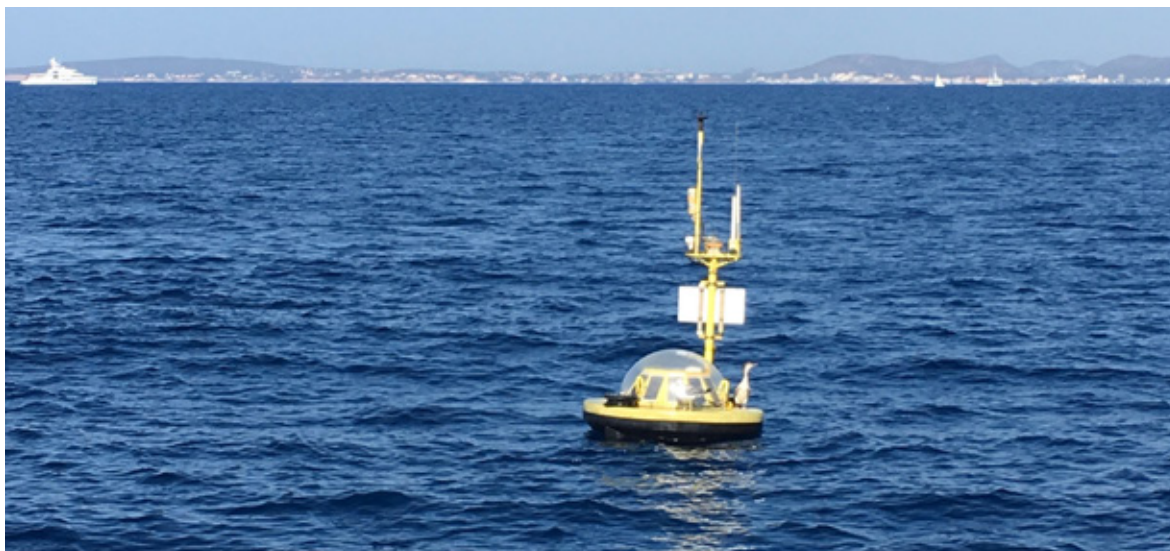
- Medidas *in situ*. Derivan en series temporales locales dispersas en el espacio y el tiempo, pero de gran resolución en cuanto a los valores proporcionados. Por ejemplo:

- Campañas oceanográficas esporádicas (a lo largo del siglo XX, pero especialmente a partir de los años cuarenta)<sup>21</sup>. Los datos oceanográficos de temperatura se obtienen actualmente con un CTD (del inglés Conductivity Temperature Depth, por los datos que mide) ensamblado en una roseta (Figura 2). Los CTD proporcionan perfiles verticales de los parámetros desde superficie hasta la profundidad deseada. Durante las últimas décadas, los datos de campañas se complementan con datos de boyas de deriva: se trata de boyas que van derivando con la corriente y transmiten los datos vía satélite (boyas del programa Argo). Todos los datos obtenidos en el Mediterráneo hasta el año 2000 se recogieron en las bases de datos MEDATLAS (MAS2-CT93-0074) y MEDAR (MAS3-CT98-0174).
- Desde 1994 y en el mar Balear, el proyecto nacional RADMED<sup>23</sup> (antes del año 2007 también conocido como Ecobaleares) lleva a cabo muestreos periódicos mediante CTD en las mismas localizaciones.
- Boyas fondeadas (Figura 3): miden la temperatura del agua superficial (aproximadamente desde los años noventa), aunque también existen boyas de deriva superficial (SVP), boyas perfiladoras y gliders que capturan datos en profundidad.



**Figura 2.** Ejemplo de dispositivo CTD utilizado en campañas oceanográficas para medir parámetros de temperatura, salinidad y profundidad, entre otras variables. FUENTE: Miquel Gomila.





**Figura 3.** Boya oceanográfica del SOCIB de la bahía de Palma utilizada para medir las variables oceanográficas de superficie. FUENTE: Natalia Barrientos.

- Se incluyen datos de temperatura superficial de las boyas de Puertos del Estado —Sa Dragonera— y del SOCIB —Ciudadella, Canal de Ibiza y Palma. Los datos de las boyas de Puertos del Estado se obtienen a una profundidad de 3 m. Por otro lado, las temperaturas capturadas por las boyas del SOCIB se miden a 1 m de profundidad (boyas de Ibiza y Bahía de Palma) y 6 m de profundidad (boya de Ciudadella).

Entre las limitaciones a la hora de caracterizar correctamente la evolución de los campos de temperatura cabe destacar la gran variabilidad temporal (desde variaciones diarias a decadales) y espacial (depende de la posición de las corrientes y frentes oceánicos, transferencia de calor atmósfera-oceano) inherente a esta variable.<sup>21</sup> Por tanto, se precisa una gran cantidad de datos con buena distribución en el espacio y continuidad temporal. En particular, para poder observar tendencias climáticas significativas de temperatura es necesario contar con series largas (> 30 años como mínimo).<sup>21</sup> Por ello es fundamental acompañar cualquier valor de tendencias con un cálculo estadístico de su significancia.<sup>21</sup>

## RESULTADOS

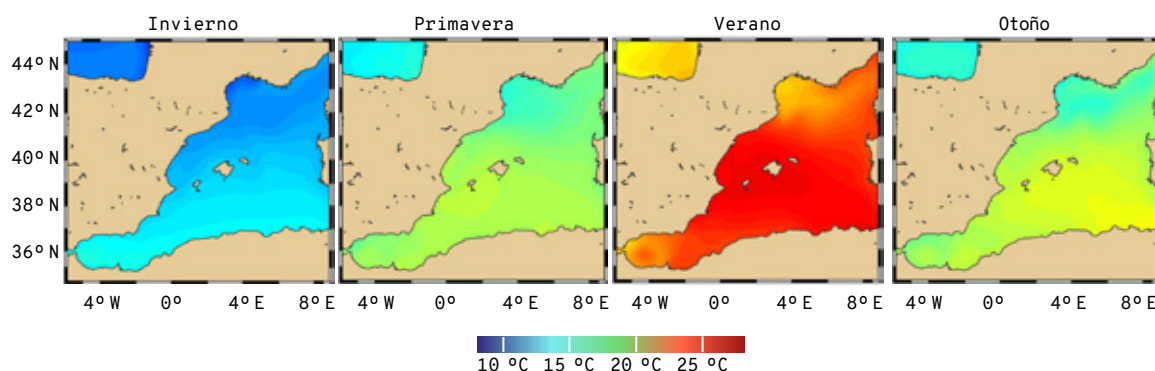
### Promedios estacionales a partir de datos satelitales

En verano, las máximas temperaturas superficiales de toda la cuenca del Mediterráneo occidental se registran alrededor de las Baleares, con valores estacionales medios en torno a los 25 °C (Figura 4).<sup>21</sup>,<sup>22</sup> Los mínimos relativos de la SST durante el verano se registran en el mar de Alborán, debido a la entrada de aguas atlánticas más frías que las aguas mediterráneas, y en el Golfo de León (Figura 4). En invierno se observa un claro gradiente latitudinal, con valores medios que oscilan entre los 13 °C del Golfo de León y los 17 °C de la costa africana.

### Medidas *in situ*

Del proyecto RADMED,<sup>23</sup> desde 1994 se muestran unos valores medios de las SST de invierno y verano correspondientes a las estaciones de:

- Norte de Menorca: invierno, 13,66 °C; verano, 24,1 °C.
- Cabrera: invierno, 14,08 °C; verano, 24,9 °C.
- Canal de Mallorca: invierno, 15,53 °C; verano, 25,1 °C.



**Figura 4.** Datos satelitales de 1985-2016 representando las temperaturas superficiales estacionales del Mediterráneo occidental. FUENTE: Gomis *et al.*<sup>22</sup>

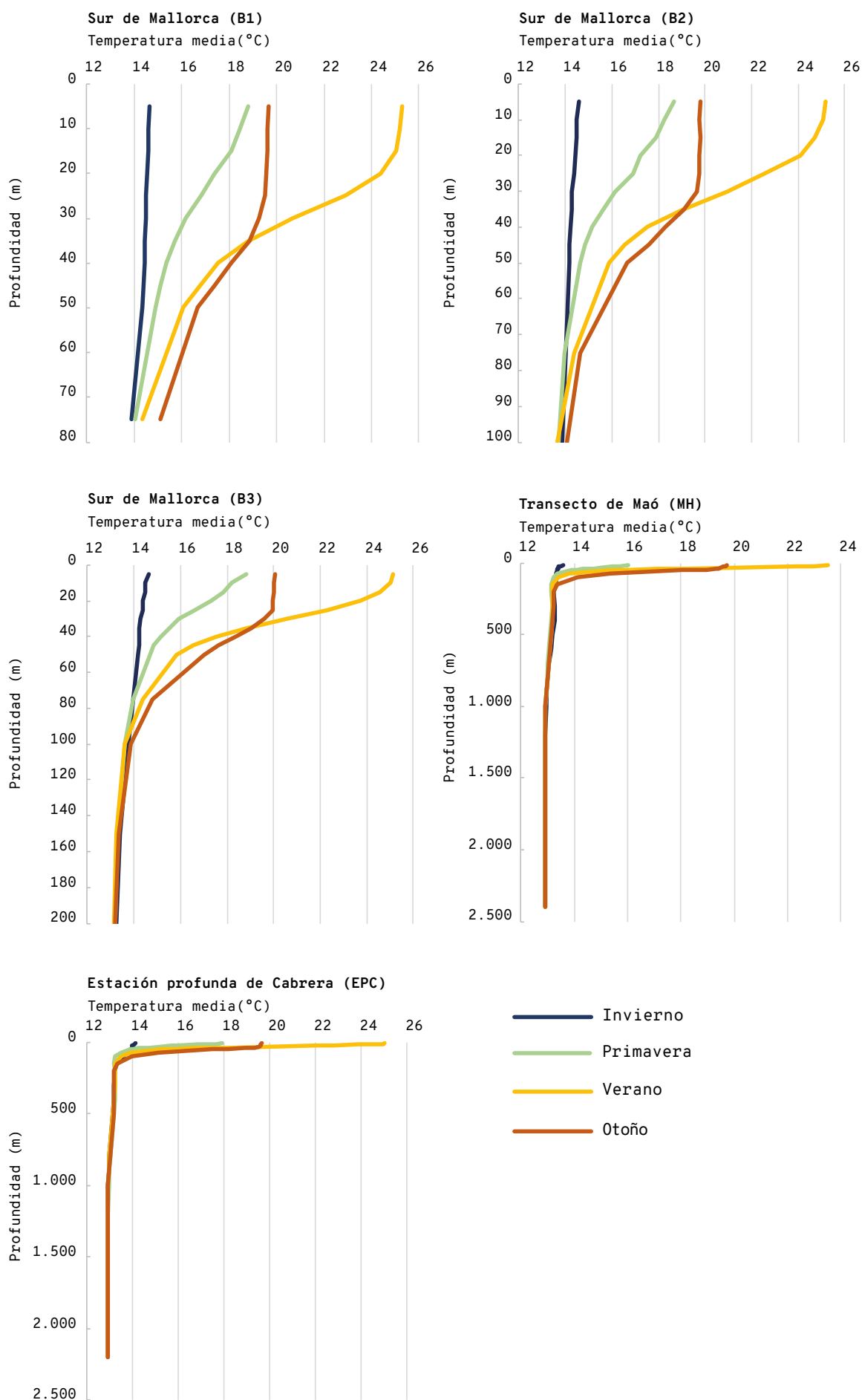
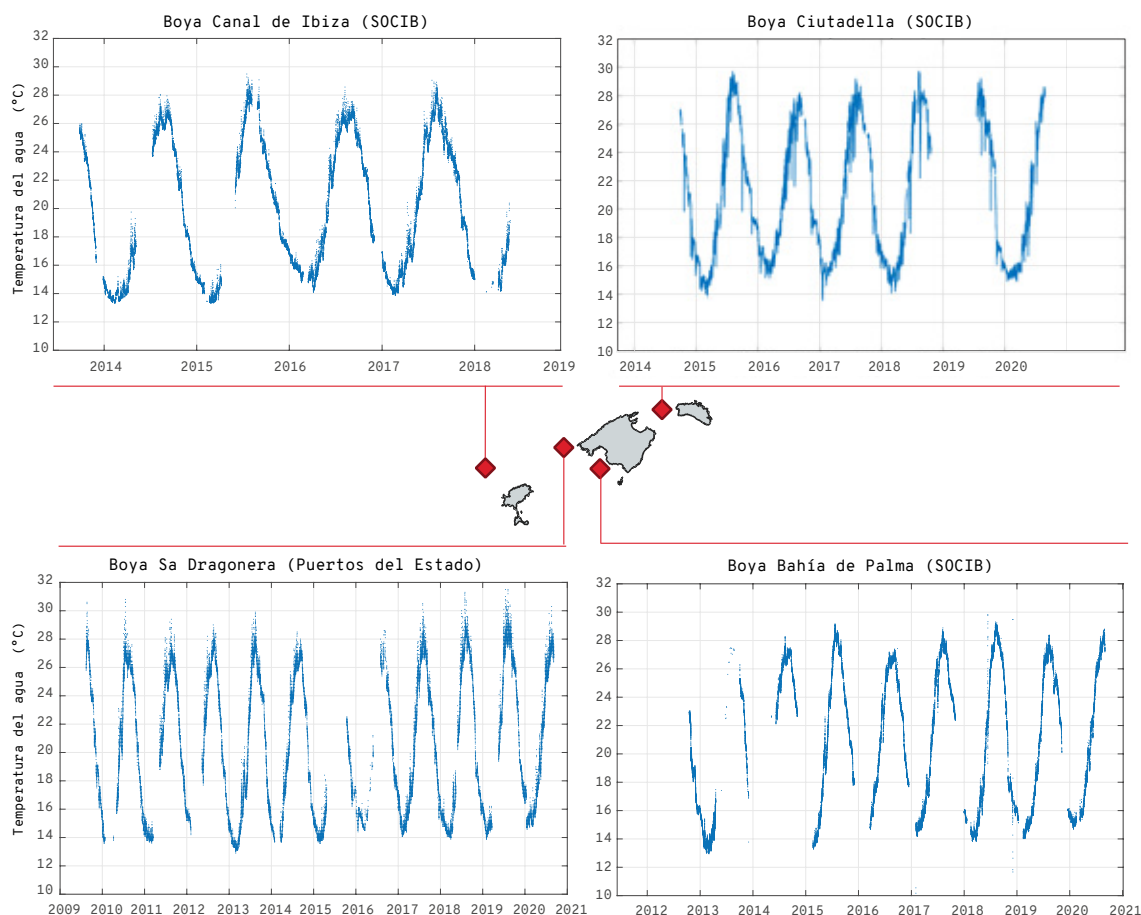


Figura 5. Media estacional de 5 estaciones RADMED del mar Balear. Número de datos por punto de muestreo entre 5-27. Rango máximo de datos 1994-2006. FUENTE: Vargas-Yáñez *et al.*<sup>24</sup>



**Figura 6.** Datos de temperatura superficial de 4 boyas, 3 de ellas gestionadas por el SOCIB y 1 por Puertos del Estado. Los ciclos muestran la variabilidad estacional reflejada en cada estación. FUENTE: SOCIB y Puertos del Estado.<sup>29</sup>

La media estacional de cinco de las estaciones RADMED (Mallorca: B1, B2, B3; Menorca: MH; Cabrera: EPC) muestra que la estación de Menorca registra temperaturas superficiales menores que en el sur de Mallorca y Cabrera, pero que todas las estaciones convergen alrededor de los 100 m de profundidad (Figura 5).

Por debajo de los 200 m, la temperatura de las distintas zonas de muestreo de CTD alcanza un mismo valor de aproximadamente 13 °C (Figura 5).

Es importante destacar que las masas de agua de profundidades intermedias del Canal de Mallorca, con ocho años de seguimiento, muestran un aumento de las temperaturas máximas.<sup>24, 25</sup> A 100 m de profundidad se observan aún cambios estacionales, mientras que a 200 m la señal estacional ya es muy pequeña.<sup>24</sup> La tendencia máxima de temperatura de 0,19 °C/año se alcanza en torno a los 100 m superiores.<sup>24</sup> Entre 100-300 m, esta tendencia disminuye a 0,077 °C/año, mientras que entre 300-700 m es de 0,043 °C/año.<sup>24</sup>

### Boyas oceanográficas (2009-2018)

Debido a la corta duración del registro (desde 2009) tan solo se puede observar la variabilidad estacional

(Figura 6). La temperatura muestra un rango estacional máximo de aproximadamente 17 °C (~ 30 °C de máxima y ~ 13 °C de mínima) considerando los datos de las cuatro boyas de estudio (Figura 6). En la boya de Sa Dragonera, en el verano de 2019 se detectaron valores puntuales más elevados (> 30 °C) que en el resto de boyas.

El conocimiento de las fluctuaciones de las SST estacionales es de gran importancia, puesto que afectan a los ciclos biológicos de muchos organismos marinos. Por otro lado, las predicciones climáticas para finales del siglo XXI prevén que el aumento de temperatura será mayor en verano (3,4 °C ± 1,3 °C) que el resto del año,<sup>28</sup> lo cual implicará un aumento de la amplitud del ciclo estacional.<sup>25</sup>

Por último, modelos de predicción climática muestran que la SST continuará aumentando considerablemente durante el siglo XXI a un ritmo de + 1,2 °C o + 3,6 °C en función del escenario de emisiones de gases de efecto invernadero (pesimista o moderado, respectivamente).<sup>27, 28, 30</sup> Los modelos también proyectan un aumento considerable de la temperatura del mar Balear en toda la columna de agua, más pronunciado entre los 0-150 m (0,81-3,71 °C) y entre los 150-600 m (0,82-2,97 °C).<sup>31</sup>

## CONCLUSIONES

- Datos satelitales de la cuenca oeste mediterránea muestran tendencias de aumento de la SST del orden de  $0,036 \pm 0,006$  °C/año durante los últimos 37 años.<sup>13</sup>
  - Estudios de las series de datos satelitales del Mediterráneo occidental (1984-2016) muestran que en verano las temperaturas máximas de la cuenca se alcanzan alrededor de las Islas Baleares. En el archipiélago, los valores medios de la SST en verano se encuentran en torno a los 25 °C, mientras que los valores máximos superan los 27 °C.
  - Las variaciones estacionales capturadas en boyas oceanográficas muestran una variación de la SST de en torno a los 10-15 °C entre invierno y verano.
  - En profundidad, las temperaturas de todas las estaciones CTD convergen a partir de los 100 m.
- En esta profundidad, ocho años de seguimiento en el Canal de Mallorca muestran un aumento máximo de la temperatura de 0,19 °C/año.<sup>24</sup>
- A partir de los 200 m los valores de CTD alcanzan los 13 °C y se mantienen constantes al aumentar la profundidad.
  - Los modelos climáticos apuntan a que la temperatura del mar aumentará notablemente durante el siglo XXI en toda la columna de agua, y especialmente en los primeros 150 metros.<sup>27, 28, 31</sup>
  - Es fundamental mantener la observación de esta variable oceanográfica para llegar a disponer de series de gran longitud temporal.<sup>5</sup> Ello permitiría interpretar mejor los datos de las tendencias, concretar la variabilidad decadal de los datos climáticos y mejorar los modelos de predicción climática y la gestión en torno a la mitigación de posibles impactos.<sup>5</sup>

## REFERENCIAS

- <sup>1</sup> VON SCHUCKMANN, K. *et al.* (2016). «An imperative to monitor Earth's energy imbalance». *Nature Climate Change* 6 (2), 138-144. DOI: 10.1038/nclimate2876.
- <sup>2</sup> CHENG, L. *et al.* (2020). «Record-Setting Ocean Warmth Continued in 2019». *Adv. in Atmos. Sci.*, 37(2), 137-142. <https://doi.org/10.1007/s00376-020-9283-7>.
- <sup>3</sup> HOEGH-GULDBERG, O. *et al.* (2014). «The Ocean». En: *Climate Change 2014: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Part B: Regional Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge; Nova York: Cambridge University Press.
- <sup>4</sup> BURROWS, M. T. *et al.* (2011). «The Pace of Shifting Climate in Marine and Terrestrial Ecosystems». *Science*, 334, 652-655. DOI: 10.1126/science.1210288.
- <sup>5</sup> TINTORÉ, J. *et al.* (2019) «Challenges for Sustained Observing and Forecasting Systems in the Mediterranean Sea». *Frontiers in Marine Science*, 6 (568). DOI: 10.3389/fmars.2019.00568.
- <sup>6</sup> VON SCHUCKMANN, K. *et al.* (2018). «Copernicus Marine Service Ocean State Report». *Journal of Operational Oceanography* 11, S1-S142. DOI: 10.1080/1755876X.2018.
- <sup>7</sup> VOLKOV, D. L. *et al.* (2019). «Teleconnection between the Atlantic Meridional Overturning Circulation and Sea Level in the Mediterranean Sea». *Journal of Climate*, 32, 935-955. DOI: 10.1175/JCLI-D-18-0474.1.
- <sup>8</sup> COMA, R. M. *et al.* (2009). «Global warming-enhanced stratification and mass mortality events in the Mediterranean». *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 106(15), 6176-6181. DOI: 10.1073/pnas.0805801106.
- <sup>9</sup> CONVERSI, A. *et al.* (2010). «The Mediterranean Sea Regime Shift at the End of the 1980s, and Intriguing Parallelisms with Other European Basins». *PLoS ONE*, 5(5). DOI: 10.1371/journal.pone.0010633.
- <sup>10</sup> CALVO, E. *et al.* (2011). «Effects of climate change on Mediterranean marine ecosystems: the case of the Catalan Sea». *Climate Research*, 50(1), 1-29. DOI: 10.3354/cr01040.
- <sup>11</sup> VARGAS-YÁÑEZ, M. *et al.* (2010a). «How much is the Western Mediterranean really warming and salting?». *Journal of Geophysical Research*, 115, C04001. DOI:10.1029/2009JC005816.
- <sup>12</sup> VARGAS-YÁÑEZ, M. *et al.* (2010b). «Climate change in the Western Mediterranean Sea 1900-2008». *Journal of Marine Systems* 82, 171-176. <https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2010.04.013>.

- <sup>13</sup> PISANO, A. *et al.* (2020). «New Evidence of Mediterranean Climate Change and Variability from Sea Surface Temperature Observations». *Remote sensing*, 12, 132. DOI: 10.3390/rs12010132.
- <sup>14</sup> JORDÀ, G. *et al.* (2012a). «Mediterranean seagrass vulnerable to regional climate warming». *Nature Climate Change*, 2. DOI: 10.1038/NCLIMATE1533.a.
- <sup>15</sup> MARBÀ, N.; DUARTE, C. M. (2010). «Mediterranean Warming Triggers Seagrass (*Posidonia oceanica*) Shoot Mortality». *Global Change Biology*, 16, 2366-2375. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2009.02130.x>.
- <sup>16</sup> REGLERO, P. *et al.* (2012). «Geographically and environmentally driven spawning distributions of tuna species in the western Mediterranean Sea». *Marine Ecology Progress Series*, 463, 273-284. DOI: 10.3354/meps09800.
- <sup>17</sup> MARBÀ N. *et al.* (2015). «Footprints of climate change on Mediterranean Sea biota». *Frontiers in Marine Science*, 2, 56. DOI: 10.3389/fmars.2015.00056.
- <sup>18</sup> BALBÍN, R. *et al.* (2014). «Seasonal and interannual variability of dissolved oxygen around the Balearic Islands from hydrographic data». *Journal of Marine Systems*, 138, 51-62. DOI: 10.1016/j.jmarsys.2013.12.007.
- <sup>19</sup> LANDRY, M. *et al.* (2012). «Pelagic community responses to a deep-water front in the California Current Ecosystem: Overview of the A-Front study». *Journal of Plankton Research*, 34, 739-748. DOI: 10.1093/plankt/fbs025.
- <sup>20</sup> LÓPEZ-JURADO, J. L. *et al.* (2005). «Observation of an abrupt disruption of the long-term warming trend at the Balearic Sea, western Mediterranean Sea, in summer 2005». *Geophysical Research Letters*, 32, L24606. DOI: 10.1029/2005GL024430.
- <sup>21</sup> VARGAS-YÁÑEZ, M. *et al.* (2010). *Cambio Climático en el Mediterráneo español. Segunda edición actualizada*. Madrid: Ministeri de Ciència i Innovació. Institut Espanyol d'Oceanografia.
- <sup>22</sup> GOMIS, D. *et al.* (2020). «Context oceanogràfic de l'illa de Cabrera». En: Grau A, M. *et al.* *Arxipèlag de Cabrera: Història Natural*. Monografies de la Societat d'Història Natural de les Balears, 30. ISBN: 978-84-09-3.
- <sup>23</sup> VARGAS-YÁÑEZ, M. *et al.* (2017). «Updating temperature and salinity mean values and trends in the Western Mediterranean: The RADMED project». *Progress in Oceanography*, 157, 27-46. <https://doi.org/10.1016/j.pocean.2017.09.004>.
- <sup>24</sup> BARCELÓ-LLULL, B. *et al.* (2019). «Temporal and Spatial Hydrodynamic Variability in the Mallorca Channel (Western Mediterranean Sea) from 8 Years of Underwater Glider Data». *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 124(4), 2769-86. <https://doi.org/10.1029/2018JC014636>.
- <sup>25</sup> SCHROEDER, K. *et al.* (2017). «Rapid response to climate change in a marginal sea». *Scientific Reports*, 7(1), 4065. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-04455-5>.
- <sup>26</sup> VARGAS-YÁÑEZ, M. *et al.* (2019). *The present state of marine ecosystems in the Spanish Mediterranean in a Climate Change context*. Màlag: Institut Espanyol d'Oceanografia; Grup Mediterrani de Canvi Climàtic; Tuimagina Editorial.
- <sup>27</sup> JORDÀ, G. *et al.* (2012b). «Atmospheric contribution to Mediterranean and nearby Atlantic sea level variability under different climate change scenarios». *Global and Planetary Change*, 80-81, 198-214. <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2011.10.013>.
- <sup>28</sup> ADLOFF, F. *et al.* (2015). «Mediterranean Sea response to climate change in an ensemble of twenty first century scenarios». *Climate Dynamics*, 45, 2775-2802. <https://doi.org/10.1007/s00382-015-2507-3>.
- <sup>29</sup> PORTS DE L'ESTAT. «Predicció de oleaje, nivel del mar; boyas y mareógrafos» [en línia]. <http://www.puertos.es/es-es/oceanografia/Paginas/portus.aspx>.
- <sup>30</sup> DARMARAKI, S. *et al.* (2019). «Future evolution of Marine Heatwaves in the Mediterranean Sea». *Climate Dynamics*, 53, 1371-1392. <https://doi.org/10.1007/s00382-019-04661-z>.
- <sup>31</sup> SOTO-NAVARRO, J. *et al.* (2020). «Evolution of Mediterranean Sea water properties under climate change scenarios in the Med-CORDEX ensemble». *Climate Dynamics*, 54, 2135-2165. <https://doi.org/10.1007/s00382-019-05105-4>.

---

#### CITAR COMO

BARRIENTOS, N.; VAQUER-SUNYER, R.; GOMIS, D.; MARCOS, M.; JORDÀ, G.; BARCELÓ-LLULL, B.; PASCUAL, A.; AGUIAR, E.; RUIZ-PARRADO, I. (2021) «Temperatura». En: Vaquer-Sunyer, R.; Barrientos, N. (ed.). *Informe Mar Balear 2021* <<https://informemarbalear.org/es/cambio-global/imb-temperatura-esp.pdf>>.



En la elaboración de este indicador han participado:  
 Natalia Barrientos, Raquel Vaquer-Sunyer, Damià Gomis, Marta Marcos, Biel Jordà, Bàrbara Barceló-Llull, Ananda Pascual e Inmaculada Ruiz-Parrado.

# Salinidad

La salinidad es una de las variables fisicoquímicas del océano y es un parámetro que se incluye en las Estrategias Marinas.<sup>1</sup> Se define como la cantidad de sal disuelta en el mar y se cuantifica en base a cuántos gramos de sal se encuentran disueltos en 1.000 g de agua. Por tanto, este parámetro carece de unidades —se anulan— y los valores se reportan en Unidades Prácticas de Salinidad (PSU, del inglés Practical Salinity Units).

Al igual que la temperatura, el seguimiento de la salinidad es de gran relevancia para la interpretación de otros parámetros de estado ambiental, pues influye en la supervivencia de determinadas especies y ecosistemas marinos. Especialmente en el caso de organismos estenohalinos, los cuales no toleran variaciones amplias de salinidad. Por ejemplo, la planta marina *Posidonia oceanica* se ve afectada si se alcanzan salinidades por encima de 42 psu y por debajo de 29 °C.<sup>2</sup>

La salinidad supone una variable indirecta del cambio global. Cabe mencionar que la cantidad de sal a nivel global se mantiene prácticamente constante, por lo que sus variaciones podrían derivar principalmente de cambios en el agua dulce incorporada por el deshielo de glaciares y hielo continental. A nivel más regional, los cambios están asociados a una redistribución de la sal por las corrientes marinas, y localmente a cambios en los aportes de agua de los ríos y de salmuera provenientes de plantas desalinizadoras.

En las últimas cuatro décadas, las aguas del Mediterráneo occidental han mostrado de promedio un aumento en la salinidad, tanto en superficie como en profundidad.<sup>3, 4</sup> Las variaciones en la salinidad están conectadas con cambios en el ciclo del agua y la circulación atmosférica, y pueden inducir variaciones en la circulación de las corrientes oceánicas.

Adicionalmente, la salinidad ayuda a detectar el origen y a diferenciar las distintas masas de agua de una región oceánica. En el mar Balear, la salinidad determina la influencia de agua atlántica y sus

grados de modificación a su paso por la cuenca, el intercambio de agua entre los canales de las islas o el afloramiento (conocido como *upwelling* en inglés) producido por frentes atmosféricos.<sup>4</sup>

Por último, la salinidad tiene un papel fundamental —junto con la temperatura— en la determinación de la densidad de una masa de agua y, por tanto, en los gradientes de densidad que generan corrientes marinas.<sup>5</sup> Mejorar la caracterización y comprensión de las corrientes y la circulación marina resulta clave para gestionar de manera integrada los mares y océanos tanto en mar abierto como en la costa. Las corrientes marinas son esenciales para poder predecir la deriva de plásticos, hidrocarburos, medusas y/o larvas y huevos de peces.

## METODOLOGÍA

Se muestran los datos de la salinidad superficial capturados por boyas oceanográficas del SOCIB (Figura 1). Los datos se encuentran en línea en la página del Data Catalog del SOCIB (<http://apps.socib.es/data-catalog/>).

La salinidad se mide a 1 m de profundidad del agua. El sensor de medición tiene una precisión de 0,002 °C y se emplean únicamente los datos de control de calidad igual a 1 (Quality Control, QC = 1). Los datos provienen de la boya del Canal de Ibiza (lat. 38° 49' 28,02'' N; long. 0° 47' 1,201'') entre los años 2013-2018, y de la boya de Palma (lat. 39° 29' 57,998'' N, long. 2° 42' 2,001'' E) entre los años 2012-2020.

## ¿QUÉ ES?

La salinidad es la cantidad de sal disuelta en un cuerpo de agua. Esta variable fisicoquímica muestra cuántos gramos de sal contiene 1 kg de agua y por tanto carece de unidades. Los valores de salinidad se reportan en psu (Unidades Prácticas de Salinidad, del inglés Practical Salinity Units).

$$\frac{\text{g de sal}}{1.000 \text{ g de agua de mar}}$$

## METODOLOGÍA

Se obtienen datos históricos de salinidad superficial —a 1 m de profundidad— colectados por boyas localizadas en estaciones fijas gestionadas por el SO-CIB. Se incluyen datos de la boya del Canal de Ibiza (2013-2018) y de la boya de Palma (2012-2020).

Los datos de salinidad en profundidad provienen de dispositivos CTD (siglas del inglés para Conductividad, Temperatura y Profundidad) del proyecto RAD-MED.<sup>2</sup> Se muestran datos estacionales históricos de salinidad desde 1994 —de los 5 a los 2.500 m de profundidad— medidos en tres zonas del mar Balear (sur de Mallorca, norte de Menorca y Cabrera).

## RESULTADOS

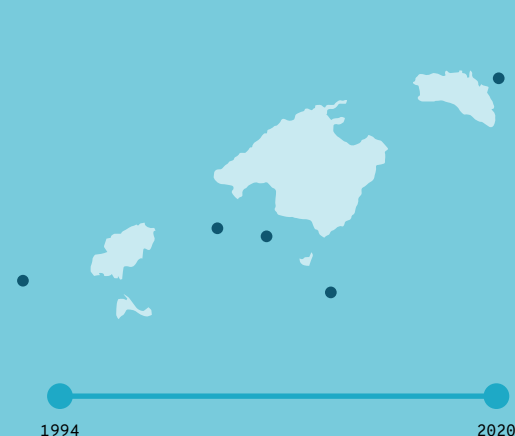
Los datos de salinidad superficial capturados por las boyas muestran cierta ciclicidad estacional muy influenciada por variaciones locales. Los máximos medidos (38,3 psu en 2014) se alcanzan a finales de verano, mientras que los mínimos (dato puntual de ~ 36,2 psu en 2013 y 2019) se observan a finales de otoño.

La boya del Canal de Ibiza muestra menor salinidad que la de Palma, posiblemente debido a una localización más cercana a la entrada de agua del océano Atlántico —más fresca que la mediterránea.

## ¿POR QUÉ?

Este parámetro se incluye en las Estrategias Marinas.<sup>1</sup> Es necesario conocer su evolución porque influye en la supervivencia de ciertas especies y hábitats marinos (como el de *Posidonia oceanica*). Además, la salinidad es una variable indirecta del cambio global. Junto con la temperatura, interviene en los gradientes de densidad que generan las corrientes oceánicas. La comprensión de las corrientes marinas es crucial para predecir, por ejemplo, la deriva de residuos, medusas y/o larvas y huevos de peces.

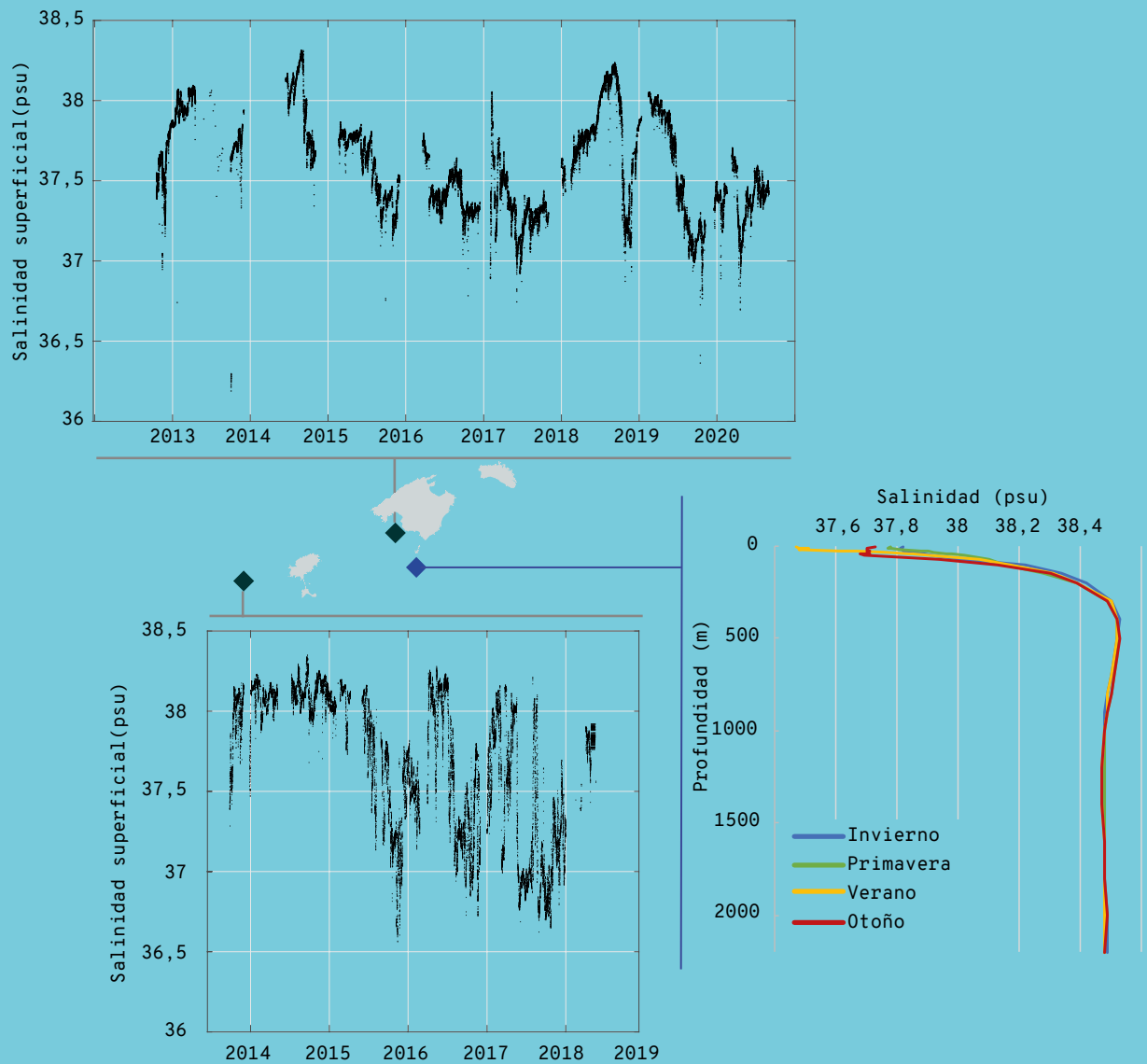
## LOCALIZACIÓN



Los cambios de salinidad estacionales son bastante pequeños en comparación con las variaciones espaciales o en profundidad. Estos cambios suelen estar asociados a la redistribución de las masas de agua.

En cuanto a la salinidad de profundidad de las tres estaciones de muestreo CTD, se observa que los valores estacionales convergen en un valor constante de 38,48 psu a partir de los 1.000 m.

Modelos de predicción climática muestran un aumento de salinidad de entre 0,08-0,37 psu a lo largo del siglo XXI en profundidades intermedias (300-700 m).<sup>3</sup>



Salinidad superficial capturada por boyas del SOCIB y salinidad en profundidad capturada mediante CTD para el proyecto RADMED. FUENTE: SOCIB y RADMED.<sup>2</sup>

## REFERENCIAS

<sup>1</sup> «Estrategias Marinas». <[https://www.miteco.gob.es/es/costas/temas/proteccion-medio-marino/IV\\_D7\\_Levantino-Balear\\_tcm30-130923.pdf](https://www.miteco.gob.es/es/costas/temas/proteccion-medio-marino/IV_D7_Levantino-Balear_tcm30-130923.pdf)>.

<sup>2</sup> VARGAS-YÁÑEZ, M. *et al.* (2019). *The present state of marine ecosystems in the Spanish Mediterranean in a climate change context*. Tuimagina Editorial, Grupo Mediterráneo de Cambio Climático. ISBN: 978-84-09-13597-4.

<sup>3</sup> SOTO-NAVARRO, J. *et al.* (2020). «Evolution of Mediterranean Sea water properties under climate change scenarios in the Med-CORDEX ensemble». *Clim Dyn.* 54(3), 2135-65.





**Figura 1.** Imagen de la boya de Palma del SOCIB utilizada para medir variables oceanográficas como la salinidad. FUENTE: SOCIB.

Adicionalmente se incluyen valores de salinidad en perfiles de profundidad capturados por rosetas CTD (siglas del inglés para Conductividad, Temperatura y Profundidad) del proyecto nacional RADMED (Radiales del Mediterráneo).<sup>6</sup> Se muestran los valores medios estacionales de salinidad desde 1994 en tres zonas del mar Balear de los 5 m hasta los 2.500 m de profundidad:

#### **Sur de Mallorca**

Estación B1 (lat. 39° 28,6020' N, long. 2° 25,6020' E)

Estación B2 (lat. 39° 24,1020' N, long. 2° 25,6020' E)

Estación B3 (lat. 39° 20,5020' N, long. 2° 25,6020' E)

#### **Norte de Menorca**

Estación MH4

(lat. 40° 10,0020' N, long. 4° 34,9620' E)

#### **Cabrera**

Estación EPC (lat. 39° 0,0000' N, long. 3° 10,2600' E)

## **RESULTADOS**

Aunque las precipitaciones y la evaporación tienen ciclos anuales, las variaciones en la salinidad superficial (a 1 m) capturadas por las boyas de Palma y del Canal de Ibiza muestran únicamente cierta ciclicidad estacional, aunque muy influenciada por variaciones locales (Figura 2).

La salinidad está muy poco afectada localmente por la lluvia—afecta a una capa muy somera y por poco tiempo, puesto que las anomalías se propagan muy rápidamente—, donde las variaciones tienen una escala espacial relativamente pequeña. Estos hechos dificultan la identificación de tendencias climáticas de la temperatura.

Los valores de salinidad máxima se alcanzan a finales de verano. El valor máximo detectado es de 38,3 psu. Este máximo se detecta a finales de verano de 2014 en ambas boyas.

Los valores mínimos se capturan a finales de otoño. El valor mínimo se encuentra en torno a 36,2 psu (en los años 2013 y 2019) y ocurre puntualmente en la boya de Palma.

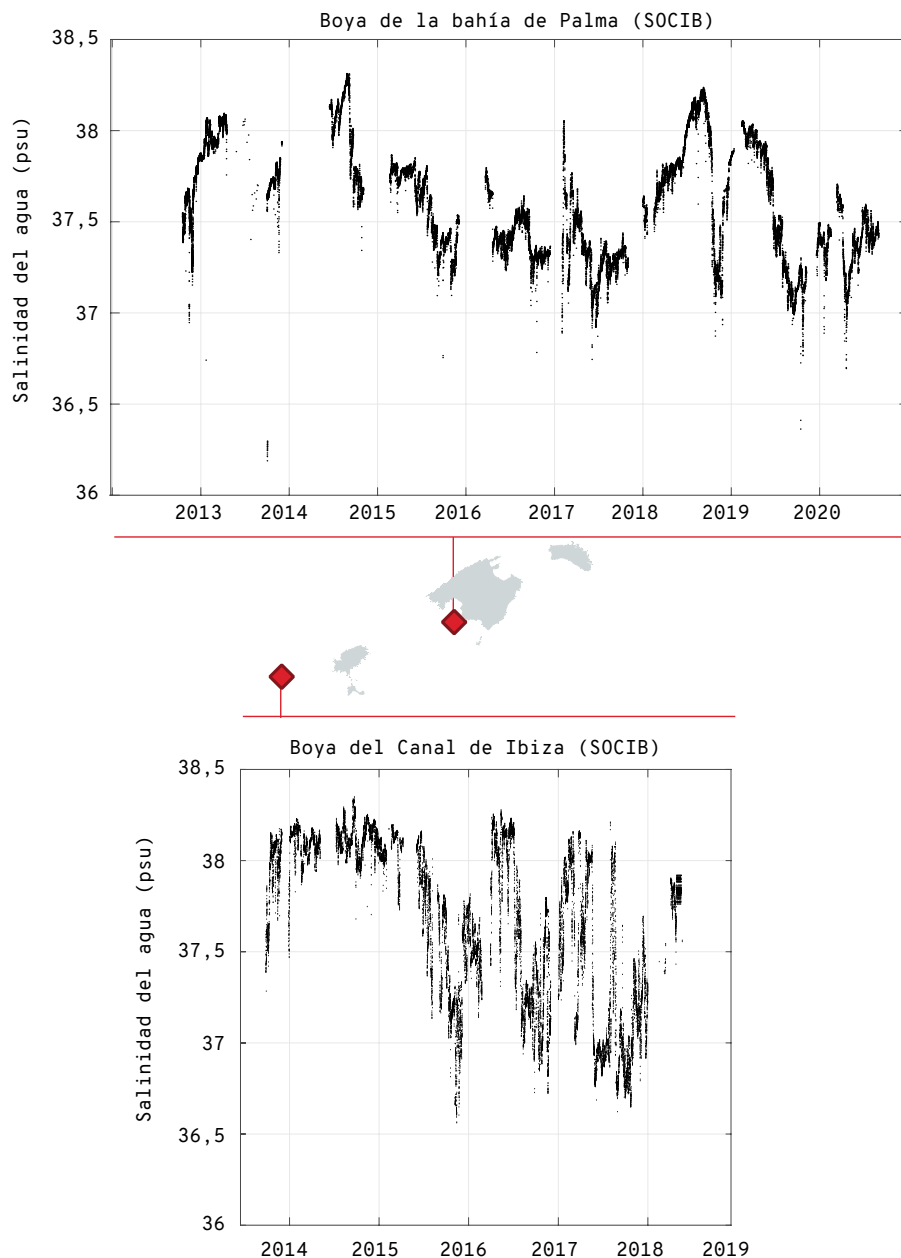
En general, la boya del Canal de Ibiza muestra un mayor número de valores con menor salinidad (< 37 psu) que la de Palma. Este hecho podría estar relacionado con la circulación oceánica, ya que en el Canal de Ibiza se suele producir una entrada de agua de origen atlántico menos salina que la mediterránea. Asimismo, esta boya también mantiene mayor número de valores de salinidad alta (> 38 psu).

En profundidad, los perfiles de salinidad media estacional capturados por las rosetas CTD de las campañas RADMED<sup>6</sup> muestran los valores mínimos de salinidad superficial < 37,5 psu en verano en las estaciones de Mallorca y Cabrera (Figura 3). Sin embargo, al norte de Menorca los mínimos de salinidad superficial de 37,7 psu se alcanzan en otoño. Los máximos de salinidad superficial de 38 psu se registran en invierno en el transecto de Maó, posiblemente indicando un mayor grado de modificación de agua atlántica.<sup>6</sup>

En profundidad, los valores estacionales de salinidad convergen en torno a 38,48 psu y se mantienen constantes a partir de los 1.000 m.

Por otro lado, un estudio de seguimiento de las tendencias de salinidad entre los años 2011-2018 en el Canal de Mallorca muestra un aumento de salinidad de + 0,010/año en profundidades intermedias (300-700 m).<sup>4</sup>

Por último, modelos de proyección de salinidad para el siglo XXI muestran un aumento de salinidad importante (entre 0,08 y 0,37 psu) a profundidades intermedias (150-600 m), debido al aumento de evaporación en la cuenca.<sup>7</sup> Sin embargo, para la salinidad en superficie existen discrepancias entre los modelos, debido a que se desconoce el efecto y el alcance del agua dulce del deshielo de la zona polar en el Mediterráneo.<sup>7</sup>



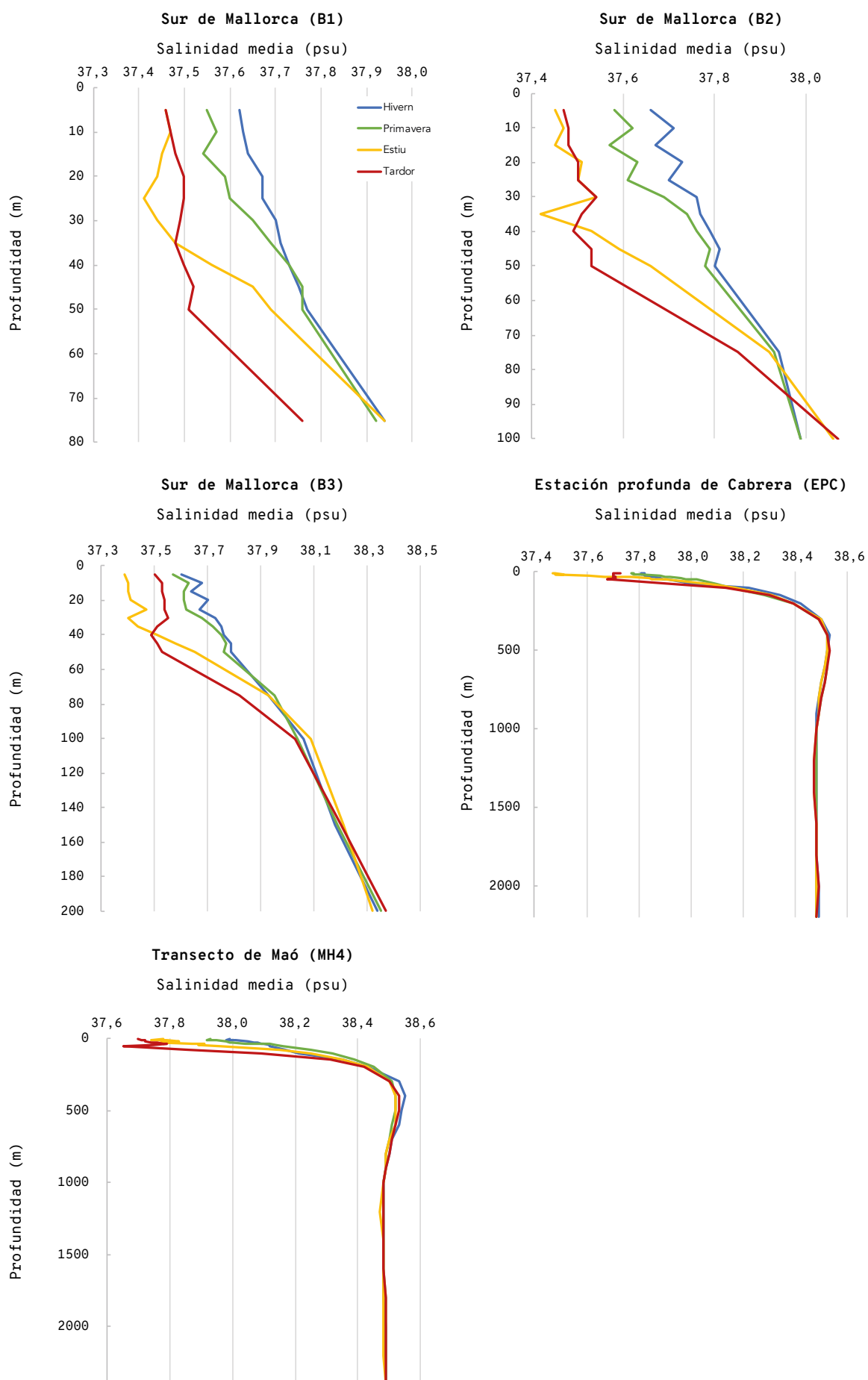
**Figura 2.** Evolución temporal de la salinidad a 1 m de profundidad capturada por las boyas oceanográficas de Palma y del Canal de Ibiza. FUENTE: SOCIB.

## CONCLUSIONES

- En el mar Balear se necesitan series temporales de décadas para poder empezar a inferir cambios en la salinidad.
- El seguimiento de la salinidad superficial desde 2012 muestra que no existe un ciclo estacional marcado con mucha variabilidad intra e interanual. Esta variabilidad está probablemente inducida por cambios en las corrientes y la advección de distintas masas de agua, ya que el mar Balear es una zona de confluencia entre las aguas más viejas del norte (más influenciadas por el agua de la cuenca levantina y más saladas) y las más nuevas del sur (más afectadas por el Atlántico y menos saladas).
- En general, los cambios de salinidad observados, su variabilidad natural en el tiempo y

la variabilidad espacial no son muy grandes. El ciclo estacional de la salinidad capturado por CTD muestra que las estaciones del sur de Mallorca y Cabrera son las que alcanzan valores de salinidad mínimos en superficie ( $< 37,5$  psu) durante el verano. Por otro lado, los máximos de salinidad superficial de 38 psu se alcanzan en el norte de Menorca.

- A partir de los 1.000 m de profundidad la salinidad es  $\sim 38,48$  psu en todas las estaciones de muestreo de CTD.
- Modelos de predicción para todo el siglo XXI muestran incrementos sustanciales en la salinidad a profundidades intermedias, de entre 0,08 y 0,37 psu, asociados a aumentos en la evaporación del agua de la cuenca del Mediterráneo.<sup>7</sup>



**Figura 3.** Transectos de salinidad en profundidad recogidos durante las campañas de CTD del proyecto RADMED. FUENTE: Vargas-Yáñez *et al.*<sup>6</sup>

---

## REFERENCIAS

<sup>1</sup> «Estrategias Marinas»

[[https://www.miteco.gob.es/es/costas/temas/proteccion-medio-marino/IV\\_D7\\_Levantino-Balear\\_tcm30-130923.pdf](https://www.miteco.gob.es/es/costas/temas/proteccion-medio-marino/IV_D7_Levantino-Balear_tcm30-130923.pdf)].

<sup>2</sup> FERNÁNDEZ-TORQUEMADA, Y; SÁNCHEZ-LIZASO, J. L. (2005). «Effects of salinity on leaf growth and survival of the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica* (L.) Delile». *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 320(1), 57-63.

<sup>3</sup> BORGHINI, M. *et al.* (2014). «The Mediterranean is becoming saltier». *Ocean Sci.* 10(4), 693-700. <https://doi.org/10.5194/os-10-693-2014>.

<sup>4</sup> BARCELÓ-LLULL, B. *et al.* (2019). «Temporal and Spatial Hydrodynamic Variability in the Mallorca Channel (Western Mediterranean Sea) From 8 Years of Underwater Glider Data». *J Geophys Res Ocean.* 124(4), 2769-86. <https://doi.org/10.1029/2018JC014636>.

<sup>5</sup> PASCUAL, A. *et al.* (2017). «A Multiplatform Experiment to Unravel Meso- and Submesoscale Processes in an Intense Front (AlborEx)». *Frontiers in Marine Science*, 4, 39. <https://doi.org/10.3389/fmars.2017.00039>.

<sup>6</sup> VARGAS-YÁÑEZ, M. *et al.* (2019). *The present state of marine ecosystems in the Spanish Mediterranean in a climate change context*. Tuimagina Editorial, Grupo Mediterráneo de Cambio Climático. ISBN: 978-84-09-13597-4.

<sup>7</sup> SOTO-NAVARRO, J. *et al.* (2020). «Evolution of Mediterranean Sea water properties under climate change scenarios in the Med-CORDEX ensemble». *Clim Dyn.* 54(3), 2135-65.

---

## CITAR COM

BARRIENTOS, N.; VAQUER-SUNYER, R.; GOMIS, D.; MARCOS, M.; JORDÀ, G.; BARCELÓ-LLULL, B.; PASCUAL, A.; RUIZ-PARRADO, I. (2021). «Salinidad». En: Vaquer-Sunyer, R.; Barrientos, N. (ed.). *Informe Mar Balear 2021* <<https://informemarbalear.org/es/cambio-global/imb-salinitat-esp.pdf>>.

En la elaboración de este capítulo han participado:  
Natalia Barrientos, Raquel Vaquer-Sunyer y Agustí Jansà.

# Temperatura del aire sobre el mar

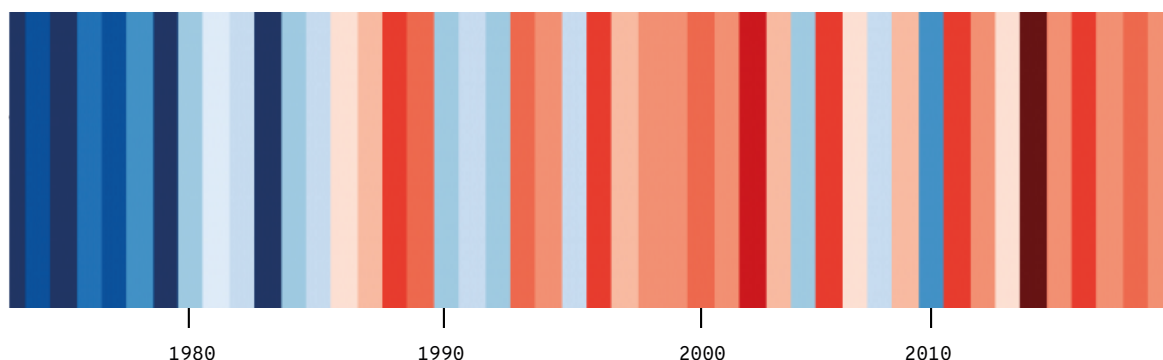
La región mediterránea se está calentando un 20 % más rápido que la media global, y para el año 2040 se prevé un aumento de temperatura de 2,2 °C.<sup>1</sup>

La temperatura del aire sobre el mar depende en gran medida de la temperatura superficial del agua del mar (SST), por lo que ambas tienden a parecerse, pero no exclusivamente: las advecciones vivas de aire frío o de aire cálido pueden permitir diferencias muy importantes entre la SST y la temperatura del aire a 3 m sobre la superficie del agua marina.

La diferencia de temperatura entre el aire y el mar es un factor importante del intercambio de calor entre los dos medios; pero no es el único, ya que el viento es el gran mecanismo enfriador del mar —por evaporación—, hasta convertirse en un factor clave de la formación de agua profunda en el norte de las Baleares.<sup>2</sup>

Las variaciones en los flujos de calor aire-mar —asociados a diferencias de temperatura aire-agua, pero también a la evaporación por viento— pueden tener impactos de escala global por medio de cambios en la circulación atmosférica y oceánica.<sup>2,3</sup> Por tanto, este parámetro también se utiliza como indicador de cambio global, ya que puede afectar a la biodiversidad y a los hábitats marinos, con consecuencias negativas en la economía y los medios de vida humana.

Al igual que sucede con la temperatura superficial del mar, series históricas de temperatura del aire medidas por estaciones de la Agencia Estatal de Meteorología (AEMET) están mostrando un aumento en las últimas décadas (Figura 1).<sup>4</sup>



**Figura 1.** Gráfico de rayas climáticas (*climate stripes*) visibilizando las anomalías anuales de temperatura entre los años 1973–2019 causadas por el cambio global. Las anomalías se basan en la media de los valores de temperatura observados en los aeropuertos de Menorca, Palma e Ibiza. Se observa una tendencia al calentamiento (colores rojos) con el paso de los años. La escala de color varía entre -1,24 y 1,24 °C. FUENTE: A. Jansà y D. Argüeso.<sup>5</sup>

## ¿QUÉ ES?

Medida de la temperatura del aire a 3 m sobre la superficie del agua a través de una boya oceanográfica. Es un indicador climático de cambio global donde se refleja la interacción aire-mar, ya que entre estos dos medios se produce un intercambio de calor.

## METODOLOGÍA

La medición de temperatura del aire se realiza a través de sensores instalados en boyas que flotan en estaciones fijas a 3 m de la superficie del agua. La precisión de las temperaturas recogidas por los sensores es de 0,01 °C. Los datos han sido facilitados por Puertos del Estado a partir de las siguientes dos boyas:

- (i) Boya de Maó (latitud 39,72° N, longitud 4,42° E): fondeada a 300 metros de profundidad.
- (ii) Boya de Sa Dragonera (latitud 39,55° N, longitud 2,10° E): fondeada a 135 m de profundidad.

Adicionalmente se comparan temperaturas de la boya de Sa Dragonera —tanto del aire como superficial del agua (datos cedidos por Puertos del Estado)—, con temperaturas medias del aire sobre tierra de los tres aeropuertos de las Baleares (procedentes de la Agencia Estatal de Meteorología, AEMET) entre 2006 y 2020.

## RESULTADOS

La variabilidad estacional en la temperatura del aire entre finales de verano (septiembre-octubre) y finales de invierno (enero-febrero) puede alcanzar los 28 °C de diferencia.

La boya de Sa Dragonera recoge temperaturas más cálidas que la de Maó, posiblemente debido a una menor interacción con los vientos fríos de componente norte (tramontana).

La comparación de temperatura del aire y temperatura superficial del mar de la boya de Sa Dragonera

## ¿POR QUÉ?

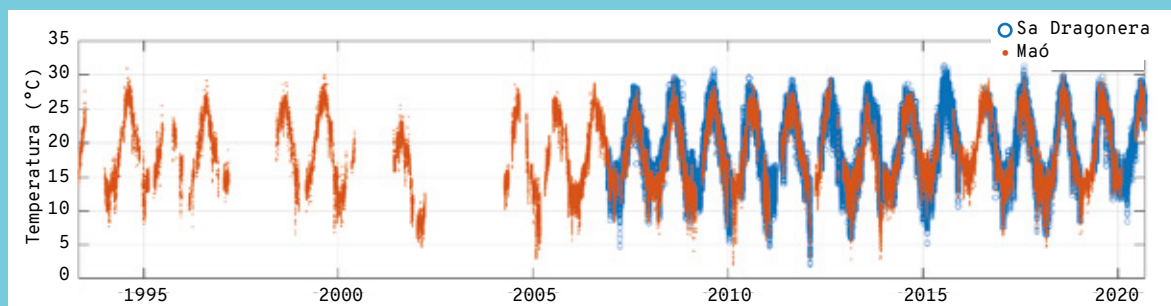
Series históricas de temperatura del aire medidas en estaciones terrestres de las Islas Baleares están mostrando un aumento en las últimas décadas. Es necesario disponer de un seguimiento temporal de las variables climáticas de temperatura del aire sobre el mar y entender mejor su interacción con la temperatura superficial del mar. Ello permitirá ampliar el conocimiento de los mecanismos que rigen el cambio global en las Baleares.

## LOCALIZACIÓN



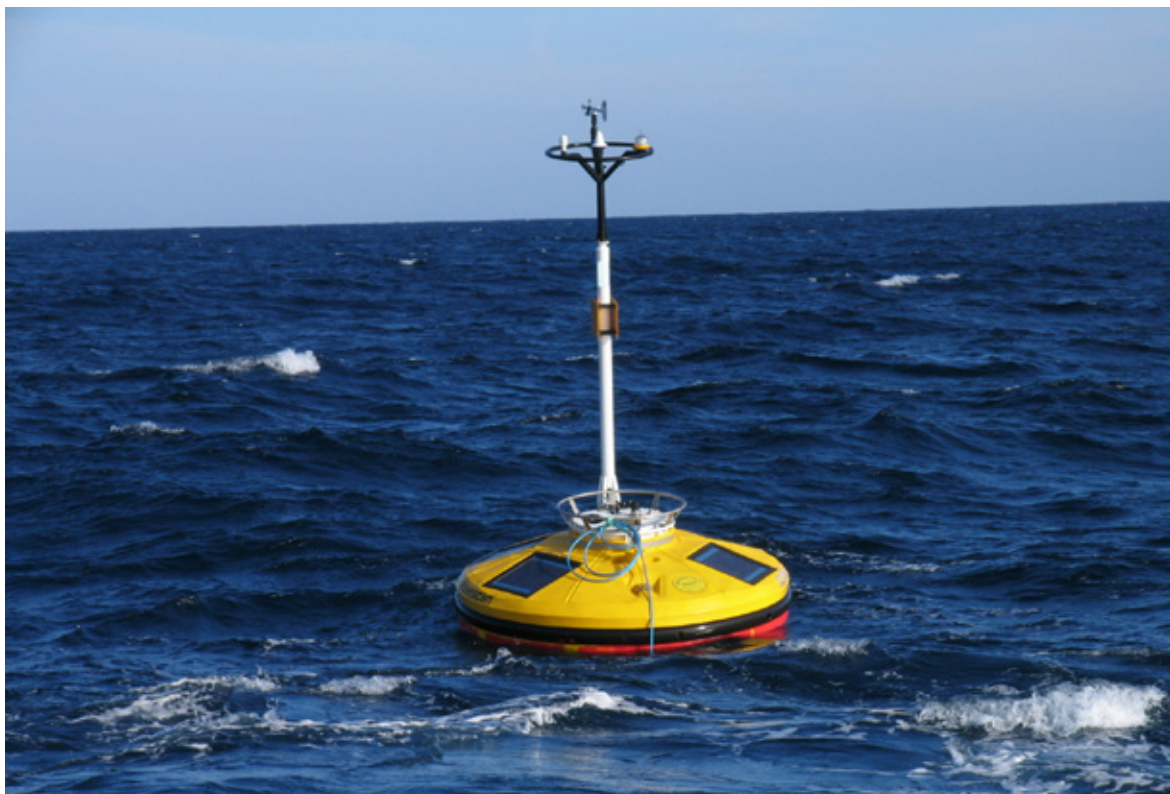
muestra que, durante la mayor parte del año, el mar es ~ 1 °C más cálido que la temperatura del aire del mismo punto (excepto en primavera, cuando se igualan temperaturas); por tanto, el mar se encuentra en condiciones de ceder calor al aire durante la mayor parte del año.

Finalmente, la temperatura de las estaciones de tierra se muestra menor (entre 1-3 °C) a la temperatura del aire de la boya, excepto en los meses de mayo a agosto, cuando se igualan valores.



Seguimiento histórico de la temperatura del aire, a 3 m sobre el agua, medida en boyas ancladas en estaciones fijas. Datos de las boyas de Maó (color rojo) y Sa Dragonera (color azul). FUENTE: Puertos del Estado.





**Figura 2.** Imagen de boya WaveScan de Puertos del Estado utilizada en la medición de variables oceanográficas y de temperatura del aire sobre el mar (a 3 m). FUENTE: Puertos del Estado.

La cesión de calor y humedad del mar al aire es un factor que, a su vez, puede favorecer precipitaciones intensas en el Mediterráneo, aunque no es el único y no se encuentran correlaciones significativas entre precipitación intensa y anomalías térmicas de SST.

Por tanto, existe una necesidad de entender mejor los mecanismos de cambio de este parámetro y disponer de un seguimiento sobre la temperatura del aire y la SST que contribuya a mejorar el conocimiento sobre el cambio global en las Baleares.

#### METODOLOGÍA

Los datos de la temperatura del aire sobre el nivel del mar se miden directamente mediante sensores boyas que flotan en estaciones fijas. Las mediciones se realizan a 3 m sobre la superficie del agua. Las boyas se fondean lejos de la línea de costa para evitar posibles efectos locales.

Datos de la temperatura del aire sobre el mar provienen de dos boyas WaveScan (Figura 1) gestionadas por Puertos del Estado (<http://www.puertos.es/es-es/oceanografia/Paginas/portus.aspx>):

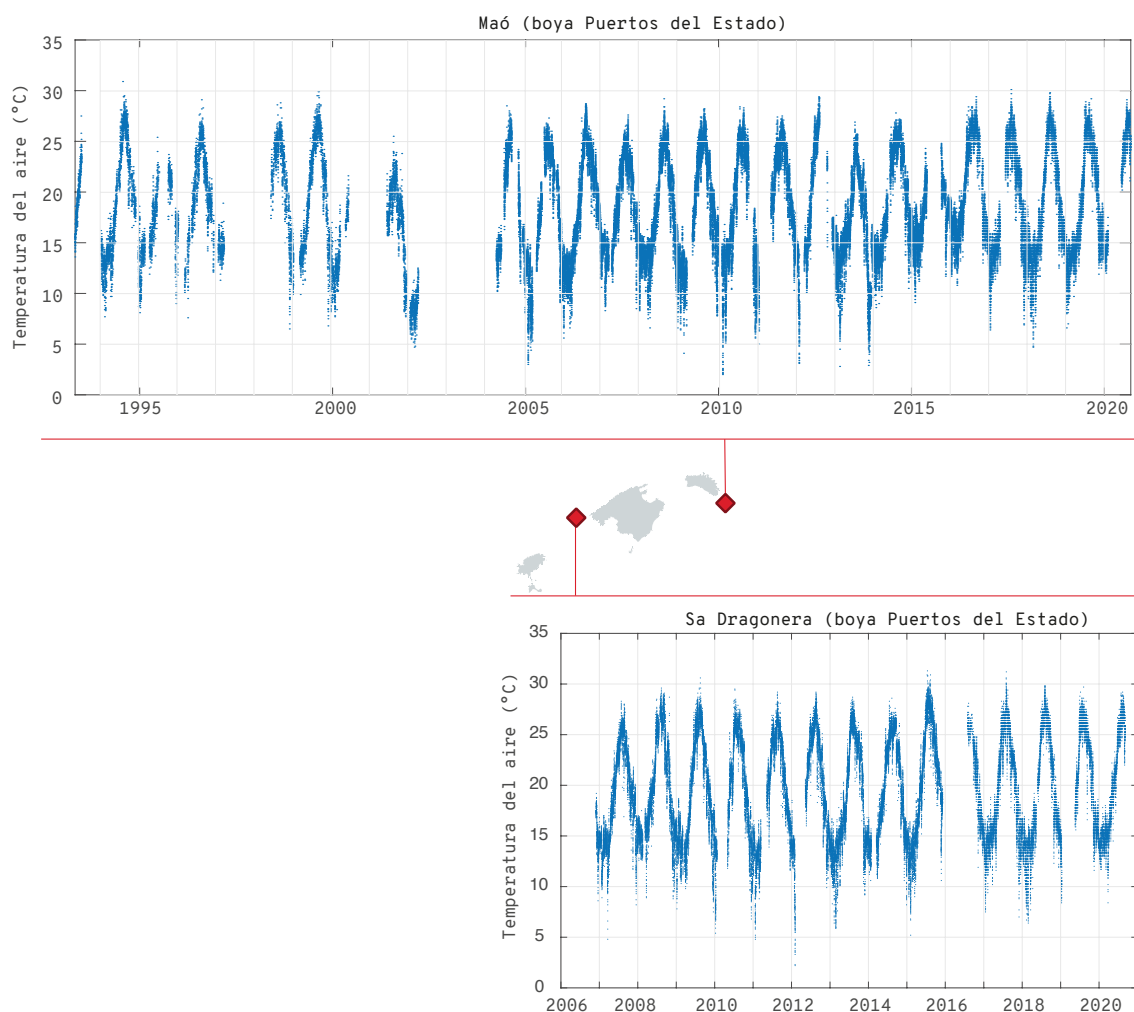
- (i) Boya de Maó (latitud 39,72° N, longitud 4,42° E): datos desde 1993, boya fondeada a 300 m de profundidad.
- (ii) Boya de Sa Dragonera (latitud 39,55° N, longitud 2,10° E): datos desde 2016, boya fondeada a 135 m de profundidad.

Cada boya genera internamente valores promedio que son transmitidos a tiempo real vía satélite. Cada dato se calcula como medida instantánea en periodos de diez minutos. La colecta de datos se complementa con un control de calidad de todos los equipos de medida, el cual indica valores anómalos o de variabilidad. Los datos utilizados en las gráficas son únicamente los valores aceptables —i.e. los que cumplen un control de calidad = 1, 2 y 3. El sensor utilizado es Seabird 37-SIP y la precisión de temperatura es de 0,01 °C.

Adicionalmente se comparan datos de la boya de Sa Dragonera —tanto de temperatura del aire como de SST— con datos de temperatura media del aire sobre tierra de las estaciones de seguimiento terrestres (aeropuertos de las Baleares) procedentes de AEMET, recogidos entre 2006 y 2020. Estos datos han sido procesados para convertirlos en medias mensuales de temperatura, facilitando así la interpretación de las tendencias de temperatura.

#### RESULTADOS

La temperatura del aire sobre el mar Balear mediante boyas muestra ciclos de variación anuales (Figura 3). En la mayoría de casos, los mínimos de temperatura alcanzan los 2 °C, mientras que los máximos no superan los 30 °C. El periodo más frío se registra entre enero y febrero, mientras que los periodos más cálidos ocurren entre septiembre y octubre.



**Figura 3.** Seguimiento histórico de la temperatura del aire a 3 m sobre el agua registrado por las boyas de Puertos del Estado de Maó (superior) y de Sa Dragonera (inferior). FUENTE: Puertos del Estado.

La boya de Sa Dragonera alcanza mayores temperaturas que la de Maó ( $\sim 1^\circ\text{C}$ ). Esto puede deberse a que Menorca queda dentro del ámbito geográfico del viento de componente norte (tramontana), siendo el máximo responsable de enfriar el mar en el Mediterráneo occidental.<sup>2, 6, 7</sup> El enfriamiento del mar puede contribuir a enfriar el aire, aunque en el caso de la tramontana la propia advección fría supone un enfriamiento directo del aire, y Sa Dragonera queda habitualmente fuera de este ámbito.

El año 2015 muestra un pico cálido en la boya de Sa Dragonera (sin registro en la boya de Maó). Por otro lado, especialmente en la boya de Maó, los meses de invierno de 2010-2014 muestran registros más fríos que el resto ( $< 5^\circ\text{C}$ ), donde el valor más frío ( $\sim 2^\circ\text{C}$ ) se da en enero de 2010.

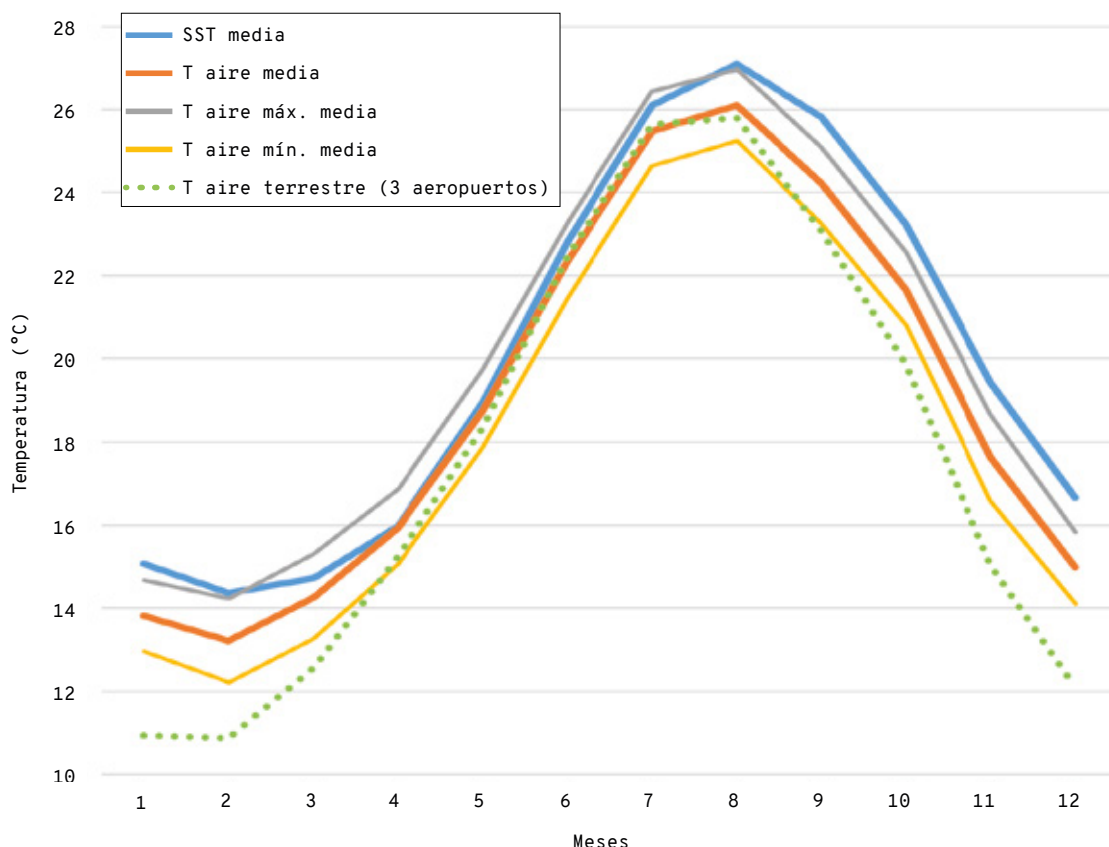
En la Figura 4 se observa cómo durante casi todo el año la temperatura media del aire sobre el mar

es más baja que la temperatura del agua, con la excepción de los meses de abril y mayo, cuando ambas temperaturas se igualan; por tanto, la mayor parte del año el mar está en condiciones de ceder calor al aire. Mucho más difícil es que el aire caliente el agua.

Durante todo el año, la temperatura media del aire sobre tierra en los aeropuertos de las Islas Baleares es inferior a las temperaturas del agua en la boya de Sa Dragonera. La diferencia entre la temperatura del aire sobre tierra y la SST alcanza los  $4^\circ\text{C}$  en los meses de invierno.

La temperatura del aire sobre el mar llega a igualar la temperatura del aire sobre tierra entre los meses de mayo a agosto. El enfriamiento nocturno de las islas es la causa principal de que las temperaturas medias sobre tierra sean bajas. El calentamiento diurno llega a compensar el enfriamiento nocturno durante los meses de mayor radiación solar y noches más





**Figura 4.** Temperatura media del agua (SST) y del aire (T aire) con máxima (máx.) y mínima (mín.) de la boya de Sa Dragonera entre los años 2006-2020. La línea de puntos hace referencia a la media de la temperatura del aire en los tres aeropuertos de las Baleares para el mismo período. FUENTE: Puertos del Estado y AEMET. AUTOR DE LA FIGURA: Agustí Jansà (2020, comunicación personal no publicada).

cortas, pero no llega a producirse cambio de signo. Visto de otro modo: la oscilación media diaria de las temperaturas del aire sobre el agua es de solo 1,9 °C. La oscilación media diaria en el conjunto de los tres aeropuertos es de casi 9 °C (un valor que no es demasiado alto comparado con las fuertes oscilaciones del interior del continente).<sup>7</sup>

La escasa longitud de las series de temperatura del aire sobre el mar en las boyas no permite inducir directamente las tendencias asociadas al cambio climático, pero no es muy aventurado suponer que esas tendencias no estarán muy apartadas de las que se pueden calcular con los datos de los aeropuertos. Las últimas tendencias disponibles, entre 1973 y 2019, indican, para los aeropuertos en conjunto, 0,3 °C/década. Esa tendencia, visualizada en la Figura 1, es superior a la de la temperatura planetaria global en el mismo período, que es de casi 0,2 °C/década.<sup>8</sup> Adicionalmente, se trata de una tendencia no uniforme que presenta notables diferencias estacionales.<sup>9</sup> Alrededor de 0,2-0,3 °C/década es lo que se indica para las Islas Baleares en el informe científico MedECC<sup>1</sup>, elaborado por expertos en de cambio ambiental y climático del Mediterráneo.

## CONCLUSIONES

- Los valores extremos estacionales de la temperatura del aire sobre el mar varían en torno a los 28 °C (de 30 °C a 2 °C). La boya de Sa Dragonera registra temperaturas más cálidas que la de Maó (~ 1 °C), posiblemente por tener menos influencia del viento tramontana, de componente norte.
- La comparación de la SST con la temperatura sobre el mar muestra que esta última es más baja (~ 1 °C) durante casi todo el año, a excepción de abril y mayo, cuando se igualan los valores.
- La temperatura del aire sobre tierra es menor que la SST durante todo el año, alcanzando 4 °C de diferencia en invierno.
- La temperatura del aire sobre el mar es superior a la terrestre (alrededor de 1-3 °C), excluyendo los meses entre mayo y agosto, cuando se igualan.
- Las predicciones de aumento de temperatura del aire para las Islas Baleares son de entre 0,2-0,3 °C/década.<sup>1</sup>

---

## REFERENCIAS

- <sup>1</sup> MED ECC (2020). «Climate and Environmental Change in the Mediterranean Basin-Current Situation and Risks for the Future. First Mediterranean Assessment Report». Cramer, W.; Guiot, J.; Marini, K. (eds). Marsella: Union for the Mediterranean, Plan Bleu, UNEP/MAP.
- <sup>2</sup> LÓPEZ-JURADO, J. L. (1982). «A simple model of a water column applied to the deep water formation in Northern Catalan Sea». *Annales Geophysicae*, 5B (2), 55-60.
- <sup>3</sup> XOPLAKI, E. (2003). «Mediterranean summer air temperature variability and its connection to the large-scale atmospheric circulation and SSTs». *Climate Dynamics*. 20 (7-8), 723-39.
- <sup>4</sup> JANSÀ, A. (2020). «Estat del clima a les Illes Balears. Estiu 2020». [[en línea](#)].
- <sup>5</sup> JANSÀ, A.; ARGÜESO, D. (2020). «Climate stripes de Baleares» [<http://lincc.uib.eu/climate-stripes-balears/>].
- <sup>6</sup> JANSÀ, A. (1987). «Distribution of the Mistral: A satellite observation». *Meteorology and Atmospheric Physics*, 36, 201-14. <https://doi.org/10.1007/BF01045149>.
- <sup>7</sup> JANSÀ, A. (2014). *El clima de les Illes Balears*. Palma: Lleonard Muntaner Editor.
- <sup>8</sup> JANSÀ, A. (2020). «Estat del clima a les Illes Balears. Any 2019». [[en línea](#)].
- <sup>9</sup> JANSÀ, A. (2016). «Extension of summer climatic conditions into spring in the Western Mediterranean area». *International Journal of Climatology*, 37(4), 1938-50. <https://doi.org/10.1002/joc.4824>.

---

## CITAR COMO

BARRIENTOS, N.; VAQUER-SUNYER, R.; JANSÀ, A. (2021). «Temperatura del aire sobre el mar». En: Vaquer-Sunyer, R.; Barrientos, N. (ed.). *Informe Mar Balear 2021* <<https://informemarbalear.org/es/cambio-global/imb-temperatura-aire-esp.pdf>>.

En la elaboración de este capítulo han participado Raquel Vaquer-Sunyer, Natalia Barrientos, Marta Marcos y Damià Gomis.

# Nivel del mar

El calentamiento global está provocando un aumento del nivel del mar en todo el planeta, que globalmente se debe a la fusión del hielo de los glaciares y de los casquetes polares, y en menor medida, a la expansión térmica de los océanos. Esta subida del nivel del mar se ha acelerado en los últimos cuarenta años.<sup>1</sup> Se ha estimado que como mínimo el 45 % del incremento observado desde el inicio del siglo XX tiene un origen antropogénico.<sup>2</sup>

Las Islas son especialmente vulnerables a la subida del nivel del mar porque presentan una gran longitud de costa. Un estudio, que considera tanto la subida del nivel del mar como de las olas, predice que las playas de las Baleares retrocederán entre 7 y 50 metros a finales de siglo, en función de su configuración, hecho que equivaldrá a una reducción a la mitad de la superficie aérea de las playas.<sup>3</sup> El retroceso de la línea de costa tiene consecuencias tanto ambientales como socioeconómicas. La población se concentra en la costa, y una subida del nivel del mar provocaría que las infraestructuras y las edificaciones costeras tuviesen una mayor exposición a fenómenos extremos e inundaciones. El impacto de la subida del nivel del mar se ha convertido en una preocupación creciente, sobre todo en zonas donde la economía depende del turismo de sol y playa y de otras actividades costeras.

## METODOLOGÍA

Los datos *in situ* del nivel del mar provienen de los registros de mareógrafos. La mayoría de estos registros son transmitidos al Servicio Permanente del Nivel Medio del Mar (PSMSL en sus siglas en inglés: <https://www.psmsl.org>). El PSMSL se encarga de recoger, publicar, analizar e interpretar los datos de la red global de mareógrafos. Los valores de referencia vertical de las series de nivel del mar que se presentan son diferentes para cada estación, y están definidos de forma que el nivel de referencia quede unos 7 m por debajo del valor medio del nivel del mar para cada estación.

Aquí se han seleccionado las medias anuales de la estación de Marsella, porque es la serie más larga (más de 100 años) del mar Mediterráneo occidental y se considera representativa de esta cuenca. En el gráfico de Marsella se han superpuesto las series de datos de los mareógrafos que Puertos del Estado tiene instalados en Palma (8 años) y Barcelona (25 años).

Los datos de las proyecciones futuras de la subida del nivel del mar proceden del trabajo elaborado por Kopp y colaboradores.<sup>4</sup> En este trabajo se realizan proyecciones y agregaciones de los componentes individuales de subida del nivel del mar en un marco probabilístico, actualmente pionero en cuanto a proyecciones de esta variable. En concreto, en este estudio se consideran: las capas de hielo de Groenlandia y la Antártida, los glaciares y el balance de masa superficial, la expansión térmica global y regional y los efectos dinámicos oceánicos, las reservas de agua continental, y también los cambios locales no climáticos del nivel del mar relativos a la costa, como los derivados de la compactación del sedimento y de movimientos tectónicos que provocan un descenso de la costa.<sup>4</sup>

Las proyecciones de subida del nivel del mar se han realizado para dos trayectorias de concentración representativas (RCP en sus siglas en inglés): un escenario de estabilización de concentraciones de dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) atmosférico (RCP 4,5) y otro con emisiones de CO<sub>2</sub> elevadas (RCP 8,5), ambos definidos en el 5º informe del Grupo Intergubernamental sobre Cambio Climático (IPCC en sus siglas en inglés).<sup>3</sup>

## ¿QUÉ ES?

El nivel del mar se define aquí como la altura del mar en relación a la costa. Dado que esta altura varía a causa de los efectos del oleaje y las mareas, se toma como referencia el nivel medio. El nivel del mar se mide con mareógrafos, que son unas instalaciones que permiten medirlo respecto al punto de tierra donde se encuentran instalados, normalmente filtrando el efecto de las olas. Desde satélites puede medirse el nivel del mar absoluto (referido a una superficie imaginaria o elipsoide de referencia); en este caso, para referirlo a la costa también hay que medir los eventuales movimientos verticales.

## METODOLOGÍA

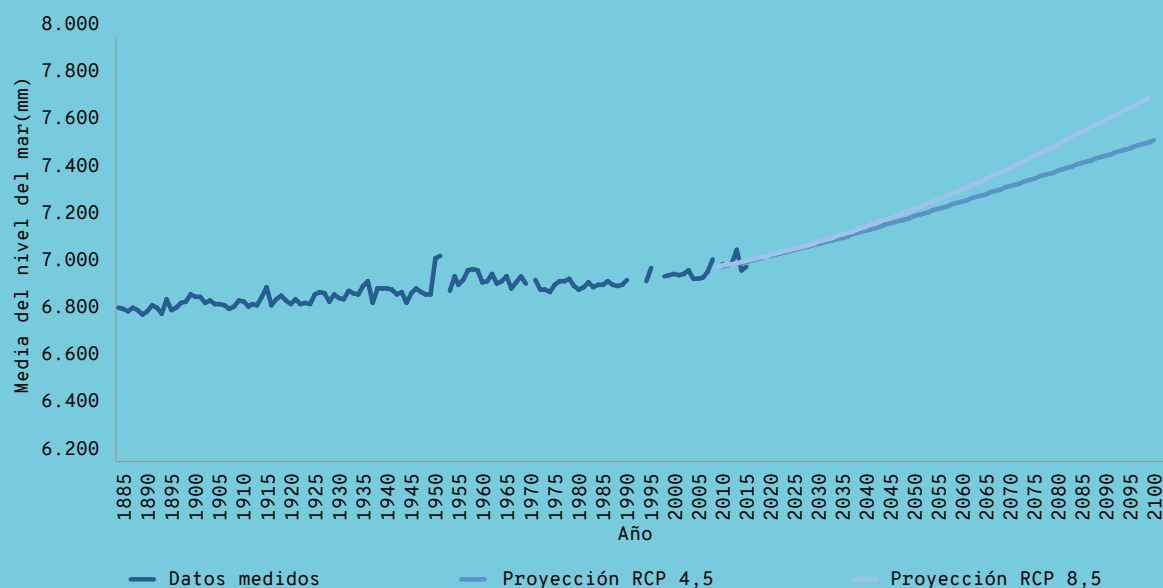
Los datos del nivel del mar de los mareógrafos usados aquí provienen del Servicio Permanente del Nivel Medio del Mar (PSMSL en sus siglas en inglés: <https://www.psmsl.org>). Concretamente, se muestran las medias anuales de la estación de Marsella, que se considera representativa del Mediterráneo occidental.

Los datos de las proyecciones futuras de la subida del nivel del mar (siglo XXI) provienen del trabajo elaborado por Kopp *et al.* (2014).

## RESULTADOS

La subida del nivel del mar en el Mediterráneo occidental se ha acelerado en los últimos años. Concretamente, ha aumentado 1,32 mm/año en los últimos 134 años (incremento acumulado de 17,7 cm durante este período). En los últimos 39 años el aumento ha sido de 3,00 mm/año y en los últimos 26 ha sido de 3,29 mm/año, coherente con una aceleración del ritmo de subida en los últimos años.

Las proyecciones para dos escenarios de emisiones de CO<sub>2</sub> muestran que el nivel del mar podría aumentar entre 57 y 75 cm a finales de siglo. Esto supondría un retroceso de las playas de las Baleares de entre 7 y 50 metros.

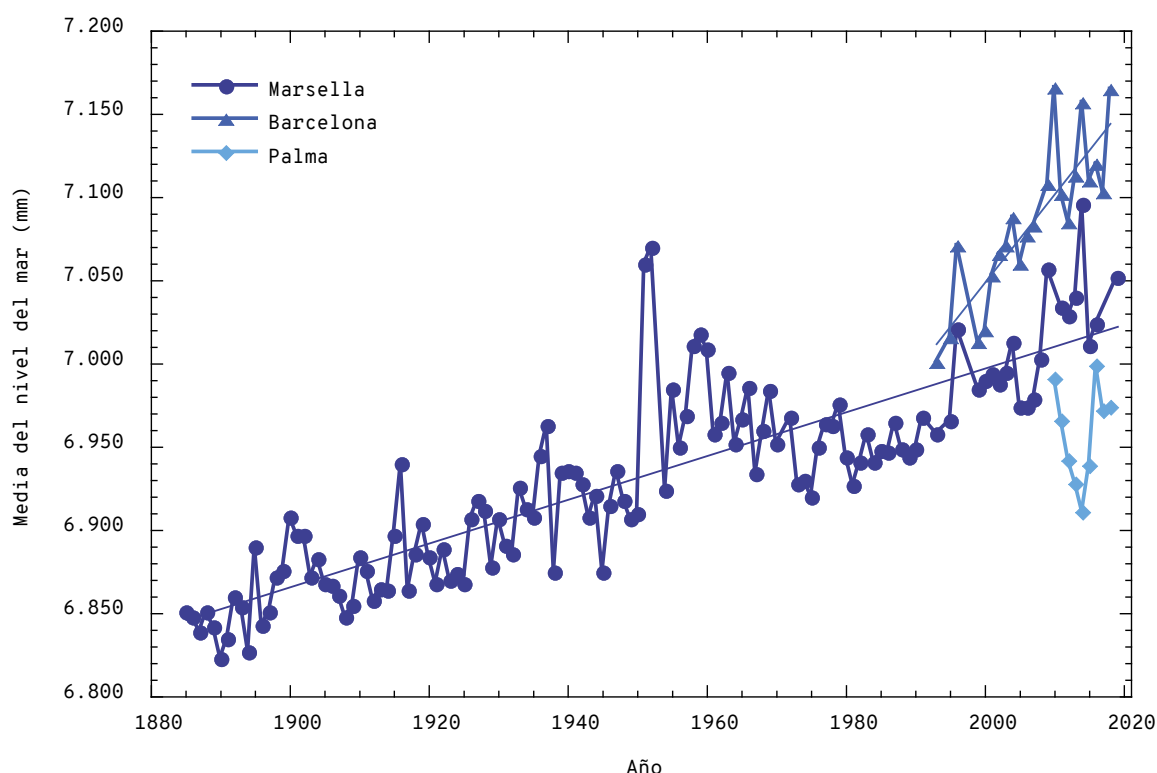


## ¿POR QUÉ?

El calentamiento global provoca la subida del nivel del mar, tanto por la expansión térmica de los océanos como por la fusión de hielo de los glaciares y los casquetes polares. Localmente el nivel del mar también varía a causa de los cambios en la circulación oceánica, de la presión atmosférica y de los vientos, pero ninguna de estas tres causas puede hacer variar la media global. La subida del nivel del mar tiene consecuencias tanto ambientales como socioeconómicas. Una subida del nivel del mar y el consiguiente retroceso de la línea de costa pueden conducir a la reducción o a la desaparición de la superficie aérea de las playas y al incremento de las inundaciones causadas por tormentas marinas. En las Islas Baleares, donde la economía se basa en el turismo de sol y playa, una subida del nivel del mar puede tener consecuencias importantes. Se ha observado que este incremento del nivel del mar se ha acelerado en los últimos cuarenta años.

## LOCALIZACIÓN





**Figura 1.** Medias anuales del nivel del mar para las estaciones de Marsella, Palma y Barcelona. Las líneas muestran el ajuste de una regresión lineal. Para el periodo entre 1885 y 2019, la estación de Marsella ha mostrado un aumento del nivel del mar de 1,32 mm/año ( $R^2 = 0,73$ ;  $p < 0,0001$ ); mientras que la estación de Barcelona ha mostrado un incremento de 5,29 mm/año para el periodo comprendido entre 1993 y 2018 ( $R^2 = 0,72$ ;  $p < 0,0001$ ). Para mejorar la visualización, se muestra la evolución del nivel del mar en las diferentes estaciones empleando un valor de referencia vertical distinto para cada una de ellas.

## RESULTADOS

En el Mediterráneo occidental se ha observado una subida del nivel del mar entre los años 1885 y 2019 de 1,32 mm/año ( $R^2 = 0,73$ ;  $p < 0,0001$ ), basándose en los datos de la estación de Marsella (Figura 1). Esto representa un aumento de 17,7 cm en 134 años.

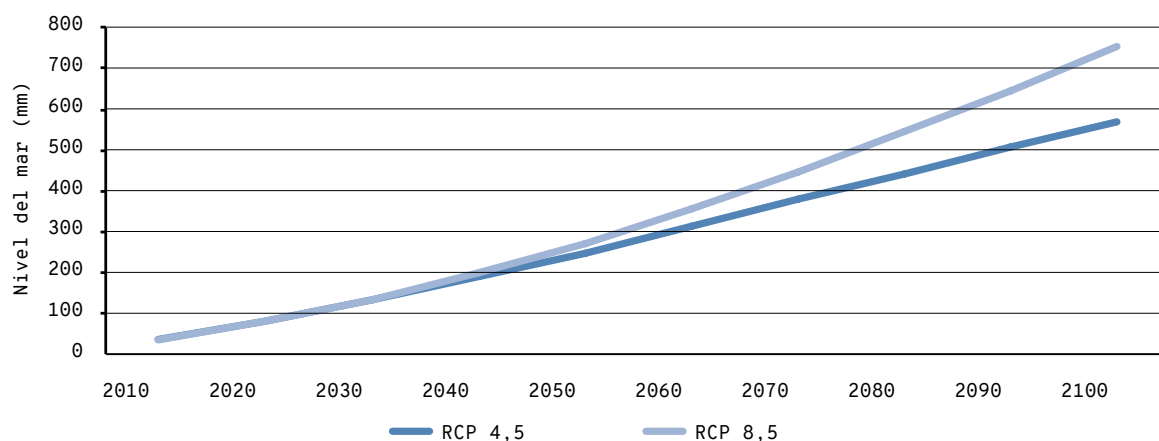
Para la estación de Barcelona solo se dispone de datos a partir del año 1993. Durante el periodo comprendido entre 1993 y 2018, en Barcelona se ha observado una subida del nivel del mar de 5,29 mm/año ( $R^2 = 0,72$ ;  $p < 0,0001$ ). Si evaluamos la subida del nivel del mar en la estación de Marsella para el mismo periodo de tiempo (entre 1993 y 2019), es decir, para los últimos 26 años, esta subida ha sido de 3,29 mm/año ( $R^2 = 0,49$ ;  $p < 0,0005$ ); mientras que entre los años 1980 y 2019 ha sido de 3,00 mm/año ( $R^2 = 0,75$ ;  $p < 0,0001$ ) (Figura 1). Estos datos son coherentes con una aceleración del ritmo de subida del nivel del mar en los últimos años.

La estación de Palma solo dispone de datos a partir del año 2010 y hasta el 2018. Se trata de un número de datos demasiado pequeño para poder extraer conclusiones. De hecho, no se observa ninguna tendencia clara del nivel del mar en estos nueve años a causa de la variabilidad interanual.

Las proyecciones de subida del nivel del mar para los escenarios RCP 4,5 (de estabilización de concentraciones de  $\text{CO}_2$ ) y RCP 8,5 (con emisiones elevadas) de Kopp y colaboradores<sup>4</sup> muestran que el nivel del mar Mediterráneo podría aumentar entre  $57,0 \pm 23,7$  cm y  $75,3 \pm 28,4$  cm a lo largo de este siglo (Figura 2).

## CONCLUSIONES

- En el Mediterráneo occidental (en la estación de Marsella) el nivel del mar ha aumentado a un ritmo de 1,32 mm/año en los últimos 134 años; 3,00 mm/año en los últimos 39 años y 3,29 mm/año en los últimos 26 años. Esto muestra una aceleración del ritmo de subida.
- En la estación de Barcelona, el aumento del nivel del mar ha sido de 5,29 mm/año en los últimos 25 años.
- Las proyecciones para dos escenarios diferentes de emisiones muestran que a finales de siglo el nivel del mar podría aumentar entre 57 y 75 cm.
- Las playas de las Baleares podrían retroceder entre 7 y 50 metros, lo que equivaldría a una reducción a la mitad de su superficie aérea.



**Figura 2.** Proyecciones de la subida del nivel del mar Mediterráneo entre los años 2010 y 2100 para los escenarios de emisiones RCP 4,5 y RCP 8,5 del IPCC. FUENTE: Kopp *et al.*<sup>4</sup>

## REFERENCIAS

- <sup>1</sup> DANGENDORF, S. *et al.* (2019). «Persistent acceleration in global sea-level rise since the 1960s». *Nature Climate Change*, 9. DOI: 10.1038/s41558-019-0531-8.
- <sup>2</sup> DANGENDORF, S. *et al.* (2015). «Detecting anthropogenic footprints in sea level rise». *Nature Communications*, 6. DOI: 10.1038/ncomms8849.
- <sup>3</sup> ENRÍQUEZ, A. R. *et al.* (2017). «Changes in beach shoreline due to sea level rise and waves under climate change scenarios: application to the Balearic Islands (western Mediterranean)». *Natural Hazards and Earth System Sciences*, 17, 1075-1089. DOI: 10.5194/nhess-17-1075-2017.
- <sup>4</sup> KOPP, R. E. *et al.* (2014). «Probabilistic 21st and 22nd century sea-level projections at a global network of tide-gauge sites». *Earth's Future*, 2, 383-406. DOI: 10.1002/2014ef000239.

## CITAR COMO

Vaquer-Sunyer, R.; Barrientos, N.; Marcos, M.; Gomis, D. (2021). «Nivel del mar». En: Vaquer-Sunyer, R.; Barrientos, N. (ed.). *Informe Mar Balear 2021* <<https://informemarbalear.org/es/cambio-global/imb-canvi-global-nivell-mar-esp.pdf>>.

# Especies emblemáticas

Cachalote

Delfín mular

Paíño europeo

Langosta

Tortuga marina

Raor

Nacra

Nacra de roca

*Dendropoma lebeche*

*Caulerpa prolifera*



# Cachalote

## (*Physeter macrocephalus*)

### Tasa de encuentro

El cachalote, que inspiró la famosa novela *Moby Dick* —basada, por cierto, en un hecho real—, era cazado con fruición por los productos que de él se obtenían. Hoy en día es uno de los cetáceos más extraordinarios por su forma de vida, por sus adaptaciones fisiológicas y anatómicas al buceo, y por sus dimensiones y rasgos físicos. Además, es una especie común pero de presencia discreta en el Mediterráneo.

Su cuerpo poco estilizado es debido a su inmensa cabeza, aplanada lateralmente, y que puede llegar a constituir un tercio de la longitud total del animal. Con las zonas laterales altas, verticales y ligeramente cóncavas, la forma no refleja la del cráneo, ya que toda la zona anterodorsal está ocupada por el órgano del espermaceti. Este órgano es, probablemente, la mayor estructura productora de sonido de todo el reino animal. Su agujero soplador simple cae 45 grados hacia adelante y hacia la izquierda, y lo hace inconfundible en el mar.

Tiene un maxilar inferior estrecho con forma de Y que soporta la dentición, ya que en el maxilar superior solo presenta alvéolos de inserción. El número de dientes, que miden más de diez centímetros, es variable: de quince a treinta en los machos y de siete a treinta en las hembras. Los superiores permanecen vestigiales.

Las aletas pectorales son cortas y redondeadas y están situadas muy cerca del vientre. La aleta dorsal ha sido sustituida por una cresta más o menos triangular seguida, normalmente, de una serie de protuberancias. La aleta caudal, de forma triangular, es muy visible cuando el animal inicia una inmersión profunda.

Es un gran zambullidor y puede alcanzar los 120 minutos de inmersión y 2.000 metros de profundidad.

En nuestras aguas, sin embargo, lo más frecuente son las apneas de entre 45 y 60 minutos sobre la isóbata de los 1.000 metros.

Presenta una coloración gris uniforme que se aclara hacia el vientre. Con la edad, especialmente las zonas cefálica y umbilical sufren un proceso de blanqueamiento. *Moby Dick*, el cachalote blanco de Melville, era un individuo viejo.

Presentan un claro dimorfismo sexual: los machos llegan a los veintiún metros, mientras que las hembras solo alcanzan los doce. Las medias son de quince y diez metros, respectivamente, y son ligeramente más pequeños en el Mediterráneo.

El cachalote es un elemento clave en los sistemas ecológicos marinos de profundidad, ya que actúa como inversor del ciclo de la materia orgánica en la columna de agua. Cabe considerar que, en los niveles poblacionales contemporáneos, reducidos por la intensa caza ballenera, los científicos evalúan que los cachalotes consumen un total de biomasa similar a toda la actividad extractiva humana.<sup>6</sup> Por tanto, los cambios en poblaciones de cachalotes en el Mediterráneo pueden provocar efectos profundos y permanentes sobre otras especies.

Las Islas Baleares son un entorno clave para la especie en el Mediterráneo, ya que se ha demostrado

## ¿QUÉ ES?

El cachalote es una especie de cetáceo con una talla media de 16 m de longitud, común y de gran relevancia del mar Balear. Este mar desempeña un papel muy importante al proporcionarle alimentación y un posible lugar de reproducción.

La tasa de encuentro del cachalote informa sobre su presencia en el mar Balear a lo largo de los años. Se define como el número de encuentros por kilómetro navegado.

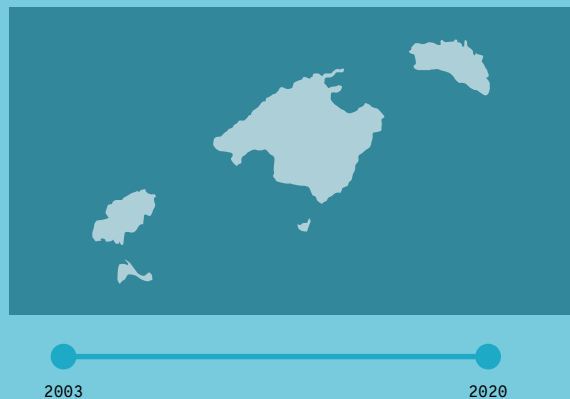
## METODOLOGÍA

El seguimiento de esta especie se realiza a través de recuentos elaborados mediante expediciones en barcos científicos del Balearic Sperm Whale Project (Asociación Tursiops y Universidad de Saint Andrews). Se sigue la metodología descrita en Rendell *et al.* (2014).

## ¿POR QUÉ?

La UICN considera esta especie en peligro en el Mediterráneo, y se encuentra protegida por numerosas normativas de ámbito internacional, europeo, nacional y autonómico.

## LOCALIZACIÓN

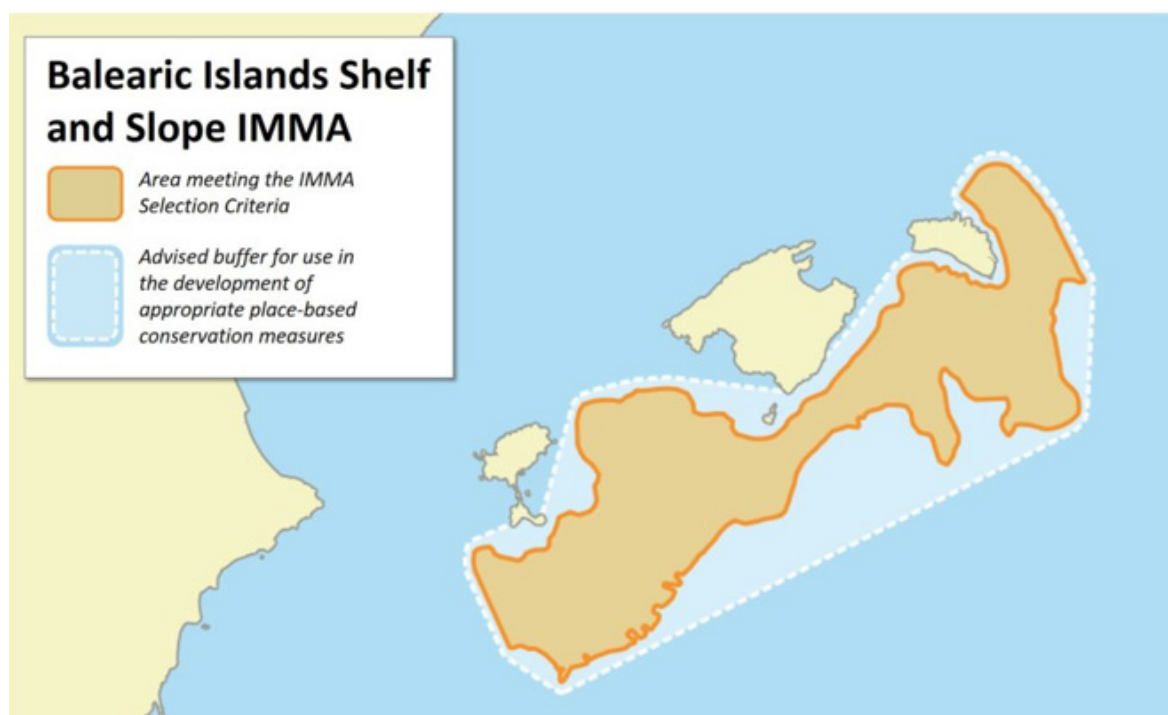


## RESULTADOS

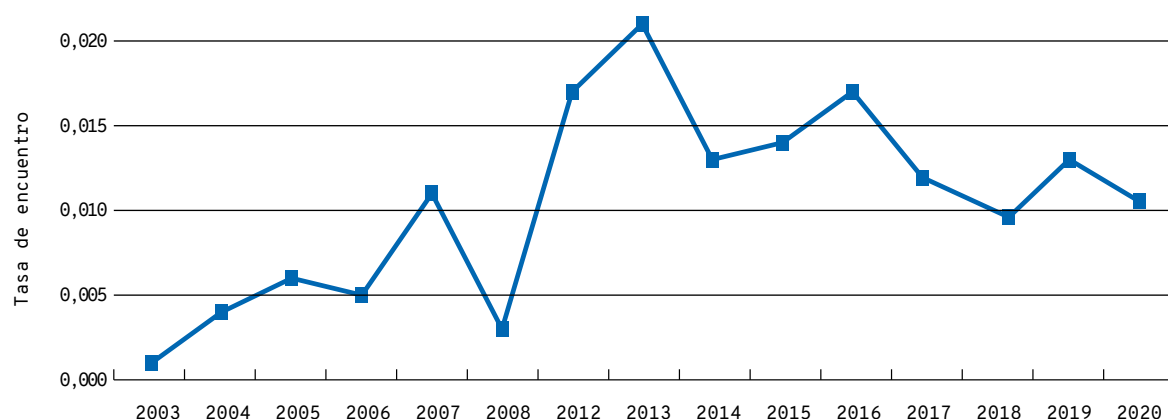
- Desde 2003, los valores óptimos de tasa de encuentro ( $> 0,01$ ) se registran en los años 2008 y 2013-2020.
- El valor máximo de tasa de encuentro se registra en 2014 con 0,022. Desde entonces se produce una disminución gradual del valor, que varía entre 0,015 y 0,010.
- Se obtienen periodos de ausencia en los años 2009, 2010 y 2011, por falta de investigación.



Ejemplar de cachalote (*Physeter macrocephalus*). FUENTE: Jordi Chías.



**Figura 1.** Área IMMA (Área Importante de Mamíferos Marinos) de la zona de plataforma y talud continental de las Islas Baleares. FUENTE: <https://www.marinemammalhabitat.org/immas/imma-eatlas/>.

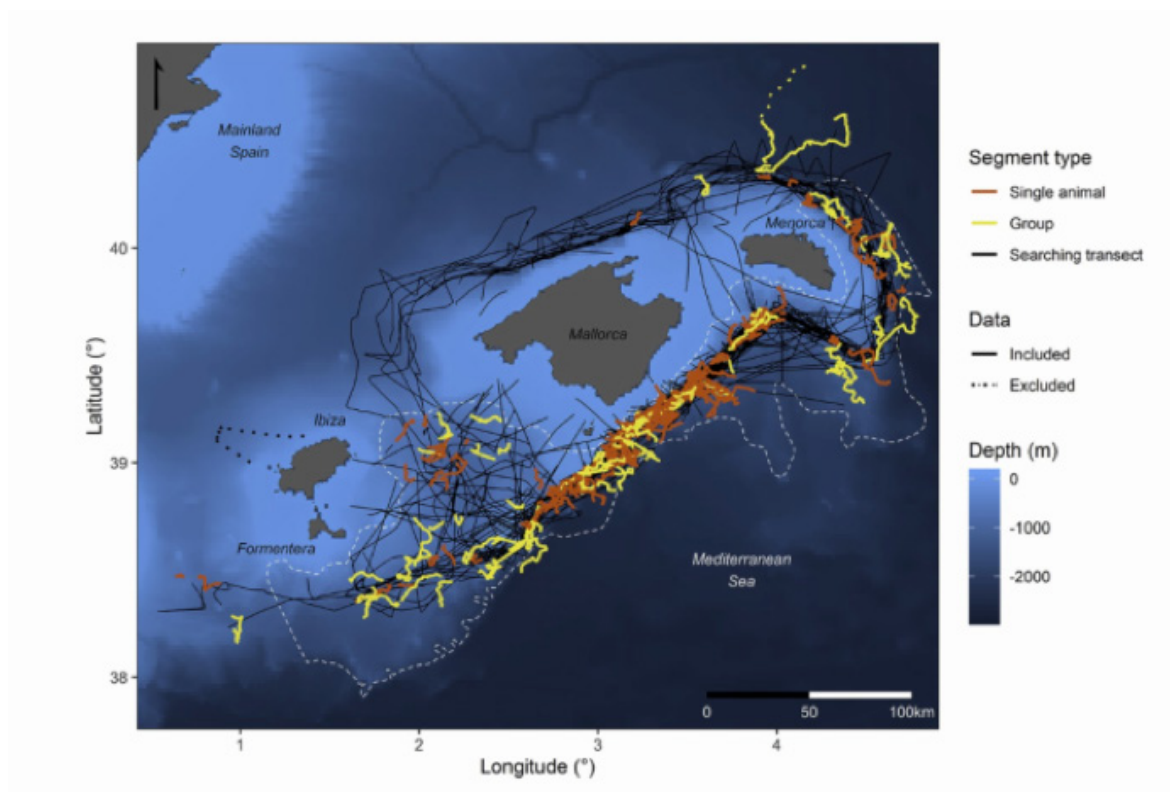


**Figura 2.** Evolución de la tasa de encuentro (km navegado en búsqueda/número de encuentros). FUENTE: Asociación Tursiops.

que los cachalotes emplean esta área para alimentarse —un hecho vinculado a las corrientes profundas altamente productivas al sur y el este del archipiélago—<sup>3</sup> y en ella se avistan tanto grupos sociales como machos solitarios,<sup>4</sup> lo que significa que la especie también se reproduce en estas aguas.

La población de cachalotes en las Islas Baleares tiene tal relevancia que se ha elegido como unidad de gestión en la demarcación levantina-balear para el descriptor 1 de biodiversidad, mamíferos marinos, en la Directiva marco europea sobre la estrategia marina: «UG20-PM Islas Baleares: población de cachalote asociada al promontorio balear, incluyendo zonas de talud y profundas adyacentes».

Asimismo, el Grupo de Trabajo de Áreas Protegidas para Mamíferos Marinos (MMPATF), creado por la Conferencia Internacional sobre Áreas Protegidas para Mamíferos Marinos (ICMMPA), la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN), la Comisión Mundial de Espacios Protegidos (WCPA), el vicepresidente marino y miembros de la Comisión de Supervivencia de Especies (SCC) de la IUCN aceptaron la creación, en el año 2017, del Área Importante de Mamíferos Marinos (IMMA) de la Plataforma y la Costa de las Islas Baleares (Figura 1) que, con una extensión de 22,708 km<sup>2</sup>, pretende proteger la población mediterránea de cachalote, considerada en peligro<sup>2</sup> porque es una área de alimentación y de reproducción.<sup>1, 3, 4</sup>



**Figura 3.** Área de estudio, esfuerzo acústico y encuentros con grupos y animales solitarios para el período 2003-2018. FUENTE: Pirodda *et al.*<sup>4</sup>

## METODOLOGÍA

Para valorar la presencia de cachalotes en las aguas de las Baleares se propone la tasa de encuentro a partir de las campañas oceanográficas dedicadas. Estas campañas, a fin de obtener datos robustos y estrictamente comparables, deben ajustarse a los métodos descritos en Rendell *et al.*<sup>5</sup>

## RESULTADOS

En la Figura 2 se puede observar la evolución temporal de la tasa de encuentro de cachalotes en el ámbito balear desde 2003 hasta 2020, con un período de ausencia (2009-2011), a partir de los cruceros de investigación y seguimiento de cachalotes del Balearic Sperm Whale Project, desarrollados por la Asociación Tursiops y la Universidad de Saint Andrews (Figura 3).

Como puede comprobarse, hay un aumento significativo de la presencia en el segundo período.

El objetivo de buen estado ambiental sería poder conservar una tasa por encima de 0,01 o aumentarla. En este sentido, para el indicador tasa de encuentro de cachalote el mar Balear se encuentra en buen estado ambiental.

## NORMATIVA

Actualmente, el cachalote está catalogado como especie en peligro en el Mediterráneo por la IUCN, y en el Senado hay una petición al Consejo de Ministros para elevar su categoría de protección en la legislación española para que pase de vulnerable a en peligro.

Además, y directamente extraído del marco jurídico del Ministerio de Transición Ecológica:

ÁMBITO	AÑO	NORMATIVA	ANEXO	CATEGORÍA
Internacional	2015	CMS. Convención sobre la Conservación de las Especies Migratorias de Animales Silvestres	I	Especies migratorias en peligro
Internacional	2015	CMS. Convención sobre la Conservación de las Especies Migratorias de Animales Silvestres	II	Especies migratorias que deben ser objeto de acuerdos
Internacional	2012	Convenio de Barcelona (enmienda 2012)	II	En peligro o amenazada
Internacional	2010	CITES (apéndices I, II y III 2010)	I	En peligro de extinción
Internacional	2009	Convenio de Barcelona (enmienda 2009)	II	En peligro o amenazada
Internacional	2006	ACCOBAMS	I	
Internacional	1995	Convenio de Barcelona (Protocolo SPA)	II	En peligro o amenazada
Internacional	1979	CMS. Convención sobre la Conservación de las Especies Migratorias de Animales Silvestres	II	Especies migratorias que deben ser objeto de acuerdos
Internacional	1979	CMS. Convención sobre la Conservación de las Especies Migratorias de Animales Silvestres	I	Especie migratoria en peligro de extinción
Europeo	2002	Convenio de Berna (revisión anexos, marzo 2002)	II	Especies de fauna estrictamente protegidas (Mediterráneo)
Europeo	1992	Directiva Hábitats	IV	
Nacional	2011	Real Decreto 139/2011 (Catálogo)	Anexo	Vulnerable
Nacional	2011	Real Decreto 139/2011 (Lista)	Anexo	Régimen de protección especial
Nacional	2007	Real Decreto 1727/2007		
Nacional	1990	Real Decreto 439/1990		Vulnerable
Autonómico	2009	L. 7L/PPL-0011, de Canarias	II	Vulnerable
Autonómico	2008	D. legislativo 2/2008, de Cataluña	Anexo	A
Autonómico	2003	L. 8/2003, de Andalucía	II	Vulnerable
Autonómico	1986	D. 4/1986, de Andalucía		Protegida

---

## REFERENCIAS

- <sup>1</sup> BROTONS, J. (2015). «Catxalots a Balears: una cultura amenaçada». En: *Llibre verd de protecció d'espècies a les Balears*. Palma: Govern de les Illes Balears. Conselleria d'Agricultura, Medi Ambient i Territori; Societat d'Història Natural de les Balears, 326. (Monografies de la SHNB; 20).
- <sup>2</sup> OTERO, M. M.; CONIGLIARO, M. (2012). *Marine Mammals and Sea Turtles of the Mediterranean and Black Seas*. Gland, Suïça y Màlaga: IUCN.
- <sup>3</sup> PIROTTA, E. *et al.* (2011). «Modelling Sperm Whale Habitat Preference: A Novel Approach Combining Transect and Follow Data». *Marine Ecology Progress Series*, 436, 257-272.
- <sup>4</sup> PIROTTA, E. *et al.* (2019). «Multi-scale analysis reveals changing distribution patterns and the influence of social structure on the habitat use of an endangered marine predator, the sperm whale *Physeter macrocephalus* in the Western Mediterranean Sea». *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, 155, 103169.
- <sup>5</sup> RENDELL, L. *et al.* (2014). «Abundance and movements of sperm whales in the western Mediterranean basin». *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 24, 31-40.
- <sup>6</sup> WHITEHEAD, H. (2003). *Sperm Whales: Social Evolution in the Ocean*. Chicago: University of Chicago Press.

---

## CITAR COMO

ASSOCIACIÓ TURSIOPS (2021). «Cachalote (*Physeter macrocephalus*)». En: Vaquer-Sunyer, R.; Barrientos, N. (ed.). *Informe Mar Balear 2021* <<https://informemarbalear.org/es/especies-emblematicas/imb-especies-emblematicas-catxalot-esp.pdf>>.

# Delfín mular (*Tursiops truncatus*)

## Porcentaje de horas de detección

El delfín mular es el cetáceo más costero del Mediterráneo. Es un animal que, de forma habitual, puede avistarse desde la costa, especialmente durante los meses de invierno, cuando se aproxima más a ella. No es extraño que entre en puertos y bahías cerradas. Aun así, esta alta frecuencia de avistamientos no está vinculada a una población numerosa, que se ha estimado en unos 700 ejemplares en primavera y 1.300 en otoño.<sup>1</sup> En general, vive en pequeños grupos muy dinámicos, caracterizados por la dinámica de fusión-fisión de individuos.

Tiene un cuerpo fusiforme y robusto y es un delfín relativamente grande, mide entre 2,3 y 3,5 metros de longitud y pesa 300 kilos. Tiene el dorso gris oscuro, que se aclara a medida que desciende por los flancos, mientras que su vientre es blanco o rosado. Su melón es claramente convexo y tiene un morro corto y ancho al que debe su nombre en inglés: *bottlenosed dolphin*. Presenta una dentición homodonta y de 8 a 26 dientes. También presenta una aleta dorsal grande, alta y falciforme. Su canto posterior delgado se mutila con facilidad por interacciones entre individuos de la misma especie, predadores y humanos. Estas cicatrices resultantes son un sistema de identificación individual robusto.

Es una especie cultural y aprende formas y técnicas de depredación de sus congéneres. Su alimentación se basa al cien por cien en especies demersales de peces y cefalópodos comerciales,<sup>2</sup> por lo que a menudo se asocia a actividades pesqueras como el arrastre<sup>3</sup> o las redes de enmalle.<sup>4, 5</sup> Algunos estudios realizados con estas últimas muestran cómo las capturas accidentales afectan seriamente a la población de delfines de las Baleares.<sup>4</sup>

Las Baleares tienen una población de delfines propia con una fragmentación discreta entre las Gimnesias y las Pitiusas,<sup>6</sup> resultado de su alta fidelidad geográfica.

Las principales amenazas para la especie son las interacciones con la pesca, el agotamiento de los recursos por sobreexplotación pesquera, los cambios estructurales en el Mediterráneo o el cambio climático. La contaminación acústica también tiene efectos directos sobre su salud y ecología. Por ejemplo, debido al ruido se describen zonas de afección fisiológica, zonas de exclusión, enmascaramiento de

sonidos sociales y estrés. Además, como depredador apical y agravado por sus hábitos costeros —ya que cerca de las costas es donde se registran los máximos de contaminación química—, bioacumula toxinas que afectan su salud.

Todo ello convierte al delfín mular en una especie centinela de primer orden para valorar el buen estado del mar.

---

### METODOLOGÍA

Los cetáceos son eminentemente seres acústicos. Es decir, desarrollan su vida, su relación con el medio y sus congéneres mediante sonidos. Estos sonidos pueden ser modulados (silbidos) o pulsados (clics de ecolocalización). Por esta razón, se han desarrollado nuevas herramientas de estudio basadas en la acústica que han dado como resultado unos métodos de estudio muy efectivos y eficaces para conocer y estudiar la especie.

El indicador % DPH (Porcentaje de Horas de Detección, del inglés % of Deployment Positive Hours) cuantifica la presencia de delfines mulares en un punto concreto del litoral mediante la detección de sonidos pulsados o modulados referidos al total de horas muestreadas mediante acústica pasiva. Este indicador se empleó en diferentes AMP de las Baleares en los años 2006 y 2013, pero solo basado en clics, usando detectores automáticos<sup>7</sup> con instrumental que no permite la comparación directa con los datos recogidos a partir del año 2018. Desde entonces se ha usado instrumental más avanzado, que permite la validación de las detecciones por parte de técnicos y que será utilizado en los próximos años.



## ¿QUÉ ES?

El delfín mular es una especie de cetáceo, de entre 2,5-3,5 m de longitud, que habita las aguas más costeras del Mediterráneo. Emite silbidos para comunicarse y clics de alta frecuencia para alimentarse. El porcentaje de horas con presencia acústica mide la presencia del delfín mular en un punto determinado del litoral en base a los sonidos detectados. El indicador se estandariza en base al número de horas totales muestreadas.

## METODOLOGÍA

Los censos acústicos se realizan mediante hidrófonos, dispositivos sumergidos que envían los sonidos emitidos a los ordenadores de los barcos.

Se utiliza el método de acústica pasiva para medir los clics que produce el delfín mular. Se realizan estudios en cinco zonas del litoral de las Pitiusas (Tagomago, Ibiza, Sa Creu, Saona e Illots).

Adicionalmente, se presentan datos desde el año 2018 del proyecto «Els nostres dofins», de donde se obtienen datos de seis hidrófonos dentro del área marina protegida (AMP) de los Freus de Ibiza y Formentera.

## RESULTADOS

- Los porcentajes de horas con detección de sonido han disminuido de 3,49 a 3,08 % entre el año 2018 y el 2019. Este resultado puede deberse a (i) variaciones naturales interanuales o (ii) una disminución de la población de delfín mular, lo cual supondría un estado ambiental desfavorable.
- De las seis zonas de estudio en 2020, los valores más altos se dan en la AMP de los Freus de

## ¿POR QUÉ?

Debido a la cantidad de estresores que afectan la salud y la ecología de esta especie (capturas accidentales, agotamiento de recursos, cambios oceanográficos y climáticos, contaminación acústica y química), su presencia supone un buen indicador del buen estado del mar. Esta especie se considera en peligro en el Mediterráneo por la IUCN.

## LOCALIZACIÓN



Ibiza y Formentera, mientras que los más bajos ocurren en Tagomago.

- En general, se detecta mayor presencia de delfines en invierno que en verano.
- Es necesario un monitoreo mayor de este indicador para poder observar las tendencias a largo plazo en diferentes áreas del mar Balear.

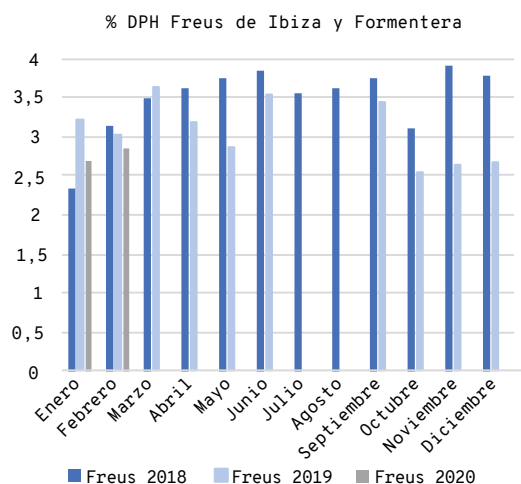


## NORMATIVA DE APLICACIÓN

ÁMBITO	AÑO	NORMATIVA	ANEXO	CATEGORÍA
Internacional	2015	CMS. Convención sobre la Conservación de las Especies Migratorias de Animales Silvestres	II	Especies migratorias que deben ser objeto de acuerdos (poblaciones del mar del Norte, del mar Báltico, del Mediterráneo y del mar Negro)
Internacional	2012	Convenio de Barcelona (enmienda 2012)	II	En peligro o amenazada
Internacional	2010	CITES (apéndices I, II y III 2010)		Control estricto del su comercio
Internacional	2009	ACCOBAMS		
Internacional	1995	Convenio de Barcelona (Protocolo SPA)	II	En peligro o amenazada
Internacional	1979	CMS. Convención sobre la Conservación de las Especies Migratorias y de Animales Silvestres	II	Especies migratorias que deben ser objeto de acuerdos
Europeo	1982	Convenio de Berna (revisión de los anexos, marzo de 2002)	II	Estrictamente protegida
Europeo	1992	Directiva Hábitats	II y IV	
Nacional	2011	Real Decreto 139/2011. Lista de especies silvestres en régimen de protección especial y del Catálogo español de especies amenazadas	Anexo	Régimen de protección especial (Lista)
Nacional	2007	Ley 42/2007 del patrimonio natural y de la biodiversidad	II y V	Vulnerable (Catálogo)
Nacional	2007	Real Decreto 1727/2007 por el que se establecen medidas de protección de los cetáceos		Espacio móvil protegido

## Otros documentos técnicos

ÁMBITO	AÑO	NORMATIVA	ANEXO	CATEGORÍA
*Autonómico	2006	Libro rojo de los vertebrados de las Baleares (3ª edición)		Vulnerable
*Autonómico		Plan de Conservación del Delfín Mular ( <i>Tursiops truncatus</i> ) en aguas del archipiélago balear	Lifeposidonia	

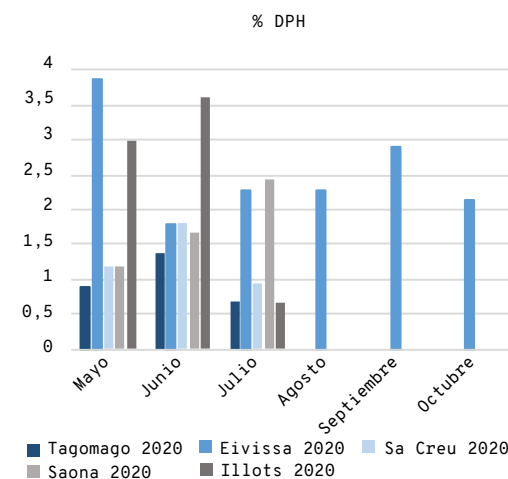


**Figura 1.** Porcentaje de horas de detección (% DPH) del delfín mular en el área marina protegida de los Freus de Ibiza y Formentera. FUENTE: Asociación Tursiops.

## RESULTADOS

A raíz del trabajo «Els nostres dofins», que se está desarrollando en el entorno de Ibiza y Formentera, se dispone de datos de seis hidrófonos, uno de ellos desde el año 2018 (figuras 1 y 2).

Como punto de partida de este estudio, mediante el mismo sistema descrito, el indicador para el delfín mular sería mantener o aumentar las tasas de % DPH anuales por localidades y ampliar el ámbito del estudio a otras localizaciones del resto de islas.



**Figura 2.** Porcentaje de horas de detección (% DPH) del delfín mular en cinco áreas del litoral de las Pitiusas. FUENTE: Asociación Tursiops.

En este sentido, en los Freus de Ibiza y Formentera —única localización con diversos años de datos— el indicador ha bajado de 3,487 a 3,083 entre el año 2018 y el 2019. Este resultado puede deberse a variaciones naturales interanuales o bien a una disminución de la población de delfín mular, lo cual supondría un estado ambiental desfavorable para el indicador % DPH; ello podrá determinarse con una continuidad temporal más larga.

Como mejora del 2020, se ha aumentado de 1 a 6 el número de zonas estudiadas para el indicador porcentaje de horas positivas de delfín mular (% DPH).

## REFERENCIAS

- <sup>1</sup> FORCADA, J. *et al.* (2004). «Bottlenose dolphin abundance in the NW Mediterranean: Addressing heterogeneity in distribution». *Marine Ecology Progress Series*. <https://doi.org/10.3354/meps275275>.
- <sup>2</sup> BLANCO, C.; SALOMÓN, O.; RAGA, J. (2001). «Diet of the bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) in the Western Mediterranean Sea». *Journal of the Marine Biological Association of the UK*, 81, 1053-1058. <https://doi.org/10.1017/S0025315401005057>.
- <sup>3</sup> GONZALVO, J. *et al.* (2008). «Factors determining the interaction between common bottlenose dolphins and bottom trawlers off the Balearic Archipelago (western Mediterranean Sea)». *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 367, 47-52. DOI: 0.1016/j.jembe.2008.08.013.
- <sup>4</sup> BROTONS, J. M.; GRAU, A. M.; RENDELL, L. (2008). «Estimating the impact of interactions between bottlenose dolphins and artisanal fisheries around the Balearic Islands». *Marine Mammal Science*, 24, 112-127. DOI: 10.1111/j.1748-7692.2007.00164.x.
- <sup>5</sup> GAZO, M. *et al.* (2001). «Interactions between bottlenose dolphins and artisanal fisheries in the Balearic Islands: may acoustic devices be a solution to the problem?». Roma, Italia: 15th annual conference of the European Cetacean Society.
- <sup>6</sup> BROTONS, J. M. *et al.* (2019). «Genetics and stable isotopes reveal non-obvious population structure of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) around the Balearic Islands». *Hydrobiologia*, 842(5), 1-15. DOI: 10.1007/s10750-019-04038-7.
- <sup>7</sup> CASTELLOTE, M. *et al.* (2015). «Long-term acoustic monitoring of bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*, in marine protected areas in the Spanish Mediterranean Sea». *Ocean & Coastal Management*, 113, 54-66. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2015.05.017>.

## CITAR COMO

ASOCIACIÓN TURSIOPS (2021). «Delfín mular (*Tursiops truncatus*)». En: Vaquer-Sunyer, R.; Barrientos, N. (ed.). *Informe Mar Balear 2021* <<https://informemarbalear.org/es/especies-emblematicas/imb-dofi-mular-esp.pdf>>.

En la elaboración de este capítulo han participado:  
Ana Sanz-Aguilar, Virginia Picorelli, Raquel Vaquer-Sunyer y Natalia Barrientos.

# Paíño europeo (*Hydrobates pelagicus*)

1. Número de parejas reproductoras/  
número de nidos con puesta

2. Éxito reproductor

3. Supervivencia de adultos

El paíño europeo es una pequeña ave marina, conocida en las Baleares como *noneta*, *fumarell*, *paio*, *marineret*, *escateret* o *ocell de tempesta*. Es una de las aves más emblemáticas de los islotes marinos y, al mismo tiempo, una de las más desconocidas por la población.

Se trata de una pequeña ave marina de tamaño medio, entre 14 y 18 cm, con una envergadura de ala que supera el doble de su longitud corporal y un peso medio de unos 28 gramos durante la época reproductora. Es el representante más pequeño del orden de los procelariiformes, que incluye a los petreles, los albatros y las pardelas.<sup>1</sup> A pesar de su aparente fragilidad, es un ave que soporta fuertes oleajes y se asocia con las tormentas; por ello es conocida popularmente con el nombre de pájaro de tormenta (Figura 1).<sup>2</sup> En el Mediterráneo se encuentra la subespecie *H. pelagicus melitensis*, que se diferencia morfológicamente (es más grande), por su canto y por sus parámetros reproductores de la subespecie atlántica *H. pelagicus*. Algunos autores recomiendan la separación de las dos especies.<sup>3</sup>

Sus características principales son:

- Tiene una tasa de fecundidad baja: pone un solo huevo al año en verano, que es incubado por ambos progenitores.
- Nidifica en colonias en islotes, cuevas o bajo piedras, siempre en lugares sin depredadores mamíferos (ratas).
- Presenta una gran longevidad: el ejemplar más longevo registrado hasta ahora tiene más de 33 años.
- Tiene un período de incubación y un período de cuidado de los pollos largo, de unos 40 y unos 60 días respectivamente.

- Tiene una forma de vida pelágica, y solo va a tierra para reproducirse.
- El paíño europeo está catalogado como especie de interés especial en el Catálogo nacional de especies amenazadas (RD 439/1990) y como especie vulnerable en el Libro rojo de las aves de España.

## REGULACIONES

- Directiva 2009/147/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 30 de noviembre de 2009, relativa a la conservación de sus aves silvestres.
- Real Decreto 139/2011, de 4 de febrero, para el desarrollo de la Lista de especies silvestres en régimen de protección especial y del Catálogo español de especies amenazadas.
- Libro rojo de las aves de España.



Figura 1. Fotografía de un ejemplar de paíño europeo (*Hydrobates pelagicus*). FUENTE: Miquel Gomila.

## ¿QUÉ ES?

Es una pequeña ave marina conocida también en las Baleares como los *noneta*, *fumarell*, *paio*, *marineret*, *escateret* u *ocell de tempesta*. Mide de 14 a 18 cm, tiene una envergadura de ala que supera el doble de su longitud corporal y un peso medio de unos 28 gramos durante la época reproductora. Tiene una tasa de fecundidad baja: pone un único huevo al año, que es incubado por ambos progenitores. Los paíños nidifican en colonias en islotes, cuevas o bajo piedras, siempre en lugares sin depredadores mamíferos (ratas). Presentan una gran longevidad: el ejemplar más longevo registrado hasta ahora tiene más de 33 años. Tienen unos períodos largos de incubación de los huevos y de cuidado de los pollos, de unos 40 y unos 60 días respectivamente. Su forma de vida es pelágica y solo van a tierra para reproducirse.

## ¿POR QUÉ?

Es una de las aves más emblemáticas de los islotes marinos y al mismo tiempo también es una de las más desconocidas por la población.

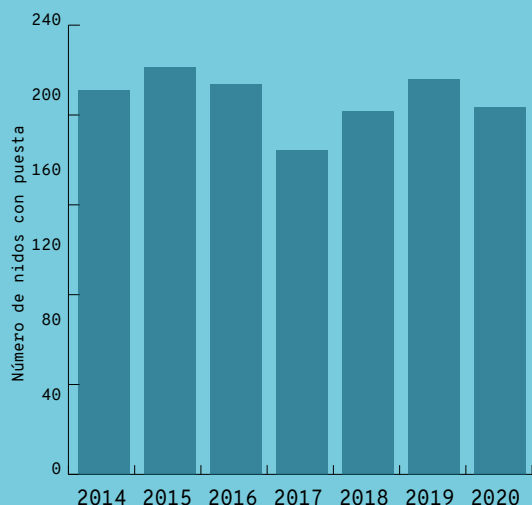
El paíño europeo está catalogado como especie de interés especial en el Catálogo español de especies amenazadas (RD 439/1990) y como especie vulnerable en el Libro rojo de las aves de España.

## LOCALIZACIÓN

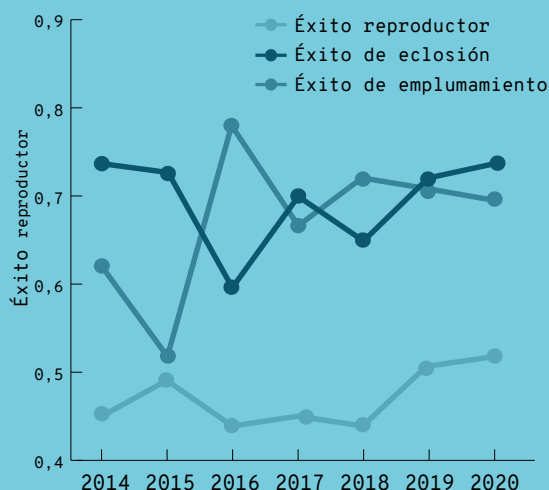


## METODOLOGÍA

Los datos que se presentan aquí provienen del seguimiento que se lleva a cabo en la isla de S'Espartar desde el año 2014 con la colaboración científica de la investigadora Ana Sanz-Aguilar, de la Universitat de les Illes Balears y el Institut Mediterrani d'Estudis Avançats (IMEDEA); de Virginia Picorelli, técnica de las reservas de Es Vedrà, Es Vedranell y los islotes de Ponent; de Mariana Viñas, técnica de la Conselleria de Medi Ambient del Govern de les Illes Balears, y de Esteban Cardona y Oliver Martínez, agentes de Medio Ambiente.



Número de nidos con puesta en la zona de estudio de S'Espartar.



Evolución a lo largo de los años de estudio del éxito de eclosión, de emplumamiento y reproductor (en tanto por uno) del paíño europeo en la isla de S'Espartar.



Fotografía de un ejemplar de paño europeo (*Hydrobates pelagicus*) juvenil. FUENTE: Miquel Gomila.

## RESULTADOS

- Solo se dispone de datos continuos de una única colonia en el islote de S'Espartar, la colonia más importante en cuanto a número de ejemplares de las detectadas en las Baleares. Sería conveniente ampliar el área de estudio a otras colonias, ya que en el caso de esta especie las dinámicas pueden variar enormemente de un lugar a otro.
- El número de nidos con puesta en la zona de estudio en el islote de S'Espartar ha oscilado entre 173 nidos en el año 2017 y 218 nidos en el año 2015 durante los siete años de estudio. La zona con un número mayor de nidos se encuentra en las cámaras, mientras que en la entrada el número es inferior.
- En la zona de las cámaras, el éxito reproductor y la supervivencia son inferiores a los de la zona de la entrada de la cueva.
- Los resultados de 2018 confirmaron los efectos negativos de las garrapatas sobre los parámetros reproductores (mortalidad de los pollos) de los paños europeos en la colonia de S'Espartar.
- A pesar de las elevadas tasas de mortalidad de pollos detectadas durante los últimos años en S'Espartar, en el año 2019 se observó un crecimiento de la colonia.
- La supervivencia de adultos en la entrada es mayor que en las cámaras: 0,76 vs. 0,66 para individuos que se reproducen por primera vez, y 0,86 vs. 0,79 para los que tienen experiencia.
- Por primera vez, en 2020 se han colocado diez dispositivos GPS en individuos reproductores que permitirán conocer las áreas de alimentación de la especie en el medio marino.



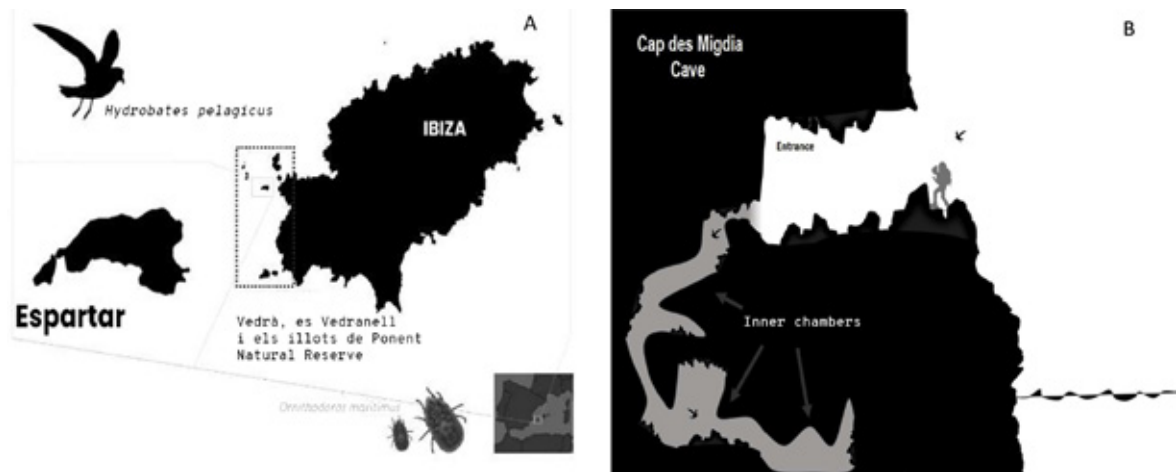


Figura 2. A. Mapa de la zona de estudio. B. Infografía de la zona de estudio de la cueva del Cap des Migdia. FUENTE: Sanz-Aguilar *et al.*<sup>9</sup>

## Número de parejas reproductoras

El número de parejas reproductoras es la estima más cercana que puede realizarse para calcular la población de este pájaro, ya que tiene un estilo de vida marino y solo pisa tierra para reproducirse, buscar pareja o buscar un lugar adecuado para la cría<sup>4</sup> y, por tanto, resulta imposible disponer de un recuento riguroso de su población. La población mediterránea se estima entre 8.500 y 15.200 parejas, una cifra muy inferior a la de la subespecie atlántica (entre 438.000 y 514.000 parejas).<sup>5</sup>

## METODOLOGÍA

Los datos incluidos en este informe provienen principalmente de la isla de S'Espartar (Figura 2), y son el resultado del seguimiento poblacional que se lleva a cabo en la misma con la colaboración científica de la investigadora Ana Sanz-Aguilar, de la Universitat de les Illes Balears y el Institut Mediterrani d'Estudis Avançats (IMEDEA); de Virginia Picorelli, técnica de las reservas naturales de Es Vedrà, Es Vedranell y los islotes de Ponent; de Mariana Viñas, técnica de la Conselleria de Medi Ambient del Govern de les Illes Balears, y de Esteban Cardona y Oliver Martínez, agentes de Medio Ambiente.<sup>6-8</sup>

El seguimiento poblacional en la isla se ha llevado a cabo continuamente desde el año 2014, y ha consistido en un estudio básico de tres actividades de la colonia:

- Recolección de datos de nidificación, de éxito de eclosión, de éxito de emplumamiento y de éxito reproductor.
- Toma de datos individuales: anillamiento y recaptura de adultos reproductores.
- Toma de datos individuales: anillamiento de pollos.

Cada año se revisaron, en cada una de las visitas, los nidos localizados en la colonia. En estas revisiones se comprobó si en los nidos marcados había un huevo, un adulto incubando, un adulto empollando (uno de los progenitores encima del pollo una vez que el huevo se ha abierto) o un pollo (vivo o muerto).

Las aves adultas se capturaron una sola vez, al final del período de incubación o durante el empoque, con el fin de evitar molestias y abandonos del nido.<sup>8</sup> Los individuos se cogieron con las manos y la primera vez que se capturaron se marcaron con tinta blanca, tanto en la cola como en la cabeza, para no capturarlos de nuevo.

Los pollos se capturaron diversas veces para evaluar su estado de desarrollo. También se evaluó la afectación por garrapatas.

El número de nidos con puesta se considera el número mínimo de parejas reproductoras en la zona objeto de seguimiento.

La recolección de otros datos procedentes de estudios anteriores emplearon las metodologías siguientes:

- Aguilar<sup>10</sup> empleó técnicas de captura-recaptura.
- García-Gans y colaboradores<sup>11</sup> emplearon dos metodologías complementarias:
  - Recuento directo desde embarcaciones en transectos nocturnos.
  - Captura-recaptura.
- David García empleó técnicas de captura-recaptura.

## RESULTADOS

En las Islas Baleares, la mayor colonia de paño europeo se localiza en la isla de S'Espartar. Aguilar<sup>10</sup>



estimó la población de S'Espartar en 2.302 parejas mediante técnicas de captura-recaptura. El mismo año se estimó la población en 600 parejas mediante recuento directo del 8 % de la superficie del islote.<sup>10</sup> En el año 2004 se contabilizaron un total de 4.230 ejemplares en el mes de junio y 2.300 en el de julio, empleando dos metodologías complementarias: el recuento directo desde embarcaciones en transectos nocturnos y la captura-recaptura con técnicas de anillamiento científico.<sup>12</sup> En 2007, David García estimó la población total por prospección del islote y captura-recaptura entre 750 y 1.250 parejas. Los censos actuales de la cueva principal de la isla estiman que hay unas 250 parejas en nidos visibles. A pesar de las discrepancias en las diferentes estimaciones del número de parejas reproductoras en la isla de S'Espartar, existe consenso en considerar que constituiría la colonia de paíño europeo más grande de España.

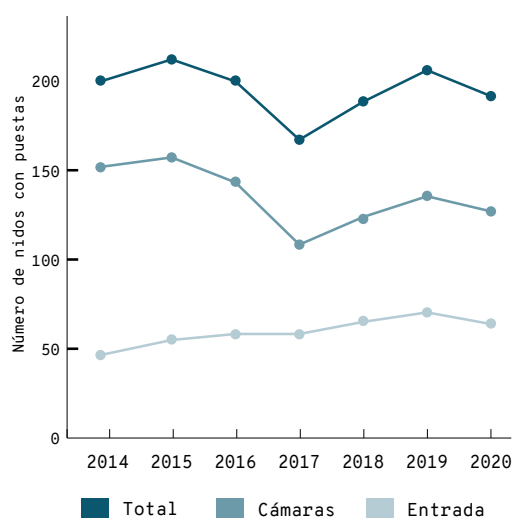
No existen seguimientos exhaustivos de estimas de población de parejas nidificantes en el resto de islotes de las Islas Baleares, por lo que los cálculos disponibles se basen en opiniones de expertos consultados y en datos de capturas en redes en algunos lugares (Cabrera e Illa de l'Aire). Cabe destacar el tamaño de las colonias de Na Pobra, en Cabrera, de la Illa des Penjats, en Ibiza, y de S'Espardell, en Formentera (Tabla 1).

**Tabla 1.** Lista de colonias reproductoras y estima del número de parejas reproductoras de paíño europeo (*Hydrobates pelagicus*) en las Baleares. FUENTE: Enciclopedia virtual de los vertebrados españoles.<sup>2</sup>

Colonia	Isla de referencia	Rango de parejas
Illa de l'Aire	Menorca	10-50
Illa de ses Bledes (P. N. de Cabrera)	Mallorca, Cabrera	50-100
Na Foradada (P. N. de Cabrera)	Mallorca, Cabrera	10-50
Na Pobra (P. N. de Cabrera)	Mallorca, Cabrera	100-250
Na Plana (P. N. de Cabrera)	Mallorca, Cabrera	50-100
Illa des Conills (P. N. de Cabrera)	Mallorca, Cabrera	1-10
Illa de ses Rates (P. N. de Cabrera)	Mallorca, Cabrera	1-10
L'Esponja (P. N. de Cabrera)	Mallorca, Cabrera	1-10
Estell de Fora (P. N. de Cabrera)	Mallorca, Cabrera	10-50
Es Pantaleu	Mallorca	1-10
Illa del Toro	Mallorca	1-10
S'Espartar	Ibiza	> 500
Na Plana (Ses Bledes)	Ibiza	1-10
Na Gorra (Ses Bledes)	Ibiza	10-100
Na Bosc (Ses Bledes)	Ibiza	10-100
Escull d'en Terra (Ses Bledes)	Ibiza	1-10
Ses Margalides	Ibiza	1-10
Illa de Santa Eulària	Ibiza	10-100
Malví Gros	Ibiza	10-100
Malví Pla	Ibiza	1-10
Es Daus	Ibiza	1-10
Lladó Gros	Ibiza	1-10
Illa des Penjats	Ibiza	> 100
Illa Negra Grossa	Ibiza	10-100
En Caragoler	Ibiza	1-10
S'Espardell	Formentera	> 100
Illa de s'Alga	Formentera	1-10

Desde el año 2014 se realiza un seguimiento poblacional en el islote de S'Espartar, en la zona de la cueva del Cap des Migdia (Figura 2).<sup>10</sup> Para llevar a cabo este seguimiento poblacional, se considera el número de nidos con puesta como el número mínimo de parejas reproductoras. Esta estimación está por debajo del número total de parejas reproductoras que hay en el islote, porque solo se realiza seguimiento en una de las cuevas de la isla y, además, hay muchos nidos que no son accesibles, pero da una aproximación robusta de la zona de estudio y una idea de la dinámica de la población.

El número de nidos con puesta ha oscilado entre 173 nidos en el año 2017 y 218 nidos en 2015 durante los seis años de estudio. La zona con mayor número de nidos son las cámaras, mientras que en la entrada el número es inferior (Figura 3).<sup>6, 7, 9</sup>



**Figura 3.** Número de nidos con puesta en la zona de estudio de S'Espartar. El número total de nidos en la zona de estudio se muestra en azul oscuro, mientras que el de la zona de las cámaras en azul y el de la zona de la entrada a la cueva, en azul claro. FUENTE: Picorelli y colaboradores.<sup>6-8</sup>

## Éxito reproductor

El éxito reproductor en especies que ponen un único huevo es generalmente elevado, y valores bajos de este parámetro pueden evidenciar problemas de conservación. El huevo del paíño europeo es de grandes dimensiones respecto al peso medio corporal de los adultos (un 23,5 % de su peso).<sup>2</sup> En ocasiones excepcionales, si la puesta fracasa a principios de la temporada de cría, podrían realizar una puesta de reposición.<sup>12</sup> El huevo es incubado por ambos progenitores durante unos 40 días en turnos de incubación de una media de 2 días, que pueden variar entre 1 y 5.<sup>2, 14, 15</sup>

Tras la eclosión del huevo, el pollo no es capaz de regular su temperatura corporal y los adultos realizan la función de mantenerlo caliente empoollándolo todo el día durante la primera semana de vida.<sup>15</sup> Después de esta primera semana de vida, los padres solo visitan al pollo por la noche para alimentarlo. Cuando tienen unos 54 días, los po-

llos alcanzan el 150 % del peso de los adultos.<sup>17</sup> La frecuencia de alimentación va disminuyendo progresivamente, y cuando los pollos tienen unos 63-70 días de vida abandonan las colonias.<sup>2, 14, 17</sup>

---

## METODOLOGÍA

Los datos relativos al éxito reproductor provienen del seguimiento poblacional del islote de S'Espartar, en concreto del estudio elaborado por Sanz-Aguilar *et al.*<sup>6</sup> y de los de Picorelli *et al.*<sup>7,8</sup>

La productividad de la colonia se estimó al haber finalizado la campaña utilizando el método May-field 40 %.<sup>18-21</sup> El período medio de incubación se consideró de 40 días<sup>14, 15</sup> y el de empolfe (tiempo que permanece uno de los progenitores sobre el pollo una vez que ha eclosionado el huevo), de 7 días.<sup>16</sup> Las estimas relativas del éxito reproductor se han determinado de la siguiente manera:

- Éxito de eclosión. Número de pollos que nacen respecto al número de puestas. Se expresa en tanto por uno.
- Éxito de emplumamiento. Número de pollos que completan el emplumamiento de todos los que nacen. Se expresa en tanto por uno. Se considera que un pollo ha completado el emplumamiento si sobrevive al menos 40 días.<sup>14, 15</sup>
- Éxito reproductor. Número de pollos que completan el emplumamiento respecto al número de puestas realizadas. Se expresa en tanto por uno.

---

## RESULTADOS

En la zona de estudio de la isla de S'Espartar, el éxito de eclosión ha variado entre 0,6 y 0,74 en los años 2016 y 2014, respectivamente, lo que implica que de entre un 60 % y un 74 % de los huevos de las puestas nació un pollo. En el año 2016 se produjo un mínimo, que se recuperó en el año 2017 y volvió a caer en el año 2018, aunque repuntó en 2019 y 2020 (Figura 4).

La zona de las cámaras tuvo un éxito de eclosión inferior al de la zona de la entrada en todos los años de estudio, excepto en 2020, cuando lo superó ligeramente (Figura 4). Mientras que en la zona de la entrada el éxito de eclosión varió entre 0,7 y 0,83 en los años 2018 y 2019, respectivamente, en la zona de las cámaras osciló entre 0,53 y 0,75 en los años 2016 y 2020, respectivamente.

La zona de la entrada de la cueva tiene un éxito de eclosión muy alto comparado con el de otras zonas de estudio, como por ejemplo la isla de Benidorm, donde es de 0,67.<sup>6</sup>

El éxito de emplumamiento de los pollos de paíño europeo de S'Espartar durante los seis años de es-

tudio (2014-2020) varió entre el 0,52 y el 0,78 en los años 2015 y 2016, respectivamente. Hay fuertes variaciones en función de la zona de la cueva: los pollos de la entrada tuvieron un éxito de emplumamiento muy superior a los que se encontraban en las cámaras (Figura 5). En la entrada, el éxito de emplumamiento varió entre 0,86 y 0,95, unos valores muy altos, que representan que entre el 86 y el 95 % de los pollos que nacieron desarrollaron plumas de adulto y superaron los 40 días de vida (Figura 5). Por otro lado, en las cámaras estos valores fueron mucho más bajos, y oscilaron entre 0,36 y 0,7. En el año 2015, el éxito de emplumamiento en las cámaras fue del 36 %, una cifra que representa una gran mortalidad de pollos, ya que casi dos de cada tres no sobrevivieron.

El éxito reproductor (el número de pollos que completan el emplumamiento dividido entre el número de puestas realizadas) varió entre el 0,44 y el 0,52 de los años 2016 y 2020, respectivamente.

Estos datos implican que menos de la mitad de las puestas acaban con un pollo que sobrevive más allá de 40 días cada año del estudio, excepto en los años 2019 y 2020 (Figura 6). Existen muchas diferencias entre las diversas zonas de las cuevas, con la zona de la entrada teniendo un éxito reproductor mucho mayor que la de las cámaras (Figura 6).

Los resultados obtenidos para el año 2020 mostraron una tendencia parecida a la de los años anteriores, con unos valores muy variables en función de la zona de la cueva (figuras 4-6). En comparación con los datos de otros años, en la entrada el éxito (tanto de eclosión como de emplumamiento y reproductor) bajó en el año 2018 y volvió a subir en 2019, para volver a bajar en 2020. En las cámaras, a pesar de que el éxito de eclosión y de emplumamiento presentan fuertes variaciones interanuales (figuras 4 y 5), el éxito reproductor se mantiene bastante estable y bajo hasta el año 2020, cuando sube considerablemente (Figura 6). En el año 2018 se hallaron un total de 24 pollos muertos,<sup>6</sup> mientras que en 2019 se encontraron 34<sup>7</sup> y en 2020 se localizaron 26.<sup>8</sup>

Las diferencias entre las diversas partes de la cueva (entrada vs. cámaras) se deben principalmente a una presencia mayor de garrapatas (*Ornithodoros maritimus*) dentro de las cámaras.<sup>6, 10</sup>

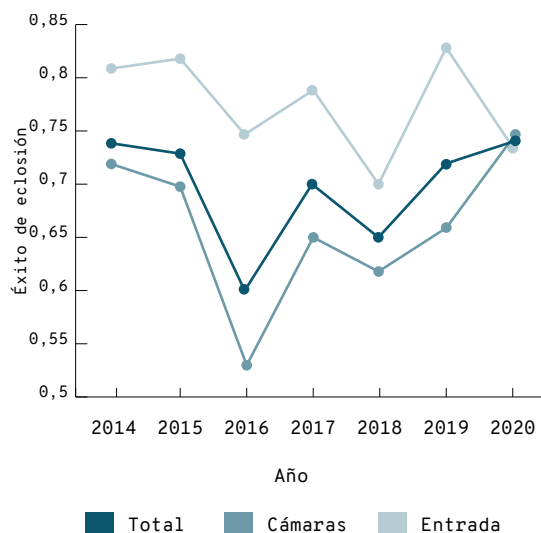
## Supervivencia adulta

La supervivencia adulta determina la viabilidad y el futuro de las poblaciones de aves marinas longevas. En el caso del paíño europeo es especialmente relevante, debido a que pone un único huevo y comienza a reproducirse a partir de los tres años de vida.

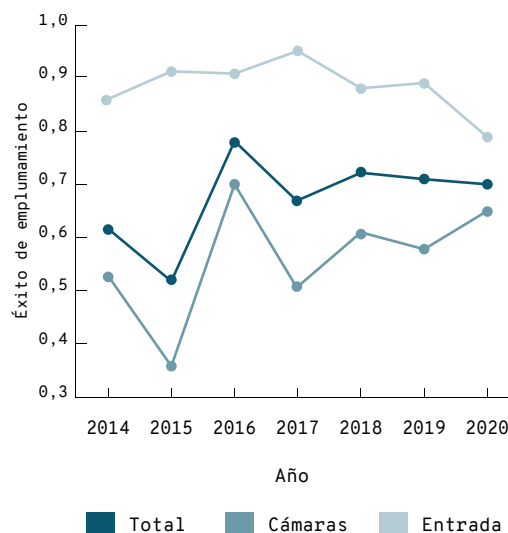
---

## METODOLOGÍA

La supervivencia se ha estimado mediante modelos de captura-recaptura *multievent*<sup>22</sup> (con el programa E-SURGE).<sup>6</sup>



**Figura 4.** Evolución a lo largo de los años de estudio del éxito de eclosión de los nidos de paíño europeo de la isla de S'Espartar. FUENTE: Picorelli y colaboradores.<sup>7, 8</sup>



**Figura 5.** Evolución a lo largo de los años de estudio del éxito de emplumamiento de los pollos de paíño europeo en la isla de S'Espartar. FUENTE: Picorelli y colaboradores.<sup>7, 8</sup>

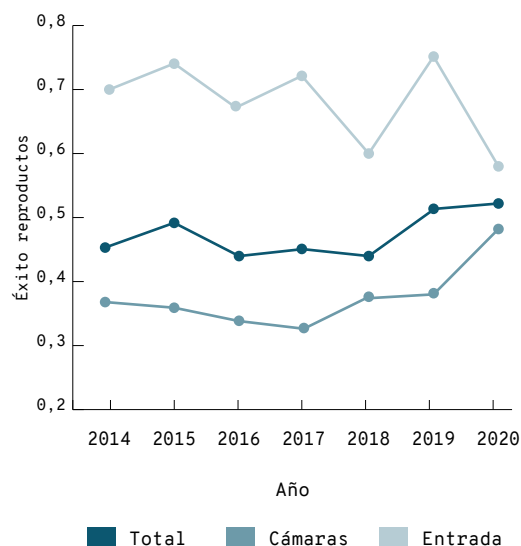
El estudio de Picorelli *et al.*<sup>8</sup> analiza las historias de captura-marcaje-recaptura de 646 adultos reproductores durante los siete últimos años (2014-2020).

Los resultados del mejor modelo indican que la supervivencia en la entrada es más elevada que en las cámaras. En la zona de las cámaras, la supervivencia media de los adultos es de 0,66 (0,60-0,72) para los individuos que se reproducen por primera vez, y de 0,76 (0,72-0,80) para los adultos con experiencia, mientras que en la zona de la entrada la supervivencia para los individuos que se reproducen por primera vez es de 0,79 (0,72-0,84) y para los adultos con experiencia, de 0,86 (0,81-0,90) (Figura 7).

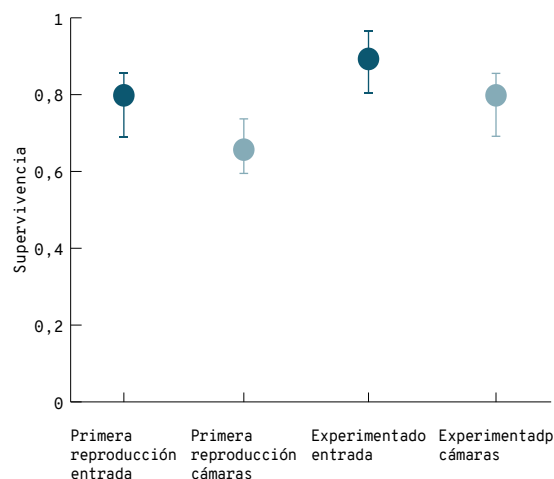
## CONCLUSIONES

- Únicamente se dispone de datos continuos de una colonia en el islote de S'Espartar, la colonia más importante en cuanto a número de ejemplares de las detectadas en las Baleares. Sería conveniente ampliar el área de estudio a otras colonias, ya que en el caso de esta especie las dinámicas pueden variar enormemente de un lugar a otro.<sup>2</sup>
- El número de nidos con puesta en la zona de estudio en el islote de S'Espartar ha oscilado entre 173 nidos en el año 2017 y 218 nidos en 2015 durante los siete años de estudio. La zona con mayor número de nidos son las cámaras, mientras que en la entrada el número es inferior. En la zona de las cámaras, el éxito reproductor y la supervivencia son inferiores a los de la zona de la entrada de la cueva.

- Los resultados de 2018 confirmaron los efectos negativos de las garrapatas sobre los parámetros reproductores (mortalidad de los pollos) del paíño europeo en la colonia de S'Espartar.
- A pesar de las elevadas tasas de mortalidad de pollos detectadas durante los últimos años en S'Espartar, en 2019 se observó un crecimiento de la colonia, que ha vuelto a descender en 2020.
- La supervivencia de adultos en la entrada es mayor que en las cámaras: 0,79 vs. 0,66 para individuos que se reproducen por primera vez y 0,86 vs. 0,76 para los que tienen experiencia.
- Actualmente se desconocen las áreas de alimentación de la especie en el medio marino. Esta información se puede recopilar usando nuevas tecnologías de seguimiento GPS (como se ha hecho en Benidorm). En 2020 se han colocado, por primera vez, diez dispositivos GPS en individuos adultos de la colonia de S'Espartar. La información que reporten será de gran utilidad para delimitar las áreas de conservación prioritaria en el mar.
- El seguimiento poblacional es esencial para poder tener datos sobre la población reproductora y la evolución de esta ave marina.
- Este seguimiento debe continuar en el tiempo, ya que preferentemente se requieren series temporales más largas para poder obtener conclusiones relevantes sobre la evolución de las poblaciones.



**Figura 6.** Evolución a lo largo de los años de estudio del éxito reproductor del paño europeo en la isla de S'Espartar. FUENTE: Picorelli y colaboradores.<sup>7, 8</sup>



**Figura 7.** Probabilidad de supervivencia de los paños europeos en las diferentes zonas de la colonia de S'Espartar entre 2014 y 2019. FUENTE: Picorelli y colaboradores.<sup>7, 8</sup>

## REFERENCIAS

- <sup>1</sup> CRAMP, S.; SIMMONS, K. (1977). *Birds of the western Palearctic: handbook of the birds of Europe, the Middle East and North Africa*. Oxford: Oxford University Press.
- <sup>2</sup> SANZ-AGUILAR, A. et al. (2019). «Paño europeo, *Hydrobates pelagicus*, Linnaeus, 1758». Museo Nacional de Ciencias Naturales-CSIC.
- <sup>3</sup> MASSA, B.; BORG, J. J. (2018). «European Birds of Conservation Concern: some constructive comments». *Avocetta*, 42, 75-84.
- <sup>4</sup> WARHAM, J. (1990). «*The petrels: their ecology and breeding systems*». Academic Press.
- <sup>5</sup> STANEVA, A.; BURFIELD, I. (2017). *European birds of conservation concern: populations, trends and national responsibilities*. Cambridge: BirdLife International.
- <sup>6</sup> SANZ-AGUILAR, A. et al. (2018). «Estudi de la influència de les paparres (*Ornithodoros maritimus*) sobre els paràmetres demogràfics dels fumarells (*Hydrobates pelagicus*) a la colònia de s'Espartar». [Informe inédito].
- <sup>7</sup> PICORELLI, V. et al. (2019). «Seguiment de colònies reproductores de fumarell (*Hydrobates pelagicus melitensis*) a l'illot de s'Espartar». [Informe inédito].
- <sup>8</sup> PICORELLI, V. et al. (2020). «Seguiment de colònies reproductores de fumarell (*Hydrobates pelagicus melitensis*) a l'illot de s'Espartar, a les reserves naturals d'es Vedrà, es Vedranell i els Illots de Ponent». [Informe inédito].
- <sup>9</sup> BLACKMER, A. L.; ACKERMAN, J. T.; NEVITT, G. A. (2004). «Effects of investigator disturbance on hatching success and nest-site fidelity in a long-lived seabird, Leach's storm-petrel». *Biological Conservation*, 116, 141-148, doi:10.1016/s0006-3207(03)00185-x.
- <sup>10</sup> SANZ-AGUILAR, A. et al. (2019). «Infestation of small seabirds by *Ornithodoros maritimus* ticks: Effects on chick body condition, reproduction and associated infectious agents». *Ticks and tick-borne diseases*, 101281-101281. DOI:10.1016/j.ttbdis.2019.101281.
- <sup>11</sup> AGUILAR, J. S. (1991). «Atlas y censo de aves marinas de Baleares. Govern de les Illes Balears». [Informe inédito para SECONA].
- <sup>12</sup> GARCÍA-GANS, F. J. et al. (2004). «Preliminary results on the quantifying of the European storm petrel *Hydrobates pelagicus melitensis* breeding population on s'Espartar islet». *Anuari Ornitológic de les Balears*, 19, 45-49.
- <sup>13</sup> MÍNGUEZ, E. (1997). «Evidence of occasional re-laying in the British Storm-petrel (*Hydrobates pelagicus*)». *Colonial Waterbirds*, 20, 102-104. DOI:10.2307/1521770.

- <sup>14</sup> DAVIS, P. (1957). «The breeding of the Storm Petrel». *British Birds*, 50, 85-101.
- <sup>15</sup> MÍNGUEZ, E. (1998). «The costs of incubation in the British Storm-petrel: an experimental study in a single-egg layer». *Journal of Avian Biology*, 29, 183-189. DOI:10.2307/3677197.
- <sup>16</sup> MÍNGUEZ, E.; ORO, D. (2003). «Variations in nest mortality in the European Storm Petrel *Hydrobates pelagicus*». *Ardea*, 91, 113-117.
- <sup>17</sup> MÍNGUEZ, E. (1996). «Nestling feeding strategy of the British storm-petrel *Hydrobates pelagicus* in a Mediterranean colony». *Journal of Zoology*, 239, 633-643.
- <sup>18</sup> MAYFIELD, H. F. (1975). «Suggestions for calculating nest success». *Wilson Bulletin*, 87, 456-466.
- <sup>19</sup> MAYFIELD, H. F. (1961). «Nesting success calculated from exposure». *Wilson Bulletin*, 73, 255-261.
- <sup>20</sup> HENSLER, G. L.; NICHOLS, J. D. (1981). «The Mayfield method of estimating nesting success - a model, estimators and simulation results». *Wilson Bulletin*, 93, 42-53.
- <sup>21</sup> JOHNSON, D. H. (1979). «Estimating nest success - The Mayfield method and an alternative». *The Auk*, 96, 651-661.
- <sup>22</sup> PRADEL, R. (2005). «Multievent: An extension of multistate capture-recapture models to uncertain states». *Biometrics*, 61, 442-447. DOI: 10.1111/j.1541-0420.2005.00318.x.

---

#### CITAR COMO

SANZ-AGUILAR, A.; PICORELLI, V.; VAQUER-SUNYER, R.; BARRIENTOS, N. (2021). «Paíño europeo (*Hydrobates pelagicus*)». En: Vaquer-Sunyer, R.; Barrientos, N. (ed.) (2021). *Informe Mar Balear 2021* <<https://informe-marbalear.org/es/especies-emblematicas/imb-especies-emblematicques-noneta-esp.pdf>>.



En la elaboración de este capítulo han participado:  
Natalia Barrientos, Raquel Vaquer-Sunyer, David Díaz y Anabel Muñoz.

# Langosta roja (*Palinurus elephas*)

## Índices de asentamiento

La langosta roja (*Palinurus elephas*) representa una especie de gran relevancia ecológica y económica en la pesca local de las Islas Baleares.

En los últimos años se ha identificado una disminución general de la población de langosta roja en su ámbito de distribución mediterránea. A causa de la sobrepesca reciente y de una actividad pesquera más eficiente, el volumen de las descargas ha aumentado considerablemente. Esta situación adversa requiere entender la dinámica y la ecología de la especie, siendo los procesos de asentamiento y de reclutamiento pesquero unos de los que pueden ofrecer más evidencias de la situación actual de la población explotada.<sup>1,2</sup> En los últimos diez años, la flota pesquera profesional balear ha pasado de descargar 30 t en 2008 a 45 t en 2018, con un precio medio anual de las capturas de 1,5 a 2 millones de euros respectivamente (datos de la Direcció General de Pesca i Medi Marí del Govern de les Illes Balears).

Series largas de monitoreo (> 10 años) de índices de asentamiento de larvas de *Palinurus elephas* sirven

como herramienta para mostrar la intensidad del reclutamiento en la pesquería, y posibilitan conocer con antelación una aproximación del futuro rendimiento pesquero de esta especie en el mar Balear. Esto es posible debido a que se estima una edad comercial de la langosta de entre 4-6 años,<sup>3,4</sup> en función de si es macho o hembra y de la época de asentamiento.

Este índice también es de utilidad para entender mejor la dinámica ecológica de esta especie a través de la investigación de las correlaciones entre la fuerza del asentamiento y las variables oceánicas y atmosféricas. El objetivo final es obtener una serie robusta para que la capacidad de predicción sea una herramienta adoptada por los organismos gestores de pesca. Este hecho permitirá que las capturas se efectúen de forma sostenible para garantizar la especie como recurso pesquero en el futuro. Asimismo, se requieren esfuerzos coordinados de gestión de esta especie en el Mediterráneo.<sup>2</sup>



**Figura 1.** Imágenes submarinas de ejemplar maduro de langosta roja (*Palinurus elephas*). FUENTE: David Díaz (COB-IEO).

## ¿QUÉ ES?

La langosta roja (*Palinurus elephas*) es un crustáceo de gran importancia ecológica y un recurso pesquero muy apreciado económicamente por la sociedad balear. Sus índices de asentamiento hacen referencia al conteo de las larvas en el fondo marino y se realiza para conocer su población actual y futura.

## METODOLOGÍA

Se realizan censos visuales para el conteo de juveniles bentónicos de langosta en 10 m<sup>2</sup> de 3 zonas de estudio alrededor de Mallorca y 1 en Cabrera durante 15 años (2002-2016). Los resultados muestran los valores medios de las 4 estaciones.

## ¿POR QUÉ?

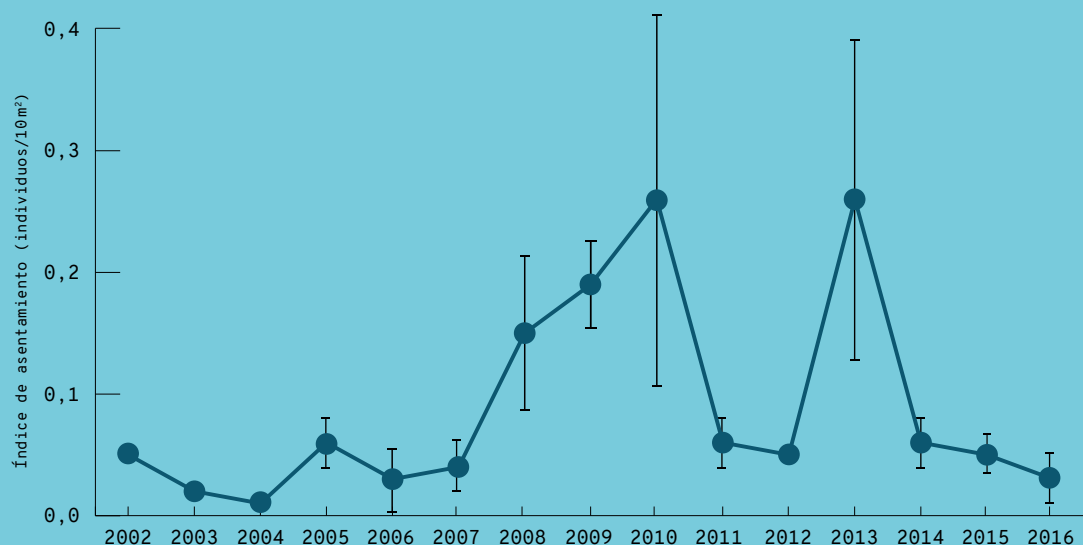
Los índices de reclutamiento sirven como medidas de gestión pesquera local de esta especie en el futuro, ya que entre los 4-6 años las langostas adquieren talla comercial. El objetivo principal radica en sentar las bases de una pesca más sostenible de este recurso. También se utilizan para tener más información sobre su estado y su comportamiento ecológico.

## LOCALIZACIÓN

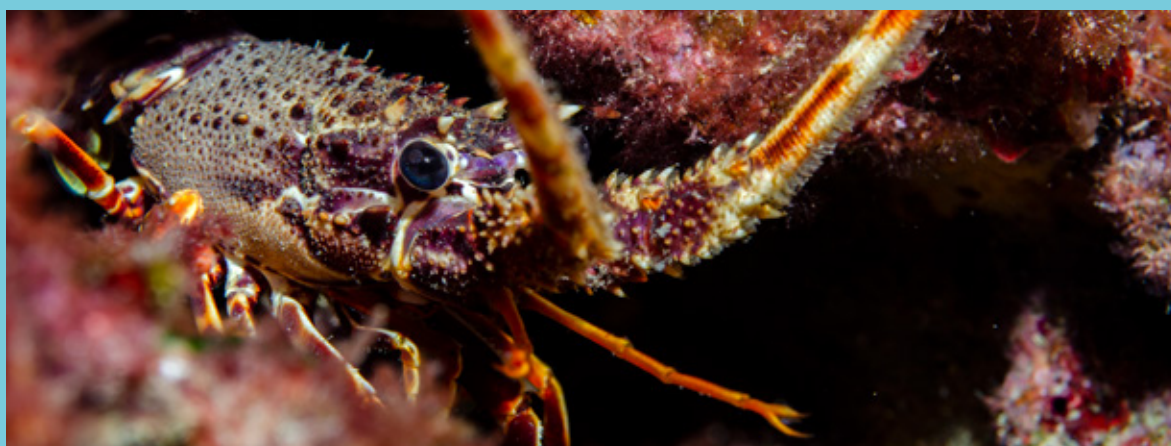


## RESULTADOS

Los índices oscilan entre 0,01 y 0,28 individuos/10 m<sup>2</sup>, debido principalmente a las condiciones ambientales intrínsecas de cada año. Índices de asentamiento bajos podrían implicar un menor rendimiento de capturas al cabo de entre 4 y 6 años.



Media de valores de los índices de asentamiento de la langosta (*Palinurus elephas*, individuos/10 m<sup>2</sup>) en las 4 estaciones de estudio (Mallorca y Cabrera) entre los años 2002-2016.



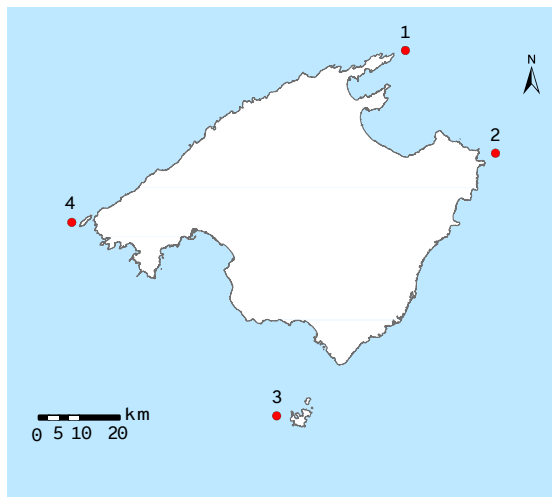
Langosta (*Palinurus elephas*). FUENTE: Xavi Mas.



## METODOLOGÍA

La localización de los datos de asentamiento proviene de 4 puntos de muestreo alrededor de la costa de Mallorca y de Cabrera (Figura 2). Los datos sobre el asentamiento de la langosta son de 15 años consecutivos entre 2002-2016.

Los resultados se expresan como promedio de todas las estaciones y se encuentran publicados en un congreso en 2017.<sup>2</sup>



**Figura 2.** Localización de los 3 puntos de muestreo alrededor de Mallorca (Cap de Formentor, Cala Rajada, Sa Dragonera) y 1 de Cabrera. Los resultados se basan en el promedio de estas 4 estaciones. FUENTE: COB-IEO.

## RESULTADOS

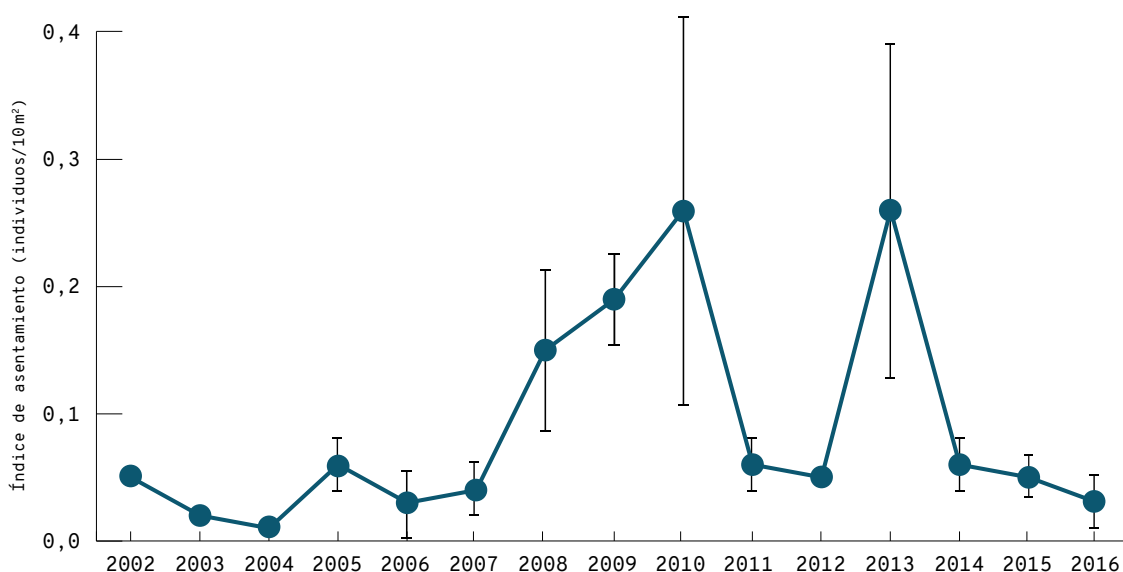
Los índices de asentamiento se muestran inferiores a 0,1 individuos/10 m<sup>2</sup> durante los primeros años de estudio (2002-2007) (Figura 3). Entre 2008 y 2010 se incrementan gradualmente de 0,1 a 0,3 individuos/10 m<sup>2</sup>. En 2011 y 2012 los valores vuelven a ser < 0,1 individuos/10 m<sup>2</sup>, y en 2013 se produce un aumento cercano a 0,3 individuos/10 m<sup>2</sup>. Finalmente, entre 2014-2016 se muestran valores de decrecimiento de < 0,1 individuos/10 m<sup>2</sup>.

El muestreo se realiza anualmente mediante censos visuales submarinos que permiten estimar la fuerza de los índices de asentamiento. Cada estación está compuesta por 4 puntos diferentes de muestreo. Estos censos visuales se complementaron en 2010 con la instalación de colectores artificiales de larvas de langosta. Las estaciones de colectores artificiales han estado operando experimentalmente en las Islas Baleares desde 2010 hasta 2015. Los colectores permanecen bajo el agua durante todo el año y son controlados durante los meses de asentamiento, que tienen lugar en verano (junio-septiembre).

## NORMATIVA

- Orden del 23 de marzo de 2001 (BOIB núm. 38 del 29 de marzo de 2001), por la que se regula la pesca de la langosta (*Palinurus* spp.) en las aguas interiores de las Islas Baleares.
- Orden del 30 de mayo de 2001 (BOE núm. 141 del 13 de junio de 2001), por la que se regula la pesca de la langosta (*Palinurus* spp.) en las aguas exteriores próximas a las Islas Baleares, que determina que la temporada de pesca se realiza entre el 1 de abril y el 31 de agosto (5 meses).

La variabilidad observada en el número de reclutas durante los 15 años de monitoreo es fruto de factores no controlables, principalmente de tipo ambiental. Estos índices anuales se pueden utilizar para la gestión pesquera de esta especie a partir de 4-6 años en adelante, ya que entre estos años es cuando adquiere talla comercial.<sup>3,4</sup>



**Figura 3.** Media de los resultados del índice de asentamiento de la langosta *Palinurus elephas* (individuos/10 m<sup>2</sup>) de las 4 estaciones de estudio alrededor de Mallorca y Cabrera entre los años 2002-2016. Las barras verticales representan la desviación estándar. FUENTE: COB-IEO.

---

## CONCLUSIONES

- Las series temporales de asentamiento de juveniles bentónicos de *Palinurus elephas* ayudan a comprender la variabilidad del proceso de reclutamiento y a predecir su fortaleza con el objetivo principal de gestionar la pesca sostenible de esta especie.
- Los índices de reclutamiento fluctúan entre 0,01 y 0,28 individuos/10 m<sup>2</sup>. Esta oscilación se rige por cambios en las características ambientales.
- Los índices de asentamiento bajos, como los del 2011, 2012, 2014-2016, pueden tener repercusiones de rendimiento en el sector pesquero artesanal al cabo de 4-5 años.

---

## REFERENCIAS

- <sup>1</sup> MUÑOZ, A. *et al.* (2017). «Settlement indices as predictors of commercial catches of the European spiny lobster *Palinurus elephas* in the northwestern Mediterranean Sea». Portland (Maine): 11th International Conference & Workshop on Lobster Biology & Management.
- <sup>2</sup> DÍAZ, D. *et al.* (2017). «Understanding settlement dynamics of the european spiny lobster (*palinurus elephas*) in the mid-western mediterranean». Portland (Maine): 11th International Conference & Workshop on Lobster Biology & Management.
- <sup>3</sup> DÍAZ, D. *et al.* (2013). «Monitorización del asentamiento de langosta a partir de colectores artificiales en el mar Balear». VI Jornades de Medi Ambient de les Illes Balears (16-18 octubre de 2013). Palma: Societat d'Història Natural de les Balears.
- <sup>4</sup> GROENEVELD J. C. *et al.* (2013). *Palinurus species. Lobsters. Biology, Management, Aquaculture and Fisheries*. New Jersey: John Wiley & Sons, Ltd.

---

## CITAR COM

BARRIENTOS, N.; VAQUER-SUNYER, R.; DÍAZ, D.; MUÑOZ, A. (2020) «Langosta (*Palinurus elephas*)». En: Vaquer-Sunyer, R.; Barrientos, N. (ed.). *Informe Mar Balear 2020* <<https://www.informemarbalear.org/es/pesca/imb-langosta-esp.pdf>>

En la elaboración de este capítulo han participado:

Conselleria de Medi Ambient del Govern de les Illes Balears, el COFIB, Fundación Palma Aquarium, Marineland-Mallorca, LIMIA y Fundación Marilles.

## Tortuga marina (*Caretta caretta*)

1. Número de nidos
2. Número de huevos
3. Éxito reproductor
4. Supervivencia
5. Número de ejemplares devueltos al mar
6. Número de varamientos
7. Número de ejemplares recuperados y liberados tras un varamiento

La tortuga marina o tortuga boba (*Caretta caretta*) es un reptil marino de la familia *Cheloniidae*. Tiene un tamaño mediano, con un caparazón que puede superar el metro de longitud (longitud máxima de caparazón de 120 cm) y los 200 kg de peso.<sup>1, 2</sup> Tiene una cabeza grande con un pico y un cuello muy robustos. Presenta una coloración dorsal marrón con bordes rojos o anaranjados, y el vientre es blancuzco con tonalidades de color amarillo pálido. Las crías presentan tonalidades de color gris oscuro. Tiene un pico queratinizado con los bordes lisos. Las aletas delanteras y las extremidades posteriores, en forma de timón, presentan dos formaciones espinosas (púas o uñas). El caparazón tiene forma de corazón aplanado, con una anchura de aproximadamente el 76 % de su longitud. El caparazón dorsal presenta cinco pares de placas laterales (Figura 1) y 3 pares de placas inframarginales sobre el plastrón.

Los machos adultos pueden alcanzar un tamaño ligeramente superior al de las hembras. Una de las diferencias entre los sexos (dimorfismo sexual) es que los machos tienen una cola mucho más larga y robusta, que puede superar los 30 cm, mientras que la de las hembras normalmente no sale del caparazón. Estas diferencias entre los sexos no aparecen hasta la madurez sexual.

Los individuos grandes suelen presentar una gran variedad de organismos epibiontes (que viven sobre la tortuga) asociados a la concha dorsal —algas, gusanos de tubo, balánidos o crustáceos sésiles. Hay una especie de cangrejo (*Planes minutus*) que vive asociado a las tortugas bobas, entre la cloaca y la

concha. Existía la creencia de que este cangrejo se alimentaba de los excrementos de la tortuga, pero se ha demostrado que tiene un papel limpiador, al alimentarse de otros organismos epibiontes (como por ejemplo, cirrípedos o anfípodos parásitos).<sup>3</sup>

Esta especie se encuentra en las aguas del océano Atlántico, el Pacífico, el Índico y el mar Mediterráneo; en este mar es la tortuga marina más abundante, con una población estimada de 25.000 ejemplares en la cuenca Argelina (situada entre las Islas Baleares, Murcia, Córcega y el norte de África).<sup>4, 5</sup> La mayoría de estos individuos son de procedencia atlántica y se diferencian genéticamente de la población que se reproduce en la cuenca del Mediterráneo oriental.<sup>6</sup>

## ¿QUÉ ES?

La tortuga marina o tortuga boba (*Caretta caretta*) es un reptil marino de la familia *Cheloniidae* que tiene un tamaño mediano —la concha puede superar el metro de longitud y pesar hasta 200 kg.<sup>1,2</sup> Se encuentra en las aguas del Atlántico, el Pacífico, el Índico y el mar Mediterráneo; en este mar es la tortuga marina más abundante, con una población estimada de 25.000 ejemplares en la cuenca Argelina (entre las Islas Baleares, Murcia, Córcega y el norte de África).<sup>3,4</sup> Es la única especie de tortuga marina que nidifica predominantemente fuera de latitudes tropicales,<sup>5,6</sup> aunque también hay algunas áreas de nidificación importantes en los trópicos.<sup>5</sup>

En las Islas Baleares se pueden observar principalmente individuos juveniles y subadultos.<sup>3</sup> Pueden verse ejemplares de tortuga todo el año, pero los varamientos son más abundantes entre los meses de junio y septiembre.<sup>3,7</sup>

## METODOLOGÍA

Para los siguientes indicadores se han obtenido datos procedentes del Servei de Protecció d'Espècies del Departament de Medi Natural de la Direcció General d'Espais Naturals i Biodiversitat de la Conselleria de Medi Ambient i Territori del Govern de les Illes Balears:

- Número de nidos de tortuga marina (*Caretta caretta*) en playas de las Islas Baleares.
- Número de huevos.
- Éxito reproductor.
- Supervivencia.
- Número de ejemplares liberados al medio marino.

El éxito reproductor se ha calculado según el número de tortugas que nacieron (y se encontraron vivas) respecto al número de huevos puestos, expresado en tanto por uno. La supervivencia se ha estimado según la supervivencia de las crías de tortuga en los centros a los que fueron trasladadas para realizar el proceso de cría en medio artificial controlado (conocido como *head starting* en inglés). Este proceso se lleva a cabo para garantizar la supervivencia de las tortugas, que presentan una elevada mortalidad durante el primer año de vida.

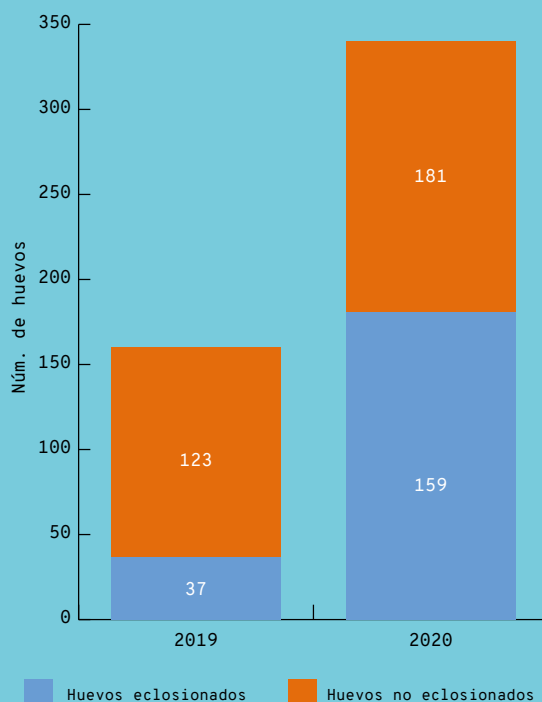
Se han obtenido datos de varamientos de tortugas entre los años 1993 y 2020 de la Fundació Palma Aquarium, que en colaboración con Marineland Mallorca y el Consorci de Recuperació de la Fauna de les Illes Balears (COFIB) se han encargado del rescate, cuidado y liberación posterior de los ejemplares de tortuga varados en las Baleares durante estos años, mediante un convenio con el Servei de Protecció d'Espècies de la Conselleria de Medi Ambient i Territori del Govern de les Illes Balears.

## ¿POR QUÉ?

Esta especie está protegida por normativa estatal e internacional y está catalogada como vulnerable por la IUCN (International Union for the Conservation of Nature).

En los años 2019 y 2020 se han localizado nidos de tortuga marina en las playas de las Baleares.

## LOCALIZACIÓN



Número de huevos totales puestos en las playas de las Baleares en los años 2019 y 2020: en color azul, los huevos que eclosionaron, y en color naranja, los que no nacieron.



Ejemplar de tortuga marina (*Caretta caretta*) de uno de los huevos puestos en 2019 en una playa de las Baleares, liberado en la Platja des Cavallet (Ibiza) tras un año de cría en medio artificial controlado (programa *head starting*). FUENTE: Xavier Mas.

## RESULTADOS

- En 2019 se localizaron por primera vez dos nidos de tortuga marina en playas de las Islas Baleares, todos en Ibiza. En 2020 se localizaron tres: dos en Menorca y uno en Ibiza. Estos nuevos nidos pueden provenir de tortugas perdidas o no-filopátricas (que no regresan a nidificar al lugar donde nacieron), o bien pueden reflejar colonización desde otras colonias de nidificación.
- El número de huevos puestos en estos dos años fue de 160 en 2019 y de 340 en 2020, 180 huevos más que el año anterior.
- El éxito reproductor de los años 2020 y 2019 fue del 0,46 y el 0,23, respectivamente. Por tanto, en 2019 eclosionó el 23 % de los huevos, mientras que en 2020 lo hizo el 46 %.
- En el año 2019, el 94,6 % de las tortugas que se trasladaron a centros para la cría en medio artificial controlado (*head starting*) sobrevivieron (35 tortugas); 26 tortugas se devolvieron al medio marino, 6 de ellas con una marca emisora por satélite para conocer su posición y evolución.
- Se ha localizado un total de 1.058 tortugas marinas varadas entre los años 1993 y 2020, 512 vivas y 546 muertas. En 2020 se ha localizado el número máximo de tortugas varadas (83), 30 muertas y 53 vivas, de las que 47 sobrevivieron. La principal causa de varamiento entre los años 2015 y 2020 ha sido el enmallamiento en plásticos o en artes de pesca fantasmas.
- Un total de 92 tortugas se han recuperado y devuelto al medio marino entre los años 2015 y 2020.

## REFERENCIAS

- <sup>1</sup> MOREY, G. (2015). «Espècies marines protegides de les Illes Balears». Palma: Conselleria de Medi Ambient, Agricultura i Pesca del Govern de les Illes Balears.
- <sup>2</sup> PLEGUEZUELOS, J. M.; MÁRQUEZ, R.; LIZANA, M. (2002). *Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España*. Madrid: Organismo Autónomo de Parques Nacionales.
- <sup>3</sup> VIADA, C. (2005). «Libro rojo de los vertebrados de las Baleares». Palma: Conselleria de Medi Ambient del Govern de les Illes Balears.
- <sup>4</sup> LIFE POSIDONIA (2005). «Acció F6. Seguiment de *Caretta caretta*». Fundació Bosch i Gimpera. <[http://life-posidonia.caib.es/user/Acciones/acc\\_f6\\_ct.htm](http://life-posidonia.caib.es/user/Acciones/acc_f6_ct.htm)>.
- <sup>5</sup> TOMAS, J. *et al.* (2008). «Is the Spanish coast within the regular nesting range of the Mediterranean loggerhead sea turtle (*Caretta caretta*)?». *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 88, 1509-1512. DOI:10.1017/s0025315408001768.
- <sup>6</sup> EHRHART, L. M.; BAGLEY, D. A.; REDFOOT, W. E. (2003). En: *Loggerhead sea turtles*. Bolten A. B. & Witherington B. E. (Ed.). Smithsonian Books.
- <sup>7</sup> FERNÁNDEZ, G.; PUJOL, F.; OLIVER, J. A. (2015). «Varamientos de tortugas marinas en las Islas Baleares». Fundación Marineland-Palmitos; Conselleria de Medi Ambient del Govern de les Illes Balears. [Inédito].
- <sup>8</sup> FERNÁNDEZ, G.; PUJOL, F.; OLIVER, J. A. (2002). «Varamientos de tortugas marinas en las Islas Baleares». Fundación Marineland-Palmitos; Conselleria de Medi Ambient. [Inédito].





Figura 1. Esquema de identificación de la tortuga boba (*Caretta caretta*). FUENTE: Instagram @martaunderwater.

La tortuga boba (*Caretta caretta*) es la única especie de tortuga marina que nidifica predominantemente fuera de latitudes tropicales,<sup>7,8</sup> aunque también hay algunas áreas de nidificación importantes en los trópicos.<sup>7</sup>

En las Islas Baleares se pueden observar principalmente individuos juveniles y subadultos.<sup>4</sup> Pueden verse ejemplares de tortuga marina durante todo el año, pero los varamientos son más abundantes entre los meses de junio y septiembre.<sup>4,9</sup> Las causas del varamiento son indicadores de los impactos que inciden mayoritariamente sobre la especie. Destacan las capturas accidentales en anzuelos de palangre, que representan el 36 % de las causas de varamiento entre los años 1993 y 2014.<sup>9,10</sup>

#### NORMATIVA

- Real decreto 139/2011, de 4 de febrero, para el desarrollo de la Lista de especies silvestres en régimen de protección especial y del Catálogo español de especies amenazadas, y sus modificaciones:
- Orden AAA/75/2012, de 12 de enero,
- Orden AAA/1771/2015, de 31 de agosto, y
- Orden AAA/1351/2016, de 29 de julio.
- Convenio para la protección del mar Mediterráneo contra la contaminación (Convenio de Barcelona del 16 de febrero de 1976, modificado el 10 de junio de 1995) (Anexo II).
- Decisión del Consejo 82/72/CEE, de 3 de diciembre de 1981, referente a la celebración del Convenio relativo a la conservación de la vida silvestre y del medio natural de Europa (Convenio de Berna) (Anexo II).
- Directiva 92/43/CEE relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres (Directiva Hábitats) (Anexos II y IV).
- Convenio sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestre (convenio CITES, del 3 de marzo de 1973; España se adhirió el 16 de mayo de 1986) (Anexo I).
- Atlas y Libro rojo de los anfibios y réptiles de España (2002).
- Especies marinas protegidas de las Islas Baleares (2015).

## METODOLOGÍA

Los datos se han obtenido del Servei de Protecció d'Espècies del Departament de Medi Natural de la Direcció General d'Espais Naturals i Biodiversitat de la Conselleria de Medi Ambient i Territori del Govern de les Illes Balears. Se han obtenido datos de los indicadores siguientes:

- Número de nidos de tortuga marina (*Caretta caretta*) en playas de las Islas Baleares.
- Número de huevos.
- Éxito reproductor.
- Supervivencia.
- Número de ejemplares liberados al medio marino.

El éxito reproductor se ha calculado según el número de tortugas que nacieron (vivas) respecto al número de huevos puestos, expresado en tanto por uno. Se ha calculado para las diferentes puestas y para el total de cada isla.

La supervivencia se ha estimado según la supervivencia de las crías de tortuga en los centros adonde se llevaron para realizar el proceso de cría en medio artificial controlado (conocido como *head starting* en inglés). Este proceso se realiza para garantizar la supervivencia de las tortugas, que presentan una mortalidad elevada durante el primer año de vida. El objetivo principal es dar ventaja a los ejemplares y devolverlos al medio natural con un tamaño mayor, que les proporciona más probabilidades de alcanzar la edad adulta y poder volver a nidificar en las playas de las Baleares.

Adicionalmente, se han obtenido datos de varamientos de tortugas entre los años 1993 y 2020 de la Fundación Palma Aquarium, que en colaboración con Marineland Mallorca y el Consorci de Recuperació de la Fauna Illes Balears (COFIB) se han encargado del rescate, cuidado y liberación posterior de los ejemplares de tortuga varados en las Baleares durante estos años, mediante un convenio con el Servei de Protecció d'Espècies de la Conselleria de Medi Ambient i Territori del Govern de les Illes Balears. Los objetivos principales de esta campaña de asistencia a varamientos de tortugas marinas es la recuperación de ejemplares, la elaboración de registros anuales de varamientos y el desarrollo de actividades de educación ambiental, con una red de información que dispone de un teléfono activo las 24 horas del día.

Entre los años 1993 y 1998 se daba prioridad a los ejemplares vivos; por tanto, para calcular el porcentaje de individuos vivos respecto a los muertos hallados varados en las costas de las Baleares solo se tendrán en cuenta los datos del año 1998 al 2020.

## RESULTADOS

### 1. Número de nidos

A finales del siglo XIX y principios del XX, había constancia de la existencia de nidos de tortuga boba de carácter esporádico en las Baleares, pero no se habían vuelto a localizar. Por primera vez desde entonces, en 2019 se localizaron nidos de tortuga marina en playas de las islas, concretamente dos nidos en Ibiza: uno en Platja d'en Bossa y otro en la Platja des Cavallet.

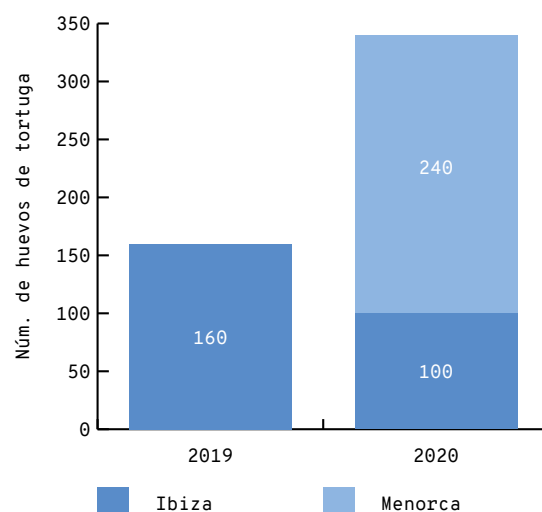
El primer nido se localizó en Platja d'en Bossa el día 25 de julio de 2019. Los huevos se trasladaron a la Platja des Cavallet para evitar la inundación del nido, y porque esta playa reúne condiciones más óptimas de temperatura para la incubación de los huevos de tortuga. Unos días después, el 29 de julio, otra tortuga hizo un segundo nido en la Platja des Cavallet, que fue trasladado cerca del primer nido translocado.

En 2020 se localizaron tres nidos: uno en Cala Nova (Santa Eulària des Riu, Ibiza), uno en Punta Prima (Menorca) y, posteriormente, un nido en el momento de la eclosión en Cala del Pilar (Menorca).

### 2. Número de huevos

De los nidos hallados en el año 2019, la tortuga que hizo el nido en Platja d'en Bossa puso un total de 58 huevos, mientras que la que lo hizo en la Platja des Cavallet puso 102 (Figura 2).

Todos los huevos se incubaron en la Platja des Cavallet excepto en los últimos días, cuando se trasladaron a las instalaciones del COFIB en Ibiza por la amenaza de una tormenta que ponía en riesgo la viabilidad del nido.



**Figura 2.** Número de huevos de tortuga marina (*Caretta caretta*) en los nidos de las Islas Baleares. FUENTE: Servei de Protecció d'Espècies de la Conselleria de Medi Ambient i Territori del Govern de les Illes Balears.



En 2020 se pusieron un total de 340 huevos, 180 más que el año anterior. De estos huevos, 240 corresponden a los nidos de Menorca y 100 al nido de Ibiza (Figura 2).

En el año 2020 se translocaron los huevos del nido de Ibiza: 78 se movieron hasta la Platja des Cavalet y 20 a una incubadora del COFIB, en Mallorca. También se movieron los huevos del nido de Punta Prima, en Menorca, 90 de los cuales se trasladaron a Cala Mesquida y el resto a las incubadoras del COFIB de Menorca (25) y de Mallorca (17).

El nido de Cala del Pilar era un nido natural que se localizó en el momento del nacimiento de las tortugas. Se encontraron 20 huevos no viables y 88 huevos eclosionados. Entre los huevos eclosionados se encontró una tortuga muerta y 26 tortugas vivas, que se trasladaron para criarlas en cautividad; por lo que se refiere a las 61 tortugas restantes, se ha asumido que llegaron al mar.

Estos nuevos nidos pueden provenir de tortugas perdidas o no-filopátricas (que no regresan a nidificar al lugar donde nacieron), o bien pueden reflejar un proceso de colonización activo de nuevas zonas de nidificación.<sup>7</sup> Había constancia de nidificaciones ocasionales de tortugas marinas fuera de su rango normal;<sup>11</sup> una de las causas podría ser el calentamiento global, que podría producir la migración de hembras hacia áreas de temperatura más bajas. El sexo de las tortugas marinas se determina por la temperatura de incubación de los huevos: a temperaturas más altas nace un porcentaje mayor de hembras, mientras que a temperaturas más bajas nacen más machos, todo ello dentro del rango de tolerancia térmica embrionaria de 25-35 °C.<sup>12</sup> De esta manera, en un escenario de calentamiento las tortugas pueden prevenir los efectos sobre la proporción de sexos, por ejemplo alterando la distribución de los nidos.

Sin embargo, debemos tener en cuenta que las tortugas marinas mantienen un grado considerable de fidelidad al lugar donde nacieron (filopatría). Por otro lado, con el calentamiento global se espera que este fenómeno se produzca en una escala de tiempo larga. Por tanto, las

diferentes escalas en las que podrían producirse estos fenómenos podrían prevenir un cambio masivo de localización de los nidos.<sup>13</sup> No se podrá confirmar el origen de las tortugas que han hecho sus nidos en las Baleares hasta que se determine genéticamente el origen de las hembras que han venido a nidificar en nuestras playas (ya que las poblaciones del este del Mediterráneo y las del Atlántico son genéticamente diferentes).

### 3. Éxito reproductor

El éxito reproductor de los diferentes nidos, aquí asumido igual al número de tortugas vivas después de la eclosión, ha variado entre el 0 en el nido de Ibiza de la Platja des Cavalet del año 2019 y el 0,81 en el nido de Cala del Pilar, en Menorca, de 2020 (Tabla 1). En realidad, se desconoce la supervivencia de las 61 tortugas que eclosionaron en esta playa, pero se asume que llegaron vivas al mar. El segundo nido con una tasa mayor de éxito reproductor fue el de Platja d'en Bossa del año 2019, con un 0,64, lo que significa que el 64 % de los huevos eclosionaron y las tortugas fueron trasladadas a diversos centros para realizar el proceso de cría en medio artificial controlado (programa *head starting*), para devolverlas al medio natural un año después y garantizar su supervivencia (Tabla 1).

Ello significa que en 2019 el éxito reproductor de los dos nidos fue del 0,23, es decir: el 23 % de los huevos puestos eclosionaron. En 2020 el éxito reproductor fue del 0,46.

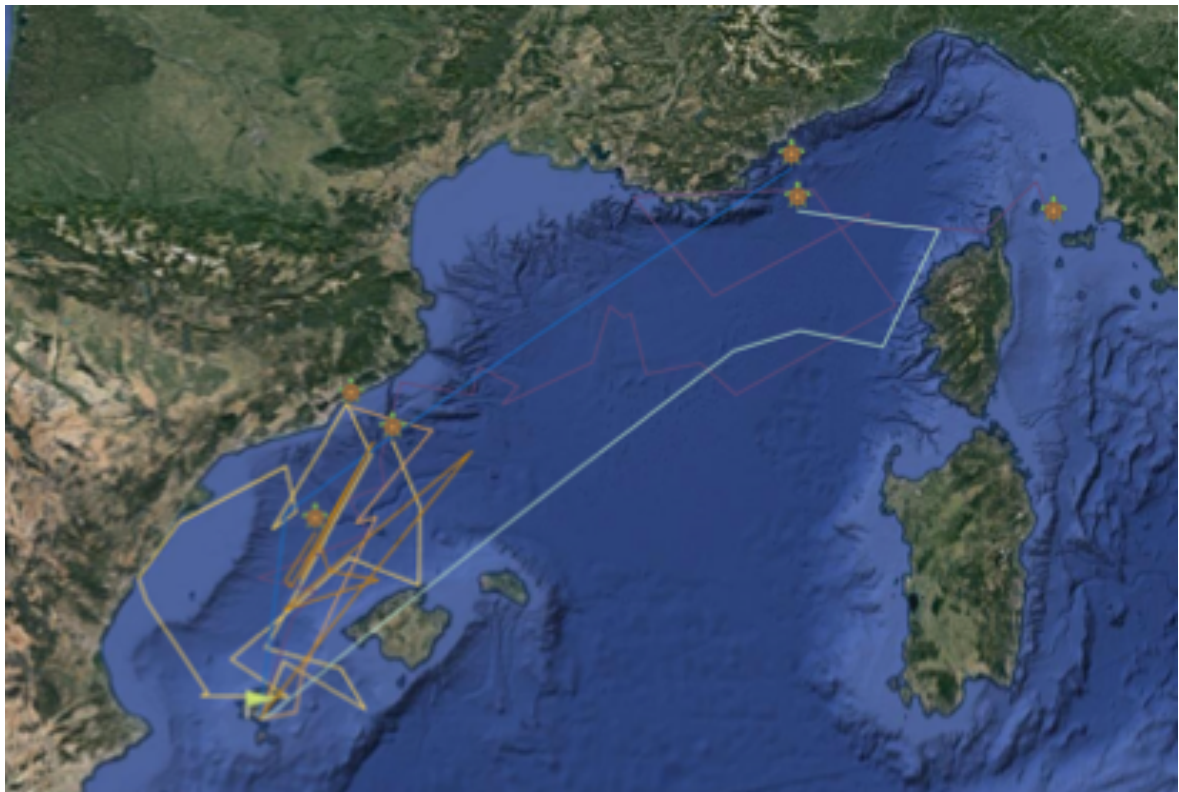
### 4. Supervivencia

Las 37 tortugas nacidas en el año 2019 fueron trasladadas a tres centros diferentes para seguir un proceso de cría en cautividad (*head starting*) con el objetivo de devolverlas al mar cuando cumplen un año y garantizar su supervivencia. De estas 37, 9 se criaron en las instalaciones del Laboratori d'Investigacions Marines i Aquicultura (LIMIA) de Port d'Andratx, 9 en las de Palma Aquarium y las 19 restantes se trasladaron al Oceanogràfic de Valencia.

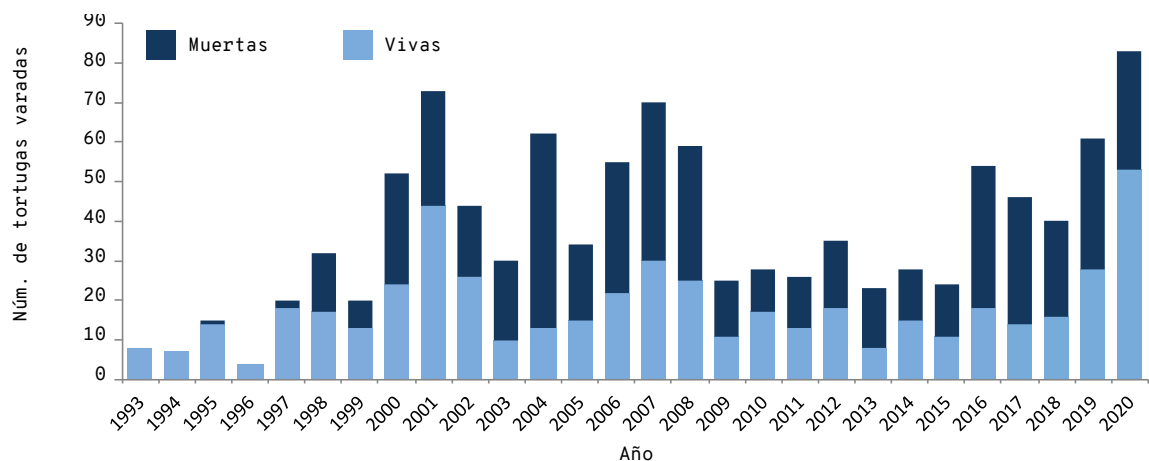
De las 37 tortugas trasladadas para la cría en cautividad sobrevivieron 35. Solo dos tortugas murieron

**Taula 1.** Nidos de tortuga hallados en las playas de las Baleares en los años 2019 y 2020: fecha de puesta, número de huevos en cada nido, número de huevos eclosionados, número de tortugas que nacieron y no murieron, número de tortugas sometidas a cría en medio artificial controlado (*head starting*) y éxito reproductor en tanto por uno. FUENTE: Servei de Protecció d'Espècies de la Conselleria de Medi Ambient del Govern de les Illes Balears.

Fecha de puesta	Isla	Nido	Núm. de huevos	Huevos eclosionados	Tortugas vivas	Cría en cautividad ( <i>head starting</i> )	Éxito reproductor
25/07/19	Ibiza	Platja d'en Bossa	58	37	37	37	0,64
29/07/19	Ibiza	Platja des Cavalet	102	0	0	0	0,00
19/06/20	Menorca	Punta Prima	132	54	51	40	0,30
14/07/20	Ibiza	Cala Nova	100	17	17	15	0,15
05/09/20	Menorca	Cala del Pilar	108	88	87	26	0,81



**Figura 3.** Mapa con la posición de las seis tortugas marcadas con emisores vía satélite.  
FUENTE: <https://eucrante.org/siguiendo-tortugas/illes-balears>.



**Figura 4.** Número de tortugas marinas varadas halladas en las costas de las Baleares vivas (azul claro) y muertas (azul oscuro) entre los años 1993 y 2020. FUENTE: Palma Aquarium.

durante el primer año de vida en los centros donde fueron trasladadas, lo que supone una supervivencia del 94,6 % de las tortugas criadas en cautividad.

## 5. Número de ejemplares liberados al mar

De las 35 tortugas que sobrevivieron al primer año de vida en los centros de cría en cautividad, 26 se devolvieron al medio marino, al lugar donde se habían incubado los huevos, la Platja des Cavallet, en Ibiza.

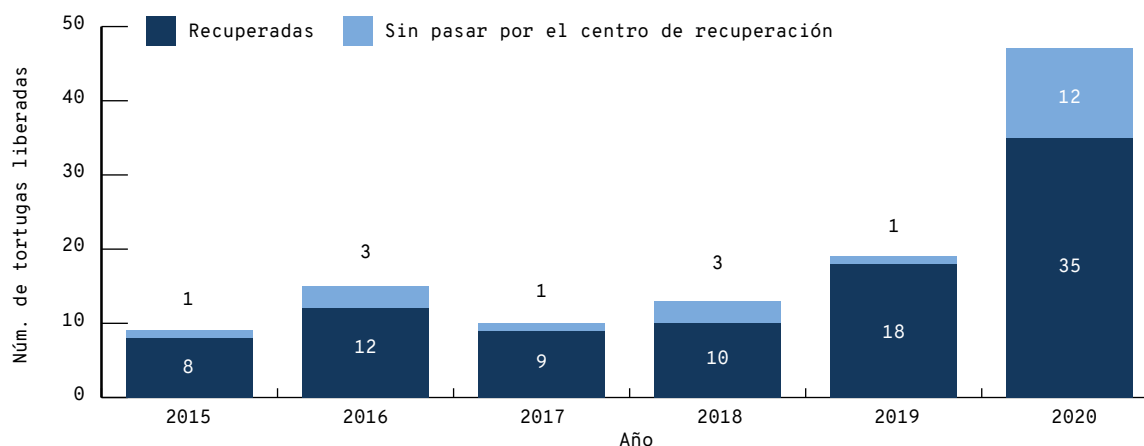
De las 26 tortugas liberadas al medio natural, 6 se marcaron con un emisor vía satélite que permite conocer su posición, que puede consultarse en la página web: <https://eucrante.org/siguiendo-tortugas/illes-balears> (Figura 3). Hoy en día aún se recibe señal de todas las tortugas, excepto de una que fue a Barcelona, donde se perdió su posición.

## 6. Número de varamientos

De las campañas de asistencia a varamientos de tortugas marinas se han obtenido datos del número de ejemplares hallados, tanto vivos como muertos, entre los años 1993 y 2020.

Entre los años 1993 y 2020 se han localizado más de mil tortugas marinas varadas —en concreto, 1.058, 512 vivas y 546 muertas. El año en que se hallaron más tortugas marinas varadas desde que se tiene registro fue el 2020, cuando se encontraron 83 tortugas, 30 de ellas muertas y 53 vivas, de las sobrevivieron 47 (Figura 4).

Entre los años 1998 y 2020, el porcentaje de tortugas vivas respecto al total ha variado entre el 21 % en 2004 y el 65 % en 1999. Cabe tener en cuenta que entre los años 1993 y 1998 se daba prioridad a



**Figura 5.** Número de tortugas marinas liberadas tras haberse recuperado de procesos de varamiento y número de tortugas liberadas por particulares sin pasar por el centro de recuperación entre los años 2015 y 2020. FUENTE: Palma Aquarium.

los ejemplares vivos; por ello, para contabilizar los cambios entre los porcentajes de individuos localizados vivos y muertos, este dato se ha calculado a partir del año 1998.

Las causas de varamiento son indicativas de los impactos que inciden sobre la especie, e incluyen: capturas accidentales por anzuelos de palangre, enmallamiento (en plásticos, restos de redes) y traumatismos, y otros de menor incidencia como pueden ser enfermedades como la neumonía.<sup>9, 10</sup> También se ha descrito que el trasmallo para langosta causa la muerte de centenares de tortugas marinas en las Baleares, y que la flota española de palangre del Mediterráneo occidental pudo causar la muerte de unas 7.500 tortugas en el año 2000.<sup>14</sup>

Las principales causas de varamiento hasta el año 2014 se consideraban mayoritariamente debidas a la incidencia de la pesca, con el 36 % de las tortugas halladas como capturas accidentales del palangre. En cambio, la causa principal entre los años 2015 y 2020 ha sido el enmallamiento, que ha causado más de la cuarta parte —el 32,8 %— de los varamientos de los que se conocía la causa (fuente: Palma Aquarium). En 2020, estas cifras suben a más de la mitad, con el 54,7 % de los varamientos con causa conocida provocados por enmallamientos.

## 7. Número de ejemplares recuperados y liberados tras un varamiento

Entre los años 2015 y 2019 se han liberado un total de 92 tortugas marinas después de haberlas recogido varadas (Figura 5). El año en que se han liberado más tortugas ha sido el 2020, con 35 tortugas retornadas al medio marino.

## CONCLUSIONES

- En 2019 se localizaron por primera vez dos nidos de tortuga marina en playas de las Baleares, todos en la isla de Ibiza. En 2020 se localizaron tres: dos en Menorca y uno en Ibiza.
- En 2019 se pusieron un total de 160 huevos, mientras que en 2020 fueron 340, 180 huevos más que el año anterior.
- El éxito reproductor del año 2019 fue del 0,23, mientras que el del 2020 fue del 0,46. Por tanto, en 2019 eclosionó el 23 % de los huevos, mientras que en 2020 lo hizo el 46 %.
- En 2019, de las 37 tortugas que se llevaron a centros para la cría en cautividad sobrevivieron 35 (el 94,6 %) y 26 fueron devueltas al medio marino, 6 de ellas con una marca emisora por satélite para conocer su posición y evolución.
- Entre los años 1993 y 2020 se han encontrado 1.058 tortugas marinas varadas, 512 vivas y 546 muertas. El año en que se localizaron más (83) desde que hay registro fue el 2020, con 30 tortugas muertas y 53 vivas. La causa principal de varamiento entre los años 2015 y 2020 ha sido el enmallamiento en plásticos o artes de pesca fantasmas.
- Entre los años 2015 y 2020 se han recuperado y devuelto al medio marino 92 tortugas marinas.

---

## REFERENCIAS

- <sup>1</sup> MOREY, G. (2015). «Espècies marines protegides de les Illes Balears». Palma: Conselleria de Medi Ambient, Agricultura i Pesca del Govern de les Illes Balears.
- <sup>2</sup> PLEGUEZUELOS, J. M.; MÁRQUEZ, R.; LIZANA, M. (2002). *Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España*. Madrid: Organismo Autónomo de Parques Nacionales.
- <sup>3</sup> DAVENPORT, J. (1994). «A cleaning association between the oceanic crab *planes-minutus* and the loggerhead sea-turtle *Caretta-caretta*». *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 74, 735-737, doi:10.1017/s0025315400047780.
- <sup>4</sup> VIADA, C. (2005). «Libro rojo de los vertebrados de las Baleares». Palma: Conselleria de Medi Ambient del Govern de les Illes Balears.
- <sup>5</sup> LIFE POSIDONIA (2005). «Acció F6. Seguiment de *Caretta caretta*». Fundació Bosch i Gimpera. <[http://lifeposidonia.caib.es/user/Acciones/acc\\_f6\\_ct.htm](http://lifeposidonia.caib.es/user/Acciones/acc_f6_ct.htm)>.
- <sup>6</sup> LAURENT, L. *et al.* (1993). «Genetic-studies of relationships between Mediterranean and Atlantic populations of loggerhead turtle *Caretta-caretta* with a mitochondrial marker». *Comptes Rendus de l'Academie des Sciences Serie Iii-Sciences De La Vie-Life Sciences*, 316, 1233-1239.
- <sup>7</sup> TOMAS, J. *et al.* (2008). «Is the Spanish coast within the regular nesting range of the Mediterranean loggerhead sea turtle (*Caretta caretta*)?». *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 88, 1509-1512. DOI:10.1017/s0025315408001768.
- <sup>8</sup> EHRHART, L. M.; BAGLEY, D. A.; REDFOOT, W. E. (2003). En: *Loggerhead sea turtles*. Bolten A. B. & Witherington B. E. (Ed.). Smithsonian Books.
- <sup>9</sup> FERNÁNDEZ, G.; PUJOL, F.; OLIVER, J. A. (2015). «Varamientos de tortugas marinas en las Islas Baleares». Fundación Marineland-Palmitos; Conselleria de Medi Ambient del Govern de les Illes Balears [Inédito].
- <sup>10</sup> FERNÁNDEZ, G.; PUJOL, F.; OLIVER, J. A. (2002). «Varamientos de tortugas marinas en las Islas Baleares». Fundación Marineland-Palmitos; Conselleria de Medi Ambient. [Inédito].
- <sup>11</sup> SOTO, J. M. R.; BEHEREGARAY, R. C. P.; DE P. REBELLO, R. A. R. (1997). «Range extension: nesting by *Dermochelys* and *Caretta* in southern Brazil». *Marine Turtle Newsletter* 77, 6-7.
- <sup>12</sup> ACKERMAN, R. A. (1997). «The Nest Environment and the Embryonic Development of Sea Turtles». A: Lutz, P. L. & Musick J. A. (ed.). *The biology of sea turtles*. CRC Press.
- <sup>13</sup> HAWKES, L. A. *et al.* (2007). «Investigating the potential impacts of climate change on a marine turtle population». *Global Change Biol* 13, 923-932, doi:10.1111/j.1365-2486.2007.01320.x.
- <sup>14</sup> CARRERAS, C.; CARDONA, L.; AGUILAR, A. (2004). «Incidental catch of the loggerhead turtle *Caretta caretta* off the Balearic Islands (western Mediterranean)». *Biological Conservation* 117, 321-329, doi:10.1016/j.biocon.2003.12.010.

---

## CITAR COMO

CONSELLERIA DE MEDI AMBIENT DEL GOVERN DE LES ILLES BALEARS; FUNDACIÓ PALMA AQUARIUM; MARINELAND MALLORCA; LIMIA; COFIB; FUNDACIÓ MARILLES. (2021) «Tortuga marina». En: Vaquer-Sunyer, R.; Barrientos, N. (ed.). *Informe Mar Balear 2021* <<https://informemarbalear.org/es/especies-emblematicas/imb-tortuga-marina-esp.pdf>>.

En la elaboración de este capítulo han participado:  
Raquel Vaquer-Sunyer, Natalia Barrientos, Toni Vivó y Josep Alós.

# Abundancia relativa de raors (*Xyrichthys novacula*)

El raor (*Xyrichthys novacula*), también conocido como galán o lorito, es un pez de la familia de los lábridos (*Labridae*) ampliamente distribuido en hábitats de arena poco profundos de áreas templadas.<sup>1,2</sup> Este pez se entierra en la arena durante la noche para descansar y evitar a los depredadores, mientras que durante el día está activo y se alimenta de pequeños invertebrados y bivalvos, aunque a veces también se entierra de día para evitar depredadores como las lampugas.<sup>2</sup>

Es un pez muy apreciado en la pesca recreativa.<sup>3</sup> Está sometido a un período de veda entre el 1 de abril y el 31 de agosto, y el período de pesca vuelve a abrirse el 1 de septiembre. Está establecido un máximo de capturas de 50 raors por pescador y de 300 raors por embarcación.

## METODOLOGÍA

Investigadores del Institut Mediterrani d'Estudis Avançats (IMEDEA) han realizado un seguimiento de la población de raors en la Reserva Marina de la Bahía de Palma entre los años 2011 y 2018.

En este estudio se ha incluido también un seguimiento de la presencia o la ausencia de la macroalga invasora *Halimeda incrassata*, ya que esta especie ha colonizado rápidamente la zona de estudio y se considera que puede afectar a la población de raors.

El seguimiento ha consistido en el fondeo cámaras submarinas en un área de estudio de 6,4 km<sup>2</sup>. Las cámaras de vídeo se fondearon el mes de agosto de cada año en diversos puntos geográficos aleatorios dentro de la zona de estudio. Estos vídeos se analizaron y se determinó la presencia o la ausencia de raors y el número de peces de esta especie que aparecían simultáneamente en un fotograma (Nmáx.). También se determinó la presencia o la ausencia de la macroalga invasora *Halimeda incrassata* en cada punto geográfico evaluado.

El cálculo del número máximo de individuos en cada punto (Nmáx.) es una métrica ampliamente utilizada en estudios de poblaciones de peces. Proporciona una estima de la abundancia relativa de la especie de estudio.

Se ha comprobado si existen diferencias significativas entre las abundancias máximas de las zonas colonizadas por la macroalga invasora *Halimeda incrassata* y las áreas donde no se ha establecido mediante el análisis de varianzas (ANOVA).



Figura 1. Fotografía de un raor (*Xyrichthys novacula*). FUENTE: Miquel Gomila.



## ¿QUÉ ES?

El raor (*Xyrichthys novacula*), también conocido como galán o lorito, es un pez de la familia de los lábridos (Labridae) ampliamente distribuido en hábitats de arena poco profundos de áreas templadas.

## METODOLOGÍA

Investigadores del Institut Mediterrani d'Estudis Avançats (IMEDEA) han realizado un seguimiento de la población de raors en la Reserva Marina de la Bahía de Palma entre los años 2011 y 2018, junto con un seguimiento de la presencia o la ausencia de la macroalga invasora *Halimeda incrassata*, que podría afectar a la población de raors.

Se fondearon cámaras submarinas en diversos puntos geográficos aleatorios en un área de estudio de 6,4 km<sup>2</sup>. Estos videos se analizaron para determinar la presencia o la ausencia de raors y el número de peces de esta especie que aparecían simultáneamente en un fotograma ( $N_{\text{máx.}}$ ), así como la presencia o la ausencia de la macroalga invasora *Halimeda incrassata* en cada punto geográfico evaluado.

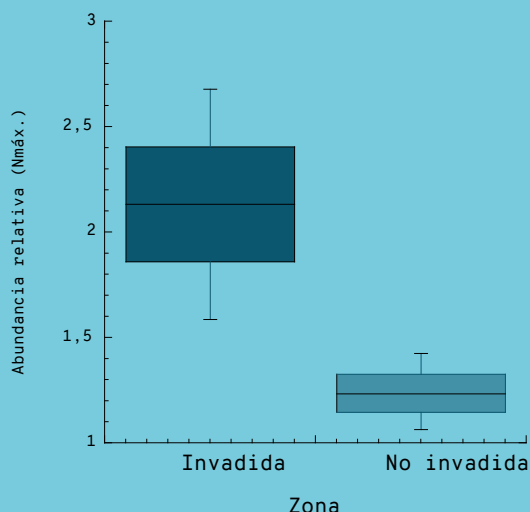


Diagrama de caja que muestra la distribución de las abundancias relativas de raors en la zona invadida por *Halimeda incrassata* y en la zona sin invadir de la Reserva Marina de la Bahía de Palma entre los años 2011 y 2018.

## ¿POR QUÉ?

Es un pez muy apreciado en la pesca recreativa, y ello podría causar una disminución de sus poblaciones si no existieran herramientas encaminadas a garantizar su conservación, como es el caso de la veda que se aplica actualmente.

## LOCALIZACIÓN



## RESULTADOS

La abundancia de raors en la Reserva Marina de la Bahía de Palma muestra una pequeña tendencia al alza o a la estabilidad a lo largo de los ocho años de seguimiento, hecho que indica que la población no disminuye, a pesar de la gran presión que sufre por parte de la pesca recreativa.

La abundancia relativa de la población de raors en la zona de estudio varió entre 1,26 y 1,91 y fue superior en las áreas invadidas por la macroalga invasora *Halimeda incrassata*, donde varió entre 1,59 y 2,68; mientras que en las zonas no invadidas varió entre 1,06 y 1,42.

En las zonas colonizadas por la macroalga invasora *Halimeda incrassata* hay mayores abundancias relativas de raors. La atracción de los raors por estas áreas invadidas puede deberse al hecho de que crean hábitat nuevo y favorecen el aumento de diversas especies de crustáceos que les sirven de alimento.



Fotografía de un raor (*Xyrichthys novacula*). FUENTE: Miquel Gomila.

## RESULTADOS

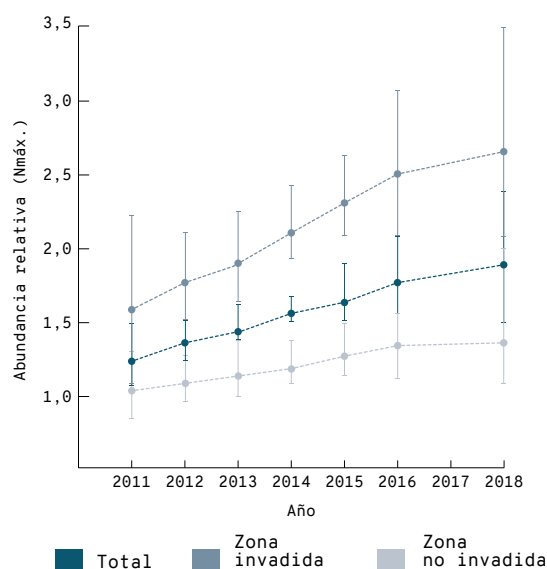
La abundancia relativa de raors en la zona de estudio varió entre 1,26 en el año 2011 y 1,91 en 2018 (Figura 2). Esta abundancia relativa fue significativamente mayor en áreas invadidas por la macroalga *Halimeda incrassata* (ANOVA;  $p < 0,0001$ ), donde se encontraron abundancias relativas que variaron entre 1,59 y 2,68 en los años 2011 y 2018, respectivamente (Figura 2), mientras que en la zona sin colonizar por esta especie invasora las abundancias relativas fueron inferiores y oscilaron entre 1,06 y 1,42 en los años 2011 y 2018, respectivamente (Figura 2).

La abundancia de raors en la zona de estudio muestra una pequeña tendencia al alza o a la estabilidad a lo largo de los ocho años de seguimiento. Esto indica que las regulaciones que se aplican para conservar la especie (veda) funcionan para mantener su viabilidad. Debemos recordar que esta especie sufre una gran presión por parte de la pesca recreativa, ya que es muy apreciada y el día en que se abre su veda una gran cantidad de pescadores recreativos salen a pescarla.

La diferencia en la abundancia relativa de raors (*Xyrichtys novacula*) entre áreas invadidas y no invadidas por la macroalga *Halimeda incrassata* muestra que estos peces se sienten atraídos por las áreas colonizadas por esta especie invasora. Algo que ya se había puesto de manifiesto en estudios previos,<sup>4,5</sup> que muestran unos resultados algo diferentes de-

bido a que las abundancias relativas se recalculan en función del área invadida por la macroalga, lo que produce cambios relativos en las abundancias máximas de cada uno de los años de estudio.

La atracción de los raors por las zonas colonizadas por *Halimeda incrassata* probablemente se deba a que la presencia de la macroalga invasora favorece un incremento de diversas especies de crustáceos de las que se alimentan estos peces.<sup>7</sup>



**Figura 2.** Abundancia relativa de raors en la Reserva Marina de la Bahía de Palma. FUENTE: Alós (datos sin publicar).



---

## CONCLUSIONES

- La abundancia de raors en la zona de estudio muestra una pequeña tendencia al alza o a la estabilidad a lo largo de los ocho años de seguimiento (2011-2018), lo que indica que las regulaciones que se aplican para su conservación (veda) funcionan y que la población no disminuye, a pesar de la gran presión que sufre por parte de la pesca recreativa.
- La abundancia relativa de la población de raors en la zona de estudio varió entre 1,26 en el año 2011 y 1,91 en 2018, y fue mayor en las áreas colonizadas por la macroalga invasora *Halimeda incrassata*, donde osciló entre 1,59 en el año 2011 y 2,68 en 2018; mientras que en las zonas no invadidas varió entre 1,06 en el año 2011 y 1,42 en el año 2018.
- Parece ser que las zonas colonizadas por la macroalga invasora *Halimeda incrassata* atraen a los raors, seguramente porque crea hábitat nuevo y favorece el aumento de diversas especies de crustáceos que sirven de alimento a estos peces.

---

## REFERENCIAS

- <sup>1</sup> ALÓS, J.; CABANELLAS-REBOREDO, M.; LOWERRE-BARBIERI, S. (2012). «Diel behaviour and habitat utilisation by the pearly razorfish during the spawning season». *Marine Ecology Progress Series*, 460, 207-220. DOI: 10.3354/meps09755.
- <sup>2</sup> ALÓS, J.; MARTORELL-BARCELÓ, M.; CAMPOS-CANDELA, A. (2017). «Repeatability of circadian behavioural variation revealed in free-ranging marine fish». *Royal Society Open Science*, 4. DOI: 10.1098/rsos.160791.
- <sup>3</sup> ALÓS, J. *et al.* (2016). «Fast and behavior-selective exploitation of a marine fish targeted by anglers». *Scientific Reports*, 6. DOI: 10.1038/srep38093.
- <sup>4</sup> VIVÓ, A. (2019). «Dispersion and effect on native fish communities by the invasive seaweed *Halimeda incrassata*». Palma: Universitat de les Illes Balears. [Trabajo de fin de máster].
- <sup>5</sup> ALÓS, J. *et al.* (2018). «Spatial distribution shifts in two temperate fish species associated to a newly-introduced tropical seaweed invasion». *Biological Invasions*, 20, 3193-3205. DOI: 10.1007/s10530-018-1768-2.
- <sup>6</sup> ZABARTE, I. (2017). «Estudio de la mesofauna en fondos arenosos y de *Halimeda incrassata* (Chlorophyta, Bryopsidales) del Cap Enderrocat, Mallorca». La Coruña: Universidade da Coruña. [Trabajo de fin de máster].
- <sup>7</sup> CASTRIOTA, L.; FINOIA, M. G.; ANDALORO, F. (2005). «Trophic interactions between *Xyrichtys novacula* (Labridae) and juvenile *Pagrus pagrus* (Sparidae) in the central Mediterranean Sea». *Electronic Journal of Ichthyology*, 1, 54-60.

---

## CITAR COMO

VAQUER-SUNYER, R.; BARRIENTOS, N.; VIVÓ, A.; ALÓS, J. (2020) «Raor (*Xyrichtys novacula*)». -En: Vaquer-Sunyer, R.; Barrientos, N. (ed.). *Informe Mar Balear 2020* <<https://www.informemarbalear.org/es/pesca/imb-raor-esp.pdf>>.

En la elaboración de este indicador han participado:  
Natalia Barrientos, Raquel Vaquer-Sunyer, Maite Vázquez-Luis, Elvira Álvarez,  
Salud Deudero e Iris Hendriks.

# Nacra (*Pinna nobilis*)

1. Densidad de individuos (ind./100 m<sup>2</sup>)
2. Distribución de tallas de nacra
3. Edad
4. Demografía de población
5. Tasa de asentamiento larvario
6. Número de nacras localizadas vivas desde el evento de mortalidad masiva

La nacra, *Pinna nobilis* (Linnaeus, 1758), es el molusco de mayor tamaño del Mediterráneo, de donde es endémica (Figura 1). Llega a alcanzar los 50 años de edad<sup>1</sup> y los 120 cm de longitud.<sup>2</sup> Es un animal filtrador que vive fijado al sustrato en fondos de arena, detritos y praderas de *Posidonia oceanica* entre los 0,5–60 m de profundidad.<sup>3,4</sup>



Figura 1. Imagen de *Pinna nobilis* en el mar Balear. FUENTE: Maite Vázquez-Luis.

Esta especie favorece la biodiversidad debido a su gran tamaño y al gran número de especies epífitas —tanto vegetales como animales— que acoge. Adicionalmente, es una especie indicadora de la calidad del agua y del estado de conservación de la fanerógama marina *Posidonia oceanica*.<sup>5–8</sup>

Actualmente, esta especie está incluida en la categoría «en peligro de extinción» en el Catálogo español de especies amenazadas.<sup>9</sup> La principal amenaza que la ha llevado a este estado se produjo en otoño de 2016 mediante un evento de mortalidad masiva con origen en la cuenca oeste del Mediterráneo.<sup>10, 11</sup>

## ¿QUÉ ES?

La nacra (*Pinna nobilis*) es la especie de molusco bivalvo más grande del mar Mediterráneo. Este animal filtrador se puede encontrar únicamente en este mar, donde vive fijado al sustrato durante décadas, y puede alcanzar una longitud de 120 cm. Su presencia indica una buena calidad del agua y de la planta marina *Posidonia oceanica*, su hábitat preferente. Además, esta especie promueve la biodiversidad, ya que su gran tamaño proporciona hábitat a numerosas especies.

## METODOLOGÍA

Se muestra la evolución de los indicadores de población de la nacra antes del episodio de mortandad (2016). Esta información es esencial para definir sus características ecológicas e intentar detectar supervivientes resistentes al patógeno; se elaboró mediante muestreos de campo con censos submarinos visuales en el marco del proyecto PINNA «Estado de conservación del bivalvo amenazado *Pinna nobilis* en el Parque Nacional de Cabrera» (024/2010).

Adicionalmente se muestran datos de la recolección de larvas de nacra mediante colectores instalados en zonas estratégicas de las islas. Esta información es necesaria para conocer su procedencia y derivar las poblaciones reproductoras.

Por último, se documenta el número de nacras localizadas vivas en 2020, obtenido mediante la colaboración de la Conselleria de Medi Ambient i Territori (Servei de Protecció d'Espècies), el Centro Oceanográfico de Baleares del Instituto Español de Oceanografía (COB-IEO) y el Instituto Mediterráneo de Estudios Avanzados (IMEDEA UIB-CSIC).

## RESULTADOS

### Antes del episodio de mortalidad:

- La mayoría de las nacras estudiadas se encontraban en hábitats de praderas de *P. oceanica*.
- La mayor densidad de nacras también se obtuvo en hábitats de praderas de posidonia (densidad media =  $5,13 \pm 0,32$  ind./100 m<sup>2</sup>). La densidad máxima detectada fue de 37,33 ind./100 m<sup>2</sup> en Cabrera (Cala Santa Maria) a 8 m de profundidad. Mientras que la mínima fue reportada en las Pitiusas, con 0,83 ind./100 m<sup>2</sup>.
- Entre los 10-20 m de profundidad se encontraron las mayores densidades de *P. nobilis*.

## ¿POR QUÉ?

En 2016 se detectó un episodio de mortandad masiva —aún en progreso— de las nacras en el Mediterráneo occidental. Esta mortalidad la ocasionó un parásito (el protozoo *Haplosporidium pinnae*) que produce la muerte de la nacra por inanición. Desde entonces se encuentra en peligro de extinción a nivel internacional (Lista roja de la IUCN). En el ámbito nacional, se ha recatalogado la nacra de «vulnerable» a «en peligro de extinción» y «en situación crítica».

## LOCALIZACIÓN



→ Cabrera y Menorca presentaban nacras de mayor tamaño (20-25 cm de anchura). La talla predominante de las nacras estudiadas era de 15-20 cm de anchura.

→ La edad máxima detectada fue de 27 años, localizada en Cabrera.

### Después del evento de mortalidad:

- En 2018 los colectores larvarios capturaron un recluta de *P. nobilis* en Menorca.
- En 2020 se ha localizado una decena de nacras vivas en el mar Balear.



Imagen de *Pinna nobilis* en una pradera de posidonia del mar Balear. FUENTE: Maite Vázquez-Luis.



Este evento acabó con más del 99 % de las nacras presentes en aguas del mar Balear y el 90 % de las presentes en la costa mediterránea española, debido a la llegada de un protozoo (*Haplosporidium pinnae*) que parasita el tejido digestivo de la nacra, la debilita y le causa la muerte por inanición.<sup>12, 13</sup>

Entre otras amenazas secundarias que la catalogaron como especie vulnerable a finales del siglo XX, destacan la degradación de su hábitat, los fondeos de embarcaciones, la pesca furtiva, la contaminación, la pesca de arrastre y las especies invasoras (como las macroalgas *Lophocladia lallemandii* y *Caulerpa cylindracea*).<sup>3, 6, 12</sup>

Desafortunadamente, la mortalidad se ha expandido hacia el Mediterráneo oriental.<sup>14</sup> Para combatir esta situación, actualmente existen proyectos de seguimiento de individuos resistentes y de monitoreo del reclutamiento de larvas de *P. nobilis*, especialmente en áreas marinas protegidas (AMP), ya que se ha demostrado que la densidad, talla y crecimiento en estas zonas es mayor que en áreas no protegidas.<sup>3, 12, 15</sup>

El Parque Nacional Marítimo-terrestre del Archipiélago de Cabrera es una de las zonas del mar Balear que presentan un hábitat clímax, protegido y que —antes del episodio de mortalidad— contaba con una de las densidades máximas del Mediterráneo para esta especie, de 37,33 ind./100 m<sup>2</sup>.<sup>16, 17</sup> Por tanto, es una zona donde se reubican individuos de *P. nobilis* en caso de que su integridad esté en riesgo en el área donde se encuentran.<sup>12</sup> En cambio, si la zona donde han sido detectados no presenta amenazas, los individuos no se translocan, pero se les realiza un monitoreo.

Para asegurar la supervivencia de la nacra es necesario monitorizar la presencia del patógeno en el medio y sus vías de dispersión.

Adicionalmente, existen acciones de evaluación de reclutamiento larvario,<sup>18</sup> donde es importante conocer la conectividad entre poblaciones mediante las corrientes oceánicas con el fin de determinar la procedencia de las larvas/reclutas y, por tanto, identificar poblaciones reproductoras.<sup>19</sup> Desde 2008, existe un programa que evalúa anualmente el evento de reclutamiento de *P. nobilis* en el mar Balear, que desde otoño de 2016 tiene como objetivo detectar la posible recuperación de poblaciones reproductoras y la llegada de larvas al mar Balear.<sup>14, 20</sup>

Por último, es indispensable detectar supervivientes de *P. nobilis*, ya que podrían proporcionar descendencia resistente al patógeno y revertir el estado crítico de la especie.

## NORMATIVA

→ Orden del Conseller d'Agricultura i Pesca, del 22 de enero de 1987, donde queda prohibida la captura de *P. nobilis* (Artículo 8) (BOIB núm. 29).

- Anexo II del Convenio de Berna.
- Anexo IV de la Directiva Hábitats (92/43/CEE).
- Anexo II del Convenio de Barcelona (1995).
- Anexo II del Catálogo español de especies amenazadas (categoría: vulnerable)
- Real Decreto 139/2011, de 4 de febrero, para el desarrollo del Listado de especies silvestres en régimen de protección especial y del Catálogo español de especies amenazadas.
- Decreto 26/2015, de 24 de abril de 2015, por el que se regula el marisqueo profesional y recreativo en las Illes Balears y se prohíbe la captura de *P. nobilis* en esta Comunidad Autónoma.
- Orden TEC/1078/2018, de 28 de septiembre, por la que se declara la situación crítica de varias especies, entre ellas *Pinna nobilis*, y se declaran de interés general las obras y proyectos encaminados a la recuperación de sus taxones. Cambio de categoría en el catálogo: en peligro de extinción.
- Lista roja de la IUCN: en peligro de extinción.<sup>9</sup>

## METODOLOGÍA

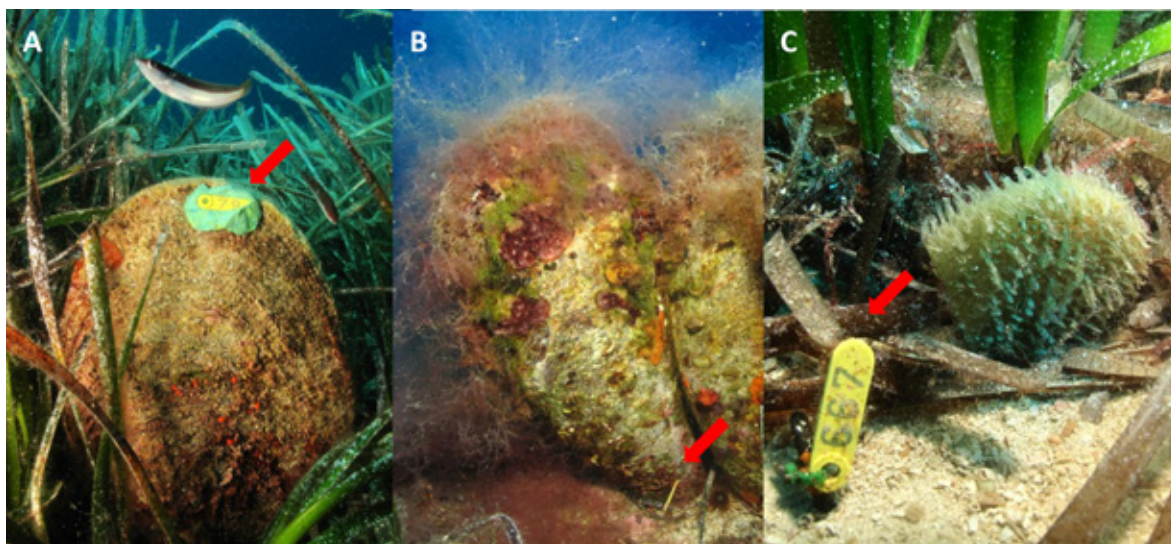
Desde 2007 se realizan transectos con escafandra autónoma en praderas de posidonia para obtener información de las poblaciones de nacra. En el proyecto PINNA (2011-2013) «Estado de conservación del bivalvo amenazado *Pinna nobilis* en el Parque Nacional de Cabrera» (024/2010), se realizaron muestreos continuados mediante parcelas de seguimiento para obtener información sistemática sobre su población. Actualmente, se continúan realizando seguimientos poblacionales de *P. nobilis*,<sup>12</sup> que fueron interrumpidos por el episodio de mortalidad masiva, pero que son necesarios para conocer los hábitats donde prosperaba esta especie.

### 1. Densidad de individuos (individuos/100 m<sup>2</sup>) (antes del evento de mortalidad)

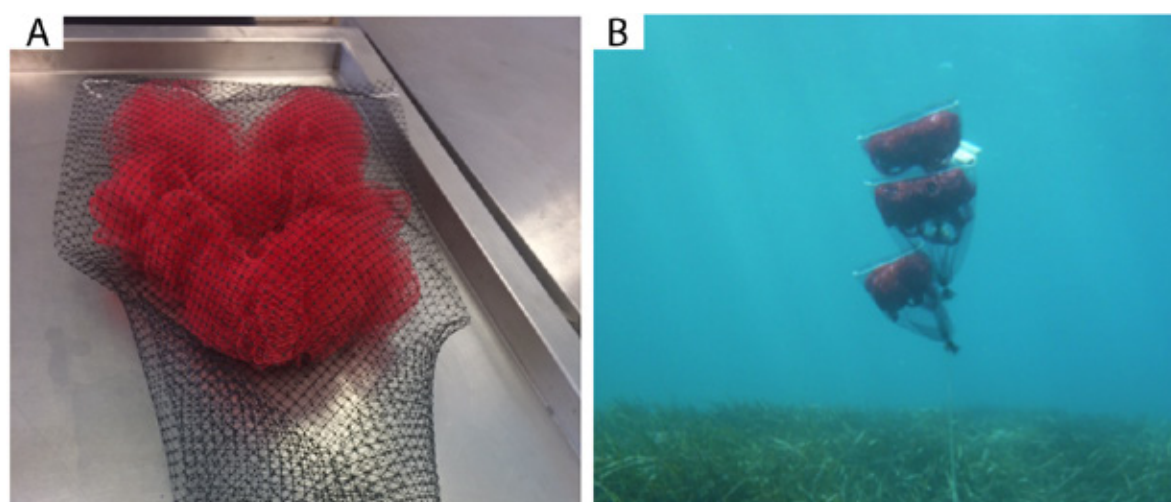
Medida en base al número de individuos vivos encontrados mediante censos visuales en transectos lineales y estandarizado a individuos por 100 m<sup>2</sup>.

### 2. Distribución de tallas de nacra (antes del evento de mortalidad)

Medida de la anchura máxima en centímetros de la valva. Para cada grupo de tamaños hay que realizar una corrección para obtener números fiables, ya que los juveniles son más difíciles de distinguir entre las hojas de posidonia.<sup>21</sup> Por tanto, es más indicado realizar los censos en función de la época del año, idealmente en otoño-invierno, cuando las hojas de las praderas de posidonia son más cortas y ello permite detectar a los juveniles con mayor facilidad.



**Figura 2.** Ejemplo de 3 nacras (A, B y C) marcadas utilizadas en el seguimiento poblacional. La imagen (C) nos muestra un individuo juvenil. FUENTE: Maite Vázquez-Luis.



**Figura 3.** Imágenes de colectores de larvas de nacra fuera (A) y dentro del agua (B). FUENTE: Iris Hendriks.

### 3. Edad (antes del evento de mortalidad)

La edad se mide a través del recuento de registros internos en las valvas y mediante la relación de la tasa de crecimiento y su tamaño.<sup>22</sup>

### 4. Demografía de población (antes del evento de mortalidad)

Se instalaron 8 parcelas de 100 m<sup>2</sup> a 10, 20 y 30 m de profundidad, donde se marcaron todas las nacras con sistemas de marcado no invasivo, y 2 parcelas de control —fuera del Parque Nacional— en Sant Elm, a 10 m de profundidad (Figura 2). Desde 2011 hasta 2015 se realizaron visitas anuales en estas zonas.<sup>3, 19</sup> En las parcelas se evalúa la supervivencia, las tasas de mortalidad y reclutamiento, la estructura de tallas y el crecimiento neto de la población.

### 5. Tasa de asentamiento larvario

La instalación de colectores larvarios sirve para detectar la presencia de larvas y su abundancia relativa, y también como indicador de presencia de ejemplares adultos vivos y reproductores (Figura 3).

Desde 2017 se han instalado colectores en las siguientes zonas:

#### En 2017

Mallorca: Magaluf, Pollença, Andratx, Cala Blava, Cala Gat, Formentor, Alcanada.

Cabrera: Cala Santa Maria.

Menorca: Son Saura, Favàritx, La Mola, Illa de l'Aire.

Ibiza: Caló de s'Oli.

#### En 2018

Mallorca: Magaluf, Pollença, Andratx, Cala Gat.

Cabrera: Cala Santa Maria.

Menorca: Son Saura, La Mola, Illa de l'Aire.

#### En 2019

Mallorca: Magaluf, Pollença, Andratx.

Cabrera: Cala Santa Maria.

Menorca: Son Saura, La Mola, Illa de l'Aire.

#### En 2020

Mallorca: Porto Cristo, Cala Tuent, Magaluf, Pollença, Cala Gat.

Cabrera: Cala Santa Maria.

Menorca: Es Grau, Cala Fornells.

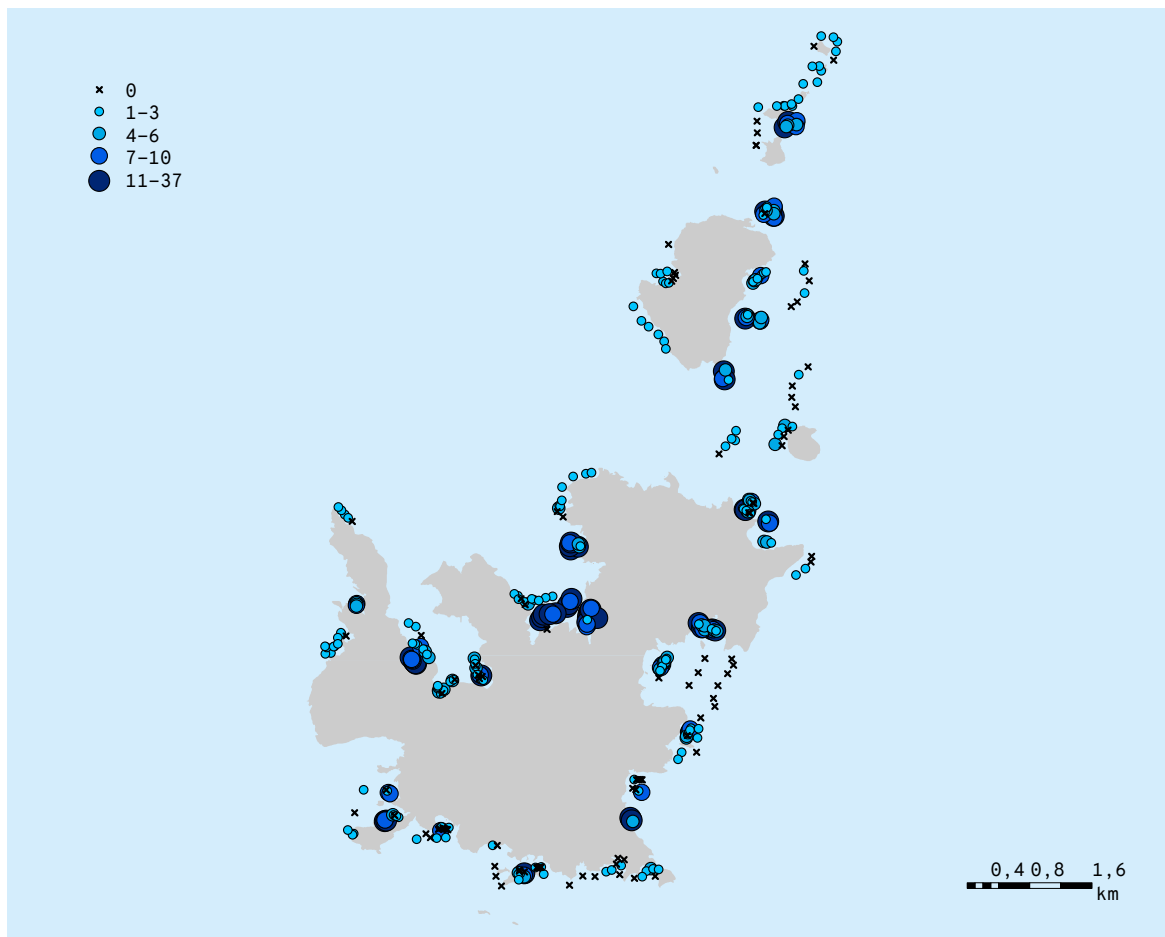


Figura 4. Mapa de Cabrera mostrando la densidad de individuos (en núm. de individuos/100 m<sup>2</sup>) de *Pinna nobilis* antes del evento de mortalidad. Censos del proyecto PINNA. FUENTE: Vázquez-Luis *et al.*<sup>17</sup>, Vázquez-Luis *et al.*<sup>12</sup>

## 6. Número de nacras localizadas vivas desde el evento de mortalidad masiva

La Conselleria de Medi Ambient i Territori (Servei de Protecció d'Espècies), el Centro Oceanográfico de Baleares del Instituto Español de Oceanografía (IEO) y el Instituto Mediterráneo de Estudios Avanzados (IMEDEA, UIB-CSIC) están colaborando para localizar nacras vivas. Adicionalmente, la plataforma de ciencia ciudadana marina Observadores del Mar (<https://www.observadoresdelmar.es>) dispone del Proyecto Nacra, que recoge todas las observaciones que los ciudadanos realizan, posteriormente validadas por el equipo científico del IMEDEA (UIB-CSIC) y COB-IEO que lo gestiona.

En zonas con supervivientes de *P. nobilis*, en algunos casos los individuos se protegen con jaulas que los excluyen de posibles depredadores.

La información de los indicadores 1-4 se extrae de Deudero *et al.*<sup>6</sup> y Vázquez-Luis *et al.*<sup>12</sup> antes del evento de mortalidad, mientras que el indicador 5 se extrae de Kersting *et al.*<sup>14</sup> y el 6 se elabora con información proporcionada por el Servei de Protecció d'Espècies de la Conselleria de Medi Ambient i Territori y los grupos de investigación del COB-IEO e IMEDEA (UIB-CSIC), que colaboran en la localización y el seguimiento de las nacras supervivientes.

## RESULTADOS

### 1. Densidad de individuos (antes del evento de mortalidad)

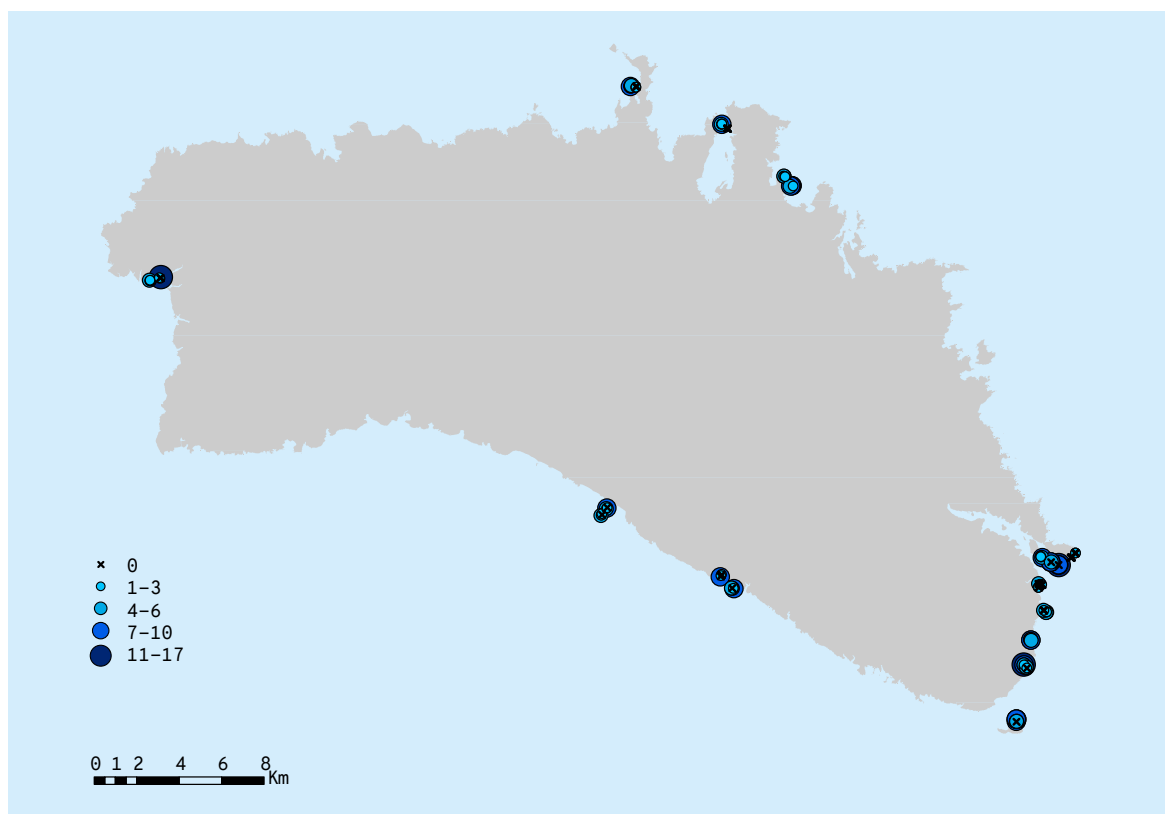
#### Parque Nacional Marítimo-terrestre del Archipiélago de Cabrera

En las zonas de muestreo del AMP de Cabrera, antes del evento de mortalidad se contabilizaron 1.873 individuos entre los 2-46 m de profundidad, de los cuales el 15,22 % estaban muertos.<sup>12</sup> La densidad media era de  $3,76 \pm 0,25$  ind./100 m<sup>2</sup> (Figura 3).

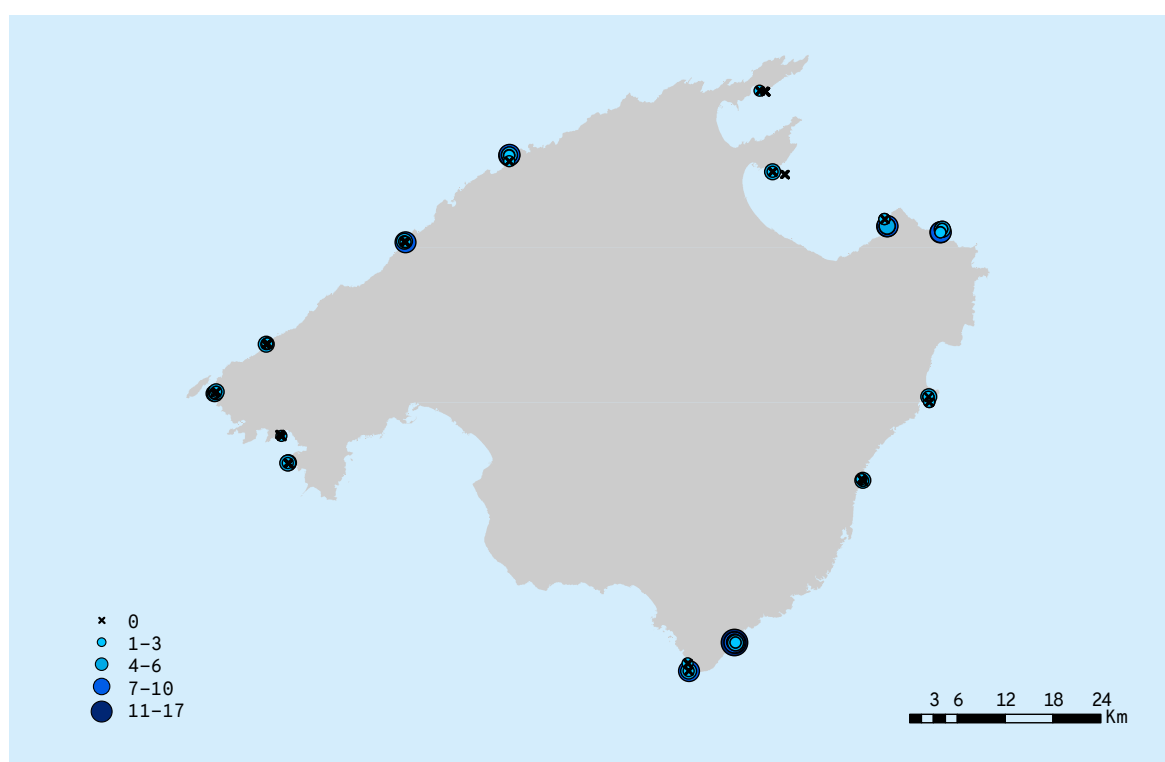
Este indicador variaba en función del hábitat. La mayoría de nacras se encontraban en praderas de *P. oceanica*, donde la densidad media era de  $5,13 \pm 0,32$  ind./100 m<sup>2</sup>. Los valores máximos de 37,33 ind./100 m<sup>2</sup> se dieron a 8 m de profundidad en Cala Santa Maria. En esta misma zona, Coll *et al.*<sup>23</sup> —9 años después de la declaración de Parque Nacional— censaron 3,3 ind./100 m<sup>2</sup>. Esto implicaba que durante 20 años de protección del AMP de Cabrera la densidad de nacra se había multiplicado por 11 (37 ind./100 m<sup>2</sup>).

Las mayores densidades se registraron a una profundidad de entre 10-20 m, mientras que a profundidades superiores la densidad de individuos de *P. nobilis* disminuía. Un estudio de modelo de predicción demostró que la especie puede habitar hasta los 50 m de profundidad en aguas del Parque Nacional.<sup>24</sup>





**Figura 5.** Mapa de Menorca mostrando la densidad de individuos (en núm. de individuos/100 m<sup>2</sup>) de *Pinna nobilis* antes del evento de mortalidad. FUENTE: Deudero *et al.*<sup>6</sup>



**Figura 6.** Mapa de Mallorca mostrando la densidad de individuos (en núm. de individuos/100 m<sup>2</sup>) de *Pinna nobilis* antes del evento de mortalidad. FUENTE: Deudero *et al.*<sup>6</sup>

### Menorca

Antes del evento de mortalidad masiva, en Menorca se censaron 323 individuos. Se localizó un 13 % de individuos muertos. Diversas zonas de Menorca (Sa Farola, Son Saura, La Mola e Illa de l'Aire) presentaban poblaciones de *P. nobilis* en muy buen estado de conservación, donde las densidades alcanzaban los 15 individuos/100 m<sup>2</sup> (Figura 5).

### Mallorca

En Mallorca se censó un total de 247 individuos antes del evento de mortalidad. Se localizó un 15,8 % de individuos muertos. En el sur de Mallorca se alcanzaron los valores más altos de densidad de individuos (11-17 ind./100 m<sup>2</sup>) (Figura 6).

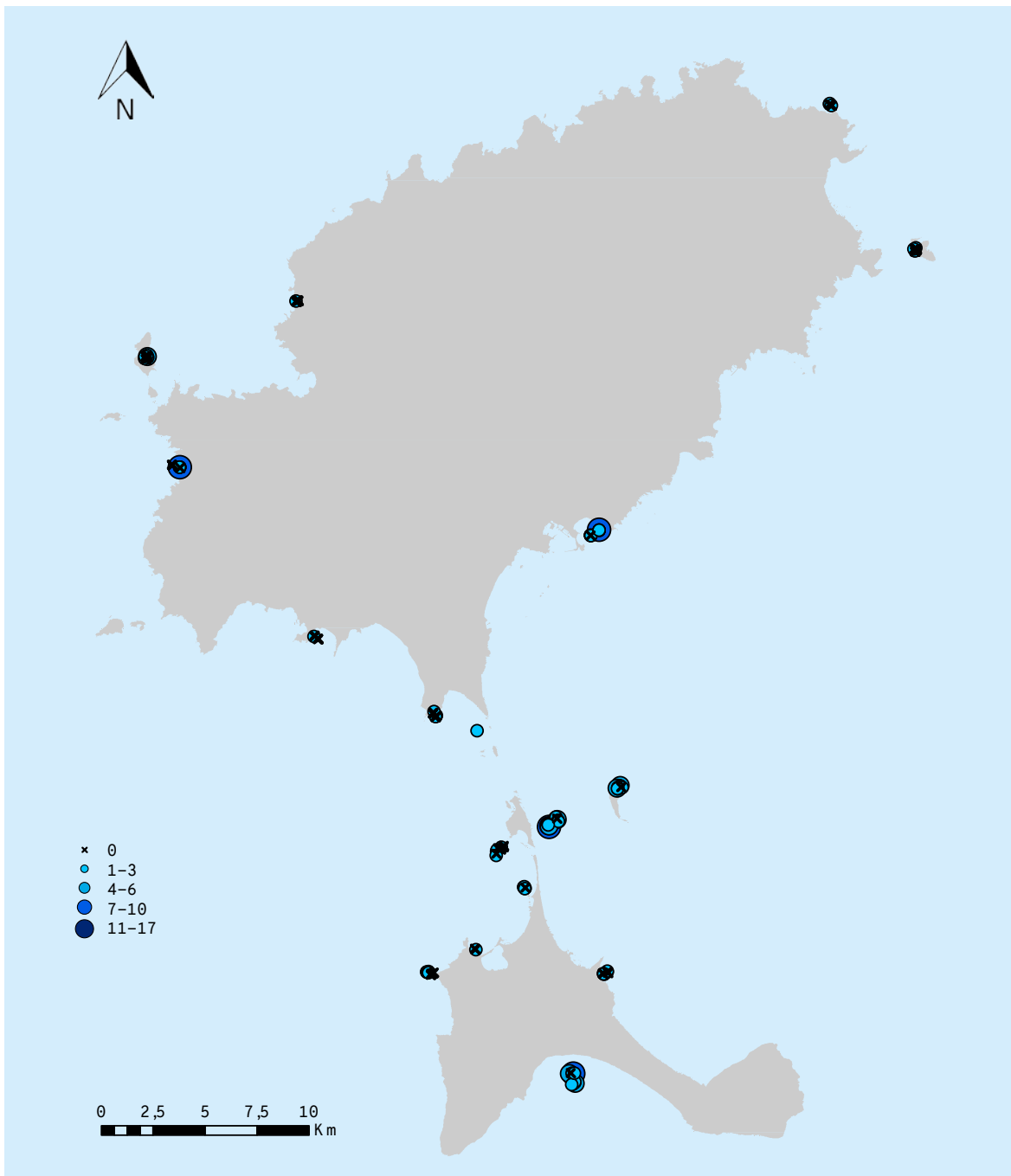


Figura 7. Mapa de las Pitiusas mostrando la densidad de individuos (en núm. de individuos/100 m<sup>2</sup>) de *Pinna nobilis* antes del evento de mortalidad. FUENTE: Deudero *et al.*<sup>6</sup>

### Pitiusas

Antes del evento de mortalidad se censaron 113 individuos en Formentera y 70 en Ibiza. El porcentaje de individuos muertos fue de 19,5 % y 30 %, respectivamente. La menor densidad de individuos de todas las islas (0,83 ind./100 m<sup>2</sup>) se detectó en Ibiza (Figura 7).

## 2. Distribución de tallas de nacra (antes del evento de mortalidad)

En el Parque Nacional de Cabrera se detectaron individuos de todas las clases de talla, entre 2,2 y 30 cm, siendo la anchura predominante de 15-20 cm de individuos pertenecientes a una población madura y reproductora.<sup>25</sup>

Las valvas de *P. nobilis* de mayor tamaño se encontraron en Cabrera y Menorca, mientras que las de menor tamaño se observaron en Mallorca, Formentera e Ibiza.<sup>6</sup> En general, a 20 m de profundidad se encontraron los individuos más grandes.<sup>6</sup>

## 3. Edad (antes del evento de mortalidad)

La edad máxima de las nacras estudiadas en Cabrera fue de 27 años. Sin embargo, en zonas más expuestas al oleaje y las corrientes, así como en zonas sin protección, únicamente se alcanzaron los 14 años de edad.<sup>26</sup>

## 4. Demografía de población (antes del evento de mortalidad)

El seguimiento de las parcelas antes del periodo

de mortalidad, entre 2011-2015, contabiliza 278 individuos, de los cuales 248 se encontraban en el Parque Nacional de Cabrera (156 a 10 m; 68 a 20 m; y 24 a 30 m), y los 30 restantes en las parcelas de Sant Elm (zona de control a 10 m de profundidad).

Inicialmente, en 2011 la supervivencia de los individuos marcados en Cabrera fue elevada, de 82,45 % a 10 m; 88,38 % a 20 m; y 96,43 % a 30 m. Por otro lado, en la zona de control la supervivencia fue mucho menor, de 38,64 %, ya que es una zona más expuesta donde las condiciones hidrodinámicas son muy diferentes a las de Cabrera.

Las tasas de mortalidad fueron similares en todas las profundidades estudiadas del Parque Nacional de Cabrera (10-30 m). Sin embargo, la zona de control de Sant Elm duplicaba la mortalidad comparada con la de Cabrera. En zonas protegidas se localizó un 10-17 % de los individuos muertos, mientras que en zonas no protegidas fue un 44-60 %. Estas variaciones deben seguir investigándose, y posiblemente podrían estar relacionadas con las diferencias hidrodinámicas de ambas zonas (un lugar a resguardo frente a un lugar expuesto) y no con el grado de protección.

Las tasas de reclutamiento de Sant Elm duplicaron las del Parque Nacional de Cabrera durante todo el seguimiento, con un 30,68 % a 10 m, 23,74 % a 20 m y 3,57 % a 30 m. En Cabrera fueron estables, mientras que en Sant Elm superaron el 70 % del total de ejemplares censados, lo cual pudo resultar en una renovación significativa de la población. Por tanto, la zona más expuesta experimentaba una mayor renovación que la zona a resguardo, aunque el crecimiento neto se mantenía en ambas zonas.

La estructura de tallas de la población del Parque Nacional de Cabrera mostraba tallas de entre 3,3 y 27,5 cm de anchura máxima de valva; en cotas más someras predominaban los 15-20 cm de anchura, y a mayor profundidad los 20-25 cm. La zona de control, a 10 m de profundidad, presentaba un rango de tallas de entre 2,4-16,9 cm de anchura máxima de valva, con una clase de talla de 10-15 cm.

## 5. Tasa de asentamiento larvario

Los colectores larvarios instalados después del evento de mortalidad han capturado únicamente un recluta de *P. nobilis* en Menorca.<sup>14</sup> El resto de zonas se han visto más impactadas por el parásito *H. pinnae* y no se han encontrado reclutas en los colectores. Cabe considerar que, previamente al evento de mortalidad, se registraba reclutamiento anual alrededor de las Islas Baleares para esta especie.<sup>20</sup>

## 6. Número de nacras localizadas vivas desde el evento de mortalidad masiva

Datos desde 2016 muestran que la población de nacra ha sufrido un declive de más del 90 % en el Estado

español y del 99 % en las Baleares. Desde que comenzaron las tareas de rastreo y seguimiento de ejemplares supervivientes—al inicio del evento de mortalidad masiva—, cerca de 150 ejemplares han sido monitorizados en las cinco comunidades autónomas mediterráneas hasta la fecha. La mayoría no ha sobrevivido. En la actualidad (diciembre 2020) sobreviven alrededor de una veintena de ejemplares en el Mediterráneo español, la mitad de los cuales se encuentran en el mar Balear, repartidos entre las diferentes islas. Gracias a la colaboración ciudadana cada año se localizan nuevos ejemplares resistentes, cuya supervivencia será básica para la recuperación de la especie.

Por último, un estudio genómico —publicado en 2021— llevado a cabo en 3 ejemplares de nacra supervivientes evidencia una hibridación entre *P. nobilis* y la nacra de roca *P. rudis*.<sup>27</sup> Se necesitan más datos para determinar si esta hibridación ocurre como un evento aislado o si, por el contrario, forma parte de un proceso de especiación que les proporciona resistencia.<sup>27</sup>

## CONCLUSIONES

- El seguimiento de los indicadores de *P. nobilis* antes del evento de mortalidad evidencia que la protección de las aguas del mar Balear, en concreto la figura del Parque Nacional de Cabrera, supone un elemento clave para la conservación de esta especie. Esto se manifiesta especialmente en los indicadores de densidad, longevidad y crecimiento.
- El evento de mortalidad masiva del año 2016 ha interrumpido este seguimiento; aun así, esta información es útil para entender el hábitat de esta especie y las dinámicas poblacionales en vista a futuros programas de recuperación.

### Antes del evento de mortalidad:

- La densidad media de las estaciones de Cabrera era de  $3,76 \pm 0,25$  ind./100 m<sup>2</sup>. Los valores máximos se dieron en hábitats de *P. oceanica* (densidad media =  $5,13 \pm 0,32$  ind./100 m<sup>2</sup>). El valor máximo detectado fue de 37,33 individuos/100 m<sup>2</sup> en Cala Santa Maria, a 8 m de profundidad.
- La densidad de individuos en el resto de las islas mostró que las Pitiusas presentaban los valores menores, con la densidad mínima en Ibiza de 0,83 ind./100 m<sup>2</sup>.
- Las densidades máximas de individuos en el mar Balear se dieron a profundidades de entre 10-20 m.
- La talla predominante de las nacras estudiadas fue de 15-20 cm de anchura, indicando una población reproductora. A menor profundidad predominaban las nacras de 15-20 cm, mientras que a mayor profundidad (20 m) las nacras

alcanzaban 20-25 cm. Cabrera y Menorca presentaban nacras de mayor tamaño que las de Mallorca, Formentera e Ibiza.

- La edad máxima muestreada en Cabrera fue de 27 años.
- La supervivencia en el Parque Nacional de Cabrera era del 82,45 % a 10 m; 88,38 % a 20 m; y 96,43 % a 30 m; mientras que en la zona de control (Sant Elm) la supervivencia era mucho menor, del 38,64 %.
- La tasa de mortalidad se duplicó en Sant Elm (zona de control expuesta) con respecto a las zonas de Cabrera más resguardadas.

→ La tasa de reclutamiento se duplicó en Sant Elm (zona de control expuesta) con respecto a la zona de Cabrera, de menor hidrodinamismo.

#### Después del evento de mortalidad:

- En Menorca, se obtuvo un recluta de *P. nobilis* mediante colectores larvarios en 2018.
- En 2020, existe una decena de nacras localizadas vivas en el mar Balear.

## REFERENCIAS

- <sup>1</sup> ROUANET, E.; TRIGOS, S.; VICENTE, N. (2015). «From youth to death of old age: the 50-year story of a *Pinna nobilis* fan mussel population at Port-Cros Island (Port-Cros National Park, Provence, Mediterranean Sea)». *Sci Reports Port-Cros Natl Park*, 29, 209-22.
- <sup>2</sup> ZAVODNIK, D.; HRS-BRENKO, M.; LEGAC, M. (1991). «Synopsis on the fan shell *Pinna nobilis* L. in the eastern Adriatic sea». En: Boudouresque C. F.; Avon, M.; Gravez, V. (ed.). En: *Les Espèces Marines à Protéger en Méditerranée*. GIS Posidonie.
- <sup>3</sup> VÁZQUEZ-LUIS, M.; ÁLVAREZ, E.; DEUDERO, S. (2017). «Proposal of action plan for *Pinna nobilis* in the Mediterranean Sea in the frame of the Marine Strategy Framework Directive (MSFD)». Instituto Español de Oceanografía (IEO); Centre Oceanogràfic de Balears.
- <sup>4</sup> KATSANEVAKIS, S.; THESSALOU-LEGAKI, M. (2009). «Spatial distribution, abundance and habitat use of the protected fan mussel *Pinna nobilis* in Souda Bay, Crete». *Aquatic Biology*, 8, 45-54. DOI: 10.3354/ab00204.
- <sup>5</sup> HENDRIKS, I. E. *et al.* (2013). «Boat anchoring impacts coastal populations of the pen shell, the largest bivalve in the Mediterranean». *Biological Conservation*, 160, 105-13. DOI: 10.1016/j.biocon.2013.01.012.
- <sup>6</sup> DEUDERO, S.; VÁZQUEZ-LUIS, M.; ÁLVAREZ, E. (2015). «Human stressors are driving coastal benthic long-lived sessile fan mussel *Pinna nobilis* population structure more than environmental stressors». *PLoS One*, 10(7), -14. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0134530>.
- <sup>7</sup> VÁZQUEZ-LUIS, M. *et al.* (2015). «Influence of boat anchoring on *Pinna nobilis*: A field experiment using mimic units». *Marine and Freshwater Research*, 66, 786-94.
- <sup>8</sup> ALOMAR, C. *et al.* (2015). «Evaluating stable isotopic signals in bivalve *Pinna nobilis* under different human pressures». *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 467, 77-86. DOI: 10.1016/j.jembe.2015.03.006.
- <sup>9</sup> KERSTING, D. *et al.* (2019). «*Pinna nobilis*. The IUCN Red List of Threatened Species» [Internet].
- <sup>10</sup> VÁZQUEZ-LUIS, M. *et al.* (2017). «S.O.S. *Pinna nobilis*: A mass mortality event in western Mediterranean Sea». *Front Mar Sci*, 4, 1-6. <https://doi.org/10.3389/fmars.2017.00220>.
- <sup>11</sup> CABANELLAS-REBORDO, M. *et al.* (2019). «Tracking a mass mortality outbreak of pen shell *Pinna nobilis* populations: A collaborative effort of scientists and citizens». *Scientific Reports*, 9(1), 1-11. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-49808-4>.
- <sup>12</sup> VÁZQUEZ-LUIS, M.; ÁLVAREZ, E.; DEUDERO, S. (2020). «Històries d'èxit després de 25 anys de protecció: el cas de *Pinna nobilis* i *Pinna rudis*». En: Grau, A. *et al.* *Arxipèlag de Cabrera: Història Natural*. Monografies de la Societat d'Història Natural de les Balears, 30. ISBN: 978-84-09-23487-5.
- <sup>13</sup> CATANESE, G. *et al.* (2018). «*Haplosporidium pinnae* sp. nov., a haplosporidan parasite associated with mass mortalities of the fan mussel, *Pinna nobilis*, in the Western Mediterranean Sea». *Journal of Invertebrate Pathology*, 157, 9-24. DOI: 10.1016/j.jip.2018.07.006.

- <sup>14</sup> KERSTING, D. K. *et al.* (2020). «Recruitment Disruption and the Role of Unaffected Populations for Potential Recovery After the *Pinna nobilis* Mass Mortality Event». *Frontiers in Marine Science*, 7. <https://doi.org/10.3389/fmars.2020.594378>.
- <sup>15</sup> MARTÍNEZ, A. *et al.* (2014). «Comparative study of growth of the endangered bivalve *Pinna nobilis* in marine protected areas vs. unprotected areas of the western Mediterranean Sea». XVIII Simposio Ibérico de Estudios de Biología Marina.
- <sup>16</sup> BASSO, L. *et al.* (2015). «The Pen Shell, *Pinna nobilis*: A Review of Population Status and Recommended Research Priorities in the Mediterranean Sea». *Advances in Marine Biology*, 71, 109-160. DOI: 10.1016/bs.amb.2015.06.002editor.
- <sup>17</sup> VÁZQUEZ-LUIS, M. *et al.* (2014). «Colonisation on *Pinna nobilis* at a Marine Protected Area: extent of the spread of two invasive seaweeds». *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 94.
- <sup>18</sup> GONZÁLEZ-WANGÜEMERT, M. *et al.* (2019). «Gene pool and connectivity patterns of *Pinna nobilis* in the Balearic Islands (Spain, Western Mediterranean Sea): Implications for its conservation through restocking». *Aquat Conserv Mar Freshw Ecosyst.*, 29(2), 175-88.
- <sup>19</sup> VÁZQUEZ-LUIS, M.; ÁLVAREZ, E.; DEUDERO, S. (2015). «Estado de conservación del bivalvo amenazado *Pinna nobilis* en el Parque Nacional de Cabrera». En: Amengual, J.; Asensio, B. (ed.). *Proyectos de investigación en parques nacionales 2010-2013*. Madrid: Naturaleza y Parques Nacionales, Serie de investigación en la red.
- <sup>20</sup> PÉREZ-CRUZ, C.; HENDRIKS, I. E.; KERSTING, D. (2020). «Vínculos entre los patrones de reclutamiento de *Pinna nobilis* y la variabilidad ambiental y climática». Barcelona: Universitat de Barcelona [Tesi de màster].
- <sup>21</sup> HENDRIKS, I. E.; DEUDERO, S.; TAVECCHIA, G. (2012). «Recapture probability underwater: predicting the detection of the threatened noble pen shell in seagrass meadows». *Limnol Oceanogr Methods.*, 10(11), 824-31.
- <sup>22</sup> HENDRIKS, I. E. *et al.* (2012). «Relative growth rates of the noble pen shell *Pinna nobilis* throughout ontogeny around the Balearic Islands (Western Mediterranean, Spain)». *J Shellfish Res.*, 31(3), 749-56.
- <sup>23</sup> COLL, J. *et al.* (2000). «Evaluación y control ambiental de algunos indicadores del estado de conservación del medio bentónico en aguas del Parque Nacional Marítimo-Terrestre del Archipiélago de Cabrera». Pandion S.L.
- <sup>24</sup> VÁZQUEZ-LUIS, M. *et al.* (2014). «Spatial distribution modelling of the endangered bivalve *Pinna nobilis* in a Marine Protected Area». *Mediterranean Marine Science*, 15. DOI: 10.12681/mms.796.
- <sup>25</sup> DEUDERO, S. *et al.* (2017). «Reproductive investment of the pen shell *Pinna nobilis* Linnaeus, 1758 in Cabrera National Park (Spain)». *Mediterranean Marine Science*, 18(2), 271-84. <https://doi.org/10.12681/mms.1645>.
- <sup>26</sup> GARCÍA-MARCH, J. R. *et al.* (2020). «Age and growth of the endangered fan mussel *Pinna nobilis* in the western Mediterranean Sea». *Marine Environmental Research*, 153.
- <sup>27</sup> VÁZQUEZ-LUIS, M. *et al.* (2021). «Natural hybridization between pen shell species: *Pinna rudis* and the critically endangered *Pinna nobilis* may explain parasite resistance in *P. nobilis*». *Molecular Biology Reports*, 48, 997-1004. <https://doi.org/10.1007/s11033-020-06063-5>.

---

#### CITAR COMO

BARRIENTOS, N.; VAQUER-SUNYER, R.; VÁZQUEZ-LUIS, M.; ÁLVAREZ, E.; DEUDERO, S.; HENDRIKS, I.E. (2021). «Nacra (*Pinna nobilis*)». En: Vaquer-Sunyer, R.; Barrientos, N. (ed.). *Informe Mar Balear 2021* <<https://informemarbalear.org/especies-emblematicas/imb-especies-emblematicques-pinna-nobilis-esp.pdf>>.

En la elaboración de este indicador han participado:

Natalia Barrientos, Raquel Vaquer-Sunyer, Maite Vázquez-Luis, Elvira Álvarez y Salud Deudero.

# Nacra de roca (*Pinna rudis*)

1. Densidad de individuos (ind./100 m<sup>2</sup>)
2. Distribución de tallas
3. Edad y crecimiento
4. Demografía de población

La nacra de roca –*Pinna rudis* (Linnaeus, 1758)– es un molusco bivalvo que se distribuye tanto en el mar Mediterráneo como en el océano Atlántico (Figura 1). Esta especie llega a medir entre 40–50 cm de longitud.<sup>1</sup> Su presencia induce un aumento en la biodiversidad debido a los organismos que se asocian a su concha (por ejemplo: briozoos, ascidias y algas).<sup>2</sup> Comúnmente habita los fondos duros a 20–70 m de profundidad (arenas, rocas, detritos costeros y gravas), aunque también se ha encontrado en praderas de posidonia.<sup>3, 4</sup>

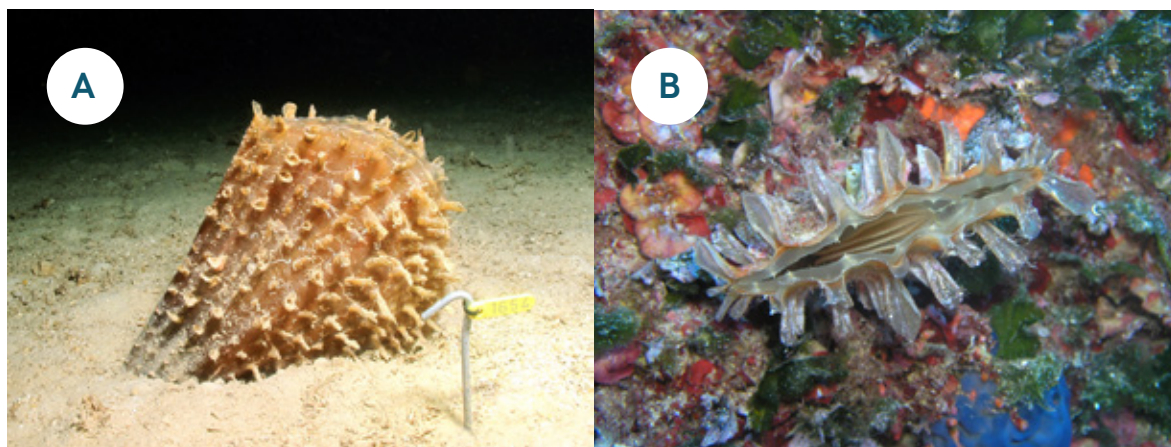


Figura 1. Ejemplares de nacra de roca (*Pinna rudis*). FUENTE: (A) Maite Vázquez-Luis; (B) Xavier Mas.

Es fácil de confundir con la nacra (*P. nobilis*), especialmente en edad juvenil, cuando ambas muestran escamas. Sin embargo, existen ciertos matices que las diferencian:<sup>5, 6</sup>

- La preferencia de hábitat de *P. rudis* sobre sustratos rocosos.
- La concha más rugosa de *P. rudis*, con espinas más separadas, más grandes y en menor cantidad; además, muestra el borde de la concha más ondulado.
- El menor tamaño de longitud de concha de *P. rudis* (35 cm de media) respecto a *P. nobilis*.

- El color del manto de *P. rudis* es rojizo y tiene una coloración moteada con manchas blancas en el borde superior, mientras que el de *P. nobilis* es uniforme.

A diferencia de la nacra (*Pinna nobilis*), esta especie no se ha visto afectada por el evento de mortalidad masiva del Mediterráneo iniciado en 2016.<sup>7</sup> Sin embargo, su población se encuentra afectada por factores antropogénicos como la alteración de su hábitat y la pesca y caza furtivas.<sup>8</sup> Por tanto, se encuentra protegida a nivel nacional e internacional.



## ¿QUÉ ES?

La nacra de roca o *Pinna rudis* es un molusco bivalvo de gran tamaño (hasta 40-50 cm de longitud) de distribución mediterránea y atlántica. Es importante no confundirla con la nacra o *Pinna nobilis*, endémica del Mediterráneo, cuya población se encuentra afectada desde 2016 por un evento de mortalidad masiva. Los indicadores de *P. rudis* sirven para evidenciar la evolución de sus poblaciones, ya que se necesita más información sobre su biología y ecología.

## METODOLOGÍA

Los indicadores de población de *P. rudis* fueron extraídos de dos trabajos: Vázquez-Luis *et al.*<sup>1</sup> y Nebot-Colomer *et al.*<sup>2</sup> En estos estudios se realizaron muestreos de campo, con censos submarinos visuales de *P. rudis*, en aguas del Parque Nacional Marítimo-terrestre del Archipiélago de Cabrera.

## RESULTADOS

En general, la densidad de individuos es baja, con una media de 0,08 ind./100 m<sup>2</sup>. El hábitat de cuevas submarinas es el preferente para las *P. rudis* censadas en términos de densidad. La densidad máxima de 6,89 ind./100 m<sup>2</sup> se obtiene en una cueva tubular (Sifó de S'Illot de na Foradada), siendo esta la mayor densidad de *P. rudis* reportada en todo el mundo.

La talla predominante es de 15-20 cm de anchura máxima de valva.

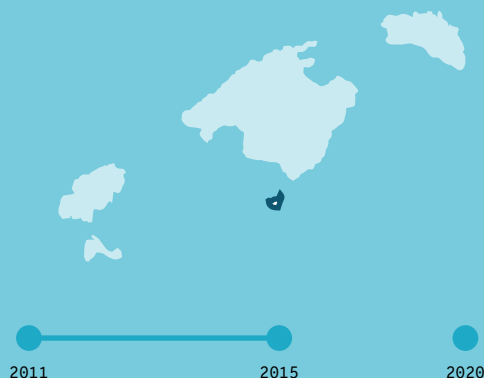
La edad máxima reportada es de  $28 \pm 3$  años (i.e. una edad adulta y reproductora).

Estudios de la demografía de población de Cabrera muestran una supervivencia elevada, una tasa de crecimiento neto positivo, un número alto de ejemplares y tasas de reclutamiento elevadas. Ello implica que existe una renovación de la población del 40 % de las *P. rudis* estudiadas.

## ¿POR QUÉ?

Es una especie catalogada como vulnerable (Lista roja de invertebrados marinos del mar Balear) y en peligro crítico (Lista roja de la IUCN). Su gran tamaño proporciona beneficios ecosistémicos debido a su capacidad filtradora de agua y a que se genera un aumento de biodiversidad y riqueza de especies asociado a su concha.

## LOCALIZACIÓN



## REFERENCIAS

<sup>1</sup> VÁZQUEZ-LUIS, M.; ÁLVAREZ, E.; DEUDERO, S. (2020). «Històries d'èxit després de 25 anys de protecció: el cas de *Pinna nobilis* i *Pinna rudis*». En: Grau, A. *et al.* *Arxipèlag de Cabrera: Història Natural. Monografies de la Societat d'Història Natural de les Balears*, 30. ISBN: 978-84-09-23487-5.

<sup>2</sup> NEBOT-COLOMER, E. *et al.* (2016). «Population Structure and Growth of the Threatened Pen Shell, *Pinna rudis* (Linnaeus, 1758) in a Western Mediterranean Marine Protected Area». *Mediterranean Marine Science*, 17. DOI: 10.12681/mms.1597.



Ejemplar de nacra de roca (*Pinna rudis*). FUENTE: Xavier Salvador.



## NORMATIVA

- Anexo II del Convenio relativo a la conservación de la vida silvestre y del medio natural en Europa (Convenio de Berna).
- Anexo IV de la Directiva 92/43/CEE del Consejo, de 21 de mayo de 1992, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres (Directiva Hábitats).
- Anexo II del Convenio para la protección del mar Mediterráneo contra la contaminación (Convenio de Barcelona) (SPA/BD Protocol 1995).
- Anexo II del Catálogo español de especies amenazadas (Categoría: vulnerable). Real Decreto 139/2011, de 4 de febrero, para el desarrollo del Listado de especies silvestres en régimen de protección especial y del Catálogo español de especies amenazadas.
- Decreto 26/2015, de 24 de abril, por el que se regula el marisqueo profesional y recreativo en las Islas Baleares (donde queda prohibida su captura en las Baleares).
- Lista roja de la IUCN: peligro crítico.<sup>9</sup>
- Lista roja de invertebrados marinos del mar Balear: vulnerable.<sup>10</sup>

## METODOLOGÍA

La información de los indicadores se extrae de Vázquez-Luis *et al.*<sup>11</sup> y Nebot-Colomer *et al.*<sup>12</sup>. Entre 2011 y 2018 se realizaron los muestreos de *P. rudis* en diversas zonas del Parque Nacional Marítimo-terrestre del Archipiélago de Cabrera, excepto para los indicadores de demografía de población, que se iniciaron en 2013.

### 1. Densidad de individuos (ind./100 m<sup>2</sup>)

Medida en base al número de individuos encontrados mediante censos visuales con escafandra autónoma en transectos lineales y estandarizado a individuos por 100 m<sup>2</sup>.

### 2. Distribución de tallas

La talla hace referencia a la medida en cm de la anchura máxima de valva.

### 3. Edad

Se trabajó con 19 conchas de individuos muertos encontrados durante los muestreos de campo. La edad se establece a través del recuento de registros internos de la concha. El error del conteo puede ser de tres años.

### 4. Demografía de población

Se realiza seguimiento en 2013, 2014, 2017 y 2018

de 72 nacras de roca localizadas en cinco cuevas o cavidades (profundidad 22-36 m).

## RESULTADOS

### 1. Densidad de individuos

En Cabrera, esta especie se distribuye de los 4 a los 36 m de profundidad.<sup>13</sup>

En términos generales, muestra una baja densidad de individuos en todo el Parque Nacional, aunque también se detectan zonas de alta densidad, descritas en inglés como *hotspots* (Figura 2). La densidad media global es de  $0,08 \pm 0,24$  ind./100 m<sup>2</sup>, aunque varía entre los distintos hábitats.<sup>12</sup> Por ejemplo, en cuevas submarinas —que representan únicamente el 1,91 % de la superficie total estudiada— la densidad aumenta a 1,69 ind./100 m<sup>2</sup>, lo que supone que más de la mitad (> 65 %) de las *P. rudis* censadas se encuentran en estos hábitats. La densidad máxima de 6,89 ind./100 m<sup>2</sup> se obtiene entre los 26-34,5 m de profundidad en una cueva tubular en forma de embudo en la zona del Sifó de S'illot de na Foradada.

En otros hábitats, la densidad media también fue menor que en las cuevas submarinas: 0,03 ind./100 m<sup>2</sup> en fondos rocosos, 0,02 ind./100 m<sup>2</sup> en fondos costeros detríticos y 0,01 ind./100 m<sup>2</sup> en fondos arenosos.

Por otro lado, en los hábitats con praderas de *Posidonia oceanica*, que comparte con la nacra (*P. nobilis*), se detectaron densidades bajas (0,06 ind./100 m<sup>2</sup>). Sin embargo, en Es Freus, a 10 m de profundidad, existe una pradera de posidonia creciendo sobre sustrato rocoso que alcanza los 5,33 ind./100 m<sup>2</sup>. Estudios de densidad de *P. rudis* en hábitats de posidonia del resto de las islas muestra una presencia ocasional y rara.<sup>14</sup>

### 2. Distribución de tallas

La medida de anchura máxima de la valva varía entre 6,2-25 cm, predominando la talla de 15-20 cm.

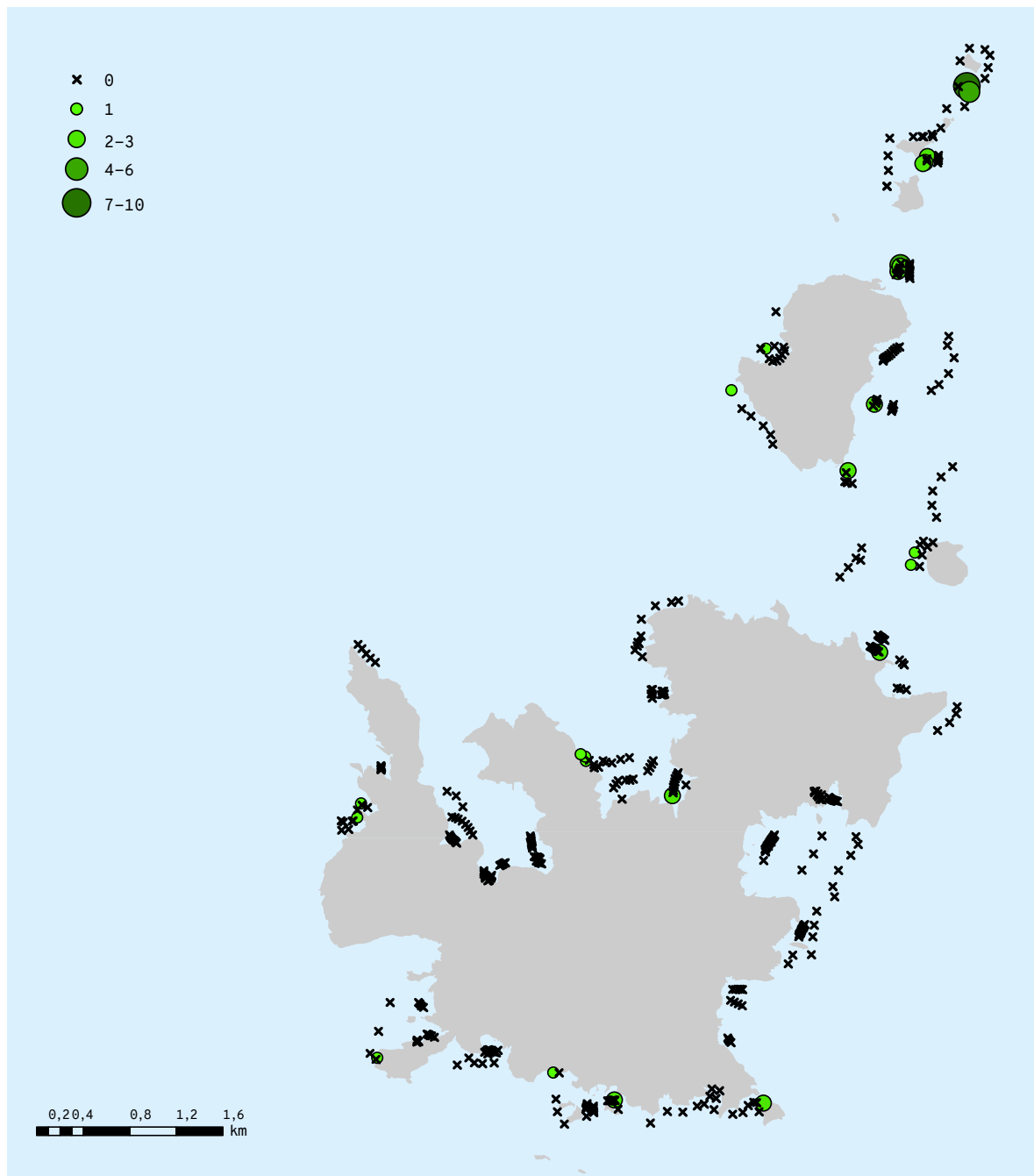
### 3. Edad y crecimiento

La edad máxima hallada es de 28 años, mientras que los ejemplares más jóvenes tienen entre 1-3 años. La mayoría de individuos estudiados presentan entre 10-20 años de edad, lo que supone una edad adulta madura (reproductora).

### 4. Demografía de población

De las cinco cuevas visitadas, cuatro muestran una supervivencia elevada (superior al 70 %) de los ejemplares de *P. rudis* marcados inicialmente.

En tres de las cuevas se han realizado estimas de la demografía de población. Todas muestran poblaciones dinámicas con una tasa de crecimiento neto positiva, un aumento en el número total de ejemplares y tasas de reclutamiento elevadas que se interpretan como una renovación de la población del 40 % de *P. rudis* censadas.



**Figura 2.** Mapa de Cabrera mostrando la densidad de individuos (ind./100 m<sup>2</sup>) de *Pinna rudis*. FUENTE: Vázquez-Luis *et al.*<sup>11</sup>

## CONCLUSIONES

La nacra de roca (*P. rudis*), a diferencia de la nacra (*P. nobilis*), no se ha visto afectada por el episodio de mortalidad masiva iniciado en 2016 en el Mediterráneo occidental.

En las zonas muestreadas dentro del Parque Nacional Marítimo-terrestre del Archipiélago de Cabrera las densidades son bajas, aunque estos valores son comparables con otros estudios en áreas marinas protegidas del Mediterráneo.<sup>15</sup>

El hábitat de cuevas submarinas es preferente para los ejemplares de *P. rudis* censados en términos de densidad, mostrando una densidad máxima de 6,89 ind./100 m<sup>2</sup>, la mayor densidad reportada en todo el mundo.<sup>11</sup> En consecuencia,

las cuevas podrían convertirse en zonas óptimas para el asentamiento de larvas de *P. rudis*.

La población de *P. rudis* en aguas de Cabrera está establecida, ya que se muestran individuos de diferentes edades y medidas, la mayoría de entre 10-20 años y 15-20 cm de anchura de valva.

Los seguimientos de población deben continuar efectuándose para aumentar el conocimiento de la biología y ecología de esta especie vulnerable. Por ahora, se reportan únicamente indicadores de demografía de población en cinco cuevas de Cabrera, que muestran una supervivencia y tasas de crecimiento y reclutamiento elevadas.

---

**REFERENCIAS**

- <sup>1</sup> BAREA-AZCÓN, J. M.; BALLESTEROS-DUPERÓN, E.; MORENO, D. (COORDS.) (2008). *Libro Rojo de los Invertebrados de Andalucía* (4 tomos). Sevilla: Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía.
- <sup>2</sup> COSENTINO, A.; GIACOBBE, S. (2008). «Aspects of epizoobiontic mollusc assemblages on *Pinna* shells. II. Does the Mediterranean *P. nobilis* represent an isle of biodiversity?». *Cahiers de Biologie Marine*, 49, 161-73.
- <sup>3</sup> GIACOBBE, S.; LEONARDI, M. (1987). «Les fonds à *Pinna* du Détroit de Messine». *Doc Trav IGAL*, 11, 253-254.
- <sup>4</sup> GARCÍA-MARCH, J. R.; KERSTING, D. K. (2006). «Preliminary Data on the Distribution and Density of *Pinna nobilis* and *Pinna rudis* in the Columbretes Islands Marine Reserve (Western Mediterranean, Spain)». En: *International Congress on Bivalvia*, 22-27 July 2006. Bellaterra (Barcelona): Universitat Autònoma de Barcelona.
- <sup>5</sup> CENTRO OCEANOGRÁFICO DE BALEARES-INSTITUTO ESPAÑOL DE OCEANOGRAFÍA. «Indicaciones para diferenciar *Pinna rudis* y *Pinna nobilis*» [en línea]. <https://www.caib.es/sites/proteccioespecies/f/290911>.
- <sup>6</sup> VÁZQUEZ-LUIS, M. *et al.* (2021). «Natural hybridization between pen shell species: *Pinna rudis* and the critically endangered *Pinna nobilis* may explain parasite resistance in *P. nobilis*». *Molecular Biology Reports*. <https://doi.org/10.1007/s11033-020-06063-5>.
- <sup>7</sup> VÁZQUEZ-LUIS, M. *et al.* (2017). «S.O.S. *Pinna nobilis*: A mass mortality event in western Mediterranean Sea». *Frontiers in Marine Science*, 4, 1-6. <https://doi.org/10.3389/fmars.2017.00220>.
- <sup>8</sup> GÓMEZ MOLINER, B. *et al.* (2001). «Protección de moluscos en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas». *Reseñas Malacológicas*, XI, 1-286.
- <sup>9</sup> KERSTING, D. *et al.* (2019). «*Pinna nobilis*. The IUCN Red List of Threatened Species 2019». DOI: 10.2305/IUCN.UK.2019-3.RLTS.T160075998A160081499.en.
- <sup>10</sup> ÁLVAREZ, E. (2016). *Llista vermella dels invertebrats marins del mar Balear*. Palma: Conselleria de Medi Ambient, Agricultura i Pesca. Servei de Protecció d'Espècies.
- <sup>11</sup> VÁZQUEZ-LUIS, M.; ÁLVAREZ, E.; DEUDERO, S. (2020). «Històries d'èxit després de 25 anys de protecció: el cas de *Pinna nobilis* i *Pinna rudis*». En: Grau, A. *et al.* *Arxipèlag de Cabrera: Història Natural*. Monografies de la Societat d'Història Natural de les Balears, 30. ISBN 978-84-09-23487-5.
- <sup>12</sup> NEBOT-COLOMER, E. *et al.* (2016). «Population Structure and Growth of the Threatened Pen Shell, *Pinna rudis* (Linnaeus, 1758) in a Western Mediterranean Marine Protected Area». *Mediterranean Marine Science*, 17. DOI: 10.12681/mms.1597.
- <sup>13</sup> VÁZQUEZ-LUIS, M.; DEUDERO, S. (2014). «Informe final proyecto PINNA 024/2010. Informe técnico». Instituto Español de Oceanografía; Organismo Autónomo de Parques Nacionales.
- <sup>14</sup> DEUDERO, S.; VÁZQUEZ-LUIS, M.; ÁLVAREZ, E. (2015). «Human stressors are driving coastal benthic long-lived sessile fan mussel *Pinna nobilis* population structure more than environmental stressors». *PLoS One*, 10(7), 1-14. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0134530>.
- <sup>15</sup> TRIGOS, S. *et al.* (2013). «Presence of *Pinna nobilis* and *Pinna rudis* in the Marine Protected Areas of the North Western Mediterranean». Francia: 3rd International Marine Protected Areas Congress, at Marseille and Corse.

---

**CITAR COMO**

BARRIENTOS, N.; VAQUER-SUNYER, R.; VÁZQUEZ-LUIS, M.; ÁLVAREZ, E.; DEUDERO, S. (2021) «Nacra de roca (*Pinna rudis*)». En: Vaquer-Sunyer, R.; Barrientos, N. (ed.). *Informe Mar Balear 2021* <<https://informemarbalear.org/es/especies-emblematicas/imb-especies-emblematicques-pinna-rudis.pdf>>

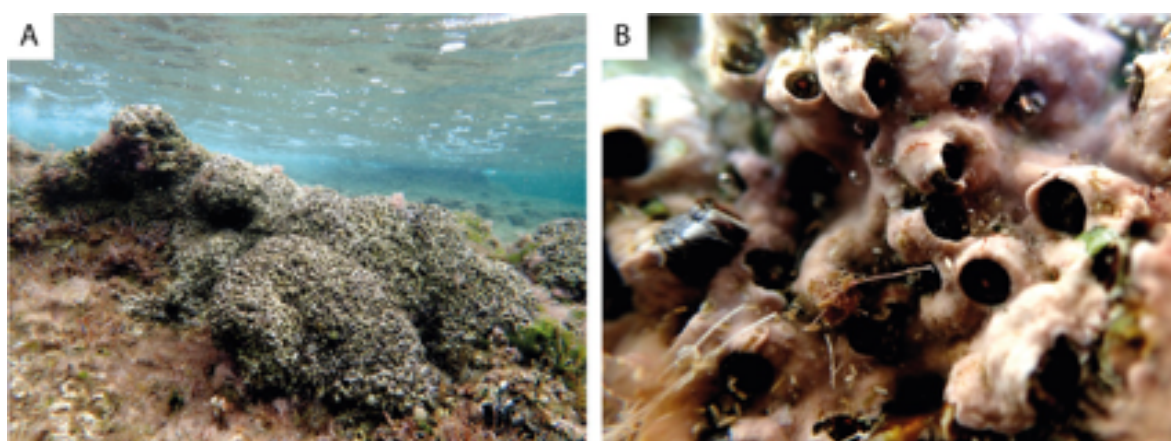
En la elaboración de este capítulo han participado:  
Natalia Barrientos, Raquel Vaquer-Sunyer y Maite Vázquez-Luis.

# *Dendropoma lebeche*:

1. Densidad media de individuos  
(núm. individuos/25 cm<sup>2</sup>)

2. Tipo de formaciones

El molusco gasterópodo *Dendropoma lebeche* coloniza el litoral balear de los 0 a los 3 m de profundidad.<sup>1</sup> Este organismo es conocido en las Baleares como *tenassa mediterrània*. Es de tamaño pequeño y se protege mediante una concha calcárea en forma de espiral tubular de hasta 2 cm de longitud, con una abertura de concha de 2-3 mm de diámetro (Figura 1).



**Figura 1.** (A) Ejemplares de *D. lebeche* formando un arrecife-cornisa en Es Carbó (Ses Salines). (B) Detalle de individuos de *D. lebeche* de una colonia censada en Cala Sant Vicent. FUENTE: Maite Vázquez-Luis.

Su importancia ecosistémica en el mar Balear radica en que crece de forma colonial formando bioconstrucciones resistentes que alcanzan los 15-20 cm de espesor —en ocasiones, formando arrecifes (Figura 1A)—, cuyos hábitats promueven la diversidad y la riqueza de especies.<sup>1, 2</sup>

Las colonias de *D. lebeche* viven en la zona de rompiente y, por tanto, sirven de protección de la línea de costa, ya que mitigan el oleaje. Además, estos organismos filtran el agua del mar y son bioindicadores del estado y calidad de las aguas costeras, reduciendo la turbidez, nutrientes y compuestos nocivos.<sup>3</sup>

Por otro lado, la presencia de arrecifes fósiles de *D. lebeche* permiten el estudio del clima del pasado. Ello se debe a que evidencian cambios en la línea de

costa de hasta 8.000 años de antigüedad, ocasionados por fluctuaciones del nivel del mar.<sup>1</sup>

No obstante, esta especie presenta una alta vulnerabilidad, ya que tiene un crecimiento lento y carece de fase larvaria, por lo que una pérdida local puede ser irreversible.<sup>4</sup>

Las comunidades de *D. lebeche* se degradan por el vertido de aguas dulces o salobres, de lastre y residuales. Además, es muy sensible a la contaminación por hidrocarburos y responde negativamente a la modificación de la costa causada por agentes físicos (regeneración de playas, obras litorales, pisoteo masivo). Por tanto, resulta de gran importancia conocer la ubicación de los arrecifes de *D. lebeche* para poder ejercer medidas de conservación efectivas y una gestión eficaz.

## ¿QUÉ ES?

*Dendropoma lebeche* es un molusco pequeño, de 2 cm de longitud, que habita comúnmente el litoral rocoso de las Islas Baleares. Se considera como especie y como microhábitat, ya que puede llegar a formar pequeños arrecifes costeros de hasta 15-20 cm de espesor. Sus colonias se ven afectadas por cambios antrópicos (por ejemplo, contaminación, modificación de la costa, pisoteo) y dependen altamente de factores naturales físicos intrínsecos de cada zona. Su presencia está relacionada con una buena calidad ambiental.

## METODOLOGÍA

Se incluyen dos informes de los años 2016 y 2020 elaborados por Maite Vázquez-Luis como investigadora principal, encargados por la Conselleria de Medi Ambient i Territori del Govern de les Illes Balears. En estos estudios se prospecta el litoral rocoso de todas las Baleares con transectos que miden la densidad de población mediante fotografías de cada colonia de *D. lebeche*. Se utilizan cuadros de 10 x 10 cm divididos en 4 sectores (5 x 5 cm). La densidad media de individuos se mide como el n° individuos/25 cm<sup>2</sup>, y también se proporcionan valores cualitativos de densidad (alta, media y baja).

Adicionalmente, se describe la formación que construye cada colonia, distinguiendo entre 8 tipos: 1) libres; 2) costras cinturón; 3) costras plataforma; 4) costras sumergidas; 5) arrecife cornisa; 6) arrecife mamelón; 7) arrecife sumergido; 8) muerta (y/o recubierta por algas).

## RESULTADOS

La presencia de *D. lebeche* se observa alrededor del litoral rocoso de todas las Islas Baleares.

Mallorca muestra la mayor densidad media en Santa Ponça, con 192 individuos/25 cm<sup>2</sup>, mientras que el Port de Sóller presenta la menor, con 5 individuos/25 cm<sup>2</sup>. *D. lebeche* aparece en el 29,1 % de los transectos estudiados.

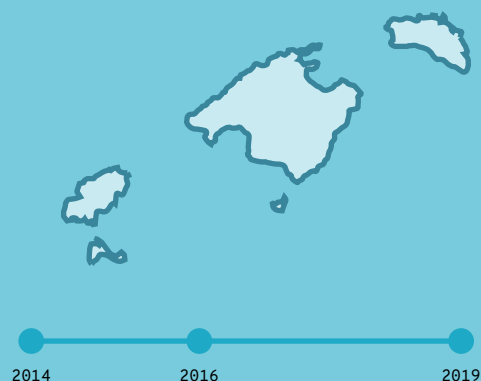
En Cabrera, la mayor densidad se da en Na Pobra y Es Cordolar dels Estells. También existen zonas prospectadas de baja densidad, debido posiblemente a una mayor pendiente.

De las zonas de estudio en Menorca, las mayores densidades se encuentran en Punta Prima, Biniancolla, Platja de Cavalleria y Fornells, mientras que Sa Farola y Ses Olles no presentan colonias.

## ¿POR QUÉ?

Diversos convenios nacionales e internacionales la catalogan como especie vulnerable y protegida. Supone una pieza importante del ecosistema litoral, ya que sus bioconstrucciones proporcionan gran biodiversidad al cobijar multitud de especies (sobre todo poliquetos y pequeños peces, crustáceos y moluscos).

## LOCALIZACIÓN



En Ibiza, la densidad es media en todas las estaciones prospectadas, exceptuando Punta de sa Galera, con densidad baja. La Reserva Natural de Es Vedrà, Es Vedranell y los islotes de Ponent muestra unas densidades bajas y medias debido a la pendiente elevada. El mayor valor es de 78,63 individuos/25 cm<sup>2</sup> en Sa Conillera, aunque el resto de transectos es < 50 individuos/25 cm<sup>2</sup>.

En Formentera, las localizaciones de Punta Prima y Es Ram muestran las densidades más altas, mientras que el Estany des Peix muestra la más baja.

El tipo de formación más común es la de costra cinturón, donde las colonias crecen formando una sola capa cementada por algas calcáreas en la zona de rompiente.



Detalle de una colonia de *Dendropoma lebeche* en una formación de arrecife cornisa en El Toro. FUENTE: Maite Vázquez-Luis.



## NORMATIVA

Especie catalogada como vulnerable y protegida por los siguientes convenios nacionales e internacionales:

- Anexo II (Lista de especies en peligro o amenazadas) del Convenio de Barcelona (1995).
- Anexo II (Fauna en peligro o amenazada) del Convenio de Berna (1996).
- Anexo I (Tipos de hábitats naturales de interés comunitario cuya conservación requiere la designación de zonas de especial conservación) de la Directiva Hábitats, dentro del hábitat 1170 arrecifes.
- Catálogo español de especies amenazadas (antes Catálogo nacional de especies amenazadas) dentro de la categoría «Vulnerable» (Orden de 9 de junio de 1999, BOE núm. 148). Real Decreto 139/2011, de 4 de febrero, para el desarrollo del Listado de especies silvestres en régimen de protección especial y del Catálogo español de especies amenazadas.
- Catálogo andaluz de especies amenazadas, con la categoría «vulnerable».<sup>5</sup>
- Lista roja de los invertebrados marinos del mar Balear, con la categoría «casi amenazada».<sup>6</sup>
- Catálogo de las especies amenazadas de las Illes Balears: Decreto 75/2005, de 8 de julio, por el que se crea el Catálogo balear de especies amenazadas y de especial protección las áreas biológicas críticas y el Consejo Asesor de fauna y flora de las Illes Balears (BOIB núm. 106, de 16 de julio de 2005).

## METODOLOGÍA

Se incluyen datos de dos estudios, uno con muestreo en 2014 y 2016<sup>7</sup> y otro realizado en 2019<sup>4</sup>:

### MALLORCA

2016: inventario de 50 transectos (separados ~ 10 km) con un total de 32,14 km prospectados. Estudio de la densidad media de individuos y el tipo de formación.

### CABRERA

2014: estudio cualitativo de densidad de 13 localizaciones y tipo de formación. Fuente de datos adicional: COB-IEO (Salud Deudero).

### MENORCA

2016: estudio cualitativo de densidad en 12 localizaciones y tipo de formación.

### FORMENTERA

2016: estudio cualitativo de densidad en 6 localizaciones y el tipo de formación.

## IBIZA

2016: estudio cualitativo de densidad en 6 localizaciones. 2019: estudio de la densidad media de individuos y el tipo de formación alrededor de toda la costa de la Reserva Natural de Es Vedrà, Es Vedranell y los islotes de Ponent.

Se prospecta el litoral rocoso mediante transectos donde se determina la presencia o ausencia de *D. lebeche*. El muestreo no es destructivo. Se presentan datos de dos indicadores.

### 1. Densidad media de individuos

La densidad de individuos —individuos/25 cm<sup>2</sup>— se realiza mediante fotos de la colonia en cuadros de 10 x 10 cm divididos a su vez en 4 sectores (5 x 5 cm) (Figura 2). Se proporcionan también valores cualitativos de la densidad (alta, media o baja).

Se cuentan individuos con un programa de análisis de imagen (por ejemplo, ImageJ) en superficies de 25 m<sup>2</sup>. Cabe considerar que en zonas con tramos sumergidos se pueden haber infravalorado las formaciones en condiciones de muestreo de mala mar.

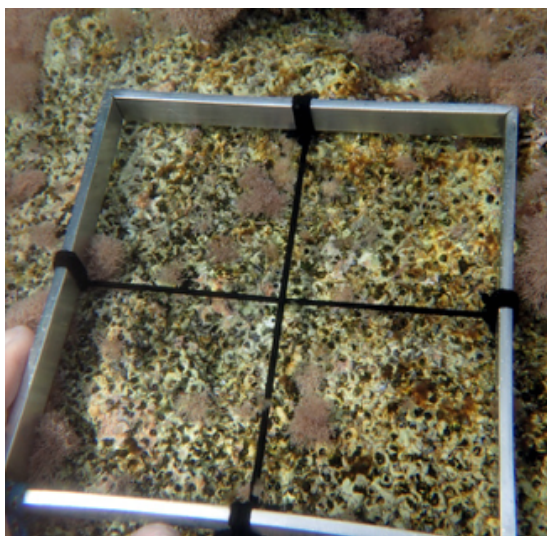
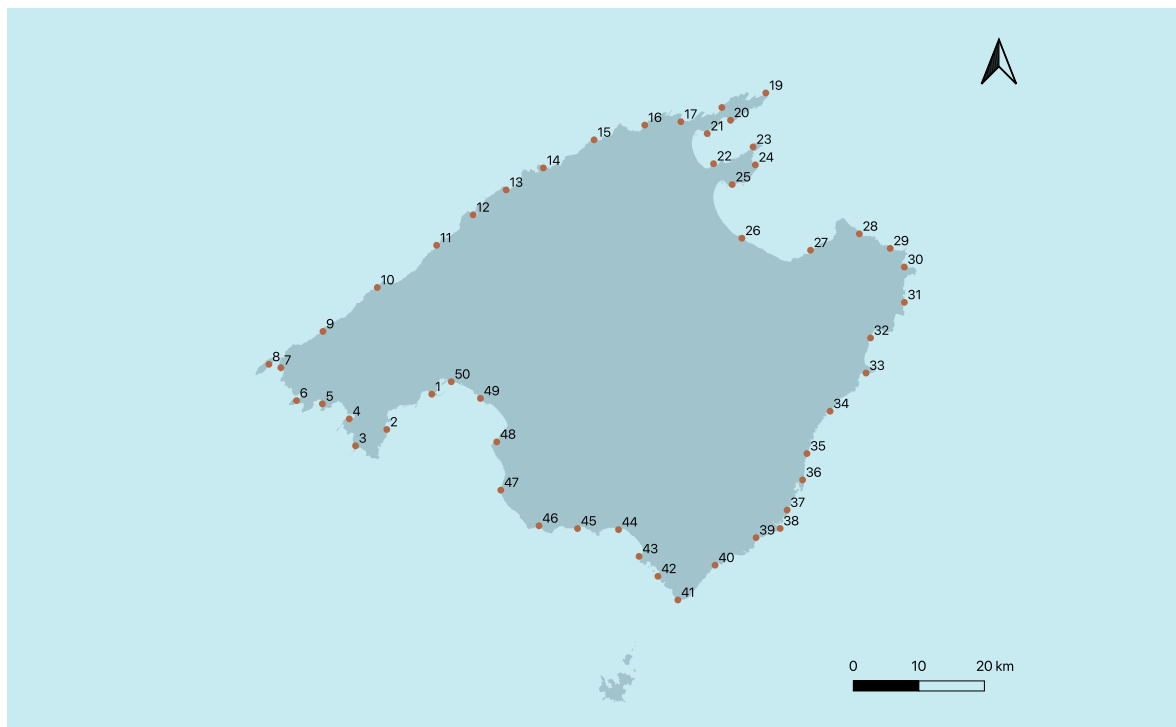


Figura 2. Ejemplo de muestreo de alta densidad de *Dendropoma lebeche* en la costa oeste del Cap des Pinar (Alcúdia). FUENTE: Maite Vázquez-Luis.

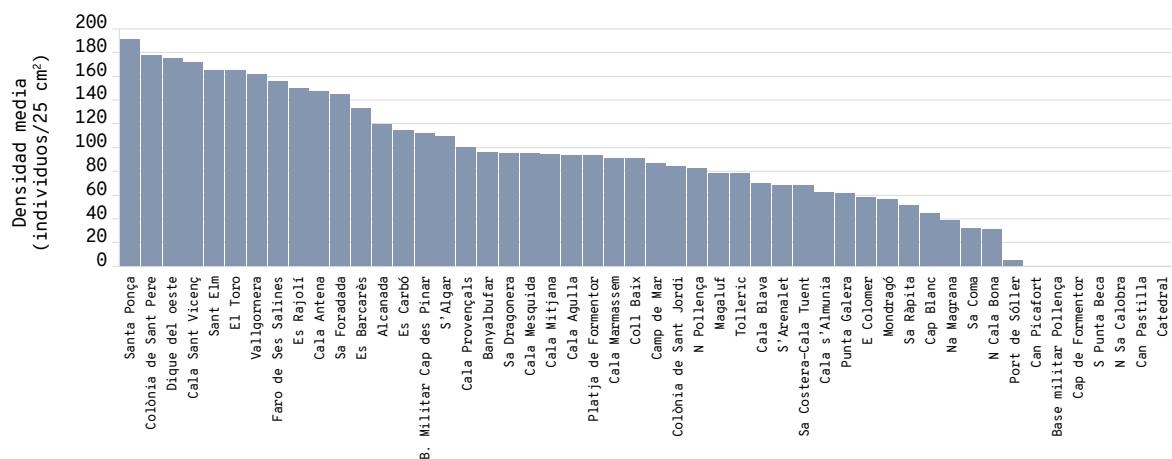
### 2. Tipo de formaciones

Se diferencian 8 tipologías para caracterizar las colonias de *D. lebeche*:<sup>4</sup>

- 1) **Libre:** los individuos están separados sin cementar.
- 2) **Costra cinturón:** crecen de forma gregaria formando una sola capa (monoestratificada) que se encuentra cementada por algas calcáreas. No presentan volumen y generalmente forman una costra en la zona de rompiente.
- 3) **Costra plataforma:** crecen de forma gregaria monoestratificada que se encuentra cementada por algas calcáreas. No presentan volumen y forman una costra de manera horizontal sobre la plataforma de abrasión.
- 4) **Costra sumergida:** crecen de forma gregaria monoestratificada que se encuentra cementada por algas calcáreas. No presentan volumen y se en-



**Figura 3.** Localización de las 50 zonas de muestreo en Mallorca en el año 2016. Los números de las localizaciones se describen en la Tabla 1. FUENTE: Vázquez-Luis.<sup>7</sup>



**Figura 4.** Densidad media de *Dendropoma lebeche* en 50 transectos de Mallorca. FUENTE: Vázquez-Luis.<sup>7</sup>

cuentran a mayor profundidad, por lo que aparecen totalmente sumergidas.

**5) Arrecife cornisa:** con volumen y forma muy variable, crecen en el borde (o cerca) de la plataforma de abrasión.

**6) Arrecife mamelón:** con volumen, crecen a mitad de la plataforma de abrasión o cerca de la costra cinturón. Son formaciones de menores dimensiones que la cornisa y con forma de mamelón.

**7) Arrecife sumergido:** con volumen, aparecen totalmente sumergidas y hasta unos 2-3 m de profundidad.

**8) Muerta:** formaciones muertas y/o recubiertas de algas.

de Punta Beca (15), norte de Sa Calobra (14), Can Pastilla (49) y Catedral (50).

De los 32,14 km prospectados, *D. lebeche* está presente en 9,36 km (742 colonias contabilizadas). Ello supone una presencia del 29,12 % de toda la longitud de transectos estudiados.

La mayor densidad media, de 192 individuos/25 cm<sup>2</sup>, se registra en Santa Ponça, mientras que la menor, de 5 individuos/25 cm<sup>2</sup>, se registra en Port de Sóller (Figura 4).

Las formaciones en costra son las más abundantes y comunes de todos los transectos (Tabla 1). Las colonias de tipo arrecife son las más escasas, pero presentan las densidades más altas. Las formaciones más destacables de tipo arrecife son las que se encuentran en: el faro de Ses Salines, Es Carbó, el municipio de Capdepera, Coll Baix (Alcúdia) y Sant Elm. Individuos libres se localizan en 12 transectos, mientras que individuos muertos se localizan en 6.

## RESULTADOS

### MALLORCA

Se detecta presencia de *D. lebeche* en 43 de las 50 localizaciones visitadas (Figura 3, Tabla 1), donde las zonas sin presencia son: Can Picafort (26), base militar de Pollença (21), Cap de Formentor (19), sur



Tabla 1. Resultados de los transectos de Mallorca de 2016. El sombreado gris indica la presencia de formaciones de *Dendropoma lebeche*. Nivel de densidad A: alto; M: medio; B: bajo. FUENTE: Vázquez-Luis.<sup>7</sup>

ID	Transectos				Formaciones								Densidad (ind./25 cm²)			
	Localización	long. (m)	long. (m)	Nº	Arrecife cornisa	Arrecife mamelón	Arrecife sumergido	Costra cinturón	Costra plataforma	Costra sumergida	Individuos libres	Individuos o colonias muertos	Nivel	Media	Min.	Máx.
1	Dique del oeste	578,38	151,92	15									A	175,3	73	323
2	Magaluf	754,11	117,09	14									M	78,8	12	178
3	El Toro	547,54	305,57	22									A	165,05	48	362
4	Santa Ponça	650,79	29,14	5									A	191,5	101,5	464
5	Camp de Mar	500,93	395,72	15									M	86,79	32	152,67
6	Cala Marmassen	637,65	241,82	23									M	91,62	43	153
7	Sant Elm	1171,94	233,22	32									A	165,68	15,67	301
8	Sa Dragonera	559,99	177,97	21									M	95,78	8	188
9	Es Rajoli	597,94	434,18	13									A	150,41	81	199,33
10	Banyalbufar	632,04	201,42	19									M	96,18	9	191
11	Sa Foradada	417,45	188,42	8									A	145,25	83	213,5
12	Port de Sóller	445,80	0,1	1									B	5	5	5
13	Sa Costera-S Cala Tuent	728,44	105,57	14									B/M	67,93	58	93
14	N Sa Calobra	1121,31	0	0									-	-	-	-
15	S Punta Beca	939,26	0	0									-	-	-	-
16	N Pollença	551,30	119,29	14									M	82,86	16	232
17	Cala Sant Vicent	621,59	268,36	14									A	171,43	86,5	322
18	E Colomer	583,86	240,72	20									B/M	58,28	4,33	158
19	Cap de Formentor	532,38	0	0									-	-	-	-
20	Platja de Formentor	599,45	259,41	32									M	93,69	7	401
21	Base militar Pollença	834,85	0	0									-	-	-	-
22	Es Barcarès	1044,87	225,53	16									A	133,27	44	205
23	Base militar Cap des Pinar	561,23	173,86	21									A	112,36	6,5	286
24	Coll Baix	592,96	412,59	18									M	90,7	9,33	261
25	Alcanada	851,22	114,34	24									M/A	120,5	10	197
26	Can Picafort	854,40	0	0									-	-	-	-
27	Colònia de Sant Pere	500,27	199,79	22									A	178,59	64	335
28	S'Arenalet	537,20	158,38	16									B/M	68,02	7,33	139
29	Cala Mesquida	640,78	179,68	10									M	94,8	7,33	221
30	Cala Agulla	865,67	486,37	22									M	93,77	6	235
31	Cala Provençals	570,94	486,26	12									M	100,63	12,5	267
32	N Cala Bona	570,59	6,93	9									B	31,52	3	82
33	Sa Coma	483,92	329,31	9									B	32,17	12,5	55
34	Na Magrana	603,68	93,43	10									B	38,5	12	74
35	Cala Antena	521,23	75,89	12									A	147,83	39	240
36	S'Algar	540,35	181,77	21									M/A	110,1	15	179
37	Cala Mitjana	570,12	15,75	7									M	94,43	73	129
38	Punta Galera	581,70	230,94	17									B/M	61,68	2	235
39	Mondragó	501,25	131,85	17									B	56,66	2,5	163
40	Cala s'Almunia	570,21	139,7	22									B/M	62,57	4,3	253
41	Faro de Ses Salines	459,54	525,1	25									A	155,94	7,5	374
42	Es Carbó	557,45	448,16	14									M/A	115,07	33	279
43	Colònia de Sant Jordi	872,75	103,61	33									M	84,53	6,5	235
44	Sa Ràpita	616,88	141,88	17									B	51,18	4	184
45	Vallgornera	537,95	189,4	18									A	161,83	76	393
46	Cap Blanc	714,92	194,89	20									B	45,46	6	140,5
47	Tolleric	695,45	483,69	22									M	78	2	206
48	Cala Blava	566,85	159,48	26									B/M	69,69	20	219
49	Can Pastilla	634,93	0	0									-	-	-	-
50	Catedral	516,74	0	0									-	-	-	-

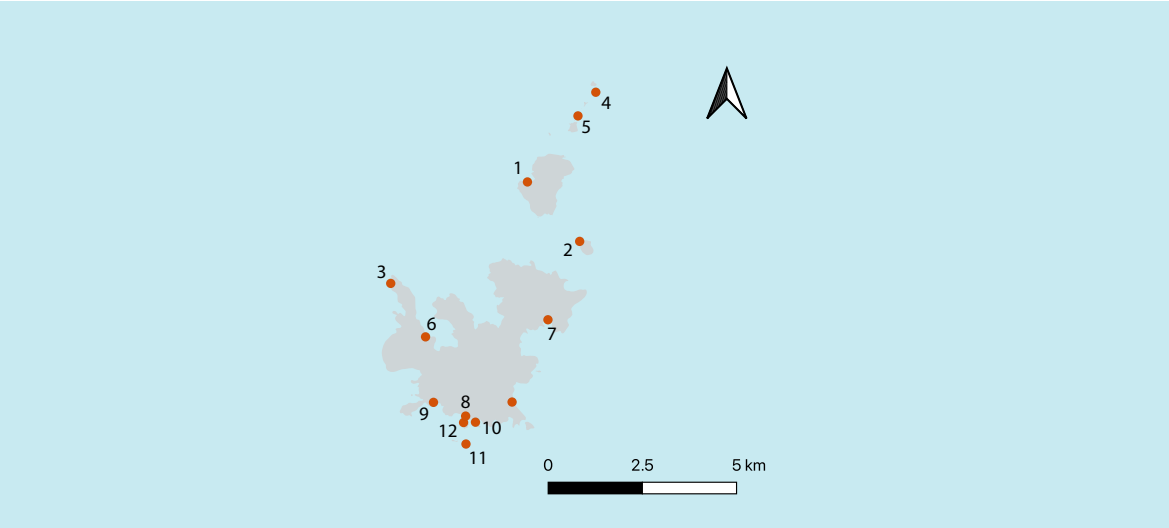


Figura 5. Localización de las 13 zonas de muestreo de *Dendropoma lebeche* en Cabrera en 2014. Los números de las localizaciones se describen en la Tabla 2. FUENTE: COB-IEO, Salud Deudero; Maite Vázquez-Luis *et al.*<sup>7</sup>

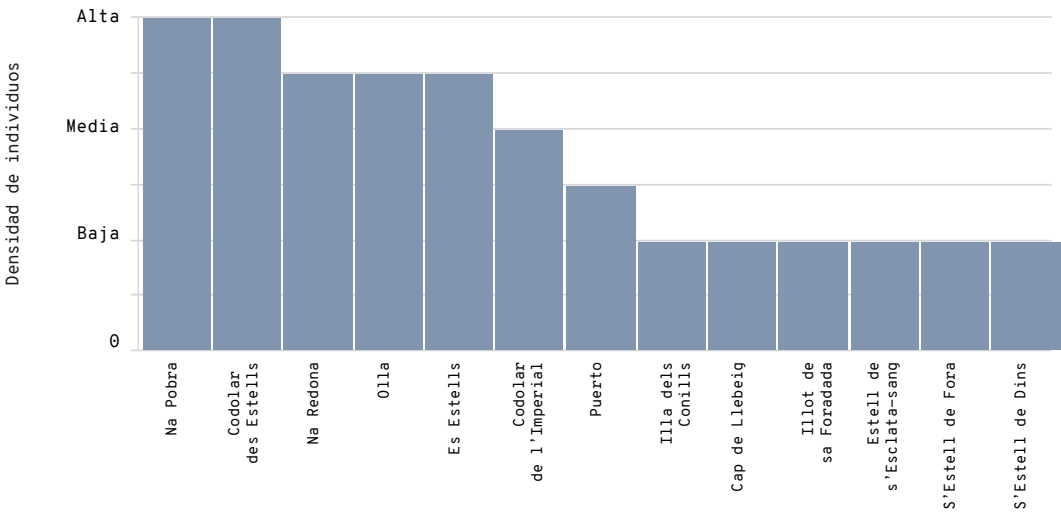


Figura 6. Densidad de *Dendropoma lebeche* en Cabrera en el año 2014. Los números de las localizaciones se describen en la Tabla 2. FUENTE: COB-IEO, Salud Deudero; Maite Vázquez-Luis *et al.*<sup>7</sup>

Tabla 2. Resultados de los transectos de Cabrera. El sombreado indica la presencia de formaciones *D. lebeche*. Nivel A: alto; M: medio; B: bajo. FUENTE: COB-IEO, Vázquez-Luis *et al.*<sup>7</sup>

ID	Localización	Formaciones								Densidad (ind. /25 cm <sup>2</sup> )
		Arrecife cornisa	Arrecife mamelón	Arrecife sumergido	Costra cinturón	Costra plataforma	Costra sumergida	Individuos libres	Individuos o colonias muertos	Nivel
1	Illa des Conills									B1
2	Na Redona									M/A (puntual)
3	Cap de Llebeig									B1
4	Illot de sa Foradada									B1
5	Na Pobra									muy A3
6	Puerto									B/M (puntual)
7	Olla									M/A
8	Es Estells									M/A
9	Codolar des Estells									A3
10	Estell de s'Escalata-sang									B1
11	S'Estell de Fora									B1
12	S'Estell de Dins									B1
13	Codolar de l'Imperial									M2

CABRERA

Se encontraron colonias de *D. lebeche* en las 13 localizaciones de estudio (Figura 5).

La densidad más alta se registra en Na Pobra y el Codolar des Estells. La densidad baja se da en 6 de las 13 zonas estudiadas (Figura 6, Tabla 2). Esta alta

cantidad de zonas con densidad baja puede deberse a las mayores pendientes de las zonas de muestreo.

La formación de arrecife se registra en 2 zonas: Na Pobra y Es Estells (Tabla 2). El tipo más común de formación es el de costra cinturón.

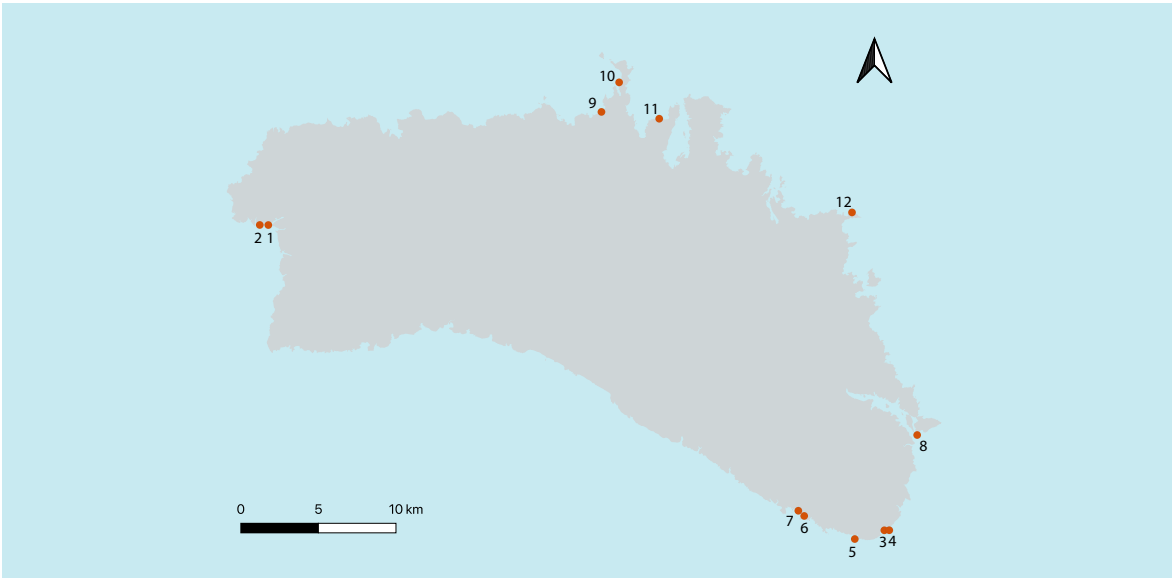


Figura 7. Localizaciones de muestreo en Menorca en el año 2016. Los números de las localizaciones se describen en la Tabla 3. FUENTE: Vázquez-Luis.<sup>7</sup>

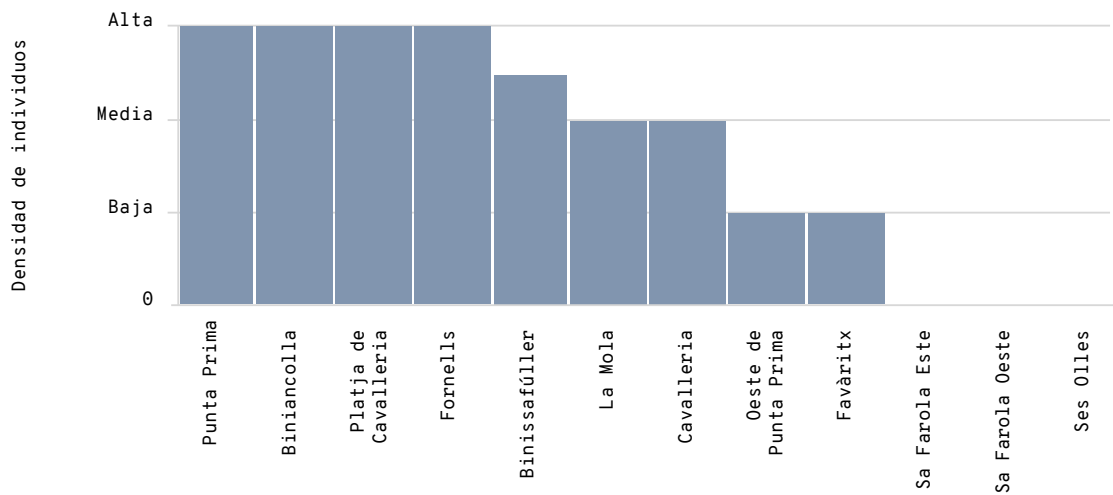


Figura 8. Densidad de *Dendropoma lebeche* de los 12 transectos de Menorca muestreados en el año 2016. FUENTE: Vázquez-Luis.<sup>7</sup>

Tabla 3. Resultados de los transectos de Menorca. El sombreado indica presencia de formaciones *D. lebeche*. Nivel A: alto; M: medio; B: bajo. FUENTE: Vázquez-Luis.<sup>7</sup>

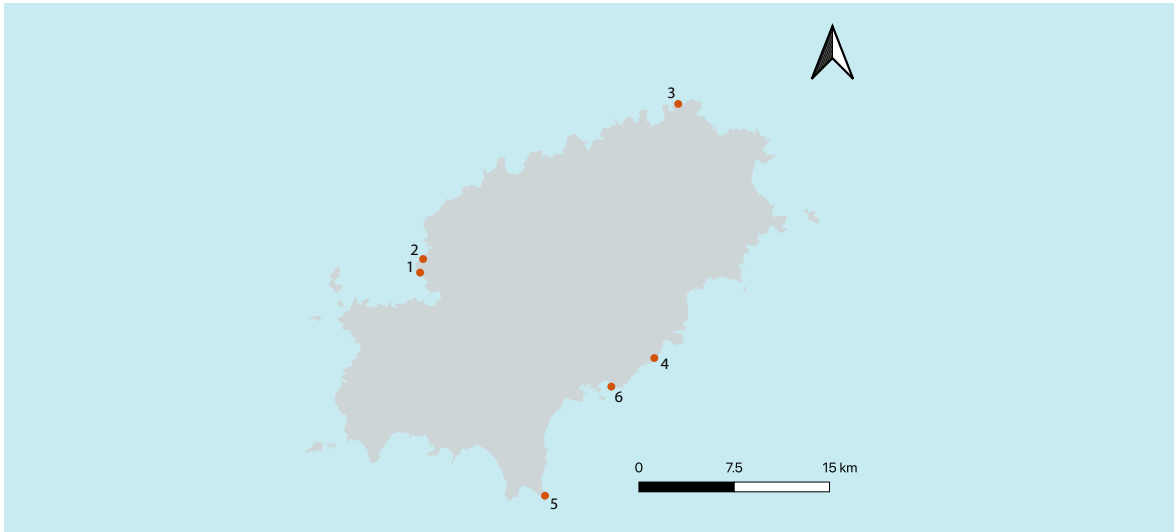
ID	Localización	Formaciones							Densidad (ind. /25 cm²)	Nivel
		Arrecife cornisa	Arrecife mamelón	Arrecife sumergido	Costra cinturón	Costra plataforma	Costra sumergida	Individuos libres		
1	Sa Farola este									-
2	Sa Farola oeste									-
3	Oeste de Punta Prima								95%	B
4	Punta Prima									A
5	Biniancolla									A
6	Ses Olles									-
7	Binissafúller									M/B
8	La Mola									M
9	Platja de Cavalleria									muy A
10	Cavalleria									M
11	Fornells									muy A
12	Favàritx									B

MENORCA

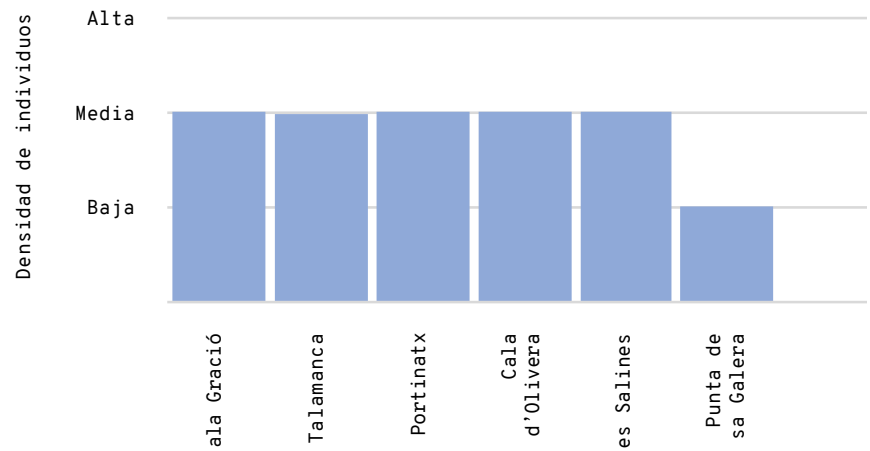
De las 12 localizaciones estudiadas, *D. lebeche* está presente en 9 —a excepción de Sa Farola este (1), Sa Farola oeste (2) y Ses Olles (6) (Figura 7).

La densidad alta se registra en 4 zonas (Punta Prima, Biniancolla, Platja de Cavalleria y Fornells) (Figura 8). Por otro lado, la baja densidad se registra en el oeste de Punta Prima y en Favàritx.

Las formaciones de costra cinturón (7 localizaciones) y formaciones arrecifales (6 localizaciones) son las más comunes en Menorca (Tabla 3). Grandes arrecifes se dan en Punta Prima, Biniancolla y la Mola. En el oeste de Punta Prima (playa de tipo urbano) el 95 % de la colonia estaba muerta. En esta zona se encontraron manchas de alquitrán.



**Figura 10.** Localizaciones de muestreo en Ibiza en el año 2016. Los números de las localizaciones se describen en la Tabla 4. FUENTE: Vázquez-Luis.<sup>7</sup>



**Figura 11.** Densidad de *Dendropoma lebeche* de las 6 localizaciones de Ibiza muestreadas en el año 2016. FUENTE: Vázquez-Luis.<sup>7</sup>

**Tabla 4.** Resultados de los transectos de Ibiza en el año 2016. El sombreado indica presencia. Nivel A: alto; M: medio; B: bajo. FUENTE: datos de 2016.<sup>7</sup>

ID	Localización	Formaciones							Densidad (ind. / 25 cm <sup>2</sup> )
		Arrecife cornisa	Arrecife mamelón	Arrecife sumergido	Costra cinturón	Costra plataforma	Costra sumergida	Individuos libres	Individuos o colonias muertos
1	Cala Gració								M
2	Punta de sa Galera								B
3	Portinatx								M
4	Cala d'Olivera								M
5	Ses Salines								M
6	Talamanca								M

## IBIZA

Las 6 localizaciones estudiadas en 2016 tienen presencia de *D. lebeche* (Figura 10).

La densidad de individuos es media, a excepción de Punta de sa Galera, donde se detectaron densidades bajas (Figura 11, Tabla 4). Las únicas formaciones son costra cinturón e individuos libres —en ningún caso con formaciones de arrecife (Tabla 4). La no detección de formaciones de tipo arrecife pudo deberse a la imposibilidad de efectuar una completa prospección de las partes más sumergidas a causa de condiciones de mala mar durante el muestreo.

Adicionalmente, en 2019 se estudiaron colonias de *D. lebeche* en la totalidad de la costa rocosa de la

Reserva Natural de Es Vedrà, Es Vedranell y los islotes de Ponent (Figura 12).

Existe una gran variabilidad de densidades, más comunes las bajas y medias debido a la elevada pendiente de la mayoría de la costa prospectada (Figura 13). El único valor alto de densidad media (78,63 individuos/25 cm<sup>2</sup>) se registra en Sa Conillera.

Las formaciones tipo costra son las más abundantes entre los islotes estudiados (Tabla 5). Les siguen en número las formaciones arrecifales, los individuos libres y, por último, colonias muertas. En Sa Conillera se localizó el 44,4 % de las colonias muertas en la bahía de L'Estància de Dins, frente a la bahía de Sant Antoni de Portmany.

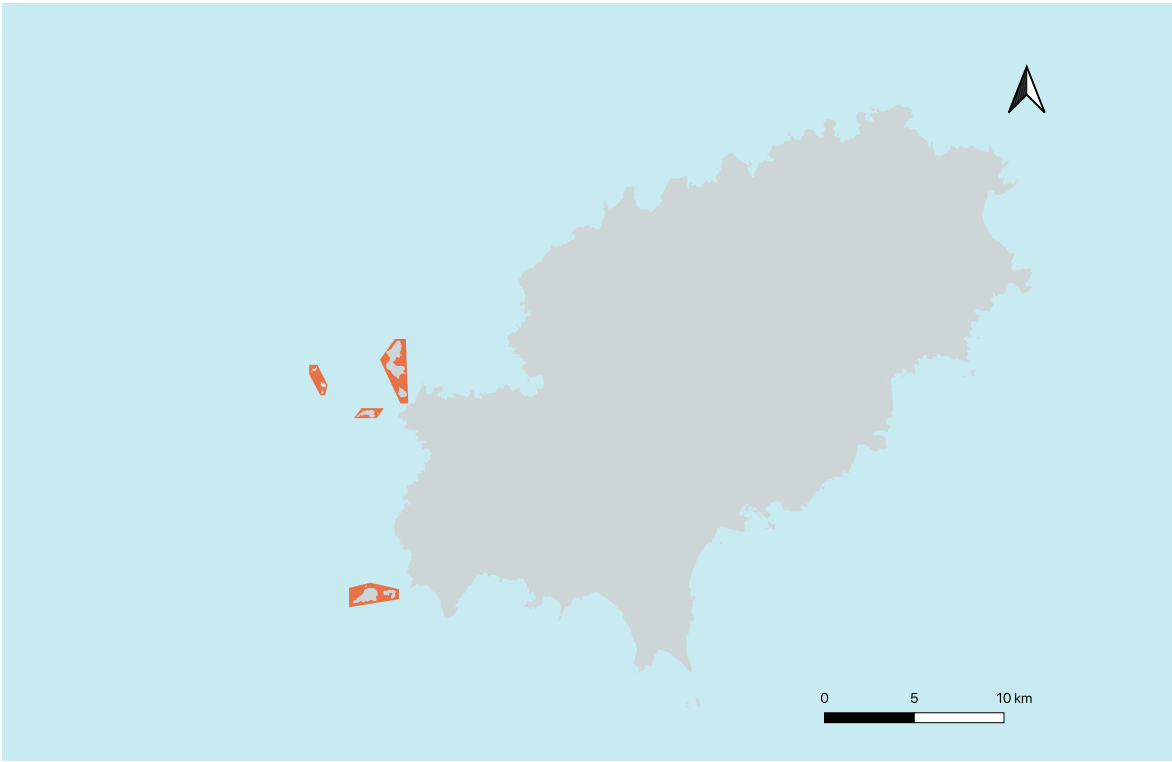


Figura 12. Localizaciones de muestreo en la Reserva Natural de Es Vedrà, Es Vedranell y los islotes de Ponent en el año 2019 (alrededor de toda la costa de los islotes). FUENTE: Vázquez-Luis.<sup>4</sup>

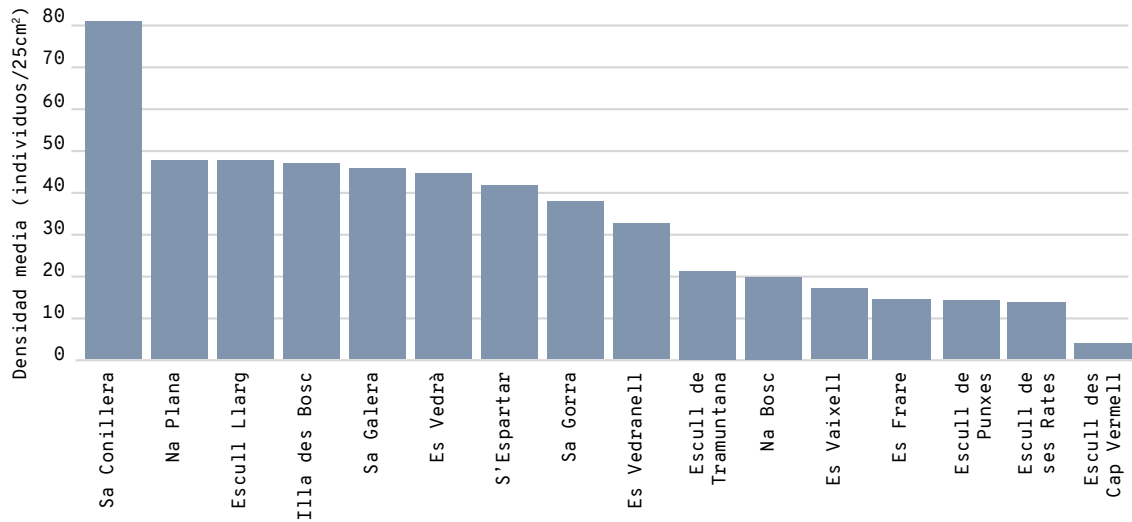
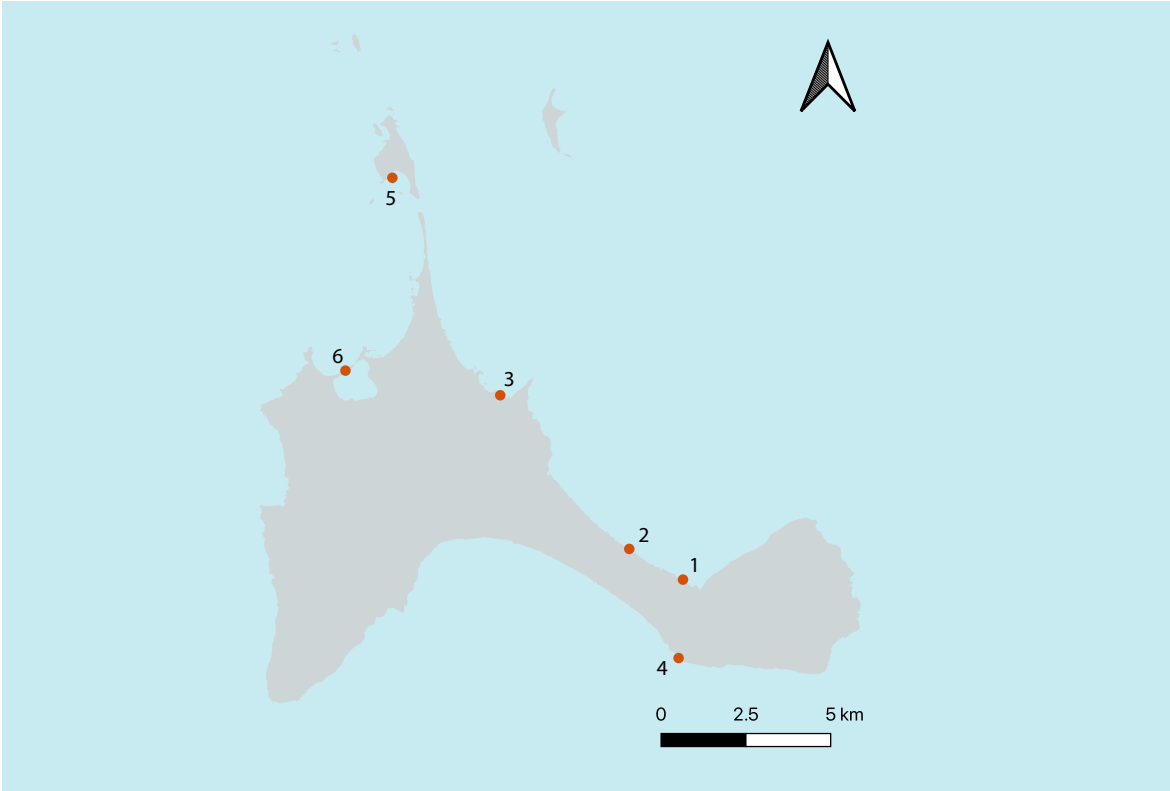


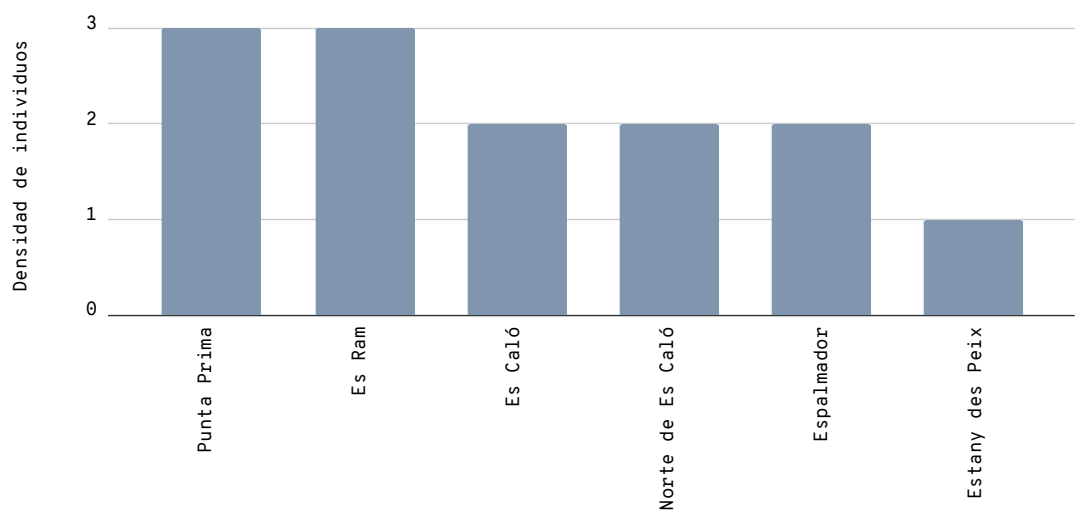
Figura 13. Densidad media de *Dendropoma lebeche* en la Reserva Natural de Es Vedrà, Es Vedranell y los islotes de Ponent en el año 2019. FUENTE: Vázquez-Luis.<sup>4</sup>

Tabla 5. Resultados de los transectos de Ibiza en la Reserva Natural de Es Vedrà, Es Vedranell y los islotes de Ponent. El sombreado indica presencia. Nivel A: alto; M: medio; B: bajo. FUENTE: datos de 2019, Vázquez-Luis.<sup>4</sup>

Transectos	Colonias					Formaciones								Densidad (ind. / 25 cm²)		
Islote	long. (m)	long. (m)	% long.	Nº	Long. X (m)	Arrecife cornisa	Arrecife mamelón	Arrecife sumergido	Costra cinturón	Costra plataforma	Costra sumergida	Individuos libres	Individuos o colonias muertos	Media ± SE	Min.	Máx
Es Vedrà	5093,05	1835,45	36	70	38,45									43,90 ± 36,19	3	182
Sa Galera	408,45	115,97	28,46		12,52									45,22 ± 45,13	3	167
Es Vedranell	211,77	1349,44	24	5	41,09									32,01 ± 23,65	2	158
Sa Conillera	8860,54	3422,88	38,68	7	61,45									78,63 ± 52,69	7	280
Illa des Bosc	2336,95	1887,83	80,82	4	55,24									46,54 ± 25,06	5	110
Escull Llarg	371,78	395,92	106,56		41,16									46,89 ± 26,28	6	103
Escull de Punxes	86,38	86,31	99,91											13,67	11	18
Escull de ses Rates	86,95	86,2	99,11											13,67	10	16
S'Espartar	3435,67	2468,62	71,96	0	21,88									41,09 ± 38,70	1	213
Es Frare	292,26	282,85	96,83		94,28									14,33 ± 12,91	23	2
Sa Gorra	611,51	240,04	39,35		12,21									37,17 ± 22,37	10	81
Es Vaixell	299,33	299,33	100	1										16,67	11	22
Na Bosc	211,77	880,07	27,49		29,35									19,28 ± 8,61	13	6
Na Plana	1041,35	876,39	84,21	2	25,26									47,08 ± 45,96	3	181
Escull des Cap Vermell	173,33	29,52	17	1										42		54
Escull de Tramuntana	159,29	67,66	42,52		33,83									21,17 ± 10,14	10	31



**Figura 14.** Localizaciones de muestreo en Formentera en el año 2016. Los números de las localizaciones se describen en la Tabla 6. FUENTE: Vázquez-Luis.<sup>7</sup>



**Figura 15.** Densidad de *Dendropoma lebeche* de las 6 localizaciones de Formentera muestreadas en el año 2016. FUENTE: Vázquez-Luis.<sup>7</sup>

**Tabla 6.** Resultados de los transectos de Formentera en el año 2016. El sombreado indica presencia. Nivel A: alto; M: medio; B: bajo. FUENTE: Vázquez-Luis.<sup>7</sup>

ID	Localización	Formaciones								Densidad (ind. / 25 cm <sup>2</sup> )
		Arrecife cornisa	Arrecife mamelón	Arrecife sumergido	Costra cinturón	Costra plataforma	Costra sumergida	Individuos libres	Individuos o colonias muertos	Nivel
1	Es Caló									M
2	Norte de Es Caló									M
3	Punta Prima									A
4	Es Ram									A
5	Espalmador									M
6	Estany des Peix									B

## FORMENTERA

De las 6 localizaciones estudiadas, *D. lebeche* está presente en todas (Figura 14). La densidad es alta en 2 zonas, media en 3 y baja en 1 (Figura 15).

En 2 de las 6 zonas de muestreo existen formaciones arrecifales, mientras que las más comunes son las de costra cinturón (Tabla 6).

## CONCLUSIONES

Las colonias de *D. lebeche* se encuentran alrededor del litoral costero rocoso de todas las Islas Baleares.<sup>4,7</sup>

La densidad de individuos es una variable que depende de diversos factores.<sup>8,9</sup> Por tanto, una mayor o menor densidad puede estar relacionada con la calidad ambiental, así como con la orografía de la zona, el tipo de roca, el hidrodinamismo, el sedimento en suspensión o la cercanía a efluentes de agua dulce.

En Mallorca, las colonias de *D. lebeche* aparecen en el 29,1 % de todos los transectos prospectados. La mayor densidad se observa en Santa Ponça (192 individuos/25 cm<sup>2</sup>), y la menor en Port de Sóller (5 individuos/25 cm<sup>2</sup>). Las colonias en regresión de Mallorca —inferidas debido a la presencia de colonias muertas— por posible deterioro de las condiciones medioambientales son: Alcanada, Na Magrana, Tolleric y Cala Blava. De estas, en Na Magrana y Tolleric debido posiblemente a un aporte de nutrientes (eutrofización) derivado del vertido de aguas mal depuradas. Por otro lado, en Cala Marmassen y Camp de Mar las formaciones se encuentran en disminución, y son necesarios más estudios para inferir si se debe a una intrusión de agua dulce. La contaminación por alquitrán se ha observado en colonias en recesión, por ejemplo en Punta Prima, Cala Antena y Es Carbó. Por último, Punta Galera muestra un 95 % de colonias muertas, debido probablemente a una alta frecuentación.

Cabrera presenta las mayores densidades en Na Pobra y Es Codolar des Estells. Existen zonas de baja densidad debido a una mayor pendiente de los transectos estudiados.

En Menorca, Punta Prima, Biniancolla, Platja de Cava-llería y Fornells tienen las densidades más altas, mientras que Sa Farola y Ses Olles no presentan colonias.

En Ibiza, las densidades son medias excepto en Punta de sa Galera, con densidad baja.

Las formaciones en la Reserva Natural de Es Vedrà, Es Vedranell y los islotes de Ponent parecen

estar en muy buen estado de conservación, aunque se necesitan más datos históricos y de seguimiento para evaluar la evolución de dicha especie en este espacio natural. Las áreas de la Reserva Natural, comparadas con las demás, son zonas libres de impactos —no existen signos de regresión por la actividad antrópica directa—, donde la discontinuidad de las colonias es natural. Están ausentes las manchas de alquitrán y basuras, y no se observa pisoteo debido a que está prohibido desembarcar. No obstante, estas formaciones se encuentran en menor grado de desarrollo y extensión que las de Mallorca. En esta reserva se dan densidades bajas y medias (siendo el mayor valor de 78,63 individuos/25 cm<sup>2</sup> en Sa Conillera, y el resto de transectos < 50 individuos/25 cm<sup>2</sup>), posiblemente debido a la elevada pendiente de la zona. Aun así, la presencia de dichas formaciones en la costa de los islotes es un indicativo de la óptima calidad del agua de mar.

Por último, en Formentera, Punta Prima y Es Ram muestran las zonas con mayor densidad, mientras que el Estany des Peix es la zona de menor densidad.

La formación de *D. lebeche* más recurrente de todas las islas es la de costra cinturón. Aunque esta tipología suele ser de baja densidad de individuos, indica buena calidad del agua del mar.

Todas las islas tienen formaciones de tipo arrecife —la de mayor densidad de individuos— y se encuentran en igual estado de desarrollo, excepto en Sa Ràpita, zona que muestra regresión coincidiendo con la cercanía de un puerto.

Es necesario disponer de un plan de seguimiento de las poblaciones de *D. lebeche* para conocer su distribución y estado de conservación, y valorar la eficacia de las medidas de gestión. Adicionalmente, la determinación de otros indicadores —como, por ejemplo, el grado de fragmentación de las colonias— permitiría detectar si la discontinuidad de las colonias observadas se debe a variables naturales o antrópicas, ampliando así el conocimiento sobre su distribución y desarrollo.



---

## REFERENCIAS

- <sup>1</sup> TEMPLADO, J; RICHTER, A; CALVO, M. (2016). «Reef building Mediterranean vermetid gastropods: disentangling the *Dendropoma petraeum* species complex». *Mediterranean Marine Science*, 17(1), 13-31. DOI: 10.12681/mms.1333.
- <sup>2</sup> BAYLE-SEMPERE, J. *et al.* (2004). «Evaluación de las formaciones de verméticos (*Dendropoma petraeum*) y su influencia sobre la biodiversidad marina en LICs de la Comunidad Valenciana». Conselleria de Territori i Habitatge de la Generalitat Valenciana.
- <sup>3</sup> DI FRANCO, A. *et al.* (2011). «Do small marinas drive habitat specific impacts? A case study from Mediterranean Sea». *Marine Pollution Bulletin*, 62, 926-933. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2011.02.053.
- <sup>4</sup> VÁZQUEZ-LUIS, M.; MORATÓ TROBAT, M.; BERNAL IBÁÑEZ, A. (2020). «Prospección y evaluación de las comunidades de *Dendropoma lebeche* en las reservas naturales de es Vedrà, es Vedranell y los islotes de Poniente». Servei d'Espais Naturals, Direcció General d'Espais Naturals i Biodiversitat, Conselleria de Medi Ambient i Territori del Govern de les Illes Balears.
- <sup>5</sup> BAREA-AZCÓN, J. M.; BALLESTEROS-DUPERÓN, E; MORENO, D. (2008). «Libro Rojo de los Invertebrados de Andalucía» (4 toms). Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía.
- <sup>6</sup> ÁLVAREZ, E. (2016). «Llista vermella dels invertebrats marins del mar Balear». Servei de Protecció d'Espècies, Conselleria de Medi Ambient, Agricultura i Pesca del Govern de les Illes Balears.
- <sup>7</sup> VÁZQUEZ-LUIS, M. (2016). «Inventario de las poblaciones del vermético mediterráneo *Dendropoma lebeche* en las Costas de Baleares». Servei de Protecció d'Espècies, Direcció General d'Espais Naturals i Biodiversitat, Conselleria de Medi Ambient, Agricultura i Pesca del Govern de les Illes Balears.
- <sup>8</sup> BAYLE-SEMPERE, J. *et al.* (2004). «Evaluación de las formaciones de verméticos (*Dendropoma petraeum*) y su influencia sobre la biodiversidad marina en LICs de la comunidad valenciana». Universitat d'Alacant; Conselleria de Territori i Habitatge de la Generalitat Valenciana.
- <sup>9</sup> RAMOS-ESPLÁ, A. *et al.* (2008). «Cartografía de las formaciones de verméticos: *Dendropoma petraeum* en la comunidad Valenciana y evaluación de su estado de conservación». Universitat d'Alacant; Servicio de Conservación de la Biodiversidad, Conselleria de Medi Ambient, Aigua, Urbanisme i Habitatge de la Generalitat Valenciana.

---

## CITAR COMO

BARRIENTOS, N.; VAQUER-SUNYER, R.; VÁZQUEZ-LUIS, M. (2021) «*Dendropoma lebeche*». En: Vaquer-Sunyer, R.; Barrientos, N. (ed.). *Informe Mar Balear 2021* <<https://informemarbalear.org/es/especies-emblematicas/imb-dendropoma-lebeche-esp.pdf>>.

En la elaboración de este capítulo han participado:  
Raquel Vaquer-Sunyer, Natalia Barrientos, Marc Julià, Eva Marsinyach.

# *Caulerpa prolifera*

## Área de distribución

## Biomasa

La macroalga *Caulerpa prolifera* (Forsskål) Lamouroux, 1809, es un alga verde oportunista nativa del Mediterráneo, donde está ampliamente distribuida con excepción de algunas zonas frías como el golfo de León y el mar Adriático (Figura 1).<sup>1,2</sup> Esta macroalga de crecimiento rápido, crece particularmente bien en zonas abrigadas de sedimentos fangosos con profundidades inferiores a 20 m.<sup>1-3</sup>

Las praderas de macrófitos marinos (tanto plantas [angiospermas] como macroalgas marinas) son ecosistemas clave para mantener la biodiversidad litoral, ya que cumplen importantes funciones de oxigenación del agua y captación de carbono y nutrientes. Estos hábitats vegetados tienen una alta productividad.

### NORMATIVA

- Real Decreto 139/2011, de 4 de febrero, para el desarrollo de la Lista de especies silvestres en régimen de protección especial y del Catálogo español de especies amenazadas, y sus modificaciones:
  - Orden AAA/75/2012, de 12 de enero,
  - Orden AAA/1771/2015, de 31 de agosto,
  - y Orden AAA/1351/2016, de 29 de julio.



Figura 1. Pradera de *Caulerpa prolifera*. FUENTE: Raquel Vaquer-Sunyer.

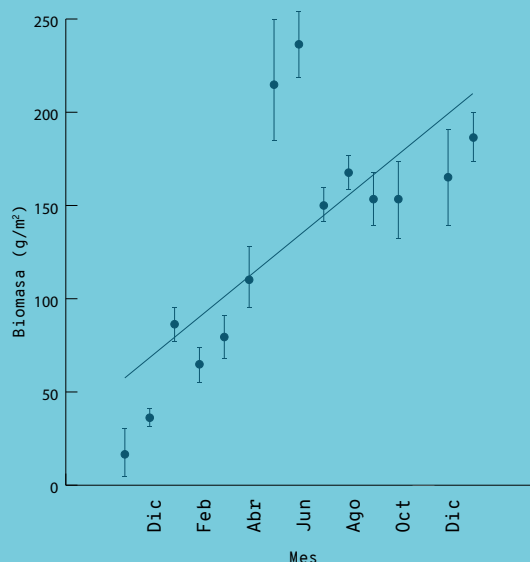
## ¿QUÉ ES?

La macroalga *Caulerpa prolifera* es un alga verde oportunista nativa del Mediterráneo, donde está ampliamente distribuida con excepción de zonas frías como el golfo de León y el mar Adriático. Es de crecimiento rápido y prospera particularmente bien en zonas abrigadas de sedimentos fangosos con profundidades inferiores a 20 m y ricas en nutrientes y materia orgánica.

## METODOLOGÍA

Se ha estimado su área de distribución según la cartografía unificada de Julià *et al.* (2019).

Se ha realizado un seguimiento de la evolución de su biomasa en la zona de la bahía de Portocolom entre noviembre de 2008 y enero de 2010 (Ruiz-Halpern *et al.*, 2014; Vaquer-Sunyer *et al.*, 2012).



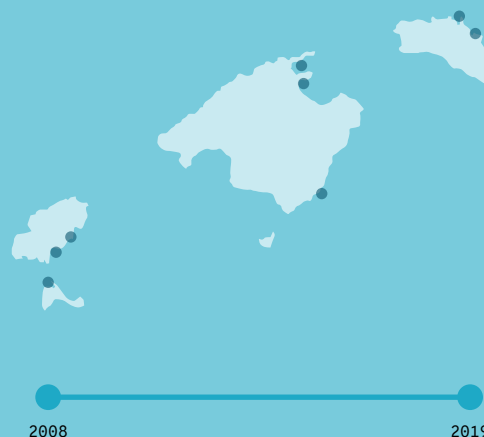
Evolución de la biomasa de *Caulerpa prolifera* en Sa Bassa Nova de Portocolom entre los meses de noviembre de 2008 y de enero de 2010. FUENTE: Ruiz-Halpern y colaboradores (2014).

## ¿POR QUÉ?

Es una especie protegida por el Decreto 139/2011 y es preciso garantizar su conservación.

Con el calentamiento global y los aumentos en aportaciones de nutrientes y materia orgánica puede aumentar su distribución.

## LOCALIZACIÓN



## RESULTADOS

Crece particularmente bien en áreas con altos aportes de nutrientes y de materia orgánica, tal y como muestra su distribución. Está presente en las bahías de Pollença, Alcúdia, Portocolom, Fornells, Addaia, Talamanca y el Estany des Peix.

En la bahía de Portocolom, entre los años 2008 y 2010, la biomasa de esta macroalga aumentó a un ritmo de 10,6 g/m² al mes, con máximos en los meses de mayo y junio, que coinciden con el aumento de las horas de luz y de la temperatura.



Pradera de *Caulerpa prolifera*. FUENTE: Xavi Mas.

## 1. Área de distribución

### Metodología

El área de distribución de la macroalga *Caulerpa prolifera* se ha extraído de la cartografía producto de la recopilación, la unificación y la homogeneización de cartografías previas existentes elaborada por Julià y colaboradores.<sup>4</sup>

A partir de estas cartografías se han calculado las áreas ocupadas por cada tipo de hábitat, lo cual nos permite calcular el área de distribución de la especie

### Resultados

Esta macroalga crece particularmente bien en fondos fangosos de aguas abrigadas con altas cargas de nutrientes y de materia orgánica.<sup>2</sup> En las Baleares, su presencia es más común en bahías poco profundas y con baja hidrodinámica, como es el caso de la bahía de Alcúdia, la bahía de Pollença y la de Portocolom, en la isla de Mallorca (Figura 2); Fornells y Addaia en Menorca (Figura 3); Talamanca en Ibiza y el Estany des Peix en Formentera (Figura 4).

El área total que ocupa esta macroalga en el mar Balear es de 1,26 km<sup>2</sup> cuando se trata de praderas monoespecíficas, una cifra que representa un 0,08% del total, y de 9,27 km<sup>2</sup> cuando se consideran todos los hábitats donde está presente (praderas mezcladas con *Cymodocea nodosa* o con *Zostera noltii*), una cifra que representaría un 0,55 % del total del primer kilómetro de costa del mar Balear.

## 2. Biomasa

La biomasa por metro cuadrado de una pradera proporciona información sobre su densidad y su estado de conservación.

### Metodología

Los datos de biomasa proceden del estudio de la bahía de Portocolom de Ruiz-Halpern y colaboradores.<sup>5</sup> Los investigadores recogieron muestras de sedimento y de *Caulerpa prolifera* en la zona de Sa Bassa Nova en cilindros de metacrilato cada mes durante más de un año, entre noviembre de 2008 y enero de 2010. Separaron los tejidos vivos del fango y secaron la *Caulerpa prolifera* dentro de un horno a una temperatura constante de 60 °C. Después se midió el peso de la macroalga contenida dentro de cada cilindro y se estandarizó por el área.<sup>5</sup>

### Resultados

La biomasa de la macroalga *Caulerpa prolifera* en la bahía de Portocolom varió entre 25,2 y 236,6 g/m<sup>2</sup> el mes de noviembre del año 2008, cuando empezó el estudio, y el mes de junio de 2009. Ello supone casi un orden de magnitud de diferencia.

En la bahía de Portocolom, la biomasa de la macroalga *Caulerpa prolifera* fue aumentando a lo largo del tiempo. Durante los meses de primavera —mayo y junio— esta biomasa aumentó mucho más debido

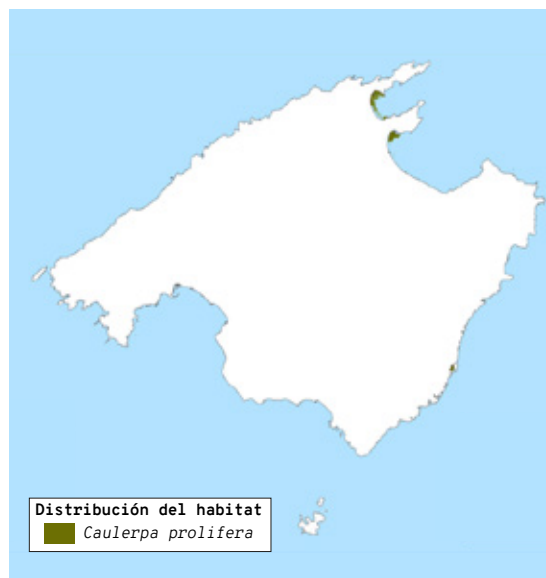


Figura 2. Área de distribución de la macroalga *Caulerpa prolifera* en la isla de Mallorca. FUENTE: Julià et al.<sup>4</sup>

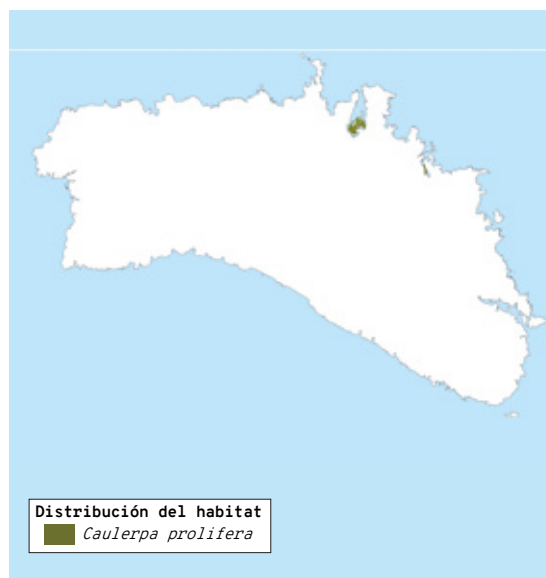


Figura 3. Área de distribución de la macroalga *Caulerpa prolifera* en la isla de Menorca. FUENTE: Julià et al.<sup>4</sup>

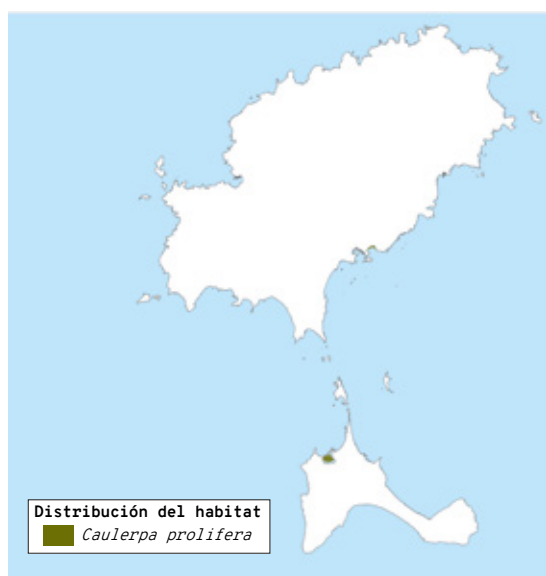
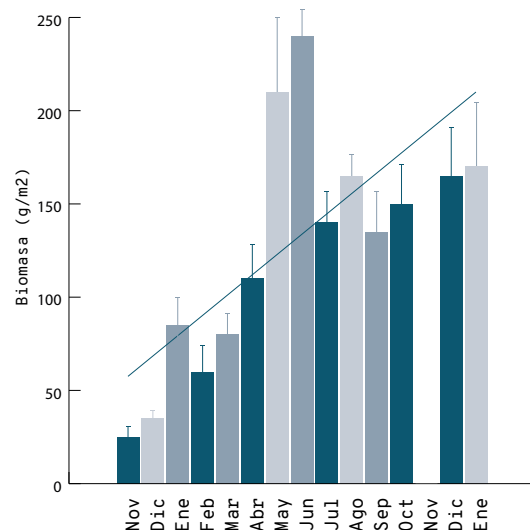


Figura 4. Área de distribución de la macroalga *Caulerpa prolifera* en las Pitiusas. FUENTE: Julià et al.<sup>4</sup>



**Figura 5.** Evolución de la biomasa de *Caulerpa prolifera* de la zona de Sa Bassa Nova de la bahía de Portocolom entre el mes de noviembre de 2008 y el mes de enero de 2010. La raya negra marca la línea de tendencia de la evolución de la biomasa a lo largo del tiempo. FUENTE: Ruiz-Halpern y colaboradores.<sup>5</sup>

al incremento de las horas y la disponibilidad de luz y del aumento de temperatura. En el período de estudio, la biomasa de *Caulerpa prolifera* aumentó en 10,6 g/m<sup>2</sup> por mes ( $R^2 = 0,51$ ;  $p < 0,005$ ) (Figura 5).

Este incremento en la biomasa a lo largo del tiempo muestra que esta especie ha encontrado un hábitat idóneo en las aguas abrigadas y con altos contenidos en nutrientes y materia orgánica de la zona de Sa Bassa Nova de Portocolom.

Cuando un área recibe aportes importantes de nutrientes y materia orgánica se producen cambios en la vegetación sumergida: se pasa de plantas marinas con un crecimiento lento, como sería el caso de la *Posidonia oceanica*, a plantas con un crecimiento más rápido como podría ser la *Cymodocea nodosa*, seguidas de macroalgas como la *Caulerpa prolifera* y, en última instancia, si la carga de nutrientes es muy alta, de microalgas planctónicas.<sup>6</sup> Las zonas con más carga de nutrientes que sufren los efectos negativos de la eutrofización son precisamente las zonas donde esta macroalga prospera, como las bahías de Alcúdia, Pollença, Portocolom, Talamanca o el Estany des Peix. Los cambios en la composición de la vegetación marina tienen profundas implicaciones en el funcionamiento y la estructura de los ecosistemas.<sup>6-8</sup> Las comunidades densas y activas de macrófitos actúan como sumideros de nutrientes, ya que eliminan los nutrientes de la columna de agua, disminuyen su concentración en las aguas circundantes<sup>9</sup> y aumentan la resistencia de los ecosistemas a la eutrofización.<sup>6, 10</sup>

La temperatura también afecta a la distribución de macrófitos marinos y al funcionamiento de los ecosistemas. La temperatura óptima para la macroalga *Caulerpa prolifera* es de 26,4 °C<sup>11</sup>, y a temperaturas superiores a 30 °C se inhibe su fotosíntesis.<sup>10</sup> El calentamiento también afecta a las dinámicas de oxígeno de los hábitats dominados por esta macroalga, por un lado debido a los cambios en su metabolismo, y por el otro, porque se ha visto que la probabilidad de experimentar episodios de falta de oxígeno (hipoxia) aumenta con la temperatura en las praderas de *Caulerpa prolifera*.<sup>2</sup>

## CONCLUSIONES

- La macroalga *Caulerpa prolifera* crece en zonas fangosas de aguas abrigadas y poco profundas (de menos de 20m de profundidad). Crece particularmente bien en áreas con aportes de nutrientes y de materia orgánica, como muestra su distribución.
- Está presente en las bahías de Pollença, Alcúdia, Portocolom, Fornells, Addaia, Talamanca y el Estany des Peix.
- En la bahía de Portocolom, entre los años 2008 y 2010, la biomasa de esta macroalga aumentó a un ritmo de 10,6 g/m<sup>2</sup> al mes, con máximos durante los meses de mayo y junio gracias al aumento de las horas de luz y de la temperatura.



---

**REFERENCIAS**

- <sup>1</sup> SÁNCHEZ-MOYANO, J. E. *et al.* (2001). «Effect of the vegetative cycle of *Caulerpa prolifera* on the spatio-temporal variation of invertebrate macrofauna». *Aquatic Botany*, 70, 163-174.
- <sup>2</sup> VAQUER-SUNYER, R. *et al.* (2012). «Temperature Dependence of Oxygen Dynamics and Community Metabolism in a Shallow Mediterranean Macroalgal Meadow (*Caulerpa prolifera*)». *Estuaries and Coasts*, 35, 1182-1192.
- <sup>3</sup> MATEU-VICENS, G. *et al.* (2010). «Comparative analysis of epiphytic foraminifera in sediments colonized by seagrass *Posidonia oceanica* and invasive macroalgae *Caulerpa* Spp.». *The Journal of Foraminiferal Research*, 40, 134-147.
- <sup>4</sup> JULIÀ, M. *et al.* (2019). *Cartografia de los hábitats marinos de las Islas Baleares: compilación de capas y comunidades bentónicas*. Institut Menorquí d'Estudis. Observatori Socioambiental de Menorca; Societat d'Història Natural de les Balears; Fundació Marilles.
- <sup>5</sup> RUIZ-HALPERN, S.; VAQUER-SUNYER, R.; DUARTE, C. M. (2014). «Annual benthic metabolism and organic carbon fluxes in a semi-enclosed Mediterranean bay dominated by the macroalgae *Caulerpa prolifera*». *Frontiers in Marine Science*, 1. DOI: 10.3389/fmars.2014.00067.
- <sup>6</sup> DUARTE, C. M. (1995). «Submerged aquatic vegetation in relation to different nutrient regimes». *Ophelia*, 41, 87-112.
- <sup>7</sup> BORUM, J. *et al.* (1990). «Eutrofiering-effekter på marine primærproducenter». NPO-forskning fra Miljøstyrelsen - Miljøministeriet, C3.
- <sup>8</sup> SAND-JENSEN, K.; BORUM, J. (1991). «Interactions among phytoplankton, periphyton, and macrophytes in temperate freshwaters and estuaries». *Aquatic Botany*, 41, 137-175.
- <sup>9</sup> GRALL, J.; CHAUVAUD, L. (2002). «Marine eutrophication and benthos: the need for new approaches and concepts». *Global Change Biology*, 8, 813-830.
- <sup>10</sup> LLORET, J.; MARÍN, A.; MARÍN-GUIRAO, L. (2008). «Is coastal lagoon eutrophication likely to be aggravated by global climate change?». *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 78, 403-412.
- <sup>11</sup> SAVVA, I. *et al.* (2018). «Thermal tolerance of Mediterranean marine macrophytes: Vulnerability to global warming». *Ecology and Evolution*, 8, 12032-12043. DOI: 10.1002/ece3.4663.

---

**CITAR COMO**

VAQUER-SUNYER, R.; BARRIENTOS, N.; JULIÀ, M.; MARSINYACH, E. (2020) «*Caulerpa prolifera*». En: Vaquer-Sunyer, R.; Barrientos, N. (ed.). *Informe Mar Balear 2020*. <<https://www.informemarbalear.org/es/especies-emblematicas/imb-caulerpa-prolifera-esp.pdf>>.

# Hàbitats protegidos

*Posidonia oceanica*

*Cymodocea nodosa*

*Zostera noltii*

Coralígeno

Maërl

Corales de profundidad



En la elaboración de este indicador han participado:  
Raquel Vaquer-Sunyer, Natalia Barrientos, Conselleria de Medi Ambient i Territori y Núria Marbà.

# Área de distribución de *Posidonia oceanica*

La fanerógama marina posidonia (*Posidonia oceanica*) es una planta endémica del Mediterráneo, es decir, solo vive en este mar. Su presencia se restringe al piso infralitoral, desde la superficie hasta los 40 metros de profundidad. Como planta marina que es, cabe destacar su capacidad de formar extensas praderas, que constituyen una de las comunidades más productivas del ecosistema litoral, dada su elevada producción primaria, la fauna residente que alberga, su función como refugio de alevines, juveniles y adultos de numerosas especies de peces –algunas de ellas de interés comercial– y su capacidad para exportar materia orgánica mediante sus restos muertos. Estas praderas se conocen popularmente en las Islas como *alguers* o *negre*.

Las praderas de posidonia se encuentran en un proceso de recesión alarmante en todo el Mediterráneo, al igual que la mayoría de plantas marinas,<sup>1,2</sup> a pesar de todos los esfuerzos que se han hecho tanto en el ámbito comunitario como en el nacional o regional. A escala europea, cabe destacar la inclusión de las praderas de posidonia como hábitat prioritario (hábitat 1120) en la Directiva Hábitats (Directiva 92/43/CEE). El objetivo global de la Directiva Hábitats es contribuir a garantizar la biodiversidad mediante la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres en el territorio europeo. Las principales amenazas de las praderas son: las obras marítimas, la contaminación del agua, la eutrofización, el progresivo embarrado de los fondos litorales, la regeneración y la implantación artificial de playas, la gestión incorrecta en la limpieza de las playas, el fondeo masivo e incontrolado de embarcaciones de recreo y el cambio climático.

## VALORES AMBIENTALES DE LAS PRADERAS DE POSIDONIA

Las Baleares son la comunidad autónoma con mayor superficie de praderas de *P. oceanica*, concretamente el 50 % del total inventariado en España. El 40 % de estas se encuentran en áreas incluidas en la Red Natura 2000.

Las praderas de *Posidonia oceanica* son hábitats prioritarios. Proporcionan un gran número de servicios ecosistémicos, como por ejemplo: la oxigenación del agua, la captación de carbono, la protección contra la erosión costera, hábitat para un gran número de especies, favorecen la retención de partículas y amortiguan la fuerza de las olas, entre otros.

## CAPTACIÓN DE CARBONO

Uno de los principales servicios ecosistémicos que proporcionan las praderas de *P. oceanica* es su capacidad de retener carbono, ya que funcionan como importantes sumideros de carbono y ayudan a paliar el calentamiento global.

Los hábitats marinos vegetados tienen una tasa de enterramiento de carbono de 111 Tmol C/año, cifra que representa aproximadamente la mitad del carbono total enterrado en el océano global.<sup>3</sup> Las praderas de fanerógamas marinas, a pesar de su extensión limitada, entierran globalmente entre el 10 y el 15 % de todo el carbono enterrado en los océanos.<sup>3</sup> Los depósitos de carbono acumulados durante milenios<sup>4</sup> en el sedimento de las praderas de *P. oceanica* pueden llegar a

## ¿QUÉ ES?

La planta marina *Posidonia oceanica* es únicamente característica del Mediterráneo. Forma praderas en zonas de hasta 40 metros de profundidad. Tiene una amplia variedad de beneficios ecológicos (retiene carbono, oxigena el agua, forma hábitats con mucha biodiversidad, produce arena y protege la costa).

## METODOLOGÍA

Los datos provienen de la cartografía del Atlas Posidonia de la Conselleria de Medi Ambient i Territori del Govern de les Illes Balears, que ha realizado un inventario, recopilación y análisis de la cartografía existente sobre *Posidonia oceanica* en las Islas Baleares. Entre otras, se ha analizado la información del Observatori Socioambiental de Menorca (OBSAM, 2019), el Consell d'Eivissa (Calas de Ibiza, 2018), el proyecto Posidonia MAPS (Associació Vellmarí, Manu San Félix, 2016), Oceansnell (cartografía de referencia en Formentera, 2016), el Proyecto LIFE Posidonia (2010) y Ecocartografías (antiguo Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, 2008).<sup>21</sup> Visor: <https://ideib.caib.es/posidonia/>

## RESULTADOS

- El área total de las praderas de posidonia cartografiadas es de ~ 553,7 km<sup>2</sup>.
- Cuando se consideran las áreas donde la posidonia coexiste con otros hábitats, el área cartografiada ocupa una superficie de 591,5 km<sup>2</sup>.

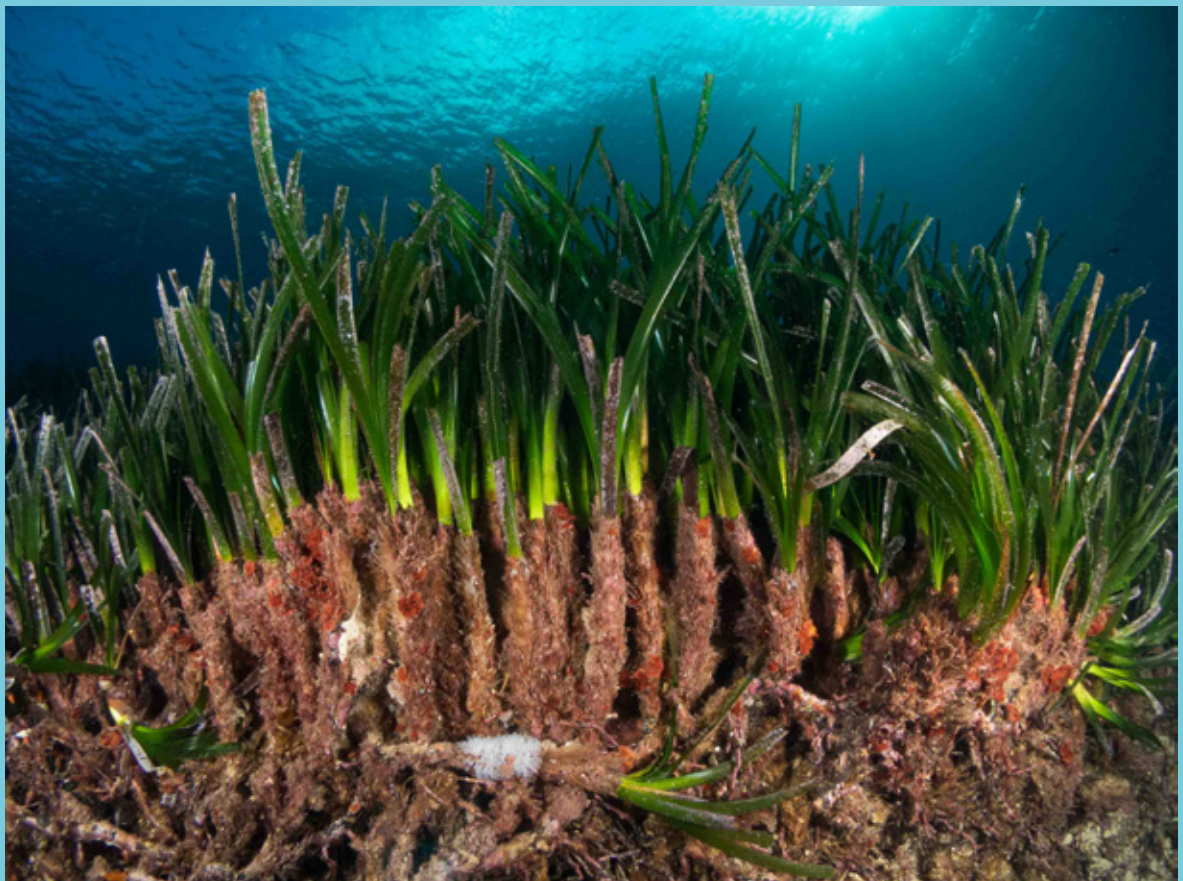
## ¿POR QUÉ?

Las praderas de posidonia se encuentran en recesión. Las Baleares contienen la superficie mayor de España, que supone el 50 % del total. Actualmente está protegida como especie y como hábitat en los ámbitos europeo y estatal. Es de vital importancia tener constancia del área total que ocupa para poder garantizar su preservación.

## LOCALIZACIÓN



- La posidonia es la planta marina mayoritaria en las Islas Baleares, presente en la inmensa mayoría de lugares donde hay fanerógamas marinas.



Fotografía de una pradera de *Posidonia oceanica* con los rizomas a la vista. FUENTE: Miquel Gomila.

los 6 m de altura<sup>5</sup> y están formados por carbono capturado metabólicamente por la comunidad y carbono procedente de fuentes alóctonas que han sedimentado en la pradera.<sup>6</sup>

La pérdida de praderas aumenta el riesgo de erosión de los depósitos de carbono históricos acumulados en el sedimento.<sup>7</sup> Este carbono erosionado se puede emitir como CO<sub>2</sub> a la atmósfera.

---

#### OXIGENACIÓN DEL AGUA

La posidonia, como planta marina, produce oxígeno mediante la fotosíntesis. Esta producción de oxígeno se debe no solo a la planta, sino también a la comunidad de algas epífitas que viven sobre ella. Las praderas de *P. oceanica* tienen una gran producción primaria, lo que determina que su producción de oxígeno también sea muy elevada. Por ejemplo, una pradera a 10 metros de profundidad en Córcega producía 14 litros de oxígeno por metro cuadrado y día.<sup>8</sup>

Esta función de oxigenación del agua es muy importante, ya que los organismos multicelulares precisan oxígeno para vivir. En zonas con poco hidrodinamismo y aportaciones de nutrientes y materia orgánica, la concentración de oxígeno puede caer por debajo de los niveles necesarios para sustentar la vida marina. Esta falta de oxígeno surge como una de las principales amenazas para la conservación de la biodiversidad en el medio marino.<sup>9</sup> Las praderas de *P. oceanica* oxigenan el agua y ayudan a evitar los episodios de falta de oxígeno (hipoxia), que se prevé sean más recurrentes con el calentamiento global.<sup>10</sup> La presencia de praderas de *P. oceanica* es muy importante para mantener la biodiversidad y porque pueden actuar como refugio de especies móviles durante los episodios de falta de oxígeno.

---

#### HÁBITAT Y SUSTRATO PARA OTRAS ESPECIES

La pradera de posidonia alberga una gran variedad de especies animales y vegetales y forma una de las comunidades más diversas de la zona litoral del Mediterráneo. Esta riqueza ha sido bien estudiada y presenta más de 1.500 especies de diferentes grupos taxonómicos (algas, hidroideos, poríferos, poliquetos, briozoos, anfípodos, decápodos y moluscos).<sup>8</sup> Se pueden diferenciar dos ambientes principales para las especies sésiles (que no tienen capacidad de desplazarse): el estrato foliar, en el que se encuentran especies de carácter fotófilo (que tienen afinidad por la luz), y los rizomas en la parte basal, ocupada por las especies de carácter esciófilo (que tienen afinidad por los ambientes sombríos).<sup>8, 11, 12</sup> Además, las praderas albergan una gran cantidad de fauna vágil (con capacidad de desplazarse), en la que destacan los moluscos (principalmente gasterópodos), los crustáceos (principalmente anfípodos, isópodos y decápodos), los equinodermos (principalmente erizos de mar y holoturias) y los peces (sobre todo la *Sarpa salpa* y los signátidos).<sup>11</sup>

---

#### PRODUCCIÓN DE ARENA

Las praderas de *P. oceanica* son importantes productores de arena. En Mallorca, el 67 % de los sedimentos litorales son de origen biológico,<sup>13</sup> y las praderas tienen un papel fundamental en esta producción de arena biogénica. Una parte importante de los organismos epífitos (que viven sobre la planta) de posidonia —tanto de origen animal como vegetal— tienen esqueleto carbonatado (briozoos, foraminíferos, coralináceas...) y cuando las hojas mueren, estos esqueletos carbonatados se fragmentan junto con las hojas de posidonia y forman las partículas que constituyen los granos de arena (el sedimento).<sup>8</sup> Otros organismos que viven asociados a las praderas también son constituyentes de sedimento: al morir y fragmentarse, las conchas

de moluscos, erizos, algas calcáreas y otros organismos también pasan a formar parte de la arena de las playas. Se calcula que las praderas de *P. oceanica* producen al año entre 60 y 70 gramos de carbonatos por metro cuadrado.<sup>14</sup>

#### PROTECCIÓN DE LA COSTA, AMORTIGUAMIENTO DE LAS OLAS Y TRANSPARENCIA DEL AGUA

Las praderas de posidonia tienen un efecto muy importante en la protección del litoral. La hojarasca que se acumula en las playas durante el otoño y el invierno actúa como barrera física que impide la erosión de las playas, fija en ellas el sedimento y evita que los temporales se lleven la arena mar adentro. Además, las praderas de *P. oceanica* amortiguan la fuerza de las olas, disminuyendo su altura y reduciendo su velocidad.<sup>15</sup> Las hojas de la posidonia disipan la energía de las olas y, de esta manera, no llega a actuar sobre los sedimentos. Ello impide su resuspensión y la erosión.<sup>16, 17</sup> La tasa de erosión de sedimentos bajo un dosel de posidonia es aproximadamente entre 4 y 6 veces inferior a la de zonas donde no hay.<sup>18, 19</sup> Así, el agua dentro de la pradera está enriquecida en partículas en comparación con el agua fuera de ella.

Los rizomas de *P. oceanica* fijan el sedimento, y ello da lugar a estructuras como la mata o el arrecife barrera, que amortiguan la acción de las olas. Esta capacidad de retención de partículas y sedimentos favorece la transparencia del agua. En las Baleares podemos agradecer esta transparencia incomparable que atrae a numerosos turistas a las praderas de *P. oceanica*.

Las praderas de posidonia se encuentran en un proceso de recesión alarmante en todo el Mediterráneo, como la mayoría de plantas marinas,<sup>1, 2</sup> a pesar de todos los esfuerzos realizados tanto en el ámbito comunitario como en el nacional o el regional; aunque un estudio reciente sugiere una posible recuperación de las praderas de fanerógamas marinas globalmente.<sup>20</sup> Las principales amenazas de las praderas son: las obras marítimas, la contaminación del agua, la eutrofización, el embarrado progresivo de los fondos litorales, la regeneración y la implantación artificial de playas, la gestión incorrecta de la limpieza de las playas y el fondeo masivo e incontrolado de embarcaciones de recreo.

#### NORMATIVA

- Directiva 92/43/CEE del Consejo, de 21 de mayo de 1992, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres (Directiva Hábitats). La posidonia está incluida en la lista I de hábitats prioritarios de la Directiva (hábitat 1120 *Posidonium oceanicae*).
- La Ley 42/2007, del patrimonio natural y de la biodiversidad (PNyBD, BOE 299 14/12/2007), que sustituye la antigua Ley 4/89 de conservación de los espacios naturales y la flora y fauna silvestres y sus sucesivas reformas.
- El Real decreto 139/2011, de 4 de febrero, para el desarrollo de la Lista de especies silvestres en régimen de protección especial y del Catálogo español de especies amenazadas incluyó *Posidonia oceanica* en la Lista de especies silvestres en régimen de protección especial, lo que implica que debe aplicarse el artículo 61, en los puntos 1a y 1c de la Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del patrimonio natural y de la biodiversidad.
- Modificaciones del Real decreto 139/2011:
  - Orden AAA/75/2012, de 12 de enero,
  - Orden AAA/1771/2015, de 31 de agosto y
  - Orden AAA/1351/2016, de 29 de julio.
- Convenio para la protección del mar Mediterráneo contra la contaminación (Convenio de Barcelona, de 16 de febrero de 1976, modificado el 10 de junio de 1995).
- Directiva (UE) 2017/845 de la Comisión, de 17 de mayo de 2017, por la que se modifica la Directiva 2008/56/CE del Parlamento Europeo y del Consejo en lo que se refiere a las listas indicativas de elementos que deben tomarse en consideración a la hora de elaborar estrategias marinas (Texto pertinente a efectos del EEE) [en línea]. <http://data.europa.eu/eli/dir/2017/845/oj>.
- Decreto 25/2018, de 27 de julio, sobre la conservación de *Posidonia oceanica* en las Illes Balears (BOIB núm. 93, de 28 de julio de 2018).

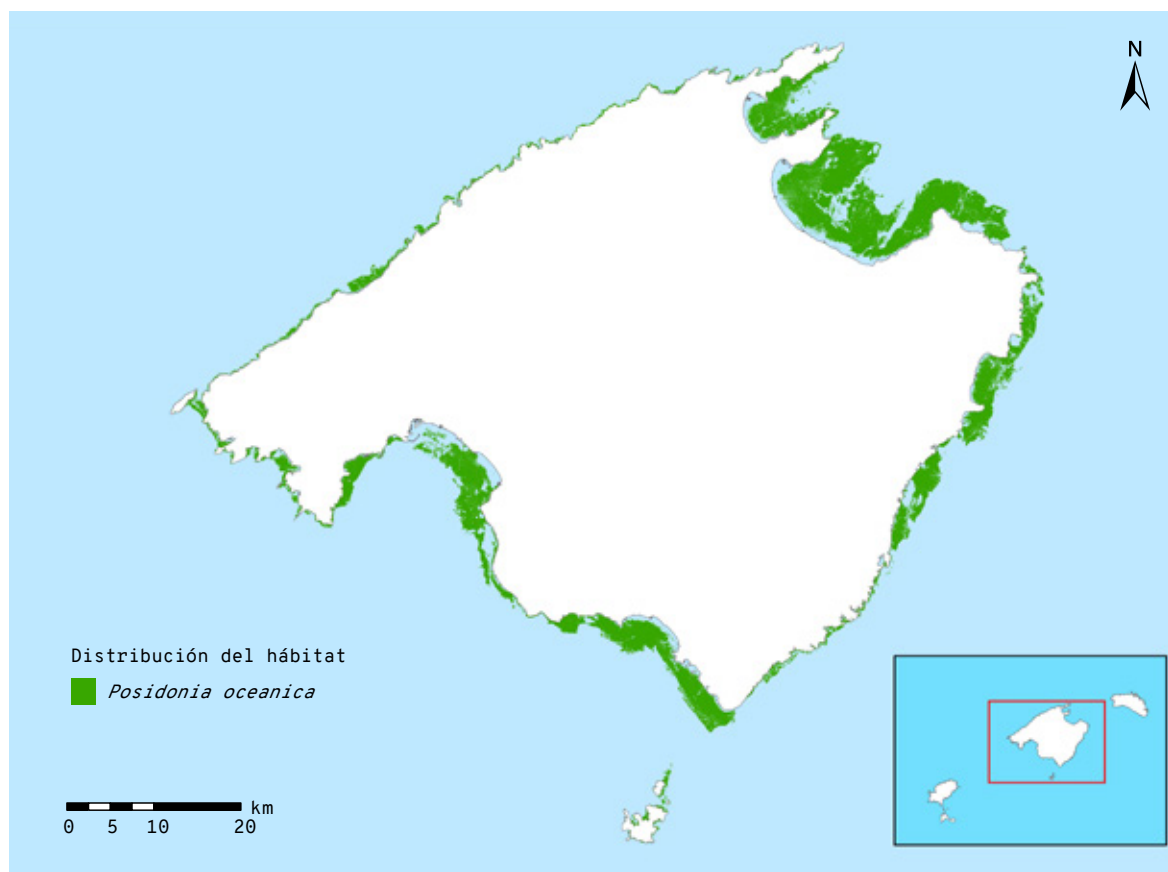


Figura 1. Área de distribución de *Posidonia oceanica* en la isla de Mallorca. FUENTE: Cartografía del Atlas Posidonia de la Conselleria de Medi Ambient i Territori del Govern de les Illes Balears.<sup>21</sup>

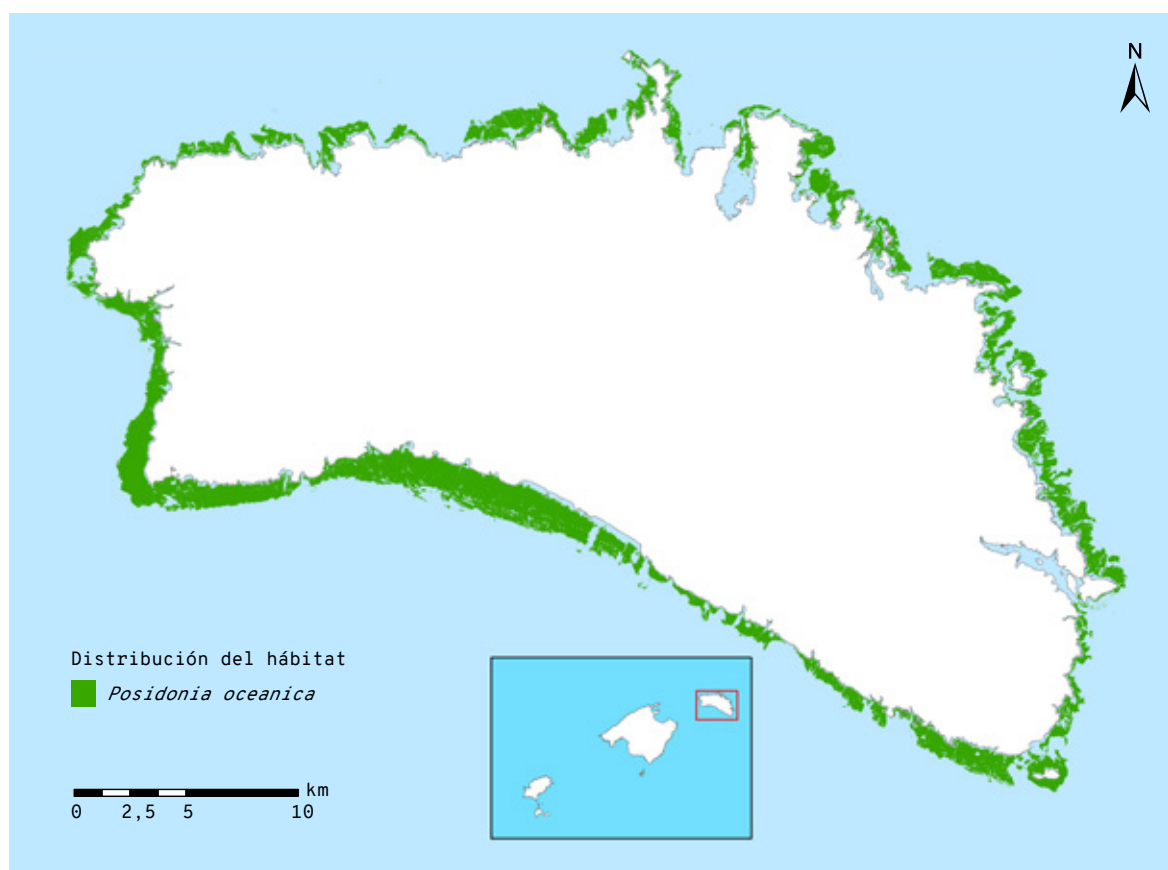
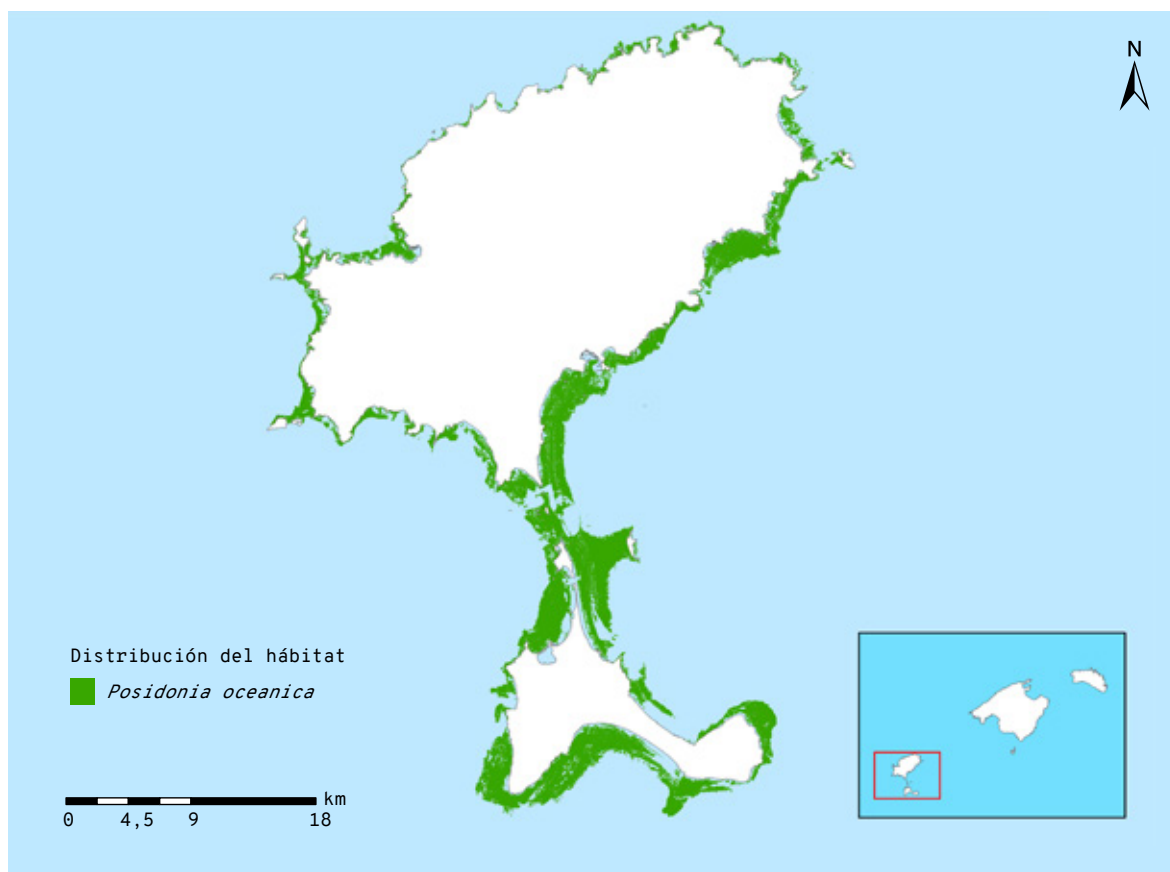


Figura 2. Área de distribución de *Posidonia oceanica* en la isla de Menorca. FUENTE: Cartografía del Atlas Posidonia de la Conselleria de Medi Ambient i Territori del Govern de les Illes Balears.<sup>21</sup>





**Figura 3.** Área de distribución de *Posidonia oceanica* en las Pitiusas. FUENTE: Cartografía del Atlas Posidonia de la Conselleria de Medi Ambient i Territori del Govern de les Illes Balears.<sup>21</sup>

## METODOLOGÍA

El área de distribución de la planta marina *Posidonia oceanica* se ha extraído de la cartografía del Atlas Posidonia de la Conselleria de Medi Ambient i Territori del Govern de les Illes Balears, que ha realizado un inventario, recopilación y análisis de la cartografía existente sobre *Posidonia oceanica* en las Islas Baleares. Entre otras, se ha analizado la información del Observatori Socioambiental de Menorca (OBSAM, 2019), el Consell d'Eivissa (Calas de Ibiza, 2018), el proyecto Posidonia MAPS (Associació Vellmarí, Manu San Félix, 2016), Oceansnell (cartografía de referencia en Formentera, 2016), el Proyecto LIFE Posidonia (2010) y Ecocartografías (antiguo Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, 2008).<sup>21</sup> Visor: <https://ideib.caib.es/posidonia/>

A partir de estas cartografías se han calculado las áreas ocupadas por cada tipo de hábitat, lo que permite calcular el área de distribución de la especie.

## RESULTADOS

*Posidonia oceanica* está ampliamente distribuida en las Islas Baleares, y esta comunidad autónoma es la que presenta una superficie mayor de este hábitat de toda España; concretamente más del 50 % inventariado se encuentra en las Baleares.

Los mapas de distribución muestran esta amplia distribución en fondos arenosos desde la superfi-

cie hasta los 40 metros de profundidad, aunque se ha hallado hasta una profundidad de 43 metros en aguas de Cabrera.<sup>22</sup>

En Mallorca se encuentra ampliamente distribuida (Figura 1).

En la isla de Menorca se encuentra rodeando casi toda la isla, y solo está ausente en puertos cerrados altamente antropizados, como el puerto de Maó o la bahía de Fornells (Figura 2).

En las Pitiusas también se encuentra ampliamente distribuida (Figura 3). Alrededor de Formentera hay praderas especialmente extensas que confieren a las aguas de esta isla su color azul único, y que fueron declaradas Patrimonio de la Humanidad, en concreto la pradera del Parque Natural de Ses Salines de Ibiza y Formentera. En él se detectó un ejemplar de unos siete kilómetros de envergadura que podría tener cien mil años de antigüedad.<sup>23</sup>

El área total que ocupan las praderas de *Posidonia oceanica* en el mar Balear según la cartografía del Atlas Posidonia de la Conselleria de Medi Ambient i Territori del Govern de les Illes Balears es de 553,7 km<sup>2</sup> aproximadamente cuando se trata de praderas monoespecíficas, y de 591,5 km<sup>2</sup> cuando se consideran todos los hábitats donde está presente (praderas mezcladas con algas fotófilas o hemiesciófilas, arrecifes, con rizoma muerto, sobre piedra con arena o con otras fanerógamas).

## CONCLUSIONES

→ Las praderas de *Posidonia oceanica* están ampliamente distribuidas en las Islas Baleares, donde ocupan 553,7 km<sup>2</sup> en forma de praderas monoespecíficas y 591,5 km<sup>2</sup> cuando se consideran todos los hábitats donde está presente.

## REFERENCIAS

- <sup>1</sup> ORTH, R. J. *et al.* (2006). «A global crisis for seagrass ecosystems». *BioScience*, 56, 987-996. DOI: 10.1641/0006-3568(2006)56[987:agcfse]2.0.co;2.
- <sup>2</sup> WAYCOTT, M. *et al.* (2009). «Accelerating loss of seagrasses across the globe threatens coastal ecosystems». *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 106, 12377-12381. DOI: 10.1073/pnas.0905620106.
- <sup>3</sup> DUARTE, C. M.; MIDDELBURG, J. J.; CARACO, N. (2005). «Major role of marine vegetation on the oceanic carbon cycle». *Biogeosciences*, 2, 1-8.
- <sup>4</sup> MATEO, M. A. *et al.* (1997). «Dynamics of Millenary Organic Deposits Resulting from the Growth of the Mediterranean Seagrass *Posidonia oceanica*». *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 44, 103-110. DOI: 10.1006/ecss.1996.0116.
- <sup>5</sup> LO IACONO, C. *et al.* (2008). «Very high-resolution seismo-acoustic imaging of seagrass meadows (Mediterranean Sea): Implications for carbon sink estimates». *Geophysical Research Letters*, 35. DOI: 10.1029/2008gl034773.
- <sup>6</sup> DUARTE, C. M. *et al.* (2013). «Assessing the capacity of seagrass meadows for carbon burial: Current limitations and future strategies». *Ocean & Coastal Management*, 83, 32-38. DOI: 10.1016/j.ocecoaman.2011.09.001.
- <sup>7</sup> MARBA, N. *et al.* (2015). «Impact of seagrass loss and subsequent revegetation on carbon sequestration and stocks». *Journal of Ecology*, 103, 296-302. DOI: 10.1111/1365-2745.12370.
- <sup>8</sup> DUARTE, C. M. *et al.* (2000). *La posidònia. L'alga que no ho és*. Palma: Conselleria d'Agricultura i Pesca. Direcció General de Pesca del Govern Balear. (Quaderns de Pesca; 5).
- <sup>9</sup> VAQUER-SUNYER, R.; DUARTE, C. M. (2008). «Thresholds of hypoxia for marine biodiversity». *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 105, 15452-15457.
- <sup>10</sup> VAQUER-SUNYER, R. *et al.* (2012). «Temperature Dependence of Oxygen Dynamics and Community Metabolism in a Shallow Mediterranean Macroalgal Meadow (*Caulerpa prolifera*)». *Estuaries and Coasts*, 35, 1182-1192.
- <sup>11</sup> ROS, J. D. *et al.* (1989). «Buceando en aguas azules. El bentos». A: MARGALEF, R. (ed.). *El Mediterráneo occidental*. Barcelona: Ediciones Omega.
- <sup>12</sup> SAN FÉLIX, M. (2000). *La posidònia. El bosc submergit*. Palma: Edicions Documenta Balear.
- <sup>13</sup> RODRÍGUEZ-PEREA, A. *et al.* (2000). *Alternatives a la dependència de les platges de les Balears de la regeneració artificial continuada: Informe Metadona*. Palma: Edicions UIB.
- <sup>14</sup> CANALS, M.; BALLESTEROS, E. (1997). «Production of carbonate particles by phytobenthic communities on the Mallorca-Menorca shelf, northwestern Mediterranean Sea». *Deep-Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 44, 611-629. DOI: 10.1016/s0967-0645(96)00095-1.
- <sup>15</sup> LARKUM, ANTHONY W. D.; ORTH, ROBERT J.; DUARTE, CARLOS M. (ed.) (2006). *Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation*. Springer.
- <sup>16</sup> HENDRIKS, I. E. *et al.* (2010). «Effects of seagrasses and algae of the *Caulerpa* family on hydrodynamics and particle-trapping rates». *Marine Biology*, 157, 473-481.
- <sup>17</sup> HENDRIKS, I. E. *et al.* (2008). «Experimental assessment and modeling evaluation of the effects of the seagrass *Posidonia oceanica* on flow and particle trapping». *Marine Ecology Progress Series*, 356, 163-173.



- <sup>18</sup> GACIA, E. *et al.* (1999). «An approach to measurement of particle flux and sediment retention within seagrass (*Posidonia oceanica*) meadows». *Aquatic Botany*, 65, 255-268. DOI: 10.1016/s0304-3770(99)00044-3.
- <sup>19</sup> TERRADOS, J.; DUARTE, C. M. (2000). «Experimental evidence of reduced particle resuspension within a seagrass (*Posidonia oceanica* L.) meadow». *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 243, 45-53. DOI: 10.1016/s0022-0981(99)00110-0.
- <sup>20</sup> SANTOS, C. B. DE LOS *et al.* (2019). «Recent trend reversal for declining European seagrass meadows». *Nature Communications*, 10. DOI: 10.1038/s41467-019-11340-4.
- <sup>21</sup> CONSELLERIA DE MEDI AMBIENT I TERRITORI. (2021). «Cartografía del Atlas Posidonia. Inventario, recopilación y análisis de la cartografía sobre *Posidonia oceanica* existente en las islas Baleares». Govern de les Illes Balears. Conselleria de Medi Ambient i Territori.
- <sup>22</sup> MARBÀ, N. *et al.* (2002). «Effectiveness of protection of seagrass (*Posidonia oceanica*) populations in Cabrera National Park (Spain)». *Environmental Conservation*, 29, 509-518. DOI: 10.1017/s037689290200036x.
- <sup>23</sup> ARNAUD-HAOND, S. *et al.* (2012). «Implications of Extreme Life Span in Clonal Organisms: Millenary Clones in Meadows of the Threatened Seagrass *Posidonia oceanica*». *PLoS ONE*, 7. DOI: 10.1371/journal.pone.0030454.

---

#### CITAR COMO

Vaquer-Sunyer, R.; Barrientos, N.; Conselleria de Medi Ambient del Govern de les Illes Balears; Marbà, N. (2021) «*Posidonia oceanica*». En: Vaquer-Sunyer, R.; Barrientos, N. (ed.). *Informe Mar Balear 2021* <<https://informemarbalear.org/es/habitats-protegidos/imb-posidonia-oceanica-esp.pdf>>

En la elaboración de este indicador han participado:  
Raquel Vaquer-Sunyer, Natalia Barrientos, Marc Julià Eva Marsinyach,  
Fiona Tomàs y Núria Marbà.

# *Cymodocea nodosa*

## 1. Área de distribución

## 2. Cobertura

## 3. Densidad

La *Cymodocea nodosa* es una planta marina (fanerógama) con raíces, tallos, hojas y flores que produce frutos (Figura 1).

Es la segunda planta marina en importancia del Mediterráneo, solo por detrás de la *Posidonia oceanica*, tanto por su envergadura como por la extensión que ocupan sus praderas. Esta planta suele habitar zonas de arena poco profundas (de profundidades entre 1,5 y 35 m) y zonas fangosas de bahías someras. Es una especie muy resistente a las altas temperaturas<sup>1</sup> y se cree que podría colonizar las áreas donde la *Posidonia oceanica* podría desaparecer.<sup>2</sup> De hecho, se encuentra comúnmente colonizando zonas donde esta planta marina ha desaparecido como resultado de diversos impactos antrópicos e, incluso, sobre rizoma muerto de posidonia.

Las praderas de macrófitos marinos (tanto plantas [angiospermas] como macroalgas marinas) son ecosistemas clave para mantener la biodiversidad litoral gracias, en gran parte, a sus funciones de

oxigenación de las aguas y de captación de carbono y nutrientes. Estos ecosistemas litorales se caracterizan por su elevada productividad y su capacidad para mantener las aguas transparentes, oxigenadas y con bajas concentraciones de nutrientes. También pueden llegar a ser importantes sumideros de carbono.

### NORMATIVA

- Real Decreto 139/2011, de 4 de febrero, para el desarrollo de la Lista de especies silvestres en régimen de protección especial y del Catálogo español de especies amenazadas, y sus modificaciones:
  - Orden AAA/75/2012, de 12 de enero,
  - Orden AAA/1771/2015, de 31 de agosto,
  - y Orden AAA/1351/2016, de 29 de julio.



**Figura 1.** Fotografía de detalle de una pradera de *Cymodocea nodosa*, con una planta en flor.  
FUENTE: Eva Marsinyach.

## ¿QUÉ ES?

La planta marina *Cymodocea nodosa* es la segunda fanerógama marina en importancia del Mediterráneo —solo por detrás de la *Posidonia oceanica*—, tanto por su envergadura como por la extensión que ocupan sus praderas.

## RESULTADOS

Es una planta con una distribución muy dinámica. En Mallorca, se encuentra en las bahías de Alcúdia y de Pollença, en la Reserva Marina de la Bahía de Palma y en la bahía de Portocolom; en diversos lugares de Cabrera; en Menorca, en diversos lugares del sur de la isla, así como en las bahías de Fornells y de Addaia, en el puerto de Maó y en algunas áreas del este de la isla, y en las Pitiusas, en Formentera y en los Freus que separan las dos islas, así como en Cala Vedella y Talamanca.

La superficie que ocupa y su distribución están subestimadas. Es preciso mejorar la cartografía existente, dado que no toda su área de distribución está cartografiada y que en las zonas cartografiadas habría que mejorar la definición.

Teniendo en cuenta los datos del estudio de Julià y colaboradores, el área total que ocupa esta planta en el mar Balear en forma de praderas mono-específicas es de 3,32 km<sup>2</sup> (0,20 %), y de 16,12 km<sup>2</sup> (0,96 %) cuando se consideran todos los hábitats en los que está presente.

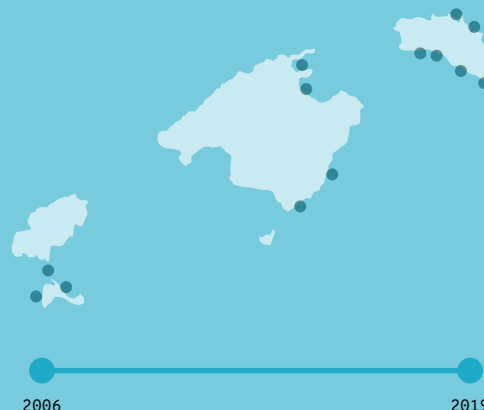
La cobertura de las praderas de *Cymodocea nodosa* en las zonas de estudio de la isla de Menorca varió entre el 21,1 % de la zona de Es Grau y el 68,9 % de la bahía de Addaia, mientras que la media de todas las estaciones de estudio fue de  $47,0 \pm 3,1$  %. Tanto la mayor densidad como la menor de *Cymodocea nodosa* se localizaron en la isla de Menorca:  $1.977,8 \pm 325,4$  haces/m<sup>2</sup> en S'Estany y 340,9 haces/m<sup>2</sup> en S'Arenal d'en Castell, ambos medidos en el verano de 2006.

La *Cymodocea nodosa* podría expandir su área de distribución, ya que es una especie muy tolerante a las altas temperaturas y el calentamiento global podría beneficiarla.

## ¿POR QUÉ?

Es una especie protegida por el Decreto 139/2011 y por el Convenio de Barcelona, y es preciso garantizar su conservación. Con el calentamiento global puede aumentar su distribución, ya que es muy resistente al aumento de la temperatura.

## LOCALIZACIÓN

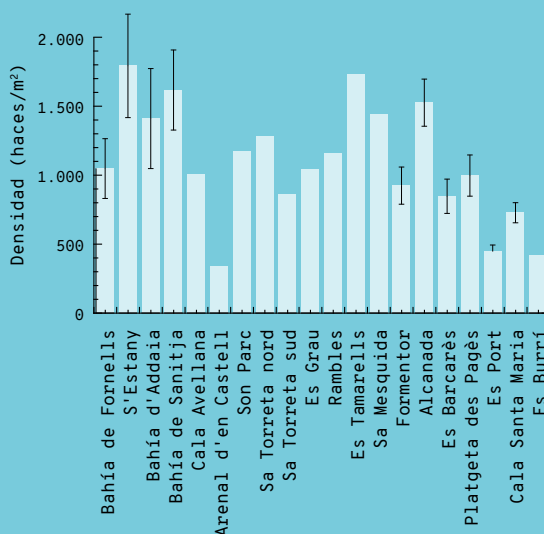


## METODOLOGÍA

Se ha estimado su área de distribución según la cartografía unificada de Julià *et al.* (2019).

Se ha realizado un estudio de su cobertura en zonas del norte y del nordeste de Menorca en el año 2006 (Pons-Fàbregas, 2007).

Se han realizado diversos estudios en los que se ha medido la densidad en Mallorca, Cabrera y Menorca (Fiona Tomàs [inédito], Pons-Fàbregas, 2007 y Pérez *et al.*, 1997).



Medias de la densidad de haces de *Cymodocea nodosa* en las zonas de las que se dispone de datos: Mallorca, Cabrera y Menorca. FUENTES: Fiona Tomàs [inédito], Pérez *et al.* (1997) y Pons-Fàbregas (2007).



Figura 2. Área de distribución de *Cymodocea nodosa* en la isla de Mallorca.



Figura 3. Área de distribución de *Cymodocea nodosa* en la isla de Menorca.

→ Convenio para la protección del mar Mediterráneo contra la contaminación (Convenio de Barcelona del 16 de febrero de 1976, modificado el 10 de junio de 1995).

## 9. Área de distribución

### METODOLOGÍA

El área de distribución de la planta marina *Cymodocea nodosa* se ha extraído de la recopilación, la unificación y la homogeneización de cartografías previas existentes llevadas a cabo por Julià y colaboradores.<sup>3</sup>

A partir de estas cartografías se han calculado las áreas ocupadas por cada tipo de hábitat, lo que nos permite calcular el área de distribución de la especie.

### RESULTADOS

La *Cymodocea nodosa* es una planta con una distribución muy dinámica. Puede colonizar áreas donde previamente había praderas de *Posidonia oceanica* que han desaparecido por perturbaciones antrópicas (causadas por actividades humanas).

Su principal área de distribución son fondos arenosos poco profundos (de menos de 35 metros de profundidad) y bahías fangosas someras.

En la isla de Mallorca se encuentra en las bahías de Alcúdia y de Pollença (Figura 2), en forma de praderas monoespecíficas o creciendo junto con la macroalga *Caulerpa prolifera*. También está presente en la Reserva Marina de la Bahía de Palma, en la bahía de Portocolom y en diversas zonas del Parque Nacional Marítimo-terrestre del Archipiélago de Cabrera, así como en muchos otros lugares, aunque no necesariamente formando praderas extensivas (ej.: Cala Comtessa, bahía de Palma).

En Menorca se encuentra en diversos lugares del sur de la isla, así como en las bahías de Fornells y Addaia, en el puerto de Maó y en algunas áreas del este de la isla (Figura 3).

En las islas Pitiusas está presente en Formentera y en los Freus que separan las dos islas (Figura 4). También se puede encontrar en Cala Vedella y en Talamanca.<sup>4, 5</sup>

El área total que ocupa esta planta en el mar Balear es de 3,32 km<sup>2</sup> cuando se trata de praderas monoespecíficas, una cifra que representa el 0,20 % del total, y de 16,12 km<sup>2</sup> cuando se consideran todos los hábitats donde está presente (arenas finas con *Cymodocea nodosa*, praderas mezcladas con *Cystoseira sp.*, con *Caulerpa prolifera* o con *Zostera noltii*), una cifra que representaría el 0,96 % del total del primer kilómetro de costa del mar Balear.

## 10. Cobertura

La cobertura de una pradera proporciona información sobre su estado de conservación y representa el porcentaje de la superficie ocupada por praderas de la planta *Cymodocea nodosa*.

### METODOLOGÍA

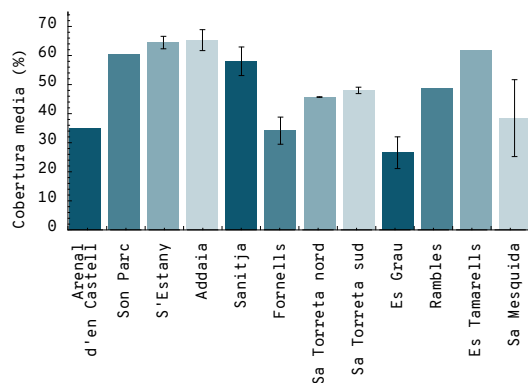
La cobertura representa el porcentaje de la superficie ocupada por praderas de *Cymodocea nodosa*. La media de la cobertura de la pradera de los diferentes transectos realizados en cada punto de muestreo representa una estima de la cobertura global de la pradera en aquella área.

Los datos que se presentan aquí provienen del trabajo de fin de máster de Catalina Pons-Fàbregas, que realizó estas medidas en el verano del año 2006 en diversos puntos de la zona norte y nordeste de la isla de Menorca.<sup>6</sup>

Para medir la cobertura se realizaron transectos lineales de 50 metros de longitud en la zona de estudio, mediante buceo científico, desde el punto central de cada pradera y perpendiculares a la costa (dos



**Figura 4.** Área de distribución de *Cymodocea nodosa* en las islas Pitiusas.



**Figura 5.** Cobertura media (en porcentaje) de las praderas de *Cymodocea nodosa* medidas en 2006 en la isla de Menorca. FUENTE: Pons-Fàbregas.<sup>6</sup>

en cada punto de muestreo). Se registró la longitud cubierta por la pradera de *Cymodocea nodosa* y la de otros sustratos y especies presentes en la zona (arena, fango, *Posidonia oceanica*, *Zostera noltii*, *Caulerpa prolifera*, etc.) sobre la cinta métrica y a 50 cm a cada lado de la cinta (con una franja total de un metro). Los valores obtenidos se presentan como porcentaje de recubrimiento del sustrato.

También se tomaron medidas de cobertura con cuadrantes de 20 x 20 cm con los que se evaluó el porcentaje de cobertura del sustrato.

En los casos en que las praderas de *Cymodocea nodosa* estaban compuestas por manchas menores de 50 m de longitud, no se realizaron los transectos, sino que se midieron las coberturas con cuadrantes de 20 x 20 cm en tres puntos al azar de diferentes manchas, con un mínimo de 4 medidas en cada punto.

## RESULTADOS

La cobertura de *Cymodocea nodosa* en los lugares seleccionados de la isla de Menorca en el año 2006 varió entre el 21,1 % de cobertura en la zona de Es Grau y el 68,9 % de cobertura en la bahía de Addaia (Figura 5).<sup>6</sup> La media de cobertura en las estaciones de estudio fue de  $47,0 \pm 3,1$  %.

Diversas zonas de las estudiadas presentan coberturas superiores al 50 %, como es el caso de Son Parc, S'Estany, las bahías de Addaia y Sanitja, y Es Tamarrells (Figura 5).

## 11. Densidad

La densidad de una pradera proporciona información sobre su estado de conservación.

### METODOLOGÍA

Los datos presentados aquí corresponden a medidas de densidad que se tomaron en diversos pun-

tos del norte de Mallorca y en la isla de Cabrera por parte del equipo liderado por la doctora Fiona Tomàs en el marco del proyecto «Praderas de *Cymodocea nodosa* del P. N. Archipiélago de Cabrera: el papel de la diversidad genética en el funcionamiento del ecosistema y sus implicaciones para la conservación (1623/2015 DIVCYMOGEN)».

Los investigadores midieron la densidad de diversas praderas de *Cymodocea nodosa* de la isla de Mallorca y de Cabrera en los veranos de los años 2017 y 2018. Se realizó seguimiento en cuatro localizaciones de Cabrera en el año 2017: Es Port, Cala Santa Maria, Es Burrí y la Platgeta des Pagès. En la isla de Mallorca, el seguimiento se realizó en los años 2017 y 2018 en tres localizaciones: Formentor, Alcanada y Es Barcarès.

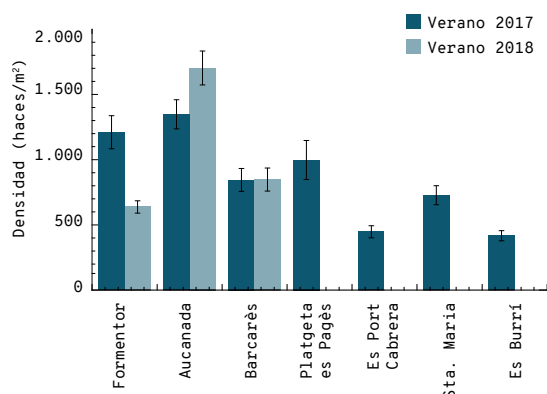
También se presentan datos de la isla de Menorca provenientes de 2 estudios diferentes:

- Un estudio del año 1996 elaborado por investigadores de la Universitat de Barcelona con la colaboración del Institut Menorquí d'Estudis (IME).<sup>7</sup>
- Un estudio elaborado en el año 2006 como trabajo de fin de máster de Catalina Pons-Fàbregas por la Universidad de Cádiz, en colaboración con el Observatori Socioambiental de Menorca (OBSAM) y el Institut Menorquí d'Estudis.<sup>6</sup>

## RESULTADOS

La mayor densidad de haces de *Cymodocea nodosa* por metro cuadrado en la isla de Mallorca se localizó en la zona de Alcanada en el año 2018, donde se contabilizaron  $1.702,5 \pm 129,7$  haces/m<sup>2</sup> (Figura 6). El año anterior se habían medido  $1.347,5 \pm 111,5$  haces/m<sup>2</sup>, una cifra que muestra un incremento de 355 haces en un año y que podría indicar que la pradera se encuentra en buenas condiciones. Aun así, estos resultados deben interpretarse con cautela, ya que solo se dispone de 2 años de datos y la *Cymodocea nodosa* es una planta muy dinámica.





**Figura 6.** Densidad de las praderas de *Cymodocea nodosa* medidas en los años 2017 y 2018 por investigadores del IMEDEA en las islas de Mallorca y Cabrera. FUENTE: Tomàs y colaboradores, sin publicar.

Por lo que se refiere a las otras dos localizaciones de la isla de Mallorca de las que se tienen datos de los dos años, la de Es Barcarès permanece estable y su densidad prácticamente no varió entre los dos años, mientras que la pradera de Formentor disminuyó de densidad: pasó de  $1.210 \pm 136,6$  haces/m<sup>2</sup> a  $637,5 \pm 47,5$  haces/m<sup>2</sup>, una reducción de 572,5 haces en un año, unas cifras que muestran que esta pradera podría encontrarse en regresión (Figura 6).

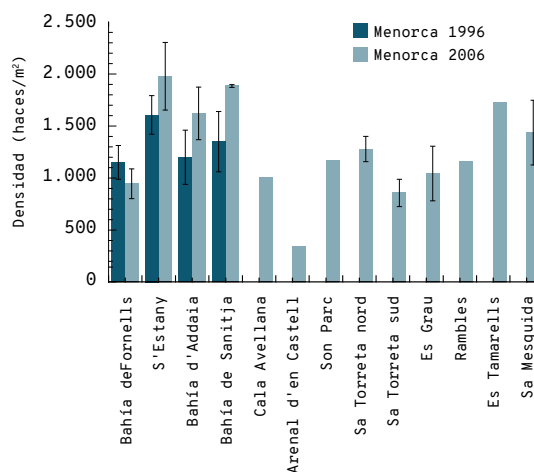
La densidad más pequeña de haces de *Cymodocea nodosa* se midió en Es Burri (Cabrera) en el año 2017, con una densidad de  $417,5 \pm 38,7$  haces/m<sup>2</sup> (Figura 6).

En la isla de Menorca, la menor densidad medida fue la de S'Arenal d'en Castell en el año 2006, donde se encontraron 340,9 haces/m<sup>2</sup>.<sup>6</sup> El punto donde se encontró la mayor densidad de *Cymodocea nodosa* fue en S'Estany, con  $1.977,8 \pm 325,4$  haces/m<sup>2</sup> (Figura 7).<sup>6</sup> En la isla de Menorca se encontraron los rangos de densidades mayores, y se midieron tanto las densidades máximas como las mínimas.

La temperatura afecta a la distribución de macrófitos sumergidos y al funcionamiento de los ecosistemas. La temperatura óptima para la planta marina *Cymodocea nodosa* es de 29,4 °C, y su límite superior de temperatura es de más de 34 °C.<sup>1</sup> El calentamiento global podría beneficiar a esta especie, ya que es muy tolerante a las altas temperaturas, mientras que otras especies de macrófitos son más vulnerables.<sup>8</sup>

## CONCLUSIONES

→ La *Cymodocea nodosa* es una planta con una distribución muy dinámica que suele colonizar áreas de arenas finas o fangosas y zonas donde



**Figura 7.** Densidad de las praderas de *Cymodocea nodosa* medidas en los años 1996 y 2006 en la isla de Menorca. FUENTE: Pérez y colaboradores<sup>7</sup> y Pons-Fàbregas.<sup>6</sup>

previamente había praderas de *Posidonia oceanica* que han desaparecido por perturbaciones antrópicas. Su principal área de distribución son los fondos arenosos poco profundos. En Mallorca se encuentra en las bahías de Alcúdia y de Pollença, en la Reserva Marina de la Bahía de Palma, en la bahía de Portocolom y en diversos puntos del litoral; en Cabrera, en diversos puntos; en Menorca, en diversos lugares del sur de la isla, así como en las bahías de Fornells y de Addaia, en el puerto de Maó y en algunas áreas del este de la isla, y en las Pitiusas, en Formentera y en los Freus que separan las dos islas, así como en Cala Vedella y Talamanca.

→ Según los datos de Julià y colaboradores,<sup>3</sup> el área total que ocupa esta planta en el mar Balear en forma de praderas monoespecíficas es de 3,32 km<sup>2</sup> (0,20 %), y de 16,12 km<sup>2</sup> (0,96 %) cuando se consideran todos los hábitats donde está presente.

→ La superficie que ocupa esta planta y su distribución están subestimadas. Es preciso mejorar la cartografía existente referente a este hábitat, dado que no está cartografiada toda su área de distribución<sup>3</sup> y habría que mejorar la definición y la identificación en las zonas ya cartografiadas.

→ La cobertura de las praderas de *Cymodocea nodosa* en las zonas de estudio de la isla de Menorca varió entre un 21,1 % en la zona de Es Grau y un 68,9 % en la bahía de Addaia, mientras que la media de todas las estaciones de estudio fue de  $47,0 \pm 3,1$  %.

→ De las zonas seguidas por los investigadores del IMEDEA, la densidad mayor de haces de *Cymodocea nodosa* se midió en Alcanada en

el año 2018, con  $1.702,5 \pm 129,7$  haces/m<sup>2</sup>. En S'Estany, en la isla de Menorca, se superó esta densidad: se encontraron  $1.977,8 \pm 325,4$  haces/m<sup>2</sup>.

- De las 3 zonas de Mallorca donde se ha realizado seguimiento temporal, una zona muestra un aumento de la densidad (Alcanada, con un incremento de 355 haces en un año); otra se muestra estable (Es Barcarès), y la tercera muestra una disminución de la densidad (Formentor, con una reducción de 572,5 haces en un año). Aunque estos datos pertenecen a sólo

dos años de seguimiento, por lo que hay que interpretarlos con cautela.

- Las menores densidades se midieron en el año 2006 en S'Arenal d'en Castell (Menorca), donde se encontraron 340,9 haces/m<sup>2</sup>, y en el año 2017 en Es Burri (Cabrera), con una densidad de  $417,5 \pm 38,7$  haces/m<sup>2</sup>.
- Al tratarse de una especie muy tolerante a las altas temperaturas, el calentamiento global podría beneficiar a la *Cymodocea nodosa* y su área de distribución podría expandirse.

---

## REFERENCIAS

- <sup>1</sup> SAVVA, I. et al. (2018). «Thermal tolerance of Mediterranean marine macrophytes: Vulnerability to global warming». *Ecology and Evolution*, 8, 12032-12043, DOI: 10.1002/ece3.4663.
- <sup>2</sup> VÍLCHEZ MORAGUES, P. DE et al. (2019). «El canvi climàtic». En: *Estudi sobre la prospectiva econòmica, social i mediambiental de les societats de les Illes Balears a l'Horitzó 2030 (H2030)*. Palma: Consell Econòmic i Social; Universitat de les Illes Balears.
- <sup>3</sup> JULIÀ, M. et al. (2019). *Cartografía de los hábitats marinos de las Islas Baleares: compilación de capas y comunidades bentónicas*. Institut Menorquí d'Estudis. Observatori Socioambiental de Menorca; Societat d'Història Natural de les Balears; Fundació Marilles.
- <sup>4</sup> VAQUER-SUNYER, R. (2019). «Capítulo II. Caracterización de las praderas de Posidonia oceanica de Cala Vedella». En: *Caracterización del hábitat sumergido en Cala Vedella (praderas de Posidonia oceanica, macroinvertebrados, fauna y flora epífita asociada) en Cala Vedella, abril de 2019*. [Informe inédito para el Ayuntamiento de Sant Josep].
- <sup>5</sup> VAQUER-SUNYER, R. et al. (2019) «Capítulo II. Caracterización de las praderas de Posidonia oceanica de Talamanca». En: *Caracterización del hábitat sumergido de Talamanca (praderas de Posidonia oceanica, macroinvertebrados, fauna y flora epífita asociada), mayo del 2019*. [Informe inédito para el Ayuntamiento de Ibiza].
- <sup>6</sup> PONS-FÁBREGAS, C. (2007). «Estudio del estado de conservación de la fanerógama marina *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson en Menorca». Cádiz: Universidad de Cádiz. [Trabajo de fin de máster].
- <sup>7</sup> PÉREZ, M. et al. (1997). «Estudio de las praderas de la fanerógama marina *Cymodocea nodosa* de la isla de Menorca: evaluación del estado biológico actual». Institut Menorquí d'Estudis. [Estudio inédito].
- <sup>8</sup> OLSEN, Y. S. et al. (2012). «Mediterranean Seagrass Growth and Demography Responses to Experimental Warming». *Estuaries and Coasts*, 35, 1205-1213, DOI: 10.1007/s12237-012-9521-z.

---

## CITAR COMO

VAQUER-SUNYER, R.; BARRIENTOS, N.; JULIÀ, M.; MARSINYACH, E.; TOMÀS, F.; MARBÀ, N. (2020) «*Cymodocea nodosa*». En: Vaquer-Sunyer, R.; Barrientos, N. (ed.). *Informe Mar Balear 2020*. <<https://www.informemar-balear.org/es/habitats-protegidos/imb-cymodocea-nodosa-esp.pdf>>.



En la elaboración de este capítulo han participado:  
Raquel Vaquer-Sunyer, Natalia Barrientos, Marc Julià Eva Marsinyach,  
Núria Marbà y Fiona Tomàs.

# *Zostera noltii*

## Área de distribución

La *Zostera noltii* es una planta marina (fanerógama) con raíces, tallos, hojas y flores que producen frutos (Figura 1).

Es una planta de distribución atlántica y mediterránea. Coloniza fondos de arena fangosa y fango, de 0 a 5 metros de profundidad, principalmente en bahías y lagunas. Puede formar praderas monoespecíficas o se puede encontrar en praderas mixtas con *Caulerpa prolifera*, *Cymodocea nodosa* y/o *Zostera marina*. Es una planta resistente a cambios de temperatura y salinidad.<sup>1</sup>

Las praderas de fanerógamas marinas son los principales productores primarios en la zona costera (sintetizan materia orgánica a partir de dióxido de carbono, agua y sales minerales). También son los principales organismos creadores de hábitat, estructura y sedimento en los fondos arenosos ma-

rinós.<sup>1</sup> Son, por tanto, la base de la cadena trófica costera y sirven de refugio a una amplia variedad de invertebrados y peces.<sup>1</sup> Dada la limitada extensión de *Zostera noltii* en las Islas Baleares, su papel en esta región como proveedor de servicios ecosistémicos es muy limitado.

---

### NORMATIVA DE APLICACIÓN

→ Real Decreto 139/2011, de 4 de febrero, para el desarrollo de la Lista de especies silvestres en régimen de protección especial y del Catálogo español de especies amenazadas, y sus modificaciones:



Figura 1. Fotografía de *Zostera noltii*. FUENTE: Juan Manuel Ruiz.

## ¿QUÉ ES?

La planta marina *Zostera noltii* es una de las cinco especies de fanerógamas marinas que se distribuyen por el Mediterráneo occidental.

## ¿POR QUÉ?

Es una especie protegida por el Decreto 139/2011 y por el Convenio de Barcelona, y hay que garantizar su conservación.

## METODOLOGÍA

Se ha estimado el área de distribución de *Zostera noltii* según la cartografía unificada de Julià *et al.* (2019).

## LOCALIZACIÓN



## RESULTADOS

La *Zostera noltii* es una planta resistente a cambios de salinidad y temperatura. Principalmente se encuentra en fondos de arena fangosa o de fango poco profundos (0-5 m). En Menorca se ha citado en las bahías de Fornells y en los puertos de Sanitja y Maó, y en Mallorca, en Portals Vells y en la zona de Formentor. También se ha encontrado en Cabrera e Ibiza.

La superficie que ocupa y su distribución están subestimadas. Es preciso mejorar la cartografía existente, dado que no toda su área de distribución está cartografiada y que debería mejorarse la definición de las zonas ya cartografiadas.

Teniendo en cuenta los datos del estudio de Julià y colaboradores, el área total que ocupa esta planta en el mar Balear en forma de praderas monoespecíficas es de 0,01 km<sup>2</sup>; esto representa el 0,02 % del total cartografiado y el 0,001 % del área ocupada por fanerógamas marinas. Cuando se consideran todos los hábitats donde está presente (praderas monoespecíficas y praderas mixtas, tanto con *Cymodocea nodosa* como con *Caulerpa prolifera*), la superficie que ocupa es de 0,07 km<sup>2</sup>, el 0,16 % del total cartografiado y el 0,01 % de la superficie ocupada por praderas de fanerógamas marinas.



Fotografía de *Zostera noltii*. FUENTE: Juan Manuel Ruiz.

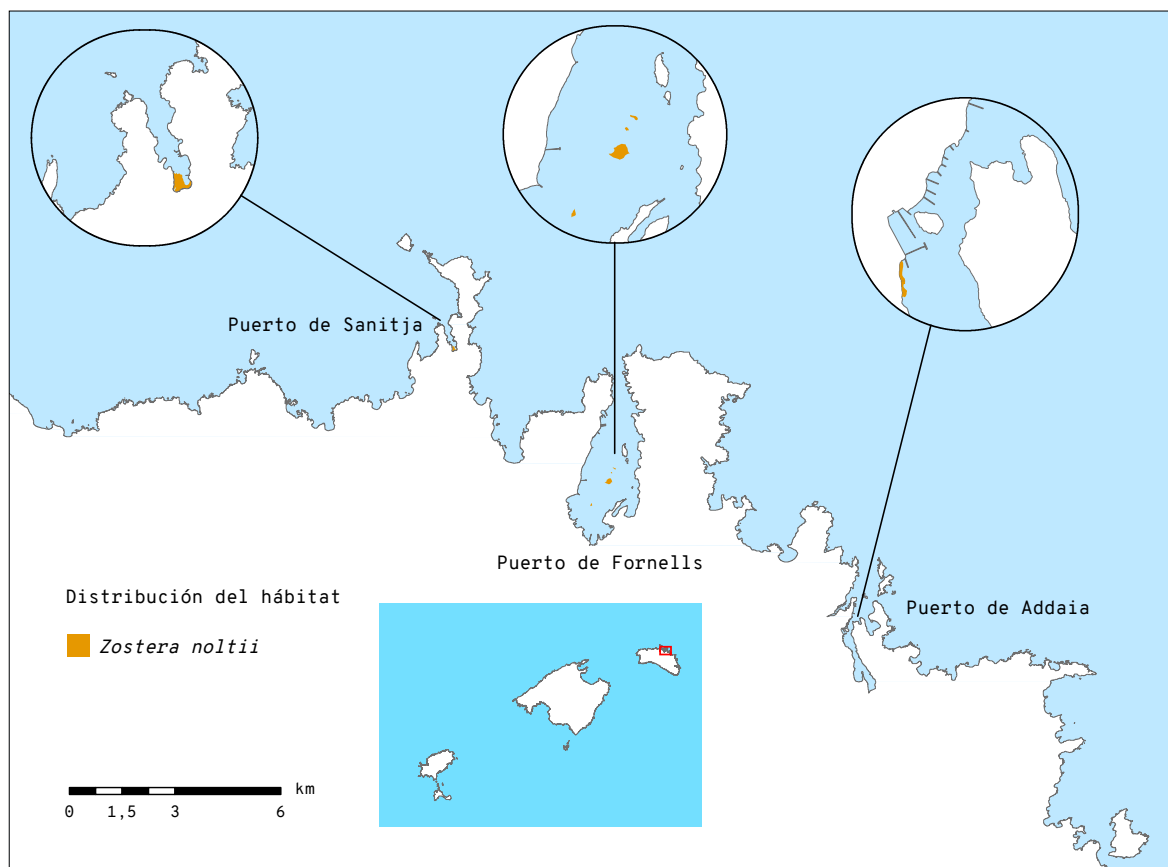


Figura 2. Área de distribución de *Zostera noltii* en la isla de Menorca. FUENTE: Julià et al.<sup>2</sup>

- Orden AAA/75/2012, de 12 de enero,
- Orden AAA/1771/2015, de 31 de agosto,
- y Orden AAA/1351/2016, de 29 de julio.

→ Convenio para la protección del mar Mediterráneo contra la contaminación (Convenio de Barcelona), de 16 de febrero de 1976, modificado el 10 de junio de 1995).

## 6. Área de distribución

### METODOLOGÍA

El área de distribución de la planta marina *Zostera noltii* se ha extraído de la recopilación, unificación y homogeneización de cartografías previas existentes elaborada por Julià y colaboradores.<sup>2</sup>

A partir de estas cartografías se han calculado las áreas ocupadas por cada tipo de hábitat, algo que nos permite calcular el área de distribución de la especie. A partir de estos datos, se ha calculado el porcentaje de este hábitat sobre el total cartografiado (4.395,95 km<sup>2</sup>) y sobre el área total de fanerógamas marinas.

### RESULTADOS

La *Zostera noltii* es una planta que suele colonizar áreas de arenas fangosas o de fango de poca profundidad (0-5 metros) de bahías y lagunas costeras.

En las Islas Baleares tiene una distribución muy limitada. Se ha localizado en manchas de pequeña extensión en la isla de Menorca, dentro de la bahía de Fornells, en el puerto de Sanitja, en la bahía de Addaia y en el puerto de Maó (Figura 2).<sup>2, 3</sup>

En la isla de Mallorca, se ha localizado una pequeña mancha en Cala Portals Vells (Marbà, comentario personal) y creciendo en pradera mixta con *C. nodosa* en Formentor (Tomàs, comentario personal). También se encuentra presente en la isla de Ibiza (bahía de Sant Antoni, Tomàs, comentario personal; Illa des Bosc),<sup>3</sup> en el Estany des Peix en Formentera<sup>3</sup> y en el puerto de Cabrera del PNMT de Cabrera.<sup>3, 4</sup>

El área total que ocupa *Zostera noltii* en el mar Balear es de aproximadamente 0,01 km<sup>2</sup> cuando se trata de praderas monoespecíficas, una cifra que representa el 0,02 % del total cartografiado en el mar Balear, y de 0,07 km<sup>2</sup> cuando se consideran todos los hábitats donde está presente (praderas mezcladas con *Caulerpa prolifera* o con *Cymodocea nodosa*), que representaría el 0,16 % del total de la superficie cartografiada en el mar Balear. Si se tiene en cuenta el área total ocupada por praderas de fanerógamas marinas, este porcentaje se reduce al 0,002 % en el caso de praderas monoespecíficas y al 0,01 % en el caso de todos los hábitats donde está presente.

---

## CONCLUSIONES

→ La *Zostera noltii* es una planta que tolera cambios de salinidad y temperatura.<sup>1</sup> Su principal área de distribución son los fondos de arena fangosa o de fango poco profundos (de 0 a 5 metros de profundidad). En Menorca, se encuentra en las bahías de Fornells y Addaia y en los puertos de Sanitja y de Maó, y en Mallorca se ha localizado en Portals Vells y en la zona de Formentor. También está presente en Cabrera, Ibiza y Formentera.

→ El área total que ocupa esta planta en el mar Balear en forma de praderas monoespecíficas

según los datos que se tienen actualmente es de 0,01 km<sup>2</sup> (0,02 % del total cartografiado y 0,001 % del área ocupada por praderas de fanerógamas), y de 0,07 km<sup>2</sup> (0,16 % del total cartografiado y 0,01 % de la superficie ocupada por fanerógamas marinas) cuando se consideran todos los hábitats donde está presente.

→ La superficie ocupada por esta planta y su distribución están subestimadas. A pesar de su limitada extensión, hay que mejorar la cartografía de este hábitat.

---

## REFERENCIAS

<sup>1</sup> RODRÍGUEZ-PRIETO, C. *et al.* (2013). *Guía de las macroalgas y fanerógamas marinas del Mediterráneo occidental*. Barcelona: Ediciones Omega.

<sup>2</sup> JULIÀ, M. *et al.* (2019). «Cartografía de los hábitats marinos de las Islas Baleares: compilación de capas y comunidades bentónicas». Maó: Institut Menorquí d'Estudis. Observatori Socioambiental de Menorca; Societat d'Història Natural de les Balears; Fundación Marilles.

<sup>3</sup> ÁLVAREZ, E. *et al.* (2015). «Praderas de angiospermas marinas de las Islas Baleares». En: RUIZ, J. M. *et al.* (ed.). *Atlas de las praderas marinas de España*. Murcia, Alicante, Málaga: Instituto Español de Oceanografía; Instituto de Ecología Litoral; Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza.

<sup>4</sup> ALCOVER, J. A.; BALLESTEROS, E.; FORNÓS, J. J. (ed.) (1993). *Història natural de l'arxipèlag de Cabrera*. Palma: CSIC; Moll, vol. 2, 503-530.

---

## CITAR COMO

VAQUER-SUNYER, R.; BARRIENTOS, N.; JULIÀ, M.; MARSINYACH, E.; MARBÀ, N.; TOMÀS, F. (2020) «*Zostera noltii*». En: Vaquer-Sunyer, R.; Barrientos, N. (ed.). Informe Mar Balear 2020 <<https://www.informemarbalear.org/es/habitats-protegidos/imb-zostera-noltii-esp.pdf>>.



En la elaboración de este capítulo han participado:  
Natalia Barrientos, Raquel Vaquer-Sunyer, Eva Marsinyach, Marc Julià, Joan Moranta,  
Enric Ballesteros y Carmen Barberá.

# Área de distribución de coralígeno

El hábitat coralígeno se compone de algas calcáreas incrustantes que se acumulan de forma laminar sobre sustrato duro, permitiendo la instalación de otros organismos de esqueleto carbonatado.<sup>1</sup>

Las principales especies estructuradoras del hábitat son *Lithophyllum stictaeforme* y *Mesophyllum alternans*, y un sustrato arbustivo formado por diferentes algas blandas erectas entre las que destacan *Halimeda tuna*, *Flabellia petiolata* y *Peyssonnelia rubra*.<sup>2,3</sup> En cuanto a la fauna, abundan especies sésiles filtradoras de estructura erecta como las gorgonias, anémonas y gran variedad de esponjas, briozoos y ascidias.

Además, los fondos coralígenos constituyen el hábitat preferente de especies de interés comercial como la langosta (*Palinurus elephas*) y pueden albergar poblaciones de coral rojo (*Corallium rubrum*).<sup>1</sup>

Es un hábitat característico de la plataforma continental, presente hasta aproximadamente los 100 m de profundidad en el Mediterráneo occidental.<sup>3</sup> En el Mediterráneo, alberga una gran diversidad de especies, superando las 1.600.<sup>4</sup> Está formado principalmente por especies longevas de crecimiento lento, considerándose hábitats perennes y no renovables que pueden llegar a alcanzar los 8.000 años.<sup>1,3</sup> Sus estructuras tienen altos valores de producción de carbonato cálcico, superando los 400 g/m<sup>2</sup>/año en el mar Balear.<sup>5</sup>

Entre las principales amenazas a las que se expone este hábitat, destacan:

→ La pesca de arrastre y la pesca artesanal (trasmallo y palangre de fondo): siendo la primera modalidad la que causa una mayor amenaza para este hábitat, ya sea por destrucción directa

o por generar turbidez del agua o sedimentación sobre el hábitat.<sup>2,6,7</sup>

→ La proliferación de las algas invasoras: *Womersleyella setacea*, *Caulerpa cylindracea*, *Lophocladia lallemandii*, *Acrothamnion preissii* y *Asparagopsis taxiformis*.<sup>2,8,9</sup>

→ Calentamiento del agua.<sup>6,10</sup>

→ Fondeos.<sup>11</sup>

→ Actividades recreativas de buceo.<sup>12-14</sup>

→ Eutrofización.<sup>3</sup>

A pesar del gran valor económico y ecológico del coralígeno, su estado de conservación en el mar Balear se muestra inadecuado en las zonas donde se ha evaluado, aunque hay zonas sin datos, especialmente en el Migjorn de Mallorca.<sup>15</sup> Por tanto, es de vital importancia conocer su distribución batimétrica para poder protegerlo.

---

## NORMATIVA

→ Convenio para la protección del mar Mediterráneo contra la contaminación (Convenio de Barcelona, del 16 de febrero de 1976, modificado el 10 de junio de 1995).

→ Directiva 92/43/CEE del Consejo, de 21 de mayo, relativa a la conservación de los hábitats

## ¿QUÉ ES?

Hábitat marino de sustrato duro característico de la zona de plataforma continental, común especialmente entre los 50-100 m. Se forma mediante estructuras orgánicas duras producidas por algas calcáreas que cohabitan con una amplia fauna (esponjas, anémonas, gorgonias, briozoos y ascidias).

## METODOLOGÍA

Se utiliza la compilación de cartografías del estudio de Julià y colaboradores (2019) con datos cartográficos de coralígeno de diferentes proyectos (Informe IEO Proyecto LIFE+ INDEMARES, DRAGONSA, LIC Llevant, LIC Es Trenc, LIC Cabrera, LIC Sa Dragonera).

Se describen los siguientes hábitats como coralígeno:

- Coralígeno con dominancia de invertebrados
- Coralígeno de plataforma dominado por algas o invertebrados
- Coralígeno y roca circalitoral dominada por algas

Se describen los datos en función del área total cartografiada (4.395,95 km<sup>2</sup>). Es preciso considerar que el área total cartografiada se encuentra subestimada, tanto por falta de cartografías existentes como por falta de zonas prospectadas del mar Balear.

## ¿POR QUÉ?

El coralígeno posee un gran valor ecológico y proporciona hábitat a especies de alto valor comercial como la langosta. Es de crecimiento lento y por ello considerado hábitat no renovable de difícil recuperación. Por tanto, es muy vulnerable a su principal amenaza, la pesca de arrastre, de manera que conocer su área de distribución es de gran importancia para garantizar su protección.

## LOCALIZACIÓN



## RESULTADOS

- Las zonas donde se ha compilado cartografía de coralígeno se encuentran en la plataforma continental del Canal de Menorca y del sudoeste de Mallorca, principalmente entre los 50-100 m.
- El área total de coralígeno es de 999,7 km<sup>2</sup> del total de 4.395,95 km<sup>2</sup> cartografiado de mar Balear.
- Se deben dedicar más esfuerzos a compilar y prospectar el hábitat de coralígeno, ya que, por ejemplo, no se dispone de datos de este hábitat en la plataforma continental de las Pitiusas.



Imagen de bloque de coralígeno sustentando una amplia diversidad de algas carbonatadas. FUENTE: Enric Ballesteros.



naturales y de la fauna y flora silvestres. Se conoce como Directiva Hábitats (hábitat de interés comunitario 1170 Arrecifes).

- Decreto 75/2005, de 8 de julio, por el que se crea el Catálogo balear de especies amenazadas y de especial protección.
- Orden AAA/1479/2016, de 7 de septiembre, por la que se establece una zona protegida de pesca en el área del Canal de Menorca y se modifica la Orden AAA/1504/2014, de 30 de julio, por la que se establecen zonas protegidas de pesca sobre determinados fondos montañosos del Canal de Mallorca y al este del Parque Nacional Marítimo-Terrestre del Archipiélago de Cabrera.
- Reglamento (CE) n° 1967/2006 del Consejo, de 21 de diciembre, relativo a las medidas de gestión para la explotación sostenible de los recursos pesqueros en el mar Mediterráneo, y la Orden APA/254/2008, de 31 de enero, por la que se establece un plan integral de gestión para la conservación de los recursos pesqueros en el Mediterráneo (BOE núm. 33, de 7 de febrero de 2008), que consideran los fondos de maërl como hábitats protegidos y prohíben la pesca de arrastre en ellos.
- Directiva 2008/56/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 17 de junio de 2008, por la que se establece un marco de acción comunitaria para la política del medio marino (Directiva marco sobre la estrategia marina).
- Real Decreto 139/2011, de 4 de febrero, para el desarrollo de la Lista de especies silvestres en régimen de protección especial y del Catálogo español de especies amenazadas, y sus modificaciones:

- Orden AAA/75/2012, de 12 de enero,
- Orden AAA/1771/2015, de 31 de agosto,
- y Orden AAA/1351/2016, de 29 de julio.

---

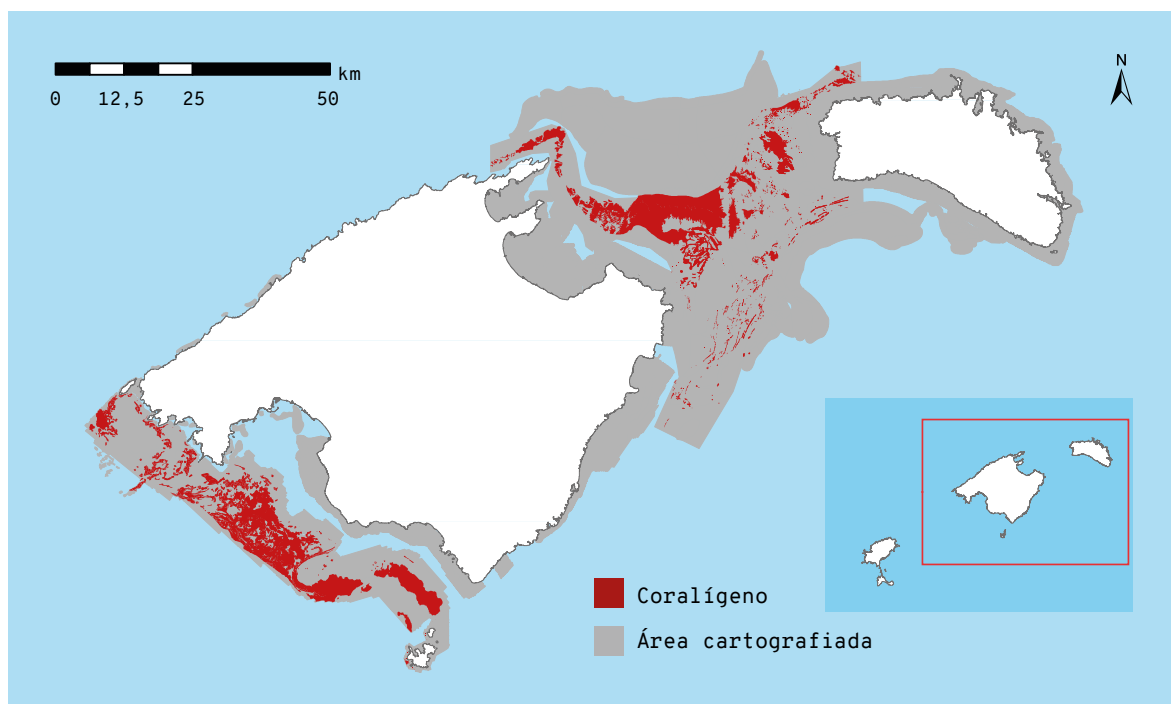
## METODOLOGÍA

El área cartografiada de coralígeno consta de diferentes tipos de hábitats identificados en distintas cartografías compiladas y unificadas en un estudio del Observatori Socioambiental de Menorca (OBSAM), la Societat d'Història Natural de Balears (SHNB) y la Fundación Marilles.<sup>15</sup> Parte de las cartografías compiladas de coralígeno se basan en los siguientes estudios previos: Informe IEO Proyecto LIFE+ IN-DEMARES,<sup>2, 16</sup> DRAGONSAL,<sup>17</sup> LIC Llevant,<sup>18</sup> LIC Es Trenc,<sup>19</sup> LIC Cabrera,<sup>20</sup> LIC Sa Dragonera.<sup>21</sup>

A partir de estas cartografías se han calculado las áreas de distribución ocupadas por cada tipo de hábitat. Se recomienda dirigirse a ese estudio para conocer a fondo los detalles sobre la metodología. Los distintos tipos de hábitats de coralígeno identificados en el estudio y su respectivo código de Lista patrón de los hábitats marinos de España<sup>22, 23</sup> son:

- 03020225: Coralígeno con dominancia de invertebrados.
- 03020104: Coralígeno de plataforma dominado por algas o invertebrados.
- 030201: Coralígeno y roca circalitoral dominada por algas.

En el estudio no se han tenido en cuenta las comunidades de coralígeno de los hábitats cartografiados de las Pitiusas entre los 0-50 m.<sup>15</sup> Por tanto, el área del coralígeno está subestimada, ya que cabe consi-



**Figura 1.** Área de distribución de coralígeno (color rojo) de la plataforma continental en la isla de Mallorca, Menorca y Cabrera, respecto al área total cartografiada (gris). FUENTE: Julià y colaboradores.<sup>15</sup>

derar que faltan datos por compilar y nuevas zonas que prospeccionar del mar Balear (Figura 1).

## RESULTADOS

La superficie de plataforma continental compilada hasta el año 2019<sup>15</sup> muestra que las comunidades de coralígeno conocidas se distribuyen alrededor de las islas de Mallorca, Menorca y Cabrera (Figura 1). De las zonas cartografiadas, el sudoeste de Mallorca y el Canal de Menorca muestran las mayores distribuciones de este hábitat.

El total cartografiado sin solapamientos ocupa un área de 999,67 km<sup>2</sup> (Figura 1, Tabla 1) equivalente al 22,92 % de todos los hábitats compilados en Julià y colaboradores (4.395,95 km<sup>2</sup>).<sup>15</sup>

El análisis de las distintas comunidades que contienen hábitats de coralígeno muestra que el Coralígeno de plataforma dominado por algas o invertebrados representa el tipo de mayor extensión, con un total de 609,76 km<sup>2</sup> cartografiados, lo que supone un 13,87 % del total (Tabla 1). Después le siguen el Coralígeno y roca circalitoral dominada por algas, con un total de 240,18 km<sup>2</sup>, equivalente a un 5,46 %; y el Coralígeno con dominancia de invertebrados, con 149,73 km<sup>2</sup> o un 3,41 % de todos los hábitats estudiados.

Este hábitat se ha observado principalmente entre los 50–100 m de profundidad (Tabla 1), coincidente con el hecho de que las algas que componen el coralígeno necesitan luz suficiente para crecer.

Código LPHME	Hábitat	Área de distribución (km <sup>2</sup> )	Porcentaje del total cartografiado (%)	Área de distribución de 50–100 m (km <sup>2</sup> )
3020225	Coralígeno con dominancia de invertebrados	149,73	3,41	149,73
3020104	Coralígeno de plataforma dominado por algas o invertebrados	609,76	13,87	384,19
30201	Coralígeno y roca circalitoral dominada por algas	240,18	5,46	206,48
	<b>Total</b>	<b>999,67</b>	<b>22,92</b>	<b>740,40</b>

**Tabla 1.** Características de los tipos de hábitats de coralígeno de la plataforma continental mostrando su área de distribución y el % total cartografiado. FUENTE: Julià y colaboradores.<sup>15</sup>

## CONCLUSIONES

- En 2019, el área total cartografiada de coralígeno del mar Balear es de 999,67 km<sup>2</sup>. Este valor representa el 22,92 % del total de hábitats cartografiados, suponiendo el tercer hábitat de mayor extensión del mar Balear.
- En Mallorca y Menorca este hábitat se ha encontrado principalmente entre los 50-100 m de profundidad.
- El tipo de hábitat de coralígeno más abundante es el coralígeno de plataforma dominado por algas o invertebrados, con 609,8 km<sup>2</sup>, representando más de la mitad de estas comunidades cartografiadas.
- Esta área se encuentra subestimada, ya que no se dispone de una cartografía submarina completa del mar Balear. Por ejemplo, no se dispone de datos de área de distribución de coralígeno alrededor de las Pitiusas.

## REFERENCIAS

- <sup>1</sup> BARBERÀ, C. *et al.* (2014). «Canal de Menorca. Áreas de estudio del proyecto LIFE+ INDEMARES». Informe técnico. Fundación Biodiversidad del Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente.
- <sup>2</sup> MORANTA, J. *et al.* (2014). «Caracterización ecológica del área marina de la plataforma continental (50-100 m) del Canal de Menorca». Informe final proyecto LIFE+ INDEMARES (LIFE07/NAT/E/000732). Palma: Instituto Español de Oceanografía-Centro Oceanográfico de Baleares; Fundación Biodiversidad.
- <sup>3</sup> BALLESTEROS, E. (2006). «Mediterranean coralligenous assemblages: a synthesis of the present knowledge». *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, 44, 123-195.
- <sup>4</sup> BOUDOURESQUE, C. F. (2004). «Marine biodiversity in the Mediterranean: status of species, populations and communities». *Scientific Reports of Port-Cros National Park*, 20, 97-146.
- <sup>5</sup> CANALS, M.; BALLESTEROS, E. (1997). «Production of carbonate sediments by phytobenthic communities in the Mallorca Menorca Shelf, Northwestern Mediterranean Sea». *Deep Sea Research II*, 44, 611-629.
- <sup>6</sup> GARRABOU, J. *et al.* (2001). «Mass mortality event in red coral *Corallium rubrum* populations in the Provence region (France, NW Mediterranean)». *Marine Ecology Progress Series*, 217, 263-272.
- <sup>7</sup> BALLESTEROS, E. (2009). «Threats and conservation of coralligenous assemblages». En: *Proceedings of the 1st Symposium on the Coralligenous and other calcareous bio-concretions of the Mediterranean Sea (Tabarka, 15-16 January 2009)*. United Nations Environment Programme; Mediterranean Action Plan; Regional Activity Centre for Specially Protected Areas.
- <sup>8</sup> BALLESTEROS, E. *et al.* (1993). «El bentos: les comunitats». En: *Història Natural de l'Arxipèlag de Cabrera*. Colección: Monografies de la Societat d'Història Natural de Balears, 2, 687-730. Palma: CSIC-Ed. Moll.
- <sup>9</sup> CEBRIAN, E.; RODRÍGUEZ-PRIETO, C. (2012). «Marine invasion in the Mediterranean Sea: The role of abiotic factors when there is no biological resistance». *PLoS ONE*, 7(2): e31135. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0031135>
- <sup>10</sup> BALLESTEROS, E.; CEBRIAN, E. (2015). «Llistat preliminar dels hàbitats marins bentònics a les illes Balears amb alguns comentaris des de la perspectiva de la

conservació». *Llibre Verd de Protecció d'Espècies a les Balears*, 93-110. Govern de les Illes Balears.

<sup>11</sup> UNEP/MAP-RAC/SPA (2008). «Action Plan for the Conservation of the Coralligenous and Other Calcareous Bio-concretions in the Mediterranean Sea». Túnez: Specially Protected Areas Regional Activity Centre.

<sup>12</sup> SALA, E. *et al.* (1996). «Effects of diver frequentation on Mediterranean sublittoral populations of the bryozoan *Pentapora fascialis*». *Marine Biology*, 126, 451-459.

<sup>13</sup> GARRABOU, J. *et al.* (1998). «The impact of diving on rocky sublittoral communities: a case study of a bryozoan population». *Conservation Biology*, 12, 302-312.

<sup>14</sup> COMA, R. *et al.* (2004). «Long-term assessment of temperate octocoral mortality patterns, protected vs. unprotected areas». *Ecological Applications*, 14, 1.466-1.478.

<sup>15</sup> JULIÀ, M. *et al.* (2019). «Cartografía de los hábitats marinos de las Islas Baleares: compilación de capas y comunidades bentónicas». Institut Menorquí d'Estudis-Observatori Socioambiental de Menorca; Societat d'Història Natural de les Balears; Fundació Marilles.

<sup>16</sup> REQUENA, S. & GILI, J. M. (Editores) (2014). «Caracterización ecológica del área marina del Canal de Menorca: zonas profundas y semiprofundas (100-400 m)». *Informe final área LIFE+ INDEMARRES (LIFE07/NAT/E/000732)*. Barcelona: Instituto de Ciencias del Mar-Consejo Superior de Investigaciones Científicas; Fundación Biodiversidad.

<sup>17</sup> DOMÍNGUEZ, M. *et al.* (2013). «Caracterización del ecosistema bentónico de la plataforma costera del área comprendida entre Sa Dragonera, Cabrera y el

Cap de Ses Salines (Mallorca)». *Informe del proyecto DRAGONSAL*. Instituto Español de Oceanografía; Conselleria d'Agricultura, Medi Ambient i Territori del Govern de les Illes Balears.

<sup>18</sup> DPAL (2007). *Plan de Gestión Lugar de Importancia Comunitaria (LIC) de la Costa de Llevant de Mallorca (ES5310030)*. Palma: Govern de les Illes Balears. Conselleria de Medi Ambient i Territori.

<sup>19</sup> DPAL (2010). *Plan de Gestión Lugar de Importancia Comunitaria (LIC) Es Trenc (ES0000083)*. Palma: Govern de les Illes Balears. Conselleria de Medi Ambient i Territori.

<sup>20</sup> DPAL. (2007). *Plan de Gestión Lugar de Importancia Comunitaria (LIC) Archipiélago de Cabrera-sección Área Costera del Migjorn de Mallorca (ES0000083)*. Palma: Govern de les Illes Balears. Conselleria de Medi Ambient i Territori.

<sup>21</sup> DPAL (2010). *Plan de Gestión Lugar de Importancia Comunitaria (LIC) isla de Sa Dragonera (ES0000221)*. Palma: Govern de les Illes Balears. Conselleria de Medi Ambient i Territori.

<sup>22</sup> TEMPLADO, J. *et al.* (2009). «1170 Arrecifes». En: *Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España*. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino.

<sup>23</sup> JULIÀ, M. *et al.* (2018). «Actualización de la cartografía combinada de los fondos marinos de Menorca: compilación de capas y comunidades bentónicas». Observatori Socioambiental de Menorca del Institut Menorquí d'Estudis; Agència Menorca Reserva de Biosfera del Consell Insular de Menorca.

---

#### CITAR COMO

BARRIENTOS, N.; VAQUER-SUNYER, R.; MARSINYACH, E.; JULIÀ, M.; MORANTA, J.,; BALLESTEROS, E.; BARBERÁ, C. (2020) «Coralígeno». En: Vaquer-Sunyer, R.; Barrientos, N. (ed.). *Informe Mar Balear 2020* <<https://www.informemarbalear.org/es/habitats-protegidos/imb-coraligeno-esp.pdf>>

En la elaboración de este capítulo han participado:  
Natalia Barrientos, Raquel Vaquer-Sunyer, Eva Marsinyach, Marc Julià, Joan Moranta,  
Enric Ballesteros y Carmen Barberá.

# Área de distribución de maërl

El nombre maërl deriva del bretón «terreno de margas», y hace referencia a hábitats submarinos compuestos de rodolitos que se pueden encontrar desde latitudes polares a tropicales.<sup>1, 2</sup> Los rodolitos son nódulos generados por algas rojas coralináceas que se encuentran libres en el fondo y que, por tanto, ruedan por acción de las corrientes o debido a la bioturbación de organismos.<sup>3</sup>

En el mar Balear, el maërl se localiza en sustratos sedimentarios de plataforma continental, y en las Baleares se ha detectado hasta aproximadamente los 90 m de profundidad.<sup>4, 5</sup> Las principales especies de rodolitos que forman las estructuras de estos hábitats son *Lithothamnion corallioides*, *Phymatholithon calcareum*, *Spongites fruticosus* y *Peyssonnelia rosa-marina*.<sup>4, 6-8</sup> En muchos lugares no puede hablarse de un maërl puro, sino que se alterna con comunidades de detrítico costero donde dominan *S. fruticosus* y diversas especies del género *Peyssonnelia*, con el alga parda *Laminaria rodriguezii*, que puede presentarse por debajo de los 60-65 m de profundidad, principalmente en la zona del Canal de Menorca.<sup>9</sup>

El maërl tiene un crecimiento lento, por lo que se considera un recurso no renovable.<sup>2, 10</sup> Esta condición promueve la necesidad de gestionar adecuadamente estos fondos para su conservación y protección.

El maërl tiene una alta importancia ecológica, ya que se trata de un hábitat estructuralmente complejo, perenne y que sustenta una gran biodiversidad. Es análogo en importancia ecológica a las praderas de fanerógamas. Ello se debe principalmente a que constituye un soporte físico para la fijación de muchas especies sésiles de algas, esponjas, poliquetos, ascidias, hidrozoos y briozoos. La presencia de estas especies aumenta considerablemente la disponibilidad de microhábitats que proporcionan cobijo a una gran variedad de organismos móviles (moluscos, crustáceos, anfípodos, anélidos, equinodermos y peces).<sup>11</sup> Adicionalmente, estos hábitats se consideran factorías de carbono, donde se alcanzan producciones anuales de hasta 200 g de carbonato cálcico ( $\text{CaCO}_3$ )/m<sup>2</sup>.<sup>12</sup>

Además de su gran interés ecológico, el buen estado de conservación del hábitat de maërl y sus comunidades asociadas proporcionan indirectamente un elevado valor económico. Ello se debe a que en sus fondos habitan especies de peces y crustáceos de alto valor comercial, como es el caso de la escórpora (*Scorpaena notata*)<sup>13</sup> y la langosta (*Palinurus elephas*)<sup>1</sup>.

Sin embargo, en las Baleares estos hábitats se encuentran en riesgo debido principalmente a impactos directos e indirectos producidos por las actividades pesqueras, tanto de arrastre como artesanal (de trasmallo y palangre de fondo).<sup>14, 15</sup> Entre otras amenazas destacan la creación de playas artificiales y estructuras costeras, y la eutrofización e invasión por especies alóctonas como la macroalga invasora *Caulerpa cylindracea*.<sup>6, 16, 17</sup>

Estas amenazas hacen que sea cada vez más necesario conocer el área de distribución de maërl para poder garantizar su protección.

## NORMATIVA APLICABLE

- Convenio para la protección del mar Mediterráneo contra la contaminación (Convenio de Barcelona, del 16 de febrero de 1976, modificado el 10 de junio de 1995).
- Directiva 92/43/CEE del Consejo, del 21 de mayo de 1992, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres (i. e. Directiva Hábitats). Exige el manejo de conservación de dos de las principales especies europeas formadoras de maërl, *Phymatholithon calcareum* y *Lithothamnion corallioides*.

## ¿QUÉ ES?

Es un hábitat sedimentario marino de fondos circalitorales de plataforma continental (0-90 m). Está formado por rodolitos, concreciones de algas rojas calcáreas de vida libre que ruedan por acción de las corrientes oceánicas o por procesos de bioturbación. En el maërl coexisten muchas especies sésiles y móviles (moluscos, crustáceos, anfípodos, anélidos, equinodermos y peces), conteniendo especies de alto valor comercial como la escórpora y la langosta.

## METODOLOGÍA

Se utiliza la cartografía compilada y unificada publicada en el estudio de Julià y colaboradores (2019). Se han utilizado datos de diversos informes: Proyecto LIFE+ INDEMARES, DRAGONSAL, Ecocartográfico, LIC Artà, Carto-Cabrera y LIC Sa Dragonera. Los hábitats seleccionados como maërl son:

- Detrítico costero con enclaves de maërl
- Detrítico costero con enclaves de maërl y *Osmundaria volubilis*
- Fondos de maërl con dominancia de *Peyssonnelia* spp.
- Fondos de maërl o rodolitos
- Fondos de rodolitos y cascajo infralitorales y circalitorales dominados por invertebrados con dominancia de esponjas

Hay que considerar que únicamente 4.395,95 km<sup>2</sup> del mar Balear se han compilado en este estudio cartográfico; por tanto, los resultados del área de distribución de maërl se encuentran subestimados.

## ¿POR QUÉ?

Al ser un hábitat de gran importancia ecológica (sustenta una gran biodiversidad) y de crecimiento lento (considerado como no renovable), es necesario conocer su área de distribución para su protección y conservación.

## LOCALIZACIÓN



## RESULTADOS

- El maërl cartografiado hasta la fecha supone uno de los hábitats más abundantes de la zona de plataforma continental del mar Balear.
- Se encuentra entre los 35-90 m de profundidad en el Canal de Menorca y alrededor de la costa menorquina.
- El área de distribución muestra una extensión de 839,2 km<sup>2</sup> (un 19 % del total cartografiado). Este valor es inferior a la extensión real de este hábitat en el mar Balear aún no prospectada, ya que, por ejemplo, todavía no se dispone de datos de la zona de plataforma de las Pitiusas.



Imagen submarina del hábitat de maërl con ascidia. FUENTE: Enric Ballesteros.



La comunidad de maërl queda incluida en el Anexo I de la Directiva Hábitats dentro del hábitat prioritario a conservar en el territorio de la Unión Europea (hábitat 1110).

- Reglamento (CE) n° 1626/94 del Consejo, de 27 de junio de 1994, sobre la conservación de los recursos vivos del Mediterráneo. Influye en la conservación de los fondos de maërl, ya que prohíbe la pesca de arrastre demersal en aguas de menos de 50 m de profundidad.
- Orden AAA/1479/2016, de 7 de septiembre, por la que se establece una zona protegida de pesca en el área del Canal de Menorca y se modifica la Orden AAA/1504/2014, de 30 de julio, por la que se establecen zonas protegidas de pesca sobre determinados fondos montañosos del Canal de Mallorca y al este del Parque Nacional Marítimo-Terrestre del Archipiélago de Cabrera.
- Reglamento (CE) n° 1967/2006 del Consejo, de 21 de diciembre. Se prohíbe utilizar artes de pesca como el arrastre, el cerco o las dragas sobre fondos marinos que alberguen comunidades de maërl.
- Directiva 2008/56/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 17 de junio de 2008, por la que se establece un marco de acción comunitaria para la política del medio marino (Directiva marco sobre la estrategia marina).
- Real Decreto 139/2011, de 4 de febrero, para el desarrollo de la Lista de especies silvestres en régimen de protección especial y del Catálogo español de especies amenazadas, y sus modificaciones:
  - Orden AAA/75/2012, de 12 de enero,
  - Orden AAA/1771/2015, de 31 de agosto,
  - y Orden AAA/1351/2016, de 29 de julio.

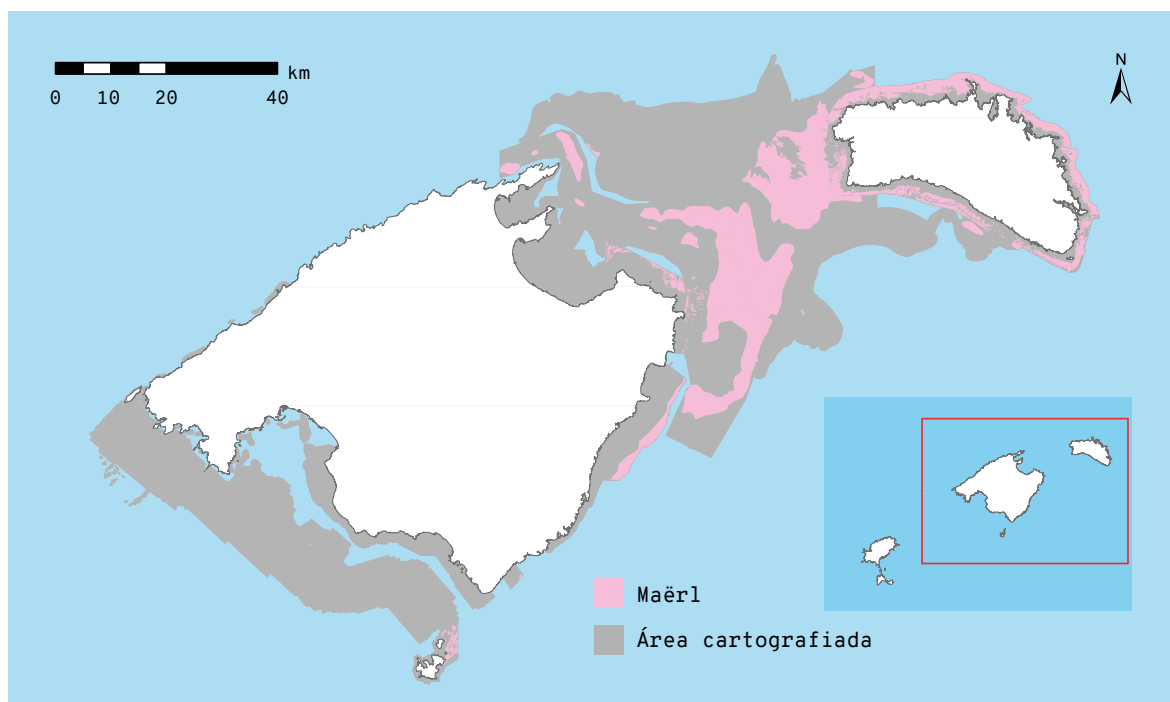
## METODOLOGÍA

Los datos sobre el área de distribución de maërl provienen del estudio de 2019 «Cartografía de los hábitats marinos de las Islas Baleares: compilación de capas y comunidades bentónicas» del Observatori Socioambiental de Menorca (OBSAM), la Societat d'Història Natural de Balears (SHNB) y la Fundación Marilles.<sup>18</sup> Gran parte de la cartografía de este hábitat ha sido compilada de los siguientes proyectos originales: Proyecto LIFE+ INDEMARES<sup>6, 19</sup>, DRAGONSAL,<sup>20</sup> Ecocartográfico,<sup>21</sup> LIC Artà,<sup>22</sup> Carto-Cabrera,<sup>23</sup> LIC Sa Dragonera.<sup>24</sup>

En este estudio de recopilación de información cartográfica existente se identifican diferentes hábitats que se integran en la comunidad de maërl (los códigos provienen de la Lista patrón de los hábitats marinos presentes en España)<sup>25, 26</sup>:

- 0304050: Detrítico costero con enclaves de maërl.
- 03040507: Detrítico costero con enclaves de maërl y *Osmundaria volubilis*.
- 0304050604: Fondos de maërl con dominancia de *Peyssonnelia* spp.
- 03040504: Fondos de maërl o rodolitos.
- 0304051304: Fondos de rodolitos y cascajo infralitorales y circalitorales dominados por invertebrados con dominancia de esponjas.

A partir de estas cartografías se han calculado las áreas ocupadas por cada tipo de hábitat. Del litoral situado alrededor de las Pitiusas no existen datos, ya que la zona cartografiada en esa zona alcanza únicamente los 0-50 m.



**Figura 1.** Área de distribución de fondos de maërl (color rosa) alrededor de Menorca, Mallorca y Cabrera, respecto al área total de hábitats cartografiados (color gris). FUENTE: Julià *et al.*<sup>18</sup>

## RESULTADOS

La mayoría de los fondos de maërl cartografiados hasta la fecha se encuentran en el Canal de Menorca, ya que es el lugar donde se han desarrollado los proyectos de investigación (Figura 1).

El total de comunidades de maërl cartografiadas suman una extensión de 839,16 km<sup>2</sup>, equivalente a un 19,1 % del total de hábitats cartografiados en el estudio de Julià y colaboradores<sup>18</sup> (4.395,95 km<sup>2</sup>) (Tabla 1). El tipo de hábitat de maërl de mayor extensión se clasifica como fondos de maërl o rodolitos, sumando un área de 585,22 km<sup>2</sup>, lo que representa un 13 % del total cartografiado. Le siguen el detritico costero con enclaves de maërl y *Osmundaria volubilis*, con 132,2 km<sup>2</sup> y un 3 % del total; los fondos de rodolitos y cas-

cajo infralitorales y circalitorales dominados por invertebrados con dominancia de esponjas, con 87,1 km<sup>2</sup> y un 2 % del total; el detritico costero con enclaves de maërl, con 77,74 km<sup>2</sup> y 1,8 % del total; y, por último, los fondos de maërl con dominancia de *Peyssonnelia* spp., con 4,1 km<sup>2</sup> y un 0,1 % del total.

La profundidad mínima a la que se encuentra el maërl es de 35-40 m, y la máxima es de 80-90 m, considerando la cartografía existente de las diferentes comunidades.

De la superficie total cartografiada de la plataforma continental del mar Balear (0-200 m), los fondos de maërl o rodolitos suponen la segunda comunidad marina en extensión (23 %) después de los fondos detriticos biogénicos de baja cobertura algal (31 %).<sup>18</sup>

Codigo LPHME	Hábitat	Área de distribución (km <sup>2</sup> )	% del total cartografiado
0304050	Detritico costero con enclaves de maërl	77,74	1,76
03040507	Detritico costero con enclaves de maërl y <i>Osmundaria volubilis</i>	132,19	3,01
0304050604	Fondos de maërl con dominancia de <i>Peyssonnelia</i> spp.	4,51	0,10
03040504	Fondos de maërl o rodolitos	1621,33	36,88
0304051304	Fondos de rodolitos y cascajo infralitorales y circalitorales dominados por invertebrados con dominancia de esponjas	87,08	1,99
	<b>Total</b>	<b>1922,85</b>	<b>43,74</b>

**Tabla 1.** Extensión de los hábitats que incluyen maërl alrededor de Menorca, Mallorca y Cabrera. FUENTE: Julià *et al.*<sup>18</sup>

En Mallorca son comunes sobre todo entre los 50-100 m de profundidad. En Menorca, dentro de los límites de la Reserva de la Biosfera, los fondos de maërl o rodolitos son los más frecuentes en la zona de plataforma continental alrededor de la costa.<sup>18</sup> La mayoría de estos hábitats muestran un estado de conservación desconocido, y la poca información existente refleja que todos muestran un estado inadecuado.<sup>18</sup>

## CONCLUSIONES

- Los fondos de maërl suponen el segundo hábitat más abundante de la zona de plataforma continental, según los datos de cartografía del mar Balear.
- El maërl cartografiado del mar Balear se observa a partir de los 35-40 m y hasta una profundidad máxima de 80-90 m.
- El área total de fondo de maërl o comunidades con presencia de maërl cartografiadas suman una extensión de 1922,85 km<sup>2</sup>, equivalente a un 43,74 % del total estudiado.
- La cartografía submarina de maërl en el mar Balear es incompleta y deberían dirigirse más esfuerzos a la compilación de información y la prospección de este hábitat.

## REFERENCIAS

<sup>1</sup> BARBERÁ, C. *et al.* (2014). «Canal de Menorca. Áreas de estudio del proyecto LIFE+ INDEMARES». *Informe técnico*. Madrid: Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente; Fundación Biodiversidad.

<sup>2</sup> WILSON, S. *et al.* (2004). «Environmental tolerances of free-living coralline algae (maërl): implications for European marine conservation». *Biological Conservation*, 120, 2, 279-289. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2004.03.001>.

<sup>3</sup> PICARD, J. (1965). «Recherches qualitatives sur les biocoenoses marines des substrats meubles dragables de la région marseillaise». *Recueil des Travaux de la Station Marine d'Endoume*, 52 (36), 1-160.

<sup>4</sup> BALLESTEROS, E. (1994). «The deep-water Peyssonelia beds from the Balearic Islands (Western Mediterranean)». *Marine Ecology*, 15, 233-253. DOI: 10.1111/j.1439-0485.1994.tb00055.x.

<sup>5</sup> JOHER, S. *et al.* (2012). «Deep-water macroalgal-dominated coastal detritic assemblages on the continental shelf off Mallorca and Menorca (Balearic Islands, Western Mediterranean)». *Botanica Marina*, 55 (5), 485-497. DOI: 10.1515/bot-2012-0113.

<sup>6</sup> MORANTA, J. *et al.* (2014). «Caracterización ecológica del área marina de la plataforma continental (50-100 m) del canal de Menorca». *Informe final área LIFE+ INDEMARES (LIFE07/NAT/E/000732)*. Palma: Instituto Español de Oceanografía-Centro Oceanográfico de Baleares; Fundación Biodiversidad.

<sup>7</sup> PÉRÈS, J. M.; PICARD, J. (1964). «Nouveau manuel de bionomie benthique de la Mer Méditerranée». *Recueil des Travaux de la Station Marine d'Endoume*, 31, 3-137.

<sup>8</sup> BALLESTEROS, E. *et al.* (1993). «El bentos: les comunitats». En: *Història Natural de l'Arxipèlag de Cabrera*. Colección: Monografies de la Societat d'Història Natural de Balears, 2, 687-730. Palma: CSIC-Ed. Moll.

- <sup>9</sup> JOHER, S. *et al.* (2015). «Contribution to the study of deep coastal detritic bottoms: the algal communities of the continental shelf off the Balearic Islands, Western Mediterranean». *Mediterranean Marine Science*, 16/3, 573-590. DOI: 10.12681/mms.1249.
- <sup>10</sup> LITTLER, M. M. *et al.* (1991). «Deep-water rhodolith distribution, productivity, and growth history at sites of formation and subsequent degradation». *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 150, 163-182. [https://doi.org/10.1016/0022-0981\(91\)90066-6](https://doi.org/10.1016/0022-0981(91)90066-6).
- <sup>11</sup> ABELLA, E. *et al.* (1998). «Maërl grounds: habitats of high biodiversity in European Seas». 3rd European Marine Science and Technology Conference (MAST Conference). Lisboa: Comisión Europea, 169-178. [Informe final del proyecto BIOMAERL].
- <sup>12</sup> CANALS, M.; BALLESTEROS, E. (1997). «Production of carbonate sediments by phytobenthic communities in the Mallorca Menorca Shelf, Northwestern Mediterranean Sea». *Deep-Sea Research II*, 44, 611-629.
- <sup>13</sup> ORDINES, F. *et al.* (2009). «Habitat preferences and life history of the red scorpion fish, *Scorpaena notata*, in the Mediterranean». *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 85, 537-546. DOI: 10.1016/j.ecss.2009.09.020.
- <sup>14</sup> BARBERÀ, C. *et al.* (2017). «Maërl beds inside and outside a 25-year-old no-take area». *Marine Ecology Progress Series*, 572, 77-90. DOI: 10.3354/meps12110.
- <sup>15</sup> MASSUTÍ, E. *et al.* (1996). «Demersal fish communities exploited on the continental shelf and slope off Majorca (Balearic Islands, NW Mediterranean)». *Vie et Milieu*, 46 (1), 45-55.
- <sup>16</sup> BARBERÀ, C. *et al.* (2003). «Conservation and management of northeast Atlantic and Mediterranean maërl beds». *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystem*, 13, S65-S76.
- <sup>17</sup> KLEIN, J. C.; VERLAQUE, M. (2009). «Macroalgal assemblages of disturbed coastal detritic bottoms subject to invasive species». *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 82, 461-468.
- <sup>18</sup> JULIÀ, M. *et al.* (2019). «Cartografía de los hábitats marinos de las Islas Baleares: compilación de capas y comunidades bentónicas». Institut Menorquí d'Estudis-Observatori Socioambiental de Menorca; Societat d'Història Natural de les Balears; Fundació Marilles.
- <sup>19</sup> REQUENA, S. & GILI, J. M. (Editores) (2014). «Caracterización ecológica del área marina del Canal de Menorca: zonas profundas y semiprofundas (100-400 m)». *Informe final área LIFE+ INDEMARRES (LIFE07/NAT/E/000732)*. Barcelona: Instituto de Ciencias del Mar-Consejo Superior de Investigaciones Científicas; Fundación Biodiversidad.
- <sup>20</sup> DOMÍNGUEZ, M. *et al.* (2013). «Caracterización del ecosistema bentónico de la plataforma costera del área comprendida entre Sa Dragonera, Cabrera y el Cap de Ses Salines (Mallorca)». *Informe del proyecto DRAGONSAL*. Instituto Español de Oceanografía; Conselleria d'Agricultura, Medi Ambient i Territori del Govern de les Illes Balears.
- <sup>21</sup> ORTIZ, M. D. *et al.* (2010). *Memoria general del estudio «ecocartografía Menorca, Ibiza y Formentera»*. Dirección General de Sostenibilidad de la Costa y del Mar; INTECMYT, SL; Geofísica Mar y Tierra, SA; INTECSA-INARSA, SA; TECNOAMBIENTE, SL.
- <sup>22</sup> DPAL (2010). *Plan de Gestión Lugar de Importancia Comunitaria (LIC) Montañas de Artà (ES0000227)*. Palma: Govern de les Illes Balears. Conselleria de Medi Ambient i Territori.
- <sup>23</sup> DPAL (2007) *Plan de Gestión Lugar de Importancia Comunitaria (LIC) Archipiélago de Cabrera-sección Área Costera del Migjorn de Mallorca (ES0000083)*. Palma: Govern de les Illes Balears. Conselleria de Medi Ambient i Territori.
- <sup>24</sup> DPAL (2010). *Plan de Gestión Lugar de Importancia Comunitaria (LIC) isla de Sa Dragonera (ES0000221)*. Palma: Govern de les Illes Balears. Conselleria de Medi Ambient i Territori.
- <sup>25</sup> TEMPLADO, J. *et al.* (2009). «1170 Arrecifes». En: *Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España*. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino.
- <sup>26</sup> JULIÀ, M. *et al.* (2018). «Actualización de la cartografía combinada de los fondos marinos de Menorca: compilación de capas y comunidades bentónicas». Observatori Socioambiental de Menorca del Institut Menorquí d'Estudis; Agència Menorca Reserva de Biosfera del Consell Insular de Menorca.

#### CITAR COMO

BARRIENTOS, N.; VAQUER-SUNYER, R.; MARSINYACH, E.; JULIÀ, M.; MORANTA, J.; BALLESTEROS, E.; BARBERÀ, C. (2020) «Maërl». En: Vaquer-Sunyer, R.; Barrientos, N. (ed.). *Informe Mar Balear 2020* <<https://www.informe-marbalear.com/es/habitats-protectidos/imb-maerl-esp.pdf>>

En la elaboración de este capítulo han colaborado:  
Natalia Barrientos, Raquel Vaquer-Sunyer, Covadonga Orejas, Enric Ballesteros,  
Jordi Grinyó, Pilar Marín y Eva Marsinyach.

# Distribución de corales de profundidad

Más allá de los fondos coralígenos —allí donde el ambiente lumínico no permite el crecimiento de las algas coralináceas que construyen el hábitat coralígeno—, los fondos de corales de profundidad muestran una elevada riqueza en invertebrados marinos sésiles. Los corales de profundidad crean hábitats muy complejos estructuralmente, aunque, por lo general en el caso del Mediterráneo, sin un sustrato biogénico carbonatado de la magnitud del coralígeno. Su papel ecológico es relevante por debajo de la plataforma continental (> 200 m) donde, en el caso del mar Balear, promueve una gran biodiversidad de especies asociadas entre las que se encuentran especies de peces e invertebrados de interés comercial.<sup>1</sup>

Estos hábitats profundos se componen de especies de corales únicas y longevas, también conocidos como antozoos (Cnidaria) (Figura 1). Una de las ventajas de su estructura tridimensional es que los capacita para acoger un elevado número de especies, entre las que destacan: peces —incluyendo tiburones—, cefalópodos, crustáceos, poríferos, moluscos, anélidos, briozoos, foraminíferos y equinodermos.<sup>1,2</sup> Adicionalmente, las estructuras tridimensionales formadas por los corales de profundidad presentan asociaciones con poblaciones de crustáceos de alto valor comercial,<sup>3-6</sup> como es el caso de la gamba roja.<sup>1,7</sup>



**Figura 1.** Imagen de hábitat rocoso profundo en la montaña submarina de Ausiàs March (Canal de Mallorca). Contiene la especie de coral blando de mano de muerto (*Alcyonium* sp.). FUENTE: Expedición Oceana Ranger 2010: Descubriendo las montañas submarinas. © Oceana.

La mayoría de corales de profundidad tienen estructuras arborescentes frágiles y con tasas de crecimiento lento.<sup>8-10</sup> La actividad humana —especialmente la pesca, sobre todo la de arrastre y, en ge-

neral, las artes de contacto de fondo—, supone una gran amenaza para estos frágiles ecosistemas, cuya recuperación ante una perturbación es muy lenta debido a las mencionadas tasas de crecimiento bajas.

Estos agentes externos han reducido la gran complejidad de estos hábitats, promoviendo la disminución de la densidad de sus poblaciones. Muchas de las especies de corales del Mediterráneo están incluidas en la Lista Roja de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN),<sup>11</sup> en la que algunas están declaradas «en grave peligro de extinción» —como es el caso del coral bambú *Isidella elongata*. Por otro lado, varias especies de corales de profundidad mediterráneos han sido incluidas en el Convenio de Barcelona, que es vinculante para los países firmantes, entre los que se encuentra España.<sup>12</sup>

Las principales actividades humanas que amenazan la integridad de estos hábitats son:

## 1. La pesquería de arrastre

Generalmente hasta los 1.000 m de profundidad, que puede romper y desintegrar las estructuras coralígenas y mermar la fauna asociada, dando lugar a la modificación del hábitat.<sup>6, 13-17</sup> Uno de los efectos indirectos de la pesca de arrastre es la resuspensión de sedimento, que puede afectar negativamente a los organismos sésiles filtradores.<sup>18, 19</sup>

## 2. La pesca de palangre de fondo y redes de enmalle

Afecta directamente a estos organismos debido a la captura accidental de colonias de corales.<sup>20-22</sup>

## ¿QUÉ ES?

Hábitat de fondos profundos (> 200 m) con presencia de corales que se encuentran protegidos por normativa nacional e internacional. Algunos ejemplos de especies de corales de profundidad son: corales negros, plumas de mar, coral rojo y coral bambú.

## METODOLOGÍA

La cartografía y observación de estos hábitats se realiza desde barcos oceanográficos a través de técnicas acústicas de multihaz, transectos de video con robots teledirigidos y mediante submarinos autónomos tripulados.

Se incluyen únicamente doce especies de corales de profundidad declarados como vulnerables por normativas nacionales e internacionales. La distribución ha sido derivada de literatura científica e informes técnicos.<sup>1-12</sup> Adicionalmente se presentan áreas de bosques de gorgonias y fondos rocosos con corales negros —antipatarios—, compiladas por Julià *et al.*<sup>13</sup>

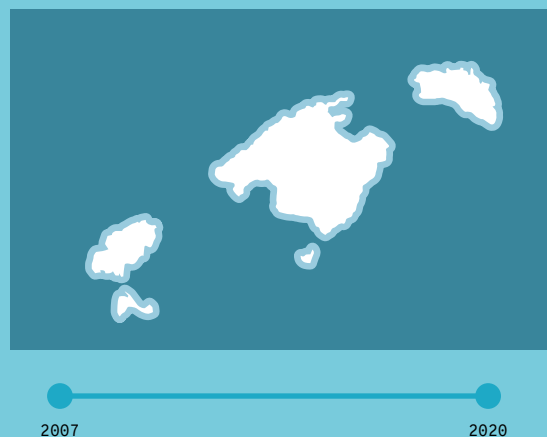
## RESULTADOS

Los corales de profundidad ocupan unas batimetrías y distribuciones geográficas muy amplias hasta > 1.600 m de profundidad. Zonas con alta y variada distribución de especies vulnerables son el cañón de Son Bou (Canal de Menorca), Cap de Formentor, el escarpe Émile Baudot y las montañas submarinas de Ses Olives y Ausiàs March.

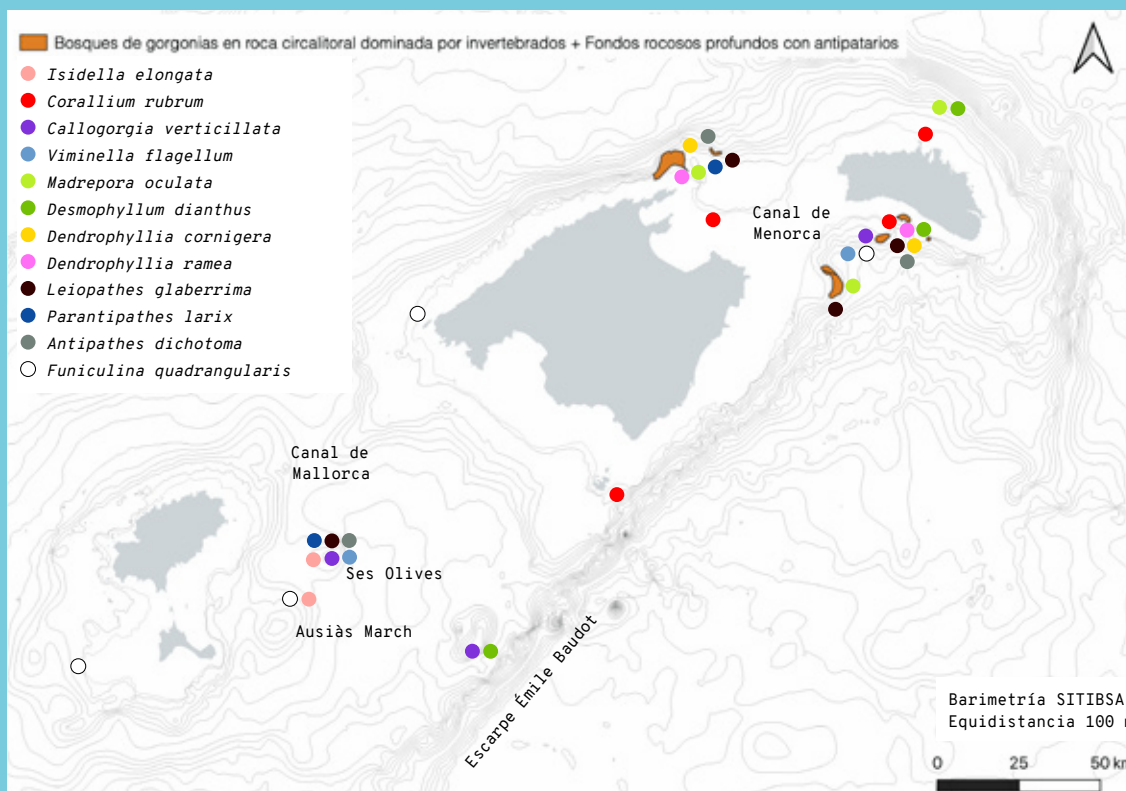
## ¿POR QUÉ?

Los corales de profundidad forman hábitats de gran importancia ecosistémica en los fondos del mar Balear. Son elementos cruciales para promover la biodiversidad en zonas sin luz. Sin embargo, este hábitat se encuentra amenazado principalmente por la pesca de arrastre. Por tanto, el conocimiento de su distribución es necesario para elaborar medidas de gestión para su conservación.

## LOCALIZACIÓN



Es importante destacar que la distribución no muestra toda el área ni todas las especies vulnerables existentes en el mar Balear. Por tanto, una compilación e investigación cartográfica de estos hábitats son necesarias para elaborar los planes de gestión de estas especies tan alterables por las actividades antrópicas.



Distribución de las distintas especies de corales de profundidad vulnerables en base a la literatura científica e informes técnicos (círculos de colores).<sup>1-12</sup> Las áreas naranjas provienen de la compilación de cartografías realizada por Julià *et al.*<sup>13</sup>



## REFERENCIAS

- <sup>1</sup> MASTROTARO, F. *et al.* (2017). «*Isidella elongata* (Cnidari En: Alcyonacea) facies in the western Mediterranean Sea En: Visual surveys and descriptions of its ecological role». THE EUROPEAN ZOOLOGICAL JOURNAL, 84(1), 209-225. DOI: 10.1080/24750263.2017.1315745.
- <sup>2</sup> GRINYÓ, J. *et al.* (2018). «Megabenthic assemblages in the continental shelf edge and upper slope of the Menorca Channel, Western Mediterranean Sea». *Progress in Oceanography*, 162, 40-51. <https://doi.org/10.1016/j.pocean.2018.02.002>.
- <sup>3</sup> STANDAERT, W. *et al.* «Modelling the distribution of a critically endangered cold-water coral, *Isidella elongata*, in the Mallorca Channel». [per enviar a publicació].
- <sup>4</sup> BALLESTEROS, E.; CEBRIÁN, E. (2015). «Llistat preliminar dels hàbitats marins bentònics a les illes Balears amb alguns comentaris des de la perspectiva de la conservació». *Monografies de la Societat d'Història Natural de les Balears*, 20, 93-110.
- <sup>5</sup> CHIMIENTI, G. *et al.* (2019). «Occurrence and Biogeography of Mediterranean Cold-Water Corals». En: *Mediterranean Cold-Water Corals: Past, Present and Future*. Orejas, C.; Jiménez, C. (ed.). Springer International Publishing.
- <sup>6</sup> ALTUNA, A.; POLISENO, A. (2019). «Taxonomy, Genetics and Biodiversity of Mediterranean Deep-Sea Corals and Cold-Water Corals». En: *Mediterranean Cold-Water Corals: Past, Present and Future*. Orejas, C.; Jiménez, C. (ed.). Springer International Publishing.
- <sup>7</sup> GARRABOU, J. *et al.* (2017). «Informe sobre l'estat de les poblacions de corall vermell (*Corallium rubrum*) a les aigües de Catalunya». Generalitat de Catalunya. Departament d'Agricultura, Ramaderia, Pesca i Alimentació.
- <sup>8</sup> OCEANA (2007). «Estudio bionómico de Cabrera». Govern de les Illes Balears. Conselleria de Medi Ambient.
- <sup>9</sup> GRINYÓ, J. *et al.* (2016). «Diversity, distribution and population size structure of deep Mediterranean gorgonian assemblages (Menorca Channel, Western Mediterranean Sea)». *Progress in Oceanography*, 145, 42-56. <https://doi.org/10.1016/j.pocean.2016.05.001>.
- <sup>10</sup> REQUENA, S.; GILI, J. M. (2014). «Caracterización ecológica del área marina del Canal de Menorca. Zonas profundas y semiprofundas (100-400 m)». Proyecto LIFE+ INDEMARES.
- <sup>11</sup> OCEANA (2011). «Montañas submarinas de las Islas Baleares: Canal de Mallorca 2011. Propuesta de protección para Ausías March, Emile Baudot y Ses Olives».
- <sup>12</sup> OCEANA (2015). «Expedición 2014 Islas Baleares. Parque Nacional de Cabrera y montañas marinas del Canal de Mallorca».

### 3. Cambio global

Se han observado efectos negativos en la capacidad alimentaria y calcificación en poblaciones de corales del Mediterráneo causados por un aumento de temperatura, así como efectos de la acidificación oceánica que parece afectar a ciertas especies de corales de profundidad.<sup>23-25</sup> No obstante, hasta la fecha todos los resultados obtenidos al respecto provienen de experimentos de laboratorio y ninguno de estos efectos se han observado en campo con detalle.

### 4. Otras actividades humanas

La contaminación, la prospección, la extracción de recursos energéticos (por ejemplo, de crudo) y la alteración de la escorrentía de los ríos, pueden promover altos niveles de sedimentos en suspensión que alteran la habilidad filtradora de los pólipos.<sup>26</sup>

Para poder establecer medidas de gestión adecuadas es fundamental, como primer paso, la detección y el cartografiado de las poblaciones de coral de profundidad.<sup>27</sup>

## NORMATIVA Y REGULACIONES

Las comunidades dominadas por corales de profundidad (> 200 m)<sup>28</sup> se consideran ecosistemas marinos vulnerables (VME, por sus siglas en inglés), y las especies de corales están contempladas en diferentes convenios, listados y directivas europeas:

→ Convenio para la protección del mar Mediterráneo contra la contaminación (Convenio de

Barcelona del 16 de febrero de 1976, modificado el 10 de junio de 1995). Anexo II del Protocolo sobre las zonas especialmente protegidas y la diversidad biológica en el Mediterráneo.

- Lista Roja de la IUCN (Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza). Categoría «Corales mediterráneos» (2017).<sup>11</sup>
- Directiva 92/43/CEE del Consejo, de 21 de mayo de 1992, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres (Directiva Hábitats).
- Directiva 2008/56/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 17 de junio de 2008, por la que se establece un marco de acción comunitaria para la política del medio marino (Directiva marco sobre la estrategia marina). Descriptor 6: Integridad de los fondos marinos.
- Decreto 21/2018, de 6 de julio, por el que se establecen los principios generales para la pesca del coral rojo en las aguas interiores de las Illes Balears y se establece su ordenación.

También se tienen en consideración dentro de la política pesquera del Mediterráneo (General Fisheries Commission for the Mediterranean, GFCM).

En el siguiente listado se resumen especies incluidas en la Lista Roja de la IUCN<sup>11</sup> dentro de la categoría «Corales mediterráneos»:<sup>29</sup>

GRUPO	ESPECIE DE CORAL	Lista Roja IUCN
Orden SCLERACTINIA	<i>Desmophyllum dianthus</i>	«en peligro»
	<i>Lophelia pertusa</i>	«en peligro»
	<i>Madrepora oculata</i>	«en peligro»
	<i>Dendrophyllia cornigera</i>	«en peligro»
	<i>Dendrophyllia ramea</i>	«vulnerable»
Orden ANTIPATHARIA Corales negros	<i>Antipathes dichotoma</i>	«casi amenazado»
	<i>Leiopathes glaberrima</i>	«en peligro»
	<i>Parantipathes larix</i>	«casi amenazado»
	<i>Antipathella subpinnata</i>	«casi amenazado»

GRUPO	ESPECIE DE CORAL	Lista Roja IUCN
Orden ALCYONACEA de fondos duros	Coral rojo: <i>Corallium rubrum</i>	«en peligro»
	<i>Callogorgia verticillata</i>	«casi amenazada»
	<i>Viminella flagellum</i>	«casi amenazada»
Orden ALCYONACEA de fondos blandos	Coral bambú: <i>Isidella elongata</i>	«en grave peligro de extinción»
Orden ZOANTHARIA	Falso coral negro: <i>Savalia savaglia</i>	«casi amenazado»
Orden PENNATULACEA Plumas de mar	<i>Funiculina quadrangularis</i>	«en grave peligro de extinción»
	<i>Kophobelemnnon stelliferum</i>	«preocupación menor»

## METODOLOGÍA

En general, la detección de estas especies se realiza con métodos no invasivos que implican metodologías de imagen telepresenciales o mediante submarinos tripulados, que se pueden implementar a bordo de barcos oceanográficos. El muestreo y características del sustrato, la topografía y los análisis cuantitativos para estimar diversidad, distribución y demografía se realizan mediante:

- (i) Técnicas acústicas de multihaz (*multibeam*).
- (ii) Transectos de vídeo utilizando ROV (del inglés, Remotely Operated Vehicles), i.e. robots teledirigidos o Vehículos Submarinos Autónomos (AUV).
- (iii) Submarinos autónomos tripulados, i.e. el submarino Jago utilizado en el Canal de Menorca y, previamente, en el cañón submarino de Cap de Creus.

También se pueden realizar cartografías predictivas de los hábitats basándose en las características del área donde los corales de profundidad tienen potencial de desarrollo. Este tipo de aproximaciones predictivas (*predictive habitat modelling*, en inglés) se encuentra todavía poco desarrollado para el Mediterráneo, si bien existen algunas publicaciones que lo incluyen<sup>30</sup> y, recientemente, se ha concluido un estudio para el coral bambú *Isidella elongata*, basado en las poblaciones de la especie en el Canal de Mallorca.<sup>31</sup>

Para este indicador se incluyen únicamente datos de distribución de corales de profundidad que se encuentran en la Lista Roja de la IUCN y en convenios internacionales. La recopilación se basa en las observaciones de varios artículos científicos:

- El mar Balear<sup>32-36</sup>
- El Canal de Menorca<sup>7, 37, 38</sup>
- El Canal de Mallorca<sup>1, 31, 39, 40</sup>

Adicionalmente, se incluyen datos del área de distribución de gorgonias y antipatarios de un estudio de cartografía del mar Balear.<sup>41</sup> Los datos originales se han extraído del proyecto LIFE+ INDEMARES y de las referencias que allí se encuentran.<sup>38, 42</sup>

## RESULTADOS

### 1. Resultados generales

El estudio de la compilación de cartografías de Julià *et al.*<sup>41</sup> incluye los siguientes hábitats con corales de profundidad de la lista patrón de los hábitats marinos de España<sup>43, 44</sup> (Figura 2):

- 03020206. Bosques de gorgonias en roca circalitoral dominada por invertebrados.
- 04010102. Fondos rocosos profundos con antipatarios.



**Figura 2.** Área de distribución de los hábitats con corales de profundidad que se incluyeron en el estudio de compilación de cartografías.<sup>41</sup>

Esta área compilada hasta la fecha suma 85,5 km<sup>2</sup> (Tabla 1). Futuros estudios de compilación cartográfica deberían enfocarse en calcular el área total de todos los datos disponibles.

**Tabla 1.** Resumen de los datos de corales de profundidad incluidos en Julià *et al.*<sup>41</sup>

Hábitat	km <sup>2</sup>
Fondos rocosos profundos con antipatarios	38,18
Bosques de gorgonias en roca circalitoral dominada por invertebrados	47,30
<b>TOTAL</b>	<b>85,49</b>

## 2. Resultados por especies

Únicamente se incluye información sobre las especies de corales de profundidad incluidas en la Lista Roja de la IUCN:

### ORDEN ALCYONACEA DE FONDOS BLANDOS

#### Coral bambú (*Isidella elongata*)

Especie de crecimiento lento y larga longevidad (hasta 400 años) cuyas colonias pueden adquirir hasta 50 cm de altura<sup>29, 45, 46</sup> (Figura 3). Un aspecto destacable del coral bambú *I. elongata* que lo diferencia de la mayoría de especies de gorgonias protegidas es que habita fondos blandos (fangosos) planos o ligeramente inclinados (5 % de pendiente), y no duros (rocosos), como suele ser habitual para muchas especies de cnidarios.<sup>39</sup> Esta especie caracteriza uno de los hábitats descritos en el listado preliminar de los hábitats marinos bentónicos de las Illes Balears:<sup>32</sup>

04020206. Fangos batiales compactos con *I. elongata*: a > 500 metros, entre las montañas submarinas de Ausiàs March y Ses Olives se encuentran zonas bien preservadas, pero vulnerables a la pesca de arrastre.<sup>47</sup>

Expediciones de Oceana realizadas en 2011 y 2014 identificaron en el mar Balear uno de los dos bosques de *I. elongata* mejor conservados del Mediterráneo<sup>39, 40</sup> —el otro, en las islas Eolias.<sup>48</sup> Esta población se encuentra al este de Ibiza (Canal de Mallorca), concretamente entre las montañas submarinas de Ausiàs March y Ses Olives, donde la acción antropogénica no las afecta, ya que existen zonas con cables submarinos a las que no tienen acceso los arrastreros y que, por tanto, les sirven de protección.<sup>1</sup>

Por un lado, estas poblaciones de *I. elongata* presentan la mayor densidad hasta ahora documentada en el mar Mediterráneo.<sup>1</sup> Llegan a formar amplias praderas de entre 2.300-2.683 colonias/hectárea de densidad en zonas sin pesca de arrastre a 480-615 m de profundidad (entre Ausiàs March y Ses Olives). Las observaciones con ROV muestran que las colonias del Canal de Mallorca se encuentran en buen estado —ramificaciones en forma de candelabro y pólipos abiertos—, con ejemplares de hasta 40 cm, que incluyen una comunidad de 50 taxones de fauna asociada.<sup>1</sup>

Por otro lado, zonas con impacto de arrastre del suroeste de Formentera (cerca del escarpe Émile Baudot) estiman una densidad de 53-62 colonias/hectárea, con solo 19 taxones asociados.<sup>1</sup> Estas colonias son más pequeñas (hasta 20 cm), jóvenes y dañadas, con un bajo número de ramas.<sup>1</sup>



**Figura 3.** Ejemplar de coral bambú (*Isidella elongata*) —especie «en grave peligro de extinción», según consta en la Lista Roja de la UICN para el Mediterráneo— sobre fondos blandos del Canal de Mallorca. FUENTE: Expedición Oceana Ranger 2010: Descubriendo las montañas submarinas. © Oceana.

En el Mediterráneo, los modelos predictivos para hábitats dominados por especies de corales profundos son escasos, pero recientemente se ha generado uno para el coral bambú basado en la población en buen estado del Canal de Mallorca. Los resultados —actualmente, en fase de revisión— muestran que la predicción de su población se ve favorecida a menores pendientes.<sup>31</sup>

## ORDEN ALCYONACEA DE FONDOS DUROS

### Coral rojo (*Corallium rubrum*)

Esta especie endémica del Mediterráneo se conoce comúnmente como coral rojo (Figura 4). Se encuentra presente en el noreste de Mallorca, norte de Menorca, Cabrera y al este del cañón de Son Bou.<sup>35, 36, 38</sup> Puede habitar entre los 5 y 800 m de



**Figura 4.** Detalle de un ejemplar de coral rojo (*Corallium rubrum*) sobre fondos blandos del Canal de Mallorca. FUENTE: Expedición por el Mediterráneo del Catamarán Oceana Ranger. © Oceana/Juan Cuetos.

profundidad —aunque predomina entre 30-150 m de profundidad— y vivir 100 años.<sup>29, 49</sup>

Se ha observado una disminución de población atribuida a su explotación durante años por parte de pescadores de coral<sup>32, 50-52</sup> y al calentamiento del agua.<sup>53</sup> Actualmente se puede extraer entre Cap des Freu y Cap de Formentor (aguas fuera de la Reserva Marina de Llevant) a una profundidad > 50 m y con una veda de extracción entre el 1 de enero y el 30 de abril, y entre el 1 de noviembre y el 30 de diciembre.

### Gorgonia (*Callogorgia verticilata*)

Esta gorgonia (Figura 5) ha sido observada en el Canal de Menorca entre 100-360 m de profundidad.<sup>33, 37, 38</sup> También se ha observado en la montaña submarina Ses Olives, en el Canal de Mallorca.<sup>33, 39, 40</sup>



**Figura 5.** Dos especies de gorgonias (*Callogorgia verticilata*, blanca y «casi amenazada», y *Eunicella cavolini*, de color naranja). Montaña submarina Ses Olives, Canal de Mallorca (Illes Balears). FUENTE: Expedición de Oceana a las montañas submarinas de Baleares a bordo del barco oceanográfico del SOCIB. © Oceana.





**Figura 6.** Coral de profundidad *Desmophyllum dianthus*. FUENTE: Expedición Oceana Ranger 2011: Rumbo a las montañas y cañones submarinos. © Oceana.



**Figura 7.** Coral de profundidad *Dendrophyllia ramea* (de color naranja) en un jardín de gorgonias. FUENTE: Expedición Oceana Ranger 2010: Descubriendo las montañas submarinas. © Oceana.

### **Gorgonia (*Viminella flagellum*)**

Ha sido localizada en el Canal de Menorca entre los 100-360 m de profundidad, y también en el Canal de Mallorca entre los 90-500 m.<sup>33, 37, 39, 40</sup>

## **ORDEN SCLERACTINIA**

### ***Madrepora oculata***

Detectada en el Canal de Menorca y en la zona del Cap de Formentor (al norte de Mallorca).<sup>7, 38</sup>

### ***Desmophyllum dianthus* (Figura 6)**

Estudios de laboratorio han demostrado que *D. dianthus* podría tener una media de crecimiento del 14 % anual,<sup>8</sup> con un tiempo de vida de hasta 200 años.<sup>54</sup>

Especie observada en el sur de Menorca, noreste de Menorca (entre los 301-1.163 m) y en el escarpe de Émile Baudot (entre los 300-950 m).<sup>33, 38</sup> Actualmente muestra una tendencia decreciente del número de sus poblaciones.<sup>55</sup>

### ***Dendrophyllia cornigera***

Localizada a profundidades de entre 180-330 m del Canal de Menorca, en el cañón de Son Bou y al norte de Mallorca (Cap de Formentor).<sup>33, 38</sup>

### ***Dendrophyllia ramea***

Habita la plataforma y talud continental sobre sustratos rocosos o sustratos formados por algas cal-

cáreas o conchas (Figura 7).<sup>43</sup> Esta especie ha sido inventariada en el Canal de Menorca y el cañón de Son Bou<sup>38</sup>, y muestra una distribución batimétrica de menor profundidad que *D. cornigera*.<sup>56</sup>

## **ORDEN ANTIPATHARIA**

### **CORALES NEGROS**

### ***Leiopathes glaberrima***

Esta especie de coral negro se ha localizado entre los 115-200 m del Canal de Menorca, con baja densidad (1-4 colonias/m<sup>2</sup>).<sup>7, 33</sup> También ha sido observada en Cap de Formentor, entre los 115-350 m de profundidad, y en Ses Olives.<sup>33, 39</sup>

### ***Parantipathes larix***

Este coral negro ha sido observado en el Canal de Mallorca entre los 200-225 m, en Cap de Formentor, a 330 m de profundidad, y en Ses Olives.<sup>33, 40</sup>

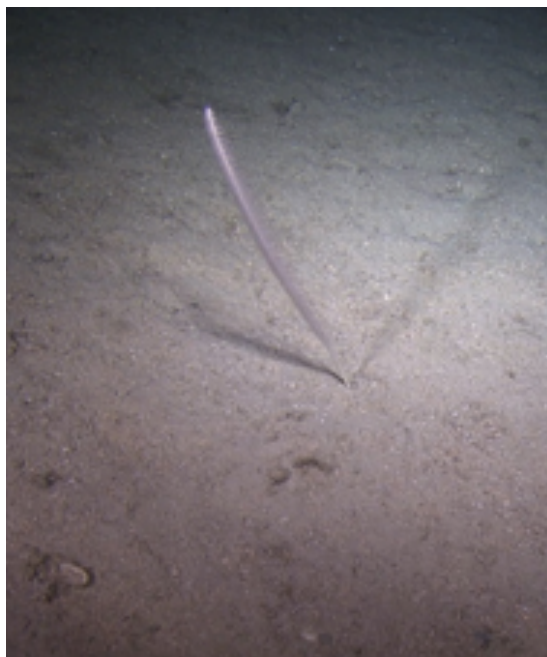
### ***Antipathes dichotoma* (Figura 8)**

En el Canal de Menorca se ha detectado entre los 97-187 m<sup>33</sup>, en baja densidad (1-4 colonias/m<sup>2</sup>), y en el cañón de Son Bou.<sup>7</sup> Esta especie también ha sido observada en Cap de Formentor y en Ses Olives.<sup>33, 40</sup> Adicionalmente, existen observaciones en el mar Balear a 550 m de profundidad.<sup>34</sup>





**Figura 8.** Ejemplar de coral negro (*Antipathes dichotoma*). FUENTE: Expedición de Oceana a las montañas submarinas de Baleares a bordo del barco oceanográfico del SOCIB. © Oceana.



**Figura 9.** Ejemplar de *Funiculina quadrangularis*. FUENTE: Jordi Grinyó.

## ORDEN PENNATULACEA

### PLUMAS DE MAR

#### *Funiculina quadrangularis* (Figura 9)

En el Canal de Menorca se ha detectado entre los 112-267 m de profundidad.<sup>7, 33</sup> Esta especie también ha sido observada en el Canal de Mallorca a 473-616 m<sup>33</sup>, en el borde de talud de la plataforma al norte de Sa Dragonera y al oeste de Formentera, a ~630 m de profundidad.<sup>40</sup>

### CONCLUSIONES

Los corales de profundidad están afectados principalmente por la pesca de arrastre y la pesca accidental de palangre de fondo.<sup>6, 14, 17, 19, 21</sup> Para tener un mejor conocimiento de los impactos que generan, se deberían reportar las capturas accidentales de corales con diferentes artes de pesca.

En general, existe poca información sobre las especies de corales de profundidad, por lo que se desconoce cuál es la tendencia de sus poblaciones.

Zonas sin pesca de arrastre muestran colonias con ejemplares más sanos y con un mayor número de

fauna asociada. La densidad de coral bambú (*I. elongata*) cartografiada entre las montañas submarinas de Ausiàs March y Ses Olives es la mayor de las observadas en el Mediterráneo. La densidad oscila entre 2.300-2.683 colonias/hectárea en zonas sin pesca de arrastre, y 53-62 colonias/hectárea en zonas donde se practica el arrastre.<sup>1</sup>

Se reporta la distribución observada de doce especies de corales de profundidad vulnerables del mar Balear. Las zonas de distribución más comunes son el Canal de Mallorca (las montañas submarinas de Ses Olives y Ausiàs March), el escarpe de Émile Baudot y el Canal de Menorca. Esto se debe principalmente a que las campañas de investigación oceanográficas se han dirigido a estas zonas.

Por tanto, la distribución de corales de profundidad no muestra toda el área ni todas las especies vulnerables existentes. Es necesaria una compilación cartográfica exhaustiva de los diversos estudios de corales de profundidad del mar Balear, así como conocer mejor los patrones de distribución, la dinámica poblacional, la reproducción y diversos aspectos ecológicos. Indicadores que contribuyen a diseñar planes de gestión adecuados para su conservación.

---

**REFERENCIAS**

- <sup>1</sup> MASTROTOTARO, F. *et al.* (2017). «*Isidella elongata* (CnidariEn: Alcyonacea) facies in the western Mediterranean SeEn: Visual surveys and descriptions of its ecological role». *The European Zoological Journal*, 84(1), 209-225. DOI: 10.1080/24750263.2017.1315745.
- <sup>2</sup> PARDO, E. *et al.* (2011). «Documentación de arrecifes de corales de agua fría en el Mediterráneo occidental (Mar de Alborán)». *Chronica Naturae*, 1, 20-34.
- <sup>3</sup> MAURIN, C. (1962). «Etude Des Fonds Chalutables De La Mediterranee Occidentale (Ecologie Et Peche)». *Revue des Travaux de l'Institut des Pêches Maritimes*, 26(2), 163-218.
- <sup>4</sup> PERES, J. M.; PICARD, J. (1964). «Nouveau manuel de bionomie benthique de la mer Méditerranée». *Recueil des Travaux de la Station marine d'Endoume*, 31(47), 1-37.
- <sup>5</sup> CARPINE, C. (1970). «Écologie de l'étage bathyal dans la Méditerranée occidentale». *Mém Inst Océanogr Monaco*, 2, 1-146.
- <sup>6</sup> MAYNOU, F; CARTES, J. E. (2011). «Effects of trawling on fish and invertebrates from deep-sea coral facies of *Isidella elongata* in the western Mediterranean». *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 92(7), 1501-1507. DOI: 10.1017/S0025315411001603.
- <sup>7</sup> GRINYÓ, J. *et al.* (2018). «Megabenthic assemblages in the continental shelf edge and upper slope of the Menorca Channel, Western Mediterranean Sea». *Progress in Oceanography*, 162, 40-51. <https://doi.org/10.1016/j.pocean.2018.02.002>.
- <sup>8</sup> OREJAS, C. *et al.* (2011). «Long-term growth rates of four Mediterranean cold-water coral species maintained in aquaria». *Marine Ecology Progress Series*, 429, 57-65. DOI: 10.3354/meps09104.
- <sup>9</sup> OREJAS, C.; GORI, A.; GILI, J. M. (2007). «Growth rates of live *Lophelia pertusa* and *Madrepora oculata* from the Mediterranean Sea maintained in aquaria». *Coral Reefs*, 27(2), 255. DOI: 10.1007/s00338-007-0350-7.
- <sup>10</sup> ROBERTS, J. M.; WHEELER, A.; FREIWALD, A. *et al.* (2009). *Cold-Water Corals: The Biology and Geology of Deep-Sea Coral Habitats*. Cambridge: Cambridge University Press.
- <sup>11</sup> The IUCN Red List of Threatened Species: <https://www.iucnredlist.org/>.
- <sup>12</sup> BOE (2019). <https://www.boe.es/boe/dias/2019/08/02/pdfs/BOE-A-2019-11323.pdf>.
- <sup>13</sup> ROGERS, A. D. (1999). «The Biology of *Lophelia pertusa* (Linnaeus 1758) and Other Deep-Water Reef-Forming Corals and Impacts from Human Activities». *International Review of Hydrobiology*, 84 (4), 315-406. <https://doi.org/10.1002/iroh.199900032>.
- <sup>14</sup> HINZ, H. (2017). «Impact of Bottom Fishing on Animal Forests: Science, Conservation and Fisheries Management». En: *Marine Animal Forests: The Ecology of Benthic Biodiversity Hotspots*. Rossi S. *et al.* (ed.). Springer International Publishing.
- <sup>15</sup> AGUILAR, R.; PERRY, A. L.; LÓPEZ, J. (2017). «Conservation and Management of Vulnerable Marine Benthic Ecosystems». En: *Marine Animal Forests: The Ecology of Benthic Biodiversity Hotspots*. Rossi S. *et al.* (ed.). Springer International Publishing.
- <sup>16</sup> OTERO, M. M.; MARIN, P. (2019). «Conservation of Cold-Water Corals in the Mediterranean: Current Status and Future Prospects for Improvement». En: *Mediterranean Cold-Water Corals: Past, Present and Future, Coral Reefs of the World*. Orejas C., Jiménez C. (ed.). Springer International Publishing.
- <sup>17</sup> ALTHAUS, F. *et al.* (2009). «Impacts of bottom trawling on deep-coral ecosystems of seamounts are long-lasting». *Marine Ecology Progress Series*, 397, 279-294. DOI: 10.3354/meps08248.
- <sup>18</sup> NORSE, E. A. *et al.* (2012). «Sustainability of deep-sea fisheries». *Mar Policy*. 36(2), 307-320. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2011.06.008>.
- <sup>19</sup> MARTÍN, J. *et al.* (2008). «Effect of commercial trawling on the deep sedimentation in a Mediterranean submarine canyon». *Marine Geology*, 252(3-4), 150-155. <https://doi.org/10.1016/j.margeo.2008.03.012>.

- <sup>20</sup> OREJAS, C. *et al.* (2009). «Cold-water corals in the Cap de Creus canyon, northwestern Mediterranean: Spatial distribution, density and anthropogenic impact». *Marine Ecology Progress Series*, 397, 37-51. DOI: 10.3354/meps08314.
- <sup>21</sup> MYTILINEOU, C. *et al.* (2014). «New cold-water coral occurrences in the Eastern Ionian Sea: Results from experimental long line fishing». *Deep-Sea Research Part II*, 99, 146-157. DOI: 10.1016/j.dsr2.2013.07.007.
- <sup>22</sup> CAPETUZZO, F. *et al.* (2018). «Cold-water coral communities in the Central Mediterranean: aspects on megafauna diversity, fishery resources and conservation perspectives». *Rend Lincei Sci Fis e Nat.* 29(3), 589-597. DOI:10.1007/s12210-018-0724-5.
- <sup>23</sup> MOVILLA, J. *et al.* (2014). «Resistance of Two Mediterranean Cold-Water Coral Species to Low-pH Conditions». *Water*, 6, 59-67. <https://doi.org/10.3390/w6010059>.
- <sup>24</sup> MOVILLA, J. *et al.* (2014). «Differential response of two Mediterranean cold-water coral species to ocean acidification». *Coral Reefs*. 33, 675-686. DOI: 10.1007/s00338-014-1159-9.
- <sup>25</sup> GARRABOU, J. *et al.* (2019). «Collaborative Database to Track Mass Mortality Events in the Mediterranean Sea». *Frontiers in Marine Science*, 6, 707. <https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00707>.
- <sup>26</sup> PÉRÈS, J. M. (1985). «History of the Mediterranean biota and the colonization of depths». En: *Key Environments: Western Mediterranean*. Margalef R. (ed.). Oxford: Pergamon Press Ltd.
- <sup>27</sup> DE JUAN, S. *et al.* (2015). «Standardising the assessment of Functional Integrity in benthic ecosystems». *J Sea Res*, 98, 33-41. DOI: 10.1016/j.seares.2014.06.001.
- <sup>28</sup> BO, M. (2017). «Deep Sea Corals of the Mediterranean Sea». Organització de les Nacions Unides per a l'Alimentació i l'Agricultura (FAO).
- <sup>29</sup> OTERO, M. M. *et al.* (2017). *Overview of the conservation status of the Mediterranean anthozoans*. Màlag: IUCN. DOI: 10.2305/IUCN.CH.2017.RA.2.en.
- <sup>30</sup> MORATO, T. *et al.* (2020). «Climate-induced changes in the suitable habitat of cold-water corals and commercially important deep-sea fishes in the North Atlantic». *Glob Chang Biol*, 26(4), 2181-2202. <https://doi.org/10.1111/gcb.14996>.
- <sup>31</sup> STANDAERT, W. *et al.* (2020). «Modelling the distribution of a critically endangered cold-water coral, *Isidella elongata*, in the Mallorca Channel» [per enviar a publicació].
- <sup>32</sup> BALLESTEROS, E.; CEBRIÁN, E. (2015). «Llistat preliminar dels hàbitats marins bentònics a les illes Balears amb alguns comentaris des de la perspectiva de la conservació». *Monografies de la Societat d'Història Natural de les Balears*, 20, 93-110.
- <sup>33</sup> CHIMIENTI, G. *et al.* (2019). «Occurrence and Biogeography of Mediterranean Cold-Water Corals». En: *Mediterranean Cold-Water Corals: Past, Present and Future*. Orejas, C.; Jiménez, C. (ed.). Springer International Publishing.
- <sup>34</sup> ALTUNA, A.; POLISENO, A. (2019). «Taxonomy, Genetics and Biodiversity of Mediterranean Deep-Sea Corals and Cold-Water Corals». En: *Mediterranean Cold-Water Corals: Past, Present and Future*. Orejas, C.; Jiménez, C. (ed.). Springer International Publishing.
- <sup>35</sup> GARRABOU, J. *et al.* (2017). «Informe sobre l'estat de les poblacions de corall vermell (*Corallium rubrum*) a les aigües de Catalunya». Generalitat de Catalunya. Departament d'Agricultura, Ramaderia, Pesca i Alimentació.
- <sup>36</sup> OCEANA (2007). «Estudio bionómico de Cabrera». Govern de les Illes Balears. Conselleria de Medi Ambient.
- <sup>37</sup> GRINYÓ, J. *et al.* (2016). «Diversity, distribution and population size structure of deep Mediterranean gorgonian assemblages (Menorca Channel, Western Mediterranean Sea)». *Progress in Oceanography*, 145, 42-56. <https://doi.org/10.1016/j.pocean.2016.05.001>.
- <sup>38</sup> REQUENA, S.; GILI, J. M. (2014). «Caracterización ecológica del área marina del Canal de Menorca. Zonas profundas y semiprofundas (100-400 m)». Proyecto LIFE+ INDEMARES.
- <sup>39</sup> OCEANA (2011). «Montañas submarinas de las Islas Baleares: Canal de Mallorca 2011. Propuesta de protección para Ausias March, Emile Baudot y Ses Olives».

- <sup>40</sup> OCEANA (2015). «Expedición 2014 Islas Baleares. Parque Nacional de Cabrera y montañas marinas del Canal de Mallorca».
- <sup>41</sup> JULIÀ, M. *et al.* (2019). «Cartografía de los hábitats marinos de las Islas Baleares: compilación de capas y comunidades bentónicas». Observatori Socioambiental de Menorca (Institut Menorquí d'Estudis); Societat d'Història Natural de les Balears; Fundació Marilles.
- <sup>42</sup> MORANTA, J. *et al.* (2014). «Caracterización ecológica de la plataforma continental (50-100 m) del Canal de Menorca. Informe final proyecto LIFE+ INDEMARES». Instituto de Ciencias del Mar (CSIC).
- <sup>43</sup> TEMPLADO, J. *et al.* (2009). «1170 Arrecifes». En: *Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España*. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino.
- <sup>44</sup> JULIÀ, M. *et al.* (2018). «Actualización de la cartografía combinada de los fondos marinos de Menorca: compilación de capas y comunidades bentónicas». Observatori Socioambiental de Menorca (Institut Menorquí d'Estudis); Agència Menorca Reserva de Biosfera; Consell Insular de Menorca.
- <sup>45</sup> ANDREWS, A. H. *et al.* (2009). «Growth rate and age determination of bamboo corals from the northeastern Pacific Ocean using refined 210Pb dating». *Mar Ecol Prog Ser*, 397, 173-185. DOI:10.3354/MEPS08193.
- <sup>46</sup> SHERWOOD, O.; EDINGER, E. (2009). «Ages and growth rates of some deep-sea gorgonian and antipatharian corals of Newfoundland and Labrador». *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 66, 142-152. DOI: 10.1139/F08-195.
- <sup>47</sup> BALLESTEROS, E.; AGUILAR, R.; CANALS, M. (2013). «Els monts submarins». En: *Atles dels ecosistemes dels Països Catalans*. Barcelona: Enciclopèdia Catalana.
- <sup>48</sup> ÁLVAREZ, H. *et al.* (2019). «Towards the creation of a marine protected area in the Aeolian Islands. Results of the 2018 Aeolian Expedition». *Oceana*. DOI: 10.31230/osf.io/b9dqc.
- <sup>49</sup> Rossi, S. *et al.* (2008). «Survey of deep-dwelling red coral (*Corallium rubrum*) populations at Cap de Creus (NW Mediterranean)». *Marine Biology*, 154, 533-545. DOI: 10.1007/s00227-008-0947-6.
- <sup>50</sup> GARRABOU, J.; HARMELIN, J. G. (2002). «A 20-year study on life-history traits of a harvested long-lived temperate coral in the NW Mediterranean: insights into conservation and management needs». *Journal of Animal Ecology*, 71(6), 966-978. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2656.2002.00661.x>.
- <sup>51</sup> GARRABOU, J.; PÉREZ, T.; SARTORETTO, S. (2001). «Mass mortality event in red coral *Corallium rubrum* populations in the Provence region (France, NW Mediterranean)». *Marine Ecology Progress Series*, 217, 263-272. DOI:10.3354/meps217263.
- <sup>52</sup> SANTANGELO, G.; BRAMANTI, L. (2010). «Quantifying the decline in *Corallium rubrum* populations». *Marine Ecology Progress Series*, 418, 295-297. DOI:10.3354/MEPS08897.
- <sup>53</sup> GARRABOU, J. *et al.* (2009). «Mass mortality in Northwestern Mediterranean rocky benthic communities: effects of the 2003 heat wave». *Glob Chang Biol*, 15(5), 1090-1103. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2008.01823.x>.
- <sup>54</sup> RISK, M. J. *et al.* (2002). «Lifespans and growth patterns of two deep-sea corals: *Primnoa resedaeformis* and *Desmophyllum cristagalli*». *Hydrobiologia*, 471, 125-131. DOI: 10.1023/En:1016557405185.
- <sup>55</sup> CASADO DE AMEZUA, P. *et al.* (2015). «*Desmophyllum dianthus*. The IUCN Red List of Threatened Species». <https://www.iucnredlist.org/es/species/50149087/51215328>.
- <sup>56</sup> OREJAS, C. *et al.* (2017). «First in situ documentation of a population of the coral *Dendrophyllia ramea* off Cyprus (Levantine Sea) and evidence of human impacts». *Galaxea Journal of Coral Reef Studies*, 19, 15-16. DOI: 10.3755/galaxea.19.1\_15.

---

#### CITAR COMO

BARRIENTOS, N.; VAQUER-SUNYER, R.; OREJAS, C.; BALLESTEROS, E.; GRINYÓ, J.; MARÍN, P.; MARSINYACH, E. (2021). «Distribución de corales de profundidad». En: Vaquer-Sunyer, R.; Barrientos, N. (ed.). *Informe Mar Balear 2021* <<https://informemarbalear.org/es/habitats-prottegidos/imb-habitats-prottegits-corales-de-profundidad-esp.pdf>>.

# Pesca

Stocks de especies

Túnidos

Flota pesquera

Licencias de pesca recreativa

En la elaboración de este capítulo han participado:  
Antoni Quetglas, Beatriz Guijarro, Aina Carbonell y Enric Massutí.

# Parámetros poblacionales y diagnóstico del estado de los stocks de las principales especies explotadas

Merluza (*Merluccius merluccius*)

Salmonete (*Mullus surmuletus*)

Gamba roja (*Aristeus antennatus*)

Gamba blanca (*Parapenaeus longirostris*)

Sepia (*Sepia officinalis*)

Pulpo de roca (*Octopus vulgaris*)

Uno de los principales objetivos de la investigación pesquera es evaluar el estado de explotación de los recursos pesqueros para asesorar a los organismos encargados de su gestión sobre las actuaciones que se deberían llevar a cabo para explotar estos recursos de la mejor manera posible.



## Estado de explotación de la merluza (*Merluccius merluccius*)

### ¿QUÉ ES?

La merluza es un pez demersal que vive sobre fondos blandos de la plataforma y el talud continental, entre los 50 y los 370 metros de profundidad. Su distribución geográfica comprende el mar Mediterráneo y el Atlántico oriental (desde Noruega e Islandia hasta Mauritania).

### ¿POR QUÉ?

Es un pez con una gran importancia comercial que, en el Mediterráneo, es capturado por la flota de arrastre y, en menor medida, por las de palangre y artes menores. En las Baleares es una de las principales especies objetivo de la flota de arrastre.

### METODOLOGÍA

Se ha utilizado una de las metodologías estándar internacionales de evaluación de poblaciones, un análisis de poblaciones virtuales (APV) con dos fuentes principales de datos: capturas y esfuerzo de las estadísticas pesqueras oficiales, y campañas de investigación científica en las Baleares. Los resultados de esta evaluación se presentaron en el Grupo de Trabajo sobre Evaluación de Stocks de Especies Demersales de la CGPM, cuyo informe puede consultarse para una descripción detallada de la metodología (GFCM-SAC-2018).

### RESULTADOS

Aunque la abundancia y la biomasa de la población muestran importantes oscilaciones interanuales, no se observa ninguna tendencia clara a lo largo de la serie temporal analizada (1980-2017). La biomasa media durante este período ha sido de 279 toneladas, con un mínimo de 155 toneladas en 1999 y un máximo de 531 toneladas en 1991. La mortalidad por pesca que ejerce actualmente la flota pesquera ( $F_c/F_{0,1} = 7,44$ ) es más de siete veces superior al punto de referencia obtenido para la especie ( $F_{0,1} = 0,18$ ).



Biomasa (peso) y abundancia (número de individuos) de la población de merluza entre los años 1980 y 2017.  
FUENTE: COB-IEO.

## Estado de explotación del salmonete (*Mullus surmuletus*)

### ¿QUÉ ES?

El salmonete es un pez demersal que vive sobre fondos mixtos de arena y roca, principalmente de la plataforma continental, por encima de los 100 metros de profundidad. Su distribución geográfica comprende el mar Mediterráneo y el Atlántico oriental (desde el sur de Noruega hasta Senegal).

### ¿POR QUÉ?

Es una especie de gran interés comercial. En las Baleares, como en el resto del Mediterráneo, es una de las principales especies objetivo de la flota de arrastre y de artes menores.

### METODOLOGÍA

Se ha utilizado una de las metodologías estándar internacionales de evaluación de poblaciones, un análisis de poblaciones virtuales (APV) con dos fuentes principales de datos: capturas y esfuerzo de las estadísticas pesqueras oficiales, y campañas de investigación científica en las Baleares. Los resultados de esta evaluación se presentaron en el Grupo de Trabajo sobre Evaluación de Stocks de Especies Demersales de la CGPM, cuyo informe anual se puede consultar para una descripción detallada de la metodología (GFCM-SAC-2018).

### RESULTADOS

Entre los años 2000 y 2014, la abundancia y la biomasa del salmonete muestran una clara tendencia descendente, si bien en los dos últimos años (2015-2016) esta tendencia parece invertirse. La biomasa media durante este período ha sido de 376 toneladas, con un mínimo de 227 toneladas en 2014 y un máximo de 527 toneladas en 2001. La mortalidad por pesca que ejerce actualmente la flota pesquera ( $F_c/F_{0,1} = 2,55$ ) es 2,5 veces superior al punto de referencia obtenido para la especie ( $F_{0,1} = 0,42$ ).



Biomasa (peso) y abundancia (número de individuos) de la población de salmonete entre los años 2000 y 2016.  
FUENTE: COB-IEO.

## Estado de explotación de la gamba roja (*Aristeus antennatus*)

### ¿QUÉ ES?

La gamba roja es un crustáceo demersal que vive sobre fondos fangosos del talud continental, entre los 100 y los 3.000 metros de profundidad. Su distribución geográfica comprende el mar Mediterráneo y el Atlántico oriental (desde el norte de Portugal hasta Cabo Verde).

### ¿POR QUÉ?

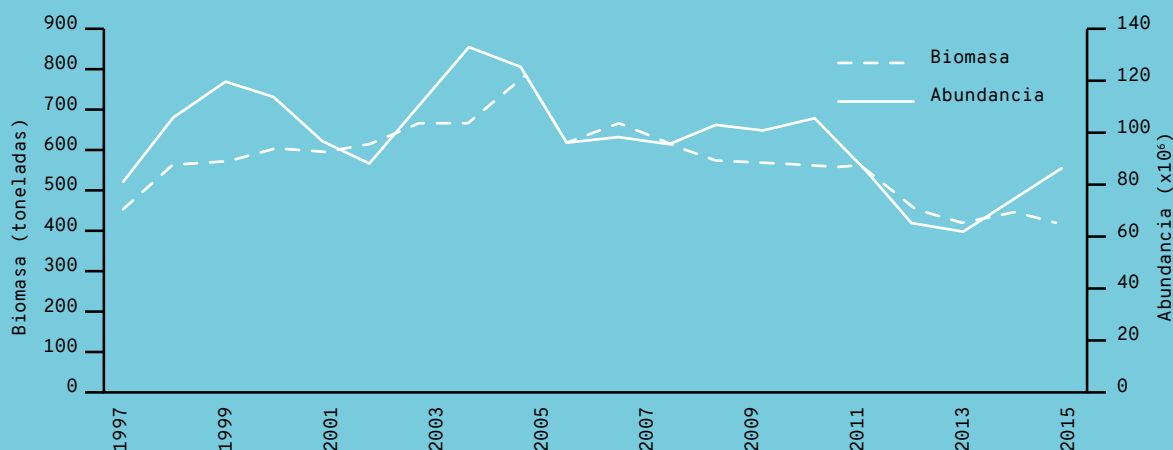
Es uno de los recursos pesqueros con mayor valor comercial del Mediterráneo, donde es capturada casi exclusivamente por la flota de arrastre. En las Baleares, es la especie objetivo de esta flota cuando trabaja entre los 500 y los 800 metros de profundidad.

### METODOLOGÍA

Se ha utilizado una de las metodologías estándar internacionales de evaluación de poblaciones, un análisis de poblaciones virtuales (APV) con dos fuentes principales de datos: capturas y esfuerzo de las estadísticas pesqueras oficiales, y campañas de investigación científica en las Baleares. Los resultados de esta evaluación se presentaron en el Grupo de Trabajo sobre Evaluación de Stocks de Especies Demersales de la CGPM, cuyo informe puede consultarse para una descripción detallada de la metodología (GFCM-SAC-2018).

### RESULTADOS

La abundancia y la biomasa de la población total de gamba roja ha disminuido significativamente entre los años 2005 (774 toneladas) y 2014 (413 toneladas). La biomasa media durante el período 1997-2016 ha sido de 566 toneladas. La mortalidad por pesca que ejerce actualmente la flota pesquera ( $F_c/F_{0,1} = 2,00$ ) es más de dos veces superior al punto de referencia obtenido para la especie ( $F_{0,1} = 0,31$ ).



Biomasa (peso) y abundancia (número de individuos) de la población de gamba roja entre los años 1997 y 2016.  
FUENTE: COB-IEO.

## Estado de explotación de la gamba blanca (*Parapenaeus longirostris*)

### ¿QUÉ ES?

La gamba blanca es un crustáceo demersal que vive mayoritariamente sobre fondos fangosos de la plataforma profunda y el talud continental, entre los 100 y los 300 metros de profundidad. Su distribución geográfica comprende el mar Mediterráneo y el Atlántico oriental (desde Portugal hasta Angola).

### ¿POR QUÉ?

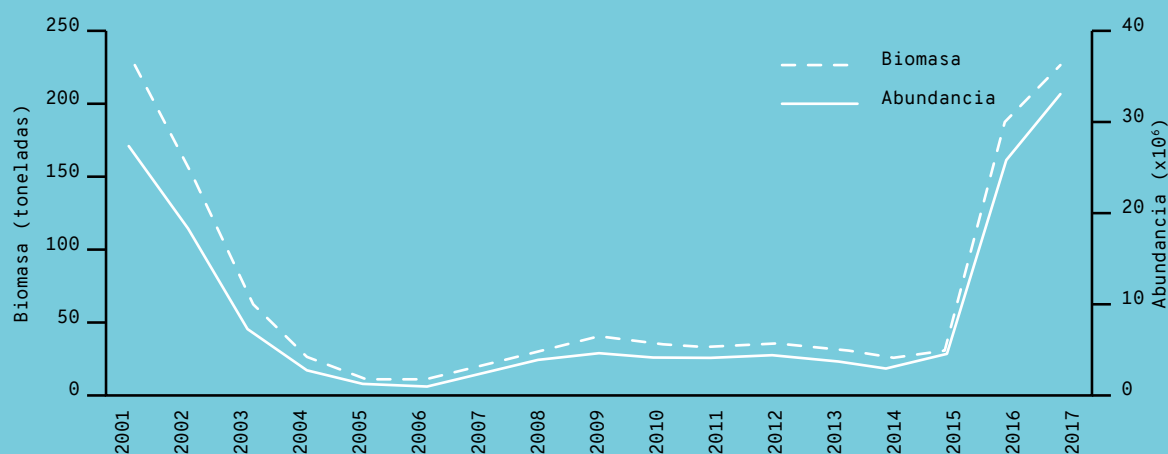
Es un recurso pesquero con un valor comercial elevado para la flota de arrastre del Mediterráneo. En las Baleares, sus poblaciones sufren importantes fluctuaciones interanuales, como demuestran las capturas casi vestigiales obtenidas entre los años 2005 y 2015.

### METODOLOGÍA

Se ha utilizado una de las metodologías estándar internacionales de evaluación de poblaciones, un análisis de poblaciones virtuales (APV) con dos fuentes principales de datos: capturas y esfuerzo de las estadísticas pesqueras oficiales, y campañas de investigación científica en las Baleares. Los resultados de esta evaluación se presentaron en el Grupo de Trabajo sobre Evaluación de Stocks de Especies Demersales de la CGPM, cuyo informe puede consultarse para una descripción detallada de la metodología (GFCM-SAC-2018).

### RESULTADOS

La abundancia y la biomasa de la población se redujeron drásticamente desde el año 2001 hasta el 2006 (de 227 a 8 toneladas), se mantuvieron en valores muy bajos hasta el año 2015 (19-36 toneladas) y posteriormente volvieron a subir muy rápidamente, hasta llegar a las 230 toneladas en el año 2017. La mortalidad por pesca que actualmente ejerce la flota pesquera sobre la gamba blanca ( $F_c/F_{0,1} = 1,23$ ) se encuentra cercana al punto de referencia obtenido para la especie ( $F_{0,1} = 0,77$ ).



Biomasa (peso) y abundancia (número de individuos) de la población de gamba blanca entre los años 2001 y 2017. FUENTE: COB-IEO.

## Estado de explotación de la sepia (*Sepia officinalis*)

### ¿QUÉ ES?

La sepia es un cefalópodo demersal que vive sobre fondos blandos de la plataforma continental, desde el litoral hasta los 200 metros de profundidad. Su distribución geográfica comprende el mar Mediterráneo y el Atlántico oriental (desde el sur de Noruega hasta Angola).

### ¿POR QUÉ?

Es una especie de gran interés comercial. En las Baleares, como en el resto del Mediterráneo, es la especie objetivo de una importante pesquería estacional para la flota de artes menores. Se pesca también como captura accesoria de la flota de arrastre a lo largo de todo el año.

### METODOLOGÍA

Se ha utilizado una de las metodologías estándar internacionales de evaluación de poblaciones, un modelo global o de producción, con las capturas y el esfuerzo pesquero de la flota desde 1977 hasta 2013. Para más detalles sobre la metodología puede consultarse el trabajo publicado sobre esta evaluación (Quetglas *et al.*, 2015).

### RESULTADOS

Los resultados de la evaluación muestran que la sepia se ha mantenido, en general, en un estado de sobreexplotación ( $F/F_{RMS} > 1$ ) a lo largo de la serie histórica analizada (1977-2013). Sin embargo, en algunos años la especie se ha situado cerca del nivel de explotación óptimo ( $F/F_{RMS} \sim 1$ ) o ligeramente por debajo del nivel de sobreexplotación ( $F/F_{RMS} < 1$ : 1988, 1989, 2000 y 2004). El valor medio de este indicador durante el período analizado ha sido de 1,38; con un mínimo y un máximo de 0,75 y 2,10, respectivamente.



$F/F_{RMS}$  de la población de sepia entre los años 1977 y 2013. FUENTE: COB-IEO.

# Estado de explotación del pulpo de roca (*Octopus vulgaris*)

## ¿QUÉ ES?

El pulpo de roca es un cefalópodo demersal que habita la zona comprendida desde la costa hasta el límite de la plataforma continental (aproximadamente, a unos 200 metros de profundidad). Es una especie de distribución cosmopolita en aguas tropicales, subtropicales y templadas.

## ¿POR QUÉ?

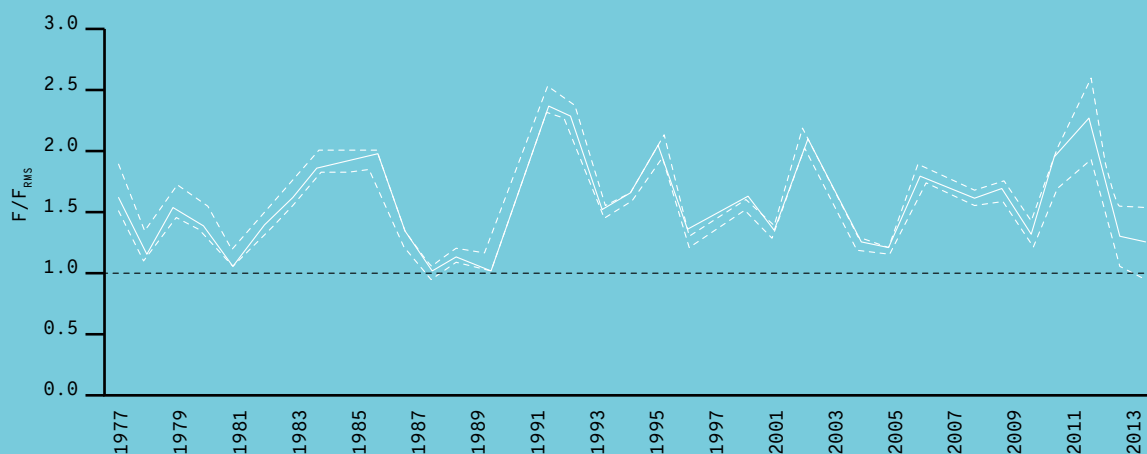
Es una especie de gran interés comercial en todo el mundo, que se captura con diferentes artes de pesca (arrastre, nasas, alcatruces, trasmallo). En las Baleares, aproximadamente el 90 % de las capturas provienen de la flota de arrastre.

## METODOLOGÍA

Se ha utilizado una de las metodologías estándar internacionales de evaluación de poblaciones, un modelo global o de producción, con las capturas y el esfuerzo pesquero de la flota desde 1977 a 2013. Para más detalles sobre la metodología, puede consultarse el trabajo publicado sobre esta evaluación (Quetglas *et al.*, 2015).

## RESULTADOS

Los resultados de la evaluación muestran que el pulpo de roca se ha mantenido en un estado de sobreexplotación ( $F/F_{RMS} > 1$ ) a lo largo de la serie histórica analizada (1977-2013). Solo en algunos años concretos la especie se ha situado cercana al nivel de explotación óptimo ( $F/F_{RMS} \sim 1$ ). El valor medio de este indicador durante el período analizado ha sido de 1,54; con un mínimo de 0,97 en 1988 y un máximo de 2,35 en 1992.



$F/F_{RMS}$  de la población de pulpo de roca entre los años 1977 y 2013. FUENTE: COB-IEO.



Aunque son renovables, los recursos vivos también son limitados, de manera que hay que intentar encontrar un nivel de explotación que permita obtener de ellos el máximo rendimiento y que al mismo tiempo asegure la sostenibilidad futura tanto de la propia explotación como de las poblaciones de las especies explotadas. Por este motivo, la gestión pesquera afecta diferentes aspectos de la actividad humana, no tan solo económicos y sociológicos, sino también ecológicos.

La determinación del estado de explotación de una población se lleva a cabo mediante los modelos de evaluación. Existen diversos tipos de modelos que se diferencian básicamente por la cantidad y la naturaleza de los datos de entrada que se requieren para aplicarlos. Actualmente, los modelos más utilizados mundialmente son los modelos globales, o de producción, y los modelos analíticos.

Los modelos globales son los más sencillos que existen, dado que únicamente necesitan series históricas de captura y esfuerzo de una serie de años tan larga como sea posible. Por el hecho de simular la pesca de forma global, sin entrar en detalles sobre la composición por tallas y las características biológicas de las especies, se conocen con el nombre de modelos globales. También se conocen con el nombre de modelos de producción, porque simulan el crecimiento en biomasa (o producción) de una población en un ambiente limitado, de manera que esta biomasa aumenta hasta un valor máximo que depende de diversos factores, como el espacio y los recursos disponibles.

Los modelos analíticos se conocen con este nombre porque simulan la explotación pesquera mediante el análisis de sus principales componentes, es decir, la estructura de tallas de la especie objetivo, las estadísticas pesqueras y determinados parámetros biológicos (por ejemplo, talla, edad o maduración sexual). Por eso mismo, y a diferencia de los modelos globales, solo se pueden aplicar cuando se tiene un conocimiento bastante detallado de la pesquería que se quiere evaluar. Hay diferentes tipos de modelos analíticos, pero los más utilizados hoy en día son el análisis de poblaciones virtual (APV) y el rendimiento por recluta (RPR).

En ciencia pesquera, el estado de explotación de una población se expresa utilizando unos indicadores específicos llamados puntos de referencia, como los conocidos  $F_{RMS}$  o  $F_{0,1}$ . Un punto de referencia es un valor convencional derivado del análisis técnico que representa el estado de la población, cuyas características se consideran útiles para la gestión de esta población.<sup>1</sup> La  $F_{RMS}$ , por ejemplo, representa la mortalidad por pesca que es preciso ejercer para conseguir el rendimiento máximo sostenible (RMS); la  $F_{0,1}$  sería una aproximación de la  $F_{RMS}$ .

El rendimiento máximo sostenible (RMS) representa el rendimiento mayor que se puede conseguir de una población explotada a lo largo del tiempo, a la vez que se mantiene su capacidad productiva en las condiciones ecológicas imperantes. El RMS

hace referencia a un hipotético estado de equilibrio entre la población explotada y la actividad pesquera. Es la explotación máxima que puede soportar un recurso renovable sin que afecte negativamente a su capacidad de renovación mediante el crecimiento y la reproducción.

El estado de explotación de una población se puede expresar directamente, mediante la mortalidad pesquera a la que está sometida actualmente ( $F_c$ ), o en forma relativa, teniendo en cuenta esta mortalidad actual y la mortalidad necesaria para conseguir el rendimiento máximo sostenible ( $F_c/F_{RMS}$  o  $F_c/F_{0,1}$ ). Según este cociente, por ejemplo, la mortalidad pesquera actual para la merluza, que se muestra a continuación, es 7,44 veces superior a la que debería aplicarse para obtener una explotación sostenible; así pues, la merluza está altamente sobreexplotada. El cociente para la sepia, en cambio, indica que esta población se encuentra cerca del RMS ( $F_c/F_{0,1} = 1.078$ ).

La evolución del estado de explotación de una población a lo largo del tiempo se puede representar en términos de estos cocientes, como se muestra en la figura siguiente.<sup>3</sup> Como consenso general,  $F/F_{RMS} > 1$  indica sobreexplotación (luz roja), mientras que  $F/F_{RMS} < 1$  indica subexplotación (luz verde). La figura muestra cómo el salmonete de roca de Mallorca pasó al estado de sobreexplotación a mediados de la década de los años setenta (círculo rojo).

Se presenta a continuación una serie de indicadores del estado de explotación de algunas de las principales especies explotadas por parte de la flota comercial de las Islas Baleares: merluza, salmonete de roca, gamba roja, gamba blanca, sepia y pulpo de roca. Las cuatro primeras especies han sido evaluadas mediante un modelo analítico (APV), mientras que en el caso de la sepia y en el del pulpo de roca se ha utilizado un modelo de producción.



**Figura 1.** Evolución del estado de explotación del salmonete de roca de Mallorca entre los años 1965 y 2008 representado como el cociente  $F/F_{RMS}$ . Los valores superiores a 1 indican sobreexplotación (luz roja), mientras que menores a 1 indican subexplotación (luz verde). FUENTE: COB-IEO.

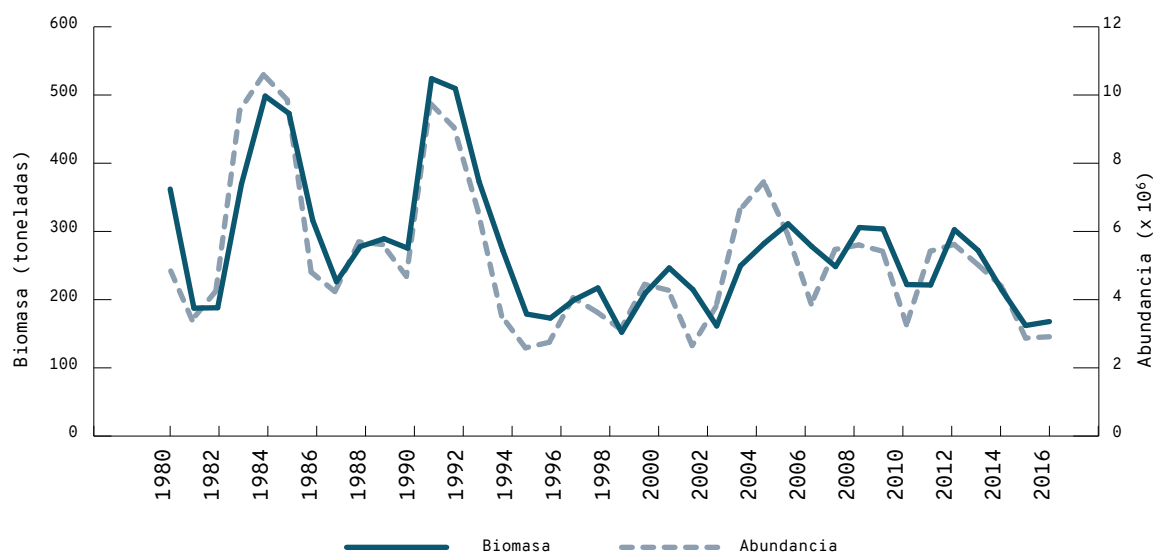


Figura 2. Biomasa y abundancia de la población de merluza entre los años 1980 y 2017. FUENTE: COB-IEO.

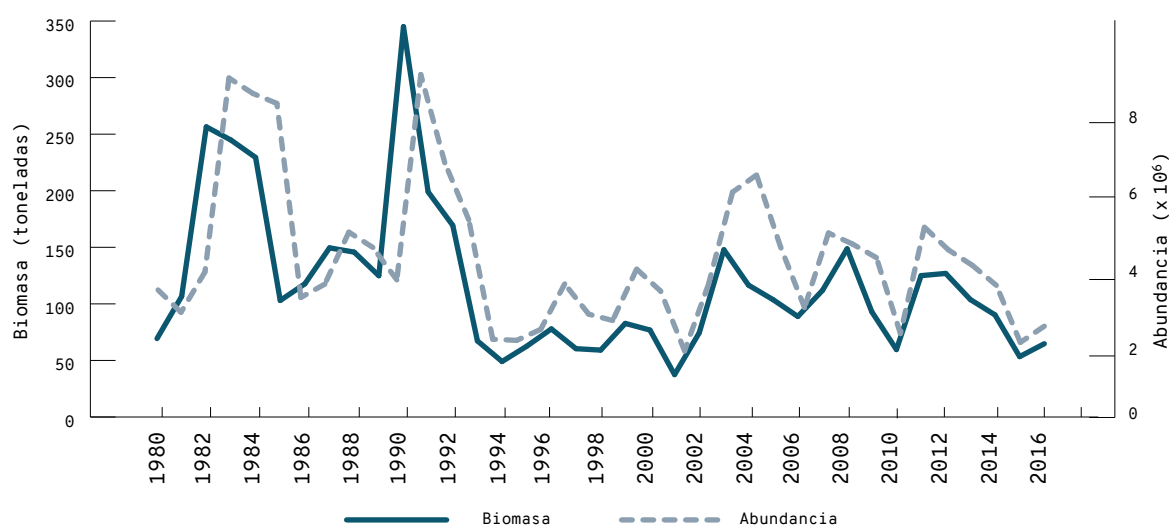


Figura 3. Biomasa y abundancia de reclutas de merluza entre los años 1980 y 2017. FUENTE: COB-IEO.

En ambos casos, los modelos estiman, a partir de las capturas y el esfuerzo pesquero de la flota (y de otros parámetros, en el caso de los modelos analíticos), la cantidad total, expresada en abundancia (número de individuos) y/o biomasa (peso), de la población total que hay en el mar. Además, los modelos analíticos nos permiten determinar esta abundancia y biomasa para diferentes fracciones de la población. Generalmente se determinan estos parámetros para los reclutas (individuos jóvenes que se incorporan a la población) y los reproductores, dada su importancia en la dinámica poblacional del recurso.

Los resultados de las evaluaciones que se muestran a continuación han sido presentados —y, por tanto, avalados— en las principales organizaciones de gestión pesquera del Mediterráneo: 1) la Comisión General de Pesca del Mediterráneo (CGPM; [www.gfcm.org](http://www.gfcm.org)); y 2) el Comité Científico, Técnico y Económico de la Pesca (STECF; <https://stecf.jrc.ec.europa.eu/>) de la Comisión Europea. Para más detalles sobre los datos y la metodología utilizada en las evaluaciones, se pueden consultar los informes de estas organizaciones que se citan para cada especie.

## PECES

### Merluza (*Merluccius merluccius*)

Los resultados de esta evaluación se presentaron en el Grupo de Trabajo sobre Evaluación de Stocks de Especies Demersales de la CGPM (GFCM-SAC-2018) que se celebró en Roma del 19 al 24 de noviembre del 2018.

### 1. Abundancia y biomasa de la población

Aunque la abundancia y la biomasa de la población muestran importantes oscilaciones interanuales, no se observa ninguna tendencia clara a lo largo de los años 1980-2017. La biomasa media durante este período ha sido de 279 toneladas, con un mínimo de 155 toneladas y un máximo de 531 toneladas.

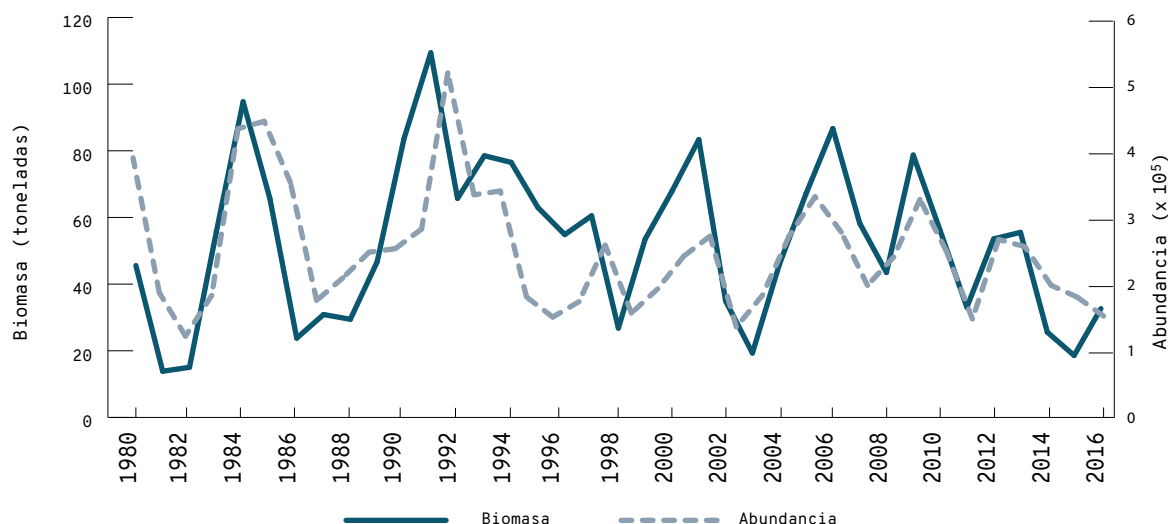


Figura 4 . Biomasa y abundancia de reproductores de merluza entre los años 1980 y 2017. FUENTE: COB-IEO.

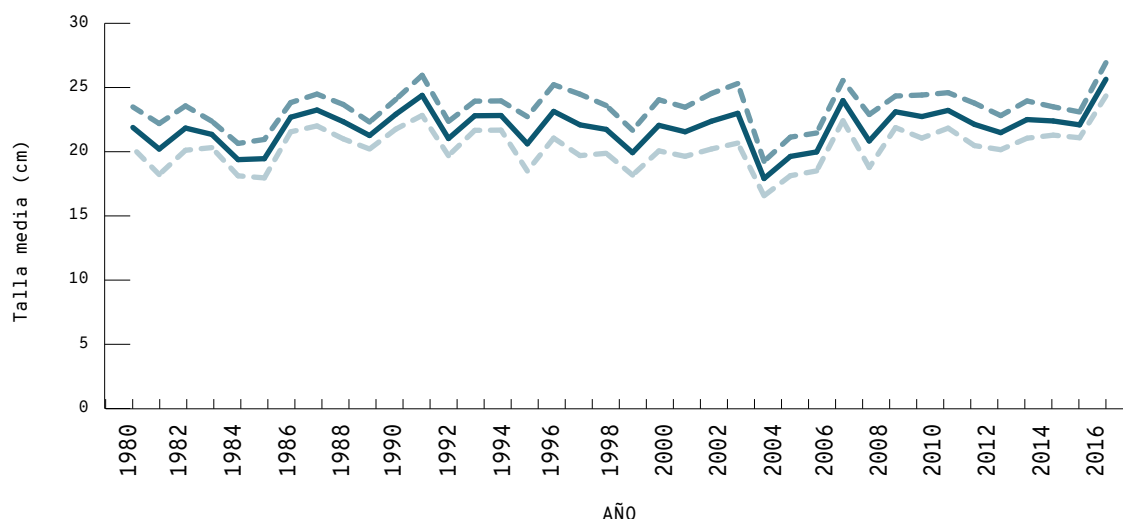


Figura 5. Talla media de la población de merluza entre los años 1980 y 2017. FUENTE: COB-IEO.

## 2.Abundancia y biomasa de reclutas

La abundancia y la biomasa de los reclutas sigue el mismo patrón que la población total, con importantes oscilaciones interanuales, pero sin ninguna tendencia clara a lo largo de los años 1980-2017. La biomasa media durante este período ha sido de 118 toneladas, con un mínimo de 37 toneladas y un máximo de 349 toneladas.

## 3.Abundancia y biomasa de reproductores

La abundancia y la biomasa de los reproductores sigue el mismo patrón que la población total, con

importantes oscilaciones interanuales, pero sin ninguna tendencia clara a lo largo de los años 1980-2017. La biomasa media durante este período ha sido de 65 toneladas, con un mínimo de 31 toneladas y un máximo de 111 toneladas.

## 4.Talla media y estructura poblacional

La talla media de la población no ha mostrado ninguna tendencia clara durante los años 1980-2017 y ha variado entre un mínimo de 18 cm en el año 2004 y un máximo de 26 cm en 2017. El rango de tallas medio durante este período ha pasado de los 5 a los 82 cm, con una talla modal situada en los 19-20 cm.

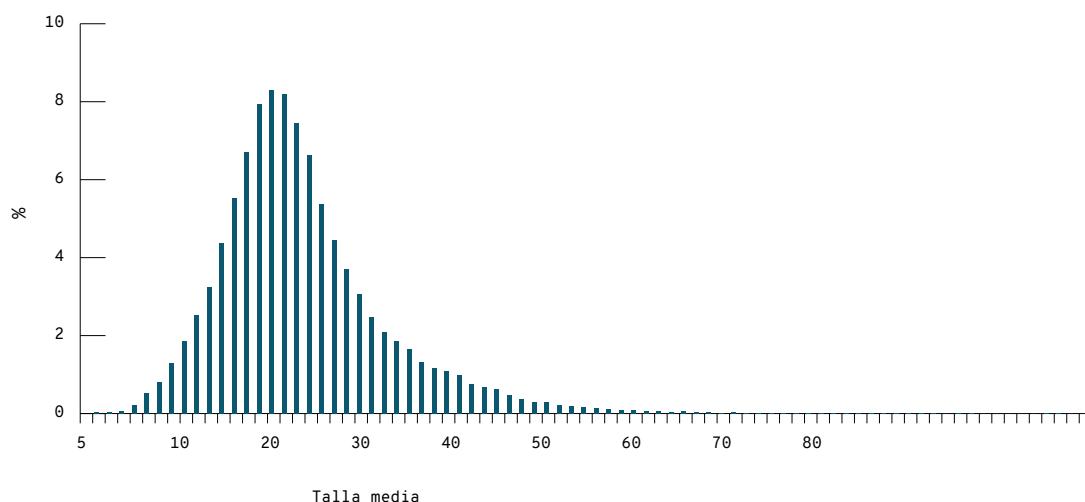


Figura 6. Distribución de tallas de la población de merluza entre los años 1980 y 2017. FUENTE: COB-IEO.

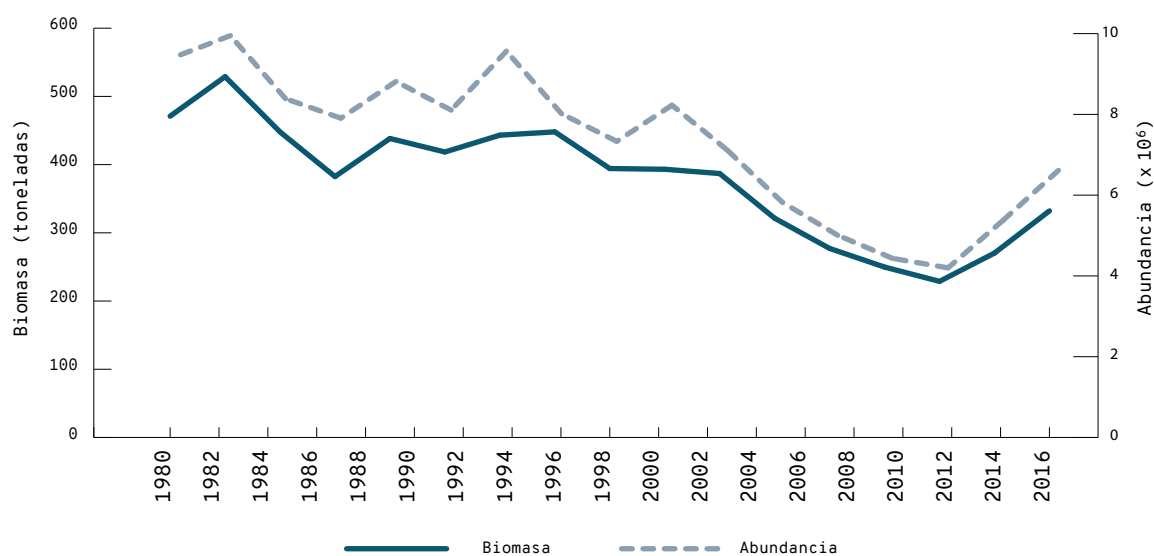


Figura 7. Biomasa y abundancia de la población de salmonete entre los años 2000 y 2016. FUENTE: COB-IEO.

### 5. Estado de explotación $F_c/F_{0,1}$

La mortalidad por pesca que ejerce actualmente la flota pesquera sobre la merluza es más de siete veces superior al punto de referencia obtenido para la especie ( $F_c/F_{0,1} = 7,44$ ).

### 6. Mortalidad por pesca al rendimiento máximo sostenible ( $F_{RMS}$ ) o $F_{0,1}$

El valor del punto de referencia para la especie obtenido con la evaluación presentada ha sido de  $F_{0,1} = 0,18$ .



Fotografía de un salmonete (*Mullus surmuletus*). FUENTE: Joan Sans.

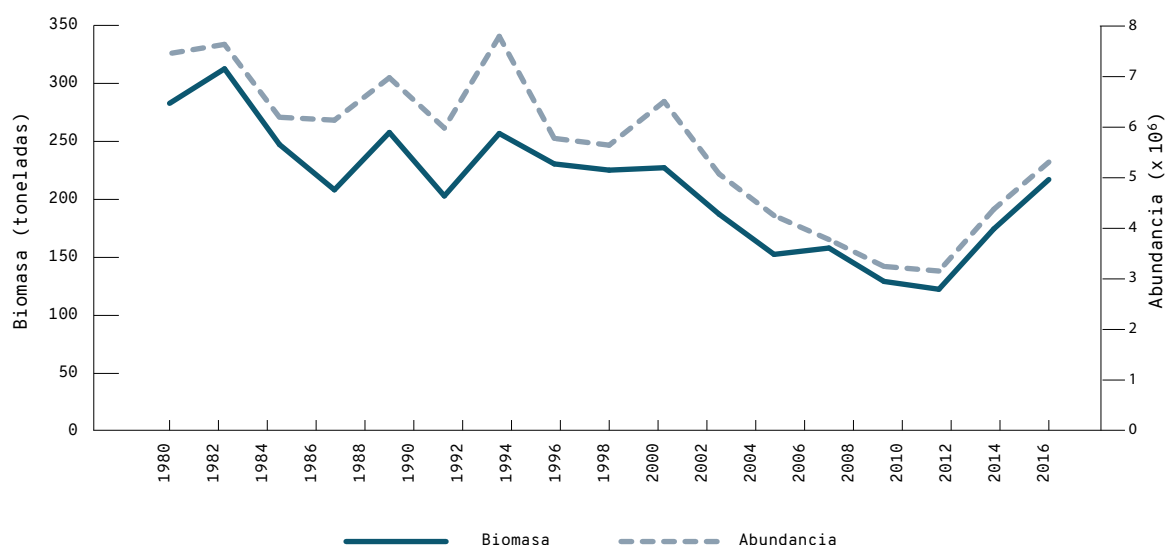


Figura 8. Biomasa y abundancia de reclutas de salmonete entre los años 2000 y 2016. FUENTE: COB-IEO.

### Salmonete de roca (*Mullus surmuletus*)

Los resultados de esta evaluación se presentaron en el Grupo de Trabajo sobre Evaluación de Stocks de Especies Demersales de la CGPM (GFCM-SAC-2017) celebrado en Roma del 13 al 18 de noviembre del 2017.

### 7. Abundancia y biomasa de la población

Entre los años 2000 y 2014, la abundancia y la biomasa de salmonete muestran una clara ten-

dencia descendente, si bien en los dos últimos años (2015-2016) esta tendencia parece invertirse. La biomasa media durante este período ha sido de 376 toneladas, con un mínimo de 227 toneladas y un máximo de 527 toneladas.

### 8. Abundancia y biomasa de reclutas

La abundancia y la biomasa de reclutas sigue el mismo patrón que la población total. La biomasa media durante este período ha sido de 211 toneladas, con un mínimo de 122 toneladas y un máximo de 313 toneladas.

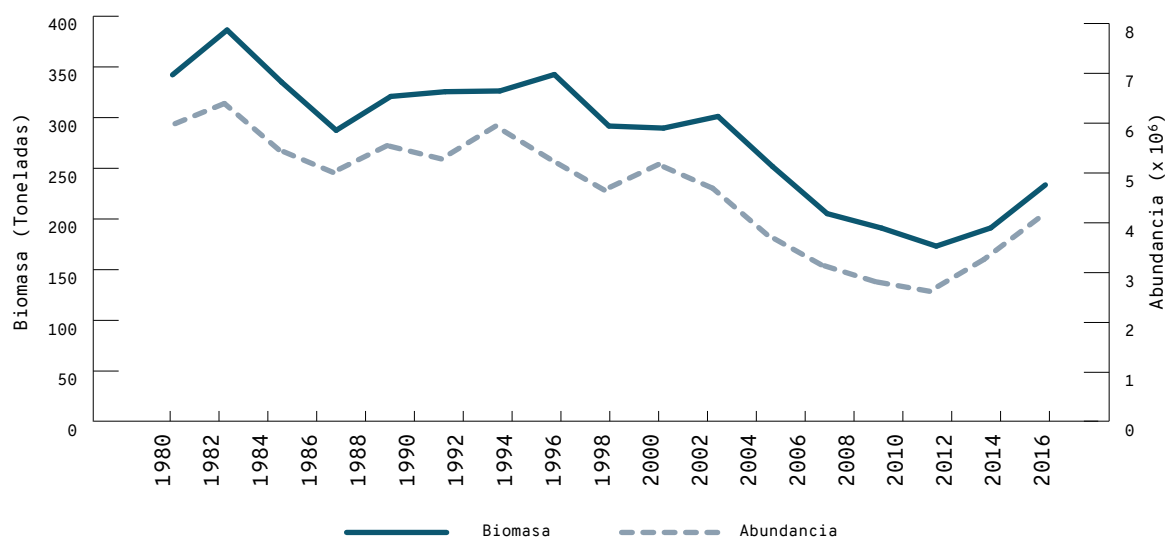


Figura 9. Biomasa y abundancia de reproductores de salmonete entre los años 2000 y 2016. FUENTE: COB-IEO.

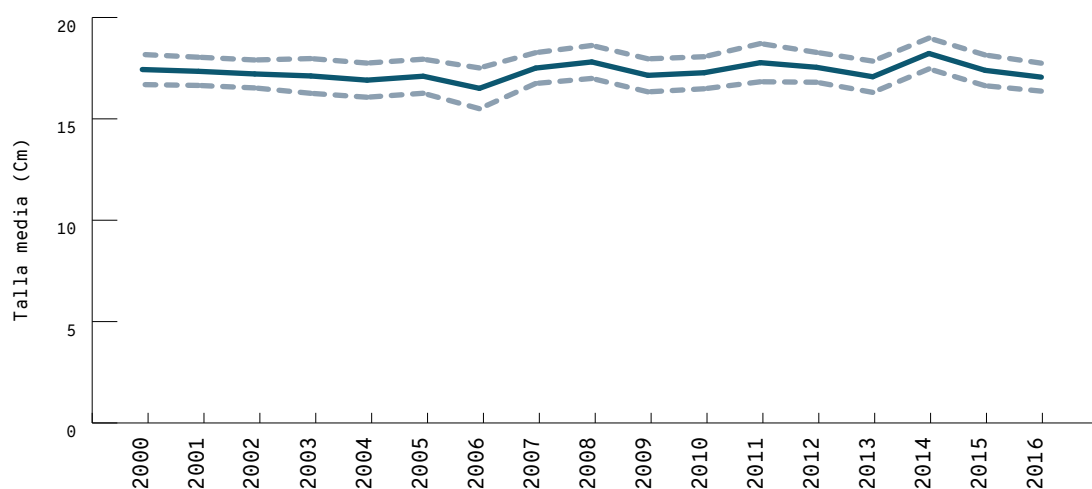


Figura 10. Talla media de la población de salmonete entre los años 2000 y 2016. FUENTE: COB-IEO.

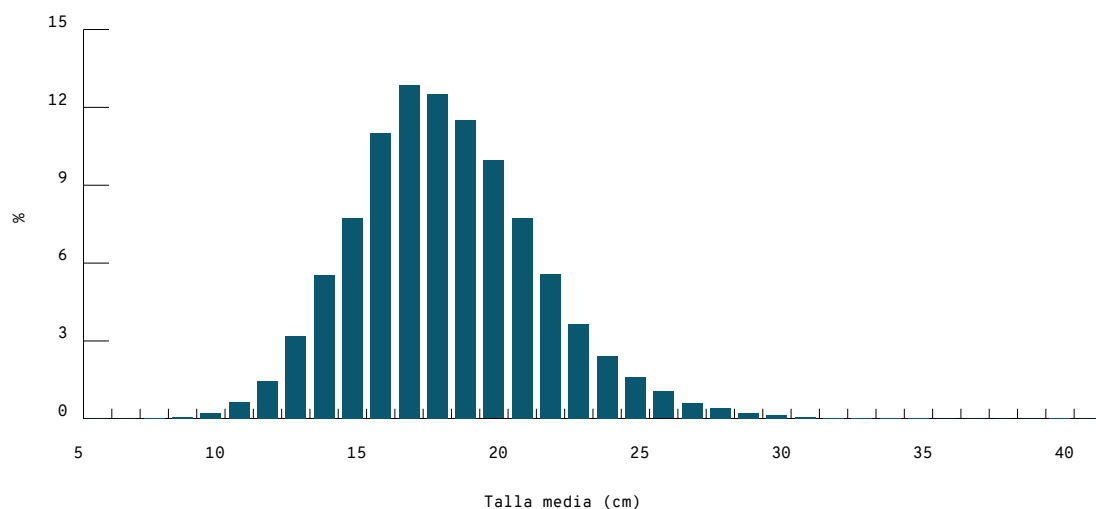
## 9. Abundancia y biomasa de reproductores

La abundancia y la biomasa de los reproductores sigue el mismo patrón que la población total. La biomasa media durante este período ha sido de 280 toneladas, con un mínimo de 171 toneladas y un máximo de 384 toneladas.

## 10. Talla media y estructura poblacional

La talla media de la población no muestra ninguna tendencia clara durante los años 2000-2016; el valor medio de la serie ha sido de 17,4 cm, y ha variado entre un mínimo de 16,5 cm en el año 2006 y un máximo de 18,3 cm en el 2014. El rango de tallas durante este período ha estado entre los 7 y los 39 cm, con una talla modal situada en los 16-17 cm.





**Figura 11.** Distribución de tallas de la población de salmonete entre los años 2000 y 2016. FUENTE: COB-IEO.

### 11.Estado de explotación $F_c/F_{0,1}$

La mortalidad por pesca que actualmente ejerce la flota pesquera sobre el salmonete es 2,5 veces superior al punto de referencia obtenido para la especie ( $F_c/F_{0,1} = 2,55$ ).

El valor del punto de referencia para la especie obtenido con la evaluación presentada ha sido de  $F_{0,1} = 0,42$ .

### 12. Mortalidad por pesca al rendimiento máximo sostenible ( $F_{RMS}$ ) o $F_{0,1}$

El valor del punto de referencia para la especie obtenido con la evaluación presentada ha sido de  $F_{0,1} = 0,42$ .

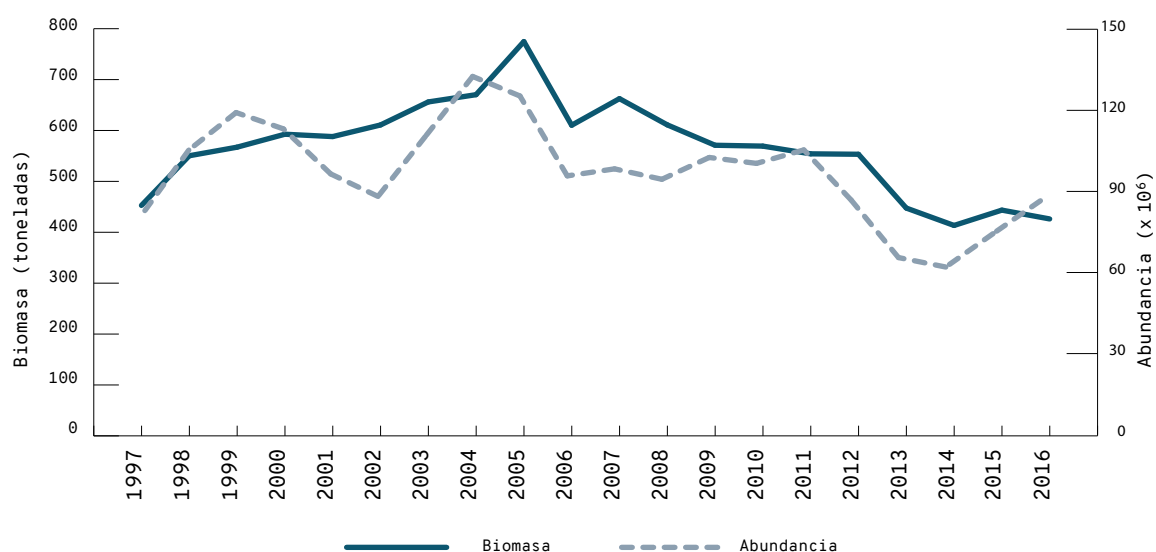


Figura 12. Biomasa y abundancia de la población de gamba roja entre los años 1997 y 2016. FUENTE: COB-IEO.

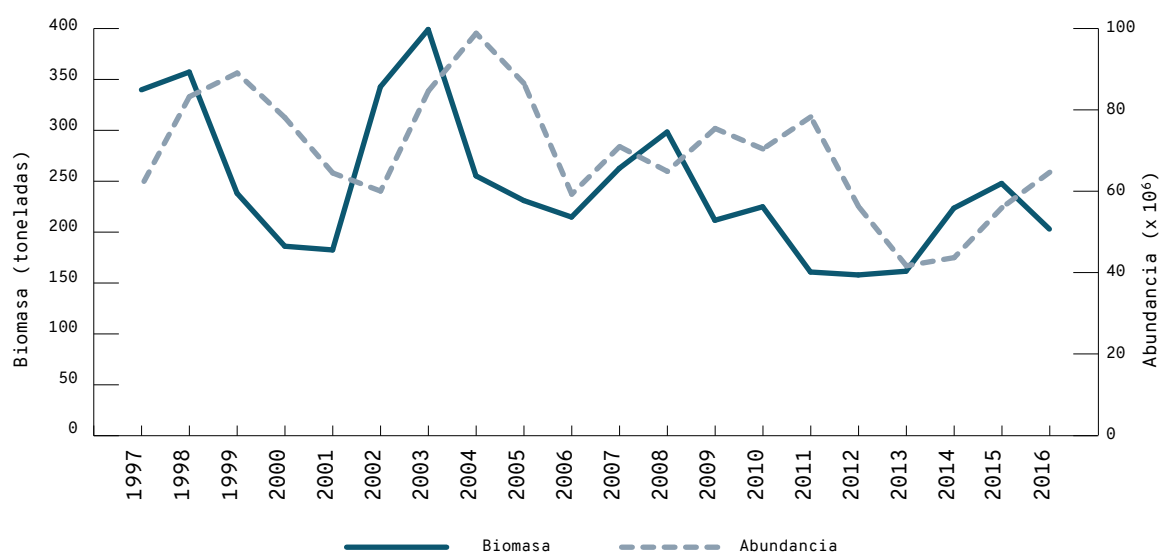


Figura 13. Biomasa y abundancia de reclutas de gamba roja entre los años 1997 y 2016. FUENTE: COB-IEO.

## CRUSTÁCEOS

### Gamba roja

#### (*Aristeus antennatus*)

Los resultados de esta evaluación se presentaron en el Grupo de Trabajo sobre Evaluación de Stocks de Especies Demersales de la CGPM (GFCM-SAC-2017) que tuvo lugar en Roma del 13 al 18 de noviembre del 2017.

### 13. Abundancia y biomasa de la población

La abundancia y biomasa de la población total de gamba roja ha disminuido significativamente entre los años 2005 (774 toneladas) y 2014 (413

toneladas). La biomasa media durante el período 1997-2016 ha sido de 566 toneladas.

### 14. Abundancia y biomasa de reclutas

La abundancia y biomasa de los reclutas de gamba roja muestran importantes variaciones interanuales durante el período 1997-2016, con un máximo de 399 toneladas en 2004 y un mínimo de 158 toneladas en 2012; la biomasa media durante este período ha sido de 245 toneladas.

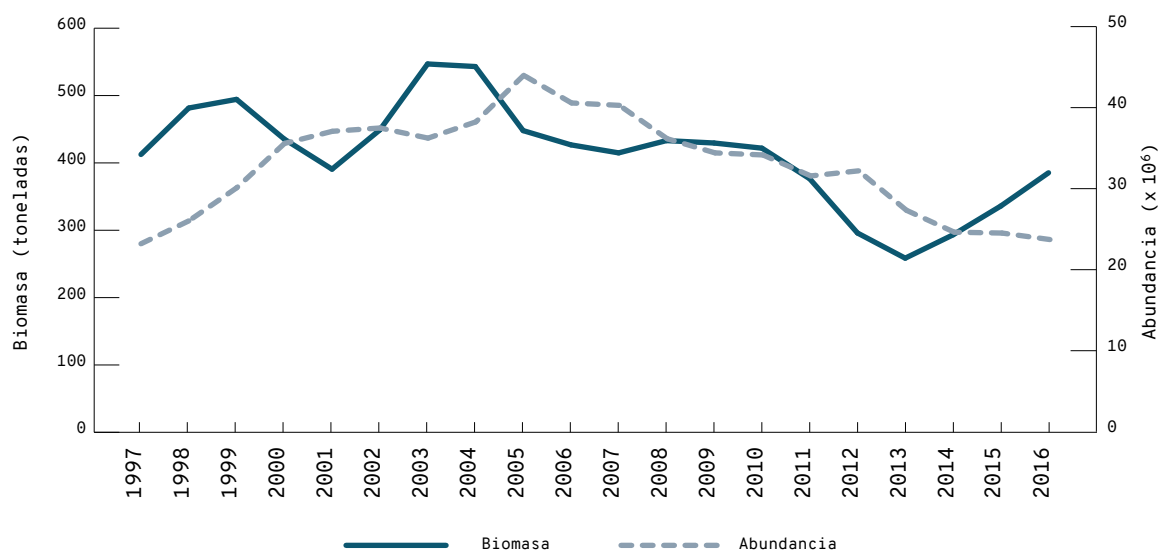


Figura 14. Biomasa y abundancia de reproductores de gamba roja entre los años 1997 y 2016. FUENTE: COB-IEO.

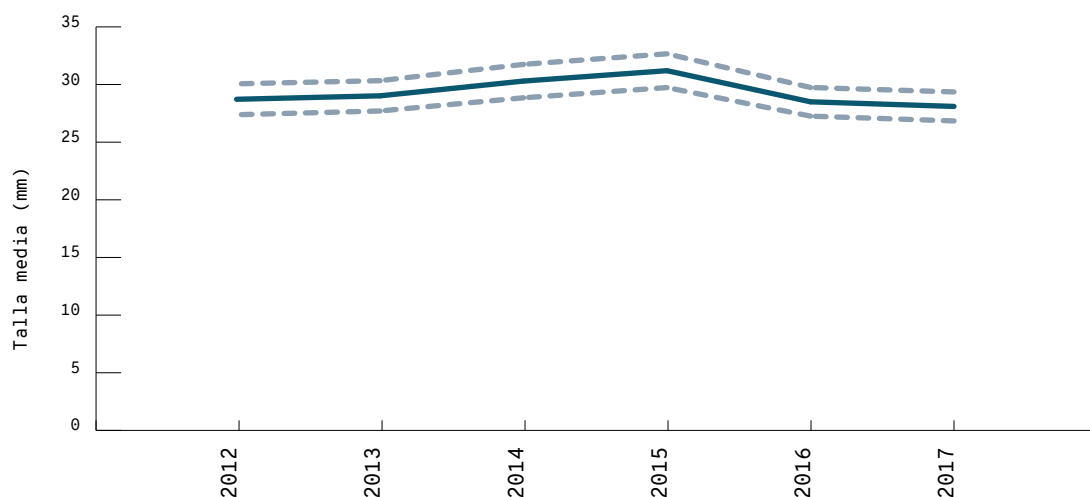


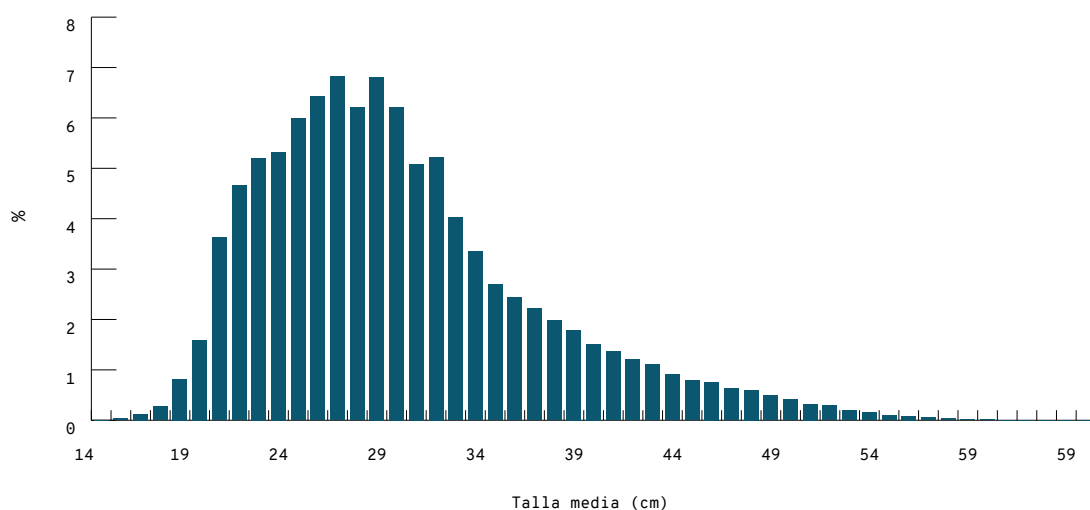
Figura 15. Talla media de la población de gamba roja entre los años 2012 y 2017. FUENTE: COB-IEO.

## 15. Abundancia y biomasa de reproductores

La biomasa de los reproductores de gamba roja ha aumentado de 232 toneladas en 1997 a 439 toneladas en 2005, y ha disminuido posteriormente hasta 237 toneladas en 2016. La biomasa media durante los años 1997-2016 ha sido de 329 toneladas.

## 16. Talla media y estructura poblacional

La talla media de la población no muestra ninguna tendencia clara durante los años 2012-2017; el valor medio de la serie ha sido de 29,3 mm y ha variado entre un mínimo de 28,1 mm en el año 2017 y un máximo de 31,2 mm en 2015. El rango de tallas durante este período ha estado entre los 14 y los 64 mm, con una talla modal situada en los 26-28 mm.



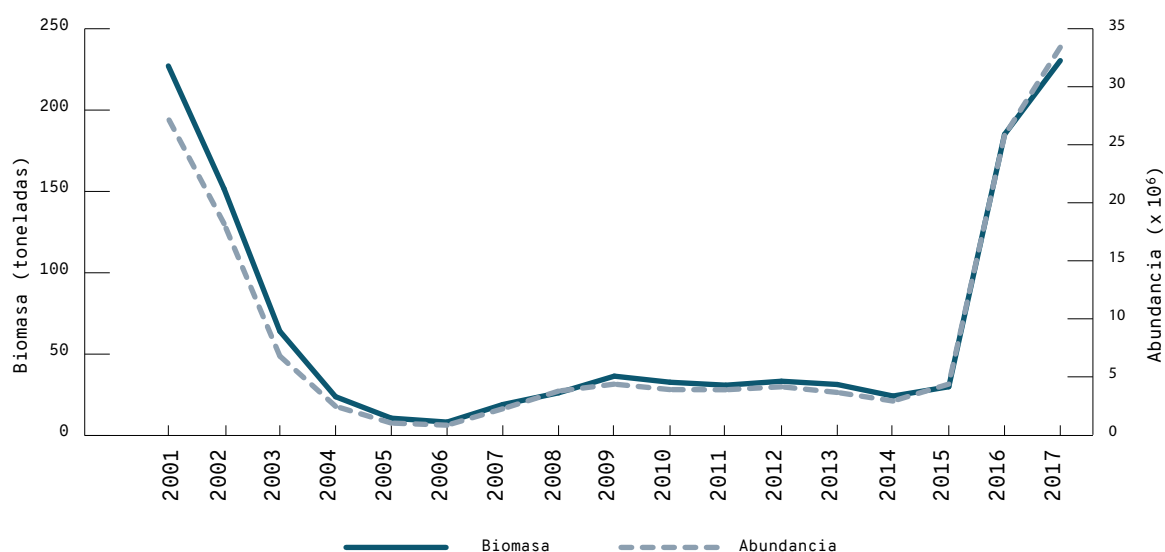
**Figura 16.** Distribución de tallas de la población de gamba roja entre los años 2012 y 2017. FUENTE: COB-IEO.

### 17. Estado de explotación $F_c / F_{0,1}$

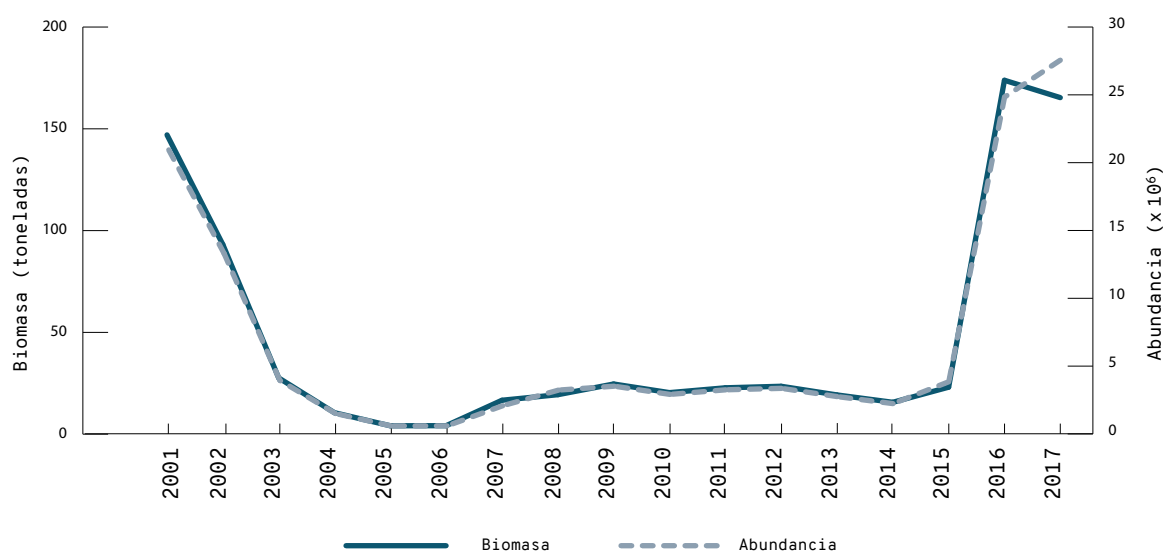
La mortalidad por pesca que actualmente ejerce la flota pesquera sobre la gamba roja es dos veces superior al punto de referencia obtenido para la especie ( $F_c / F_{0,1} = 2,00$ ).

### 18. Mortalidad por pesca al rendimiento máximo sostenible ( $F_{RMS}$ ) o $F_{0,1}$

El valor del punto de referencia para la especie obtenido con la evaluación presentada ha sido de  $F_{0,1} = 0,31$ .



**Figura 17.** Biomasa y abundancia de la población de gamba blanca entre los años 2001 y 2017. FUENTE: COB-IEO.



**Figura 18.** Biomasa y abundancia de reclutas de gamba blanca entre los años 2001 y 2017. FUENTE: COB-IEO.

## Gamba blanca (*Parapenaeus longirostris*)

Los resultados de esta evaluación se presentaron en el Grupo de Trabajo sobre Evaluación de Stocks de Especies Demersales de la CGPM (GFCM-SAC-2018) que se celebró en Roma del 19 al 24 de noviembre del 2018.

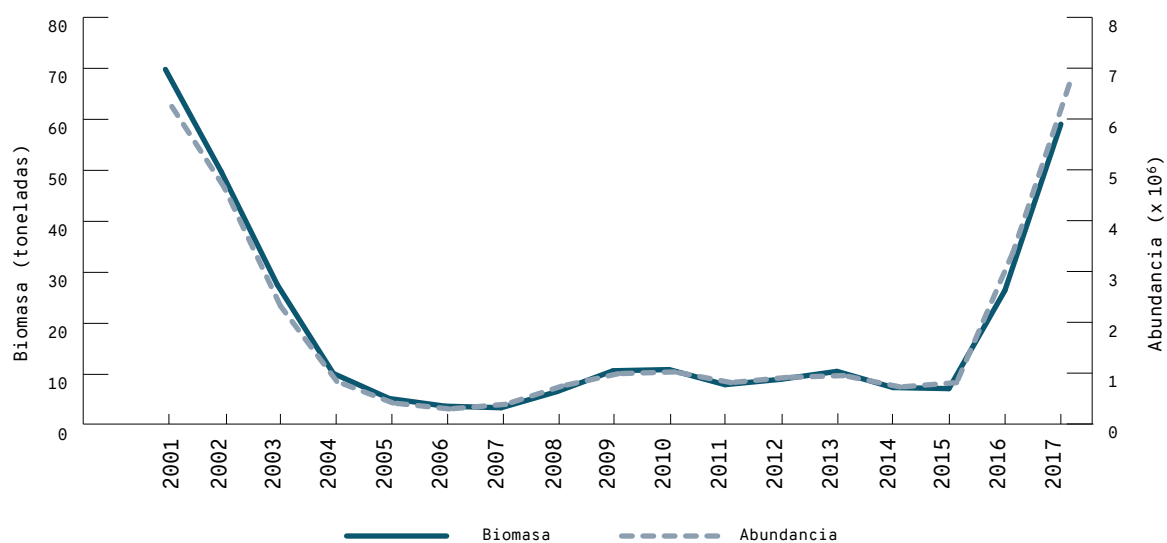
### 19. Abundancia y biomasa de la población

La abundancia y biomasa de la población se redujeron drásticamente desde el año 2001 hasta el 2006 (de 227 a 8 toneladas), se mantuvieron en valores muy bajos hasta el año 2015 (19-36 toneladas) y,

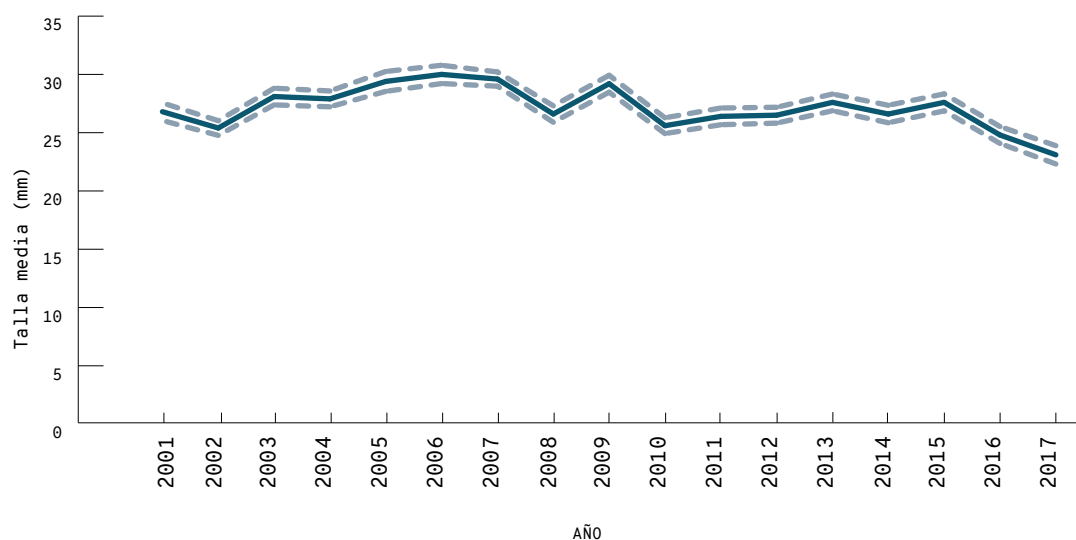
posteriormente, volvieron a subir de una manera drástica, hasta que llegaron a 230 toneladas en el año 2017.

### 20. Abundancia y biomasa de reclutas

La abundancia y biomasa de reclutas durante el período analizado siguen el mismo patrón observado en el caso de la población total, con un mínimo de 4 toneladas en los años 2005-2006 y un máximo de 174 toneladas en 2016.



**Figura 19.** Biomasa y abundancia de reproductores de gamba blanca entre los años 2001 y 2017. FUENTE: COB-IEO.



**Figura 20.** Talla media de la población de gamba blanca entre los años 2001 y 2017. FUENTE: COB-IEO.

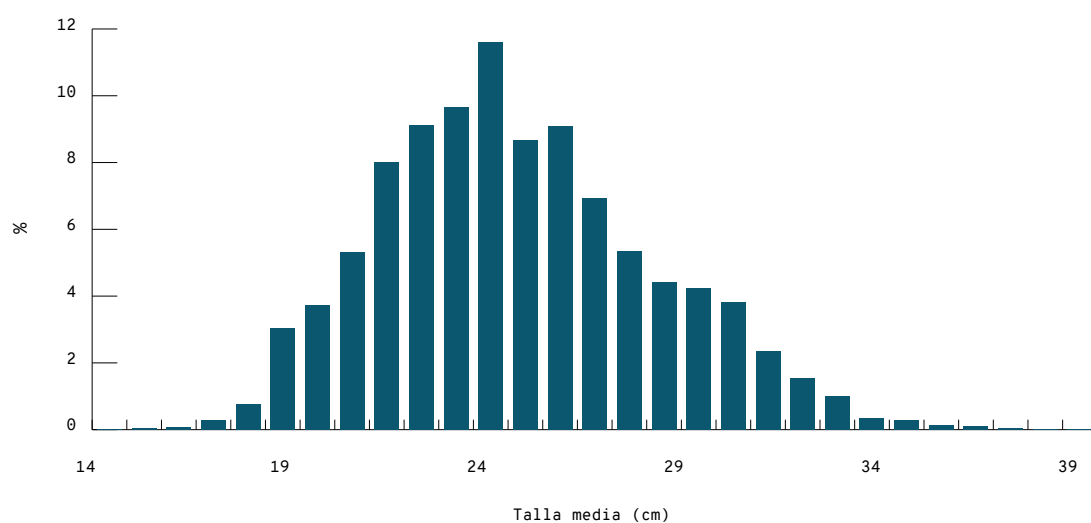
## 21. Abundancia y biomasa de reproductores

La abundancia y biomasa de reproductores durante el período analizado siguen el mismo patrón observado en el caso de la población total, con mínimos durante los años 2006-2007 y máximos en el 2001 y el 2017.

## 22. Talla media y estructura poblacional

Durante el período 2001-2017, la talla media de la población ha sido de 27,1 mm, con un mínimo de 23,1 mm en el año 2017 y un máximo de 30,0 mm en 2006. El rango de tallas durante este período ha estado entre los 14 y los 42 mm, con una talla modal situada en los 25 mm.





**Figura 21.** Distribución de tallas de la población de gamba blanca entre los años 2001 y 2017.  
FUENTE: COB-IEO.

### 23. Estado de explotación $F_c/F_{0,1}$

La mortalidad por pesca que actualmente ejerce la flota pesquera sobre la gamba blanca se encuentra cercana al punto de referencia obtenido para la especie ( $F_c/F_{0,1} = 1,23$ ).

### 24. Mortalidad por pesca al rendimiento máximo sostenible (FRMS) o $F_{0,1}$

El valor del punto de referencia para la especie obtenido con la evaluación presentada ha sido de  $F_{0,1} = 0,77$ .

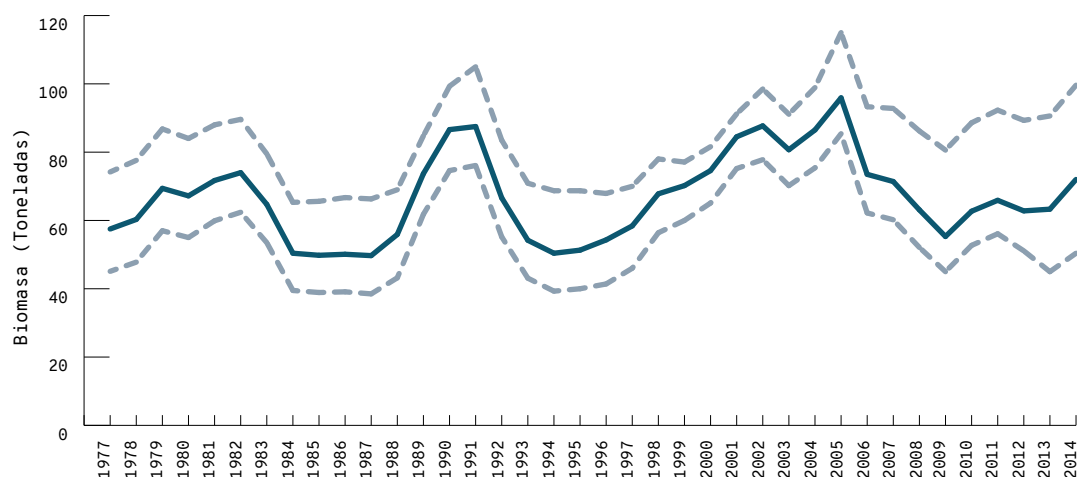


Figura 22. Biomasa de la población de sepia entre los años 1977 y 2014. FUENTE: COB-IEO.

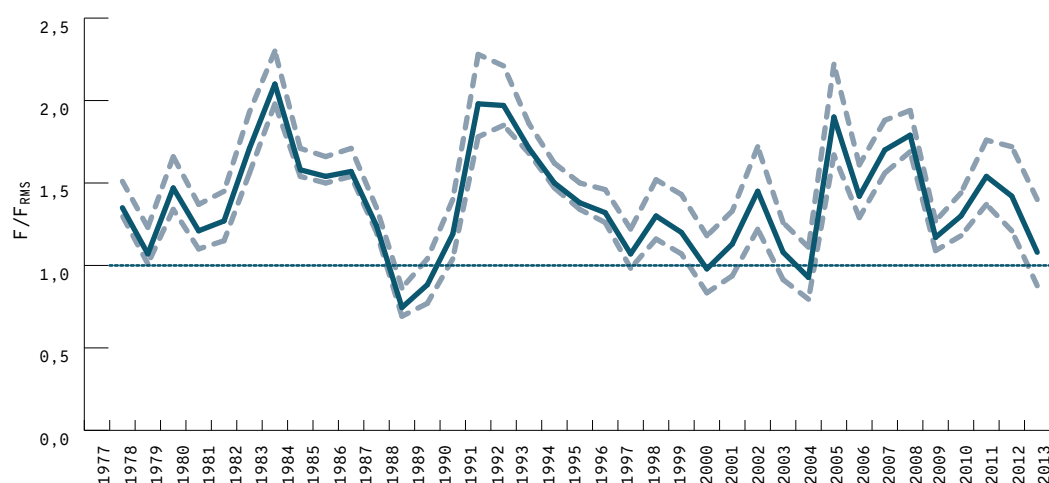


Figura 23. Evolución del estado de explotación ( $F/F_{RMS}$ ) de la sepia entre los años 1977 y 2013. FUENTE: COB-IEO.

## MOLUSCOS

### Sepia (*Sepia officinalis*)

Los resultados de esta evaluación provienen de la aplicación de un modelo de producción a la serie de datos de captura y esfuerzo entre los años 1977 y 2013.<sup>2</sup>

### 25. Biomasa de la población

Aunque la biomasa de la población muestra oscilaciones interanuales importantes, no se observa ninguna tendencia clara a lo largo de los años 1977-2013. La biomasa media durante este período ha sido de 66,88 toneladas, con un mínimo de 49,67 toneladas y un máximo de 95,89 toneladas.

### 26. Estado de explotación $F_c / F_{RMS}$

Los resultados de la evaluación muestran que la sepia se ha mantenido, en general, en un estado de sobreexplotación ( $F/F_{RMS} > 1$ ) a lo largo de la serie histórica analizada (1977-2013). En algunos años, sin embargo, la especie se ha situado cerca del nivel de explotación óptimo ( $F/F_{RMS} \sim 1$ ) o ligeramente por debajo del nivel de sobreexplotación ( $F/F_{RMS} < 1$ : 1988, 1989, 2000 y 2004). El valor medio de este indicador durante el período analizado ha sido de 1,38, con un mínimo y un máximo de 0,75 y 2,10, respectivamente.

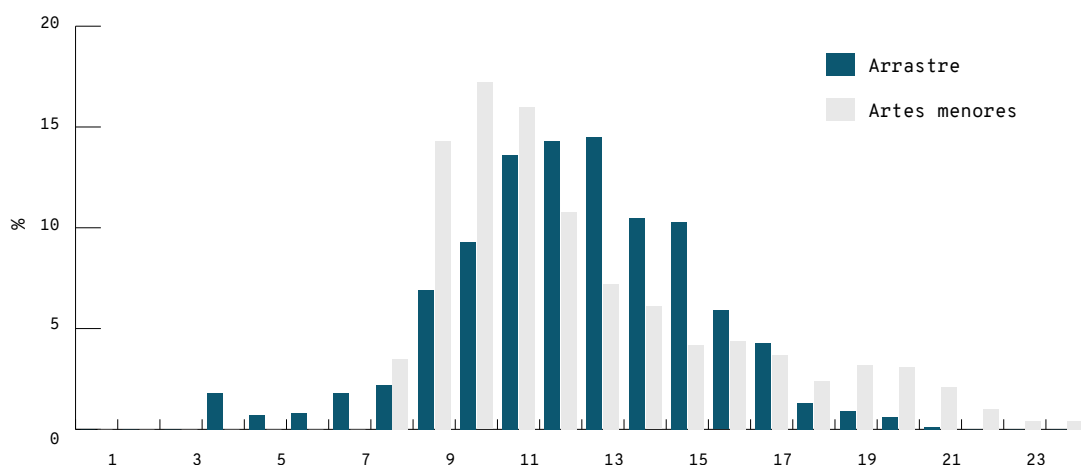


Figura 24. Distribución de tallas de la población de sepia entre los años 1977 y 2013. FUENTE: COB-IEO.

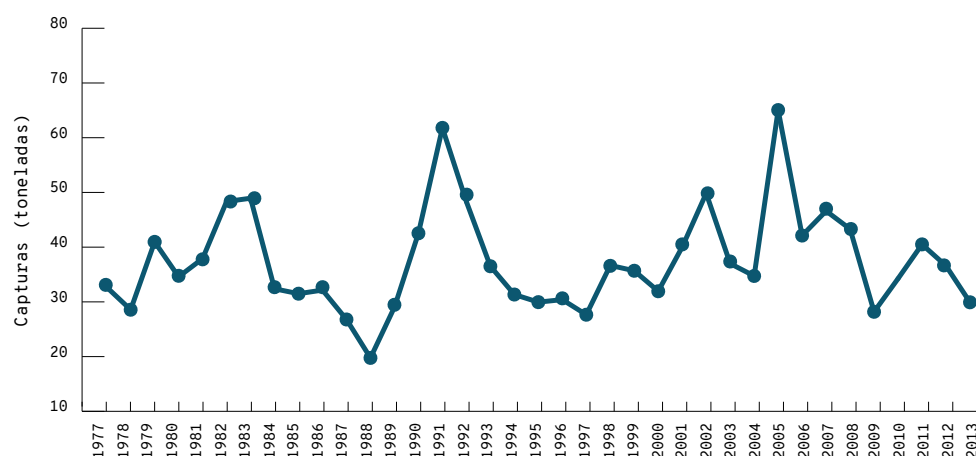


Figura 25. Evolución de las capturas de sepia entre los años 1977 y 2013. FUENTE: COB-IEO.

## 27. Talla media y estructura poblacional

Los rangos de tallas para la pesquería de artes menores y de arrastre en los muestreos llevados a cabo han sido, respectivamente, de 8-24 cm y de 4-21 cm. En el caso de la pesquería de arrastre, se observa una única clase modal en los 12-13 cm, mientras que en la de artes menores se diferencia una clase principal en los 10-11 cm y una clase modal secundaria en los 19-20 cm.

## 28. Evolución de las capturas

Aunque muestran importantes oscilaciones interanuales, las capturas totales de sepia se han mantenido relativamente estables, sin sufrir

ninguna tendencia clara, a lo largo de los años 1977-2013. El valor medio de las capturas durante este período ha sido de 37,42 toneladas, con un mínimo de 19,76 toneladas y un máximo de 65,05 toneladas.

A partir del año 2000, las estadísticas pesqueras recogen las capturas de sepia por modalidad de pesca (artes menores y arrastre). En este caso se observa el mismo esquema para cada pesquería: oscilaciones interanuales importantes sin ninguna tendencia temporal destacable. Las capturas totales de la flota de artes menores son significativamente superiores a las de la flota de arrastre, con capturas medias de 34 y 6 toneladas, respectivamente.



Sepia (*Sepia officinalis*). FUENTE: Xavier Salvador.

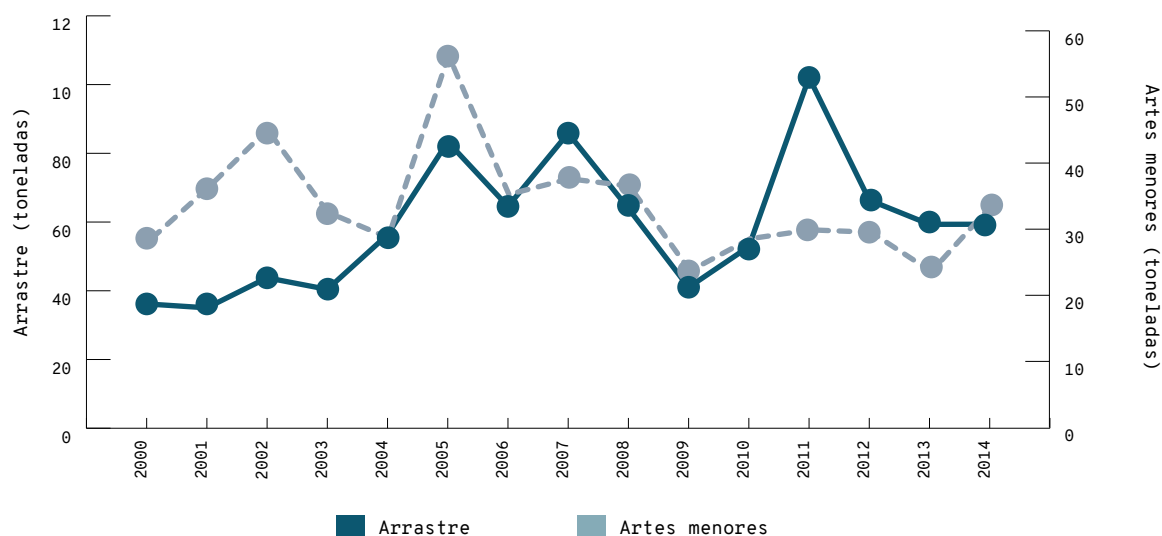


Figura 26. Evolución de las capturas de sepia entre los años 2000 y 2013 para las pesquerías de arrastre y artes menores. FUENTE: COB-IEO.

## 29. Mortalidad por pesca al rendimiento máximo sostenible ( $F_{RMS}$ )

El rendimiento máximo sostenible (RMS) estimado para el último año utilizado en el modelo (2013) ha sido de 45,59 toneladas, y la mortalidad por pesca asociada a este rendimiento máximo ( $F_{RMS}$ ) ha sido igual a 0,41. Como veíamos en el apartado 61, en términos relativos, la  $F$  observada en el último año ( $F_c$ ) se encuentra muy cercana a la  $F_{RMS}$  ( $F_c/F_{RMS} = 1,078$ ).

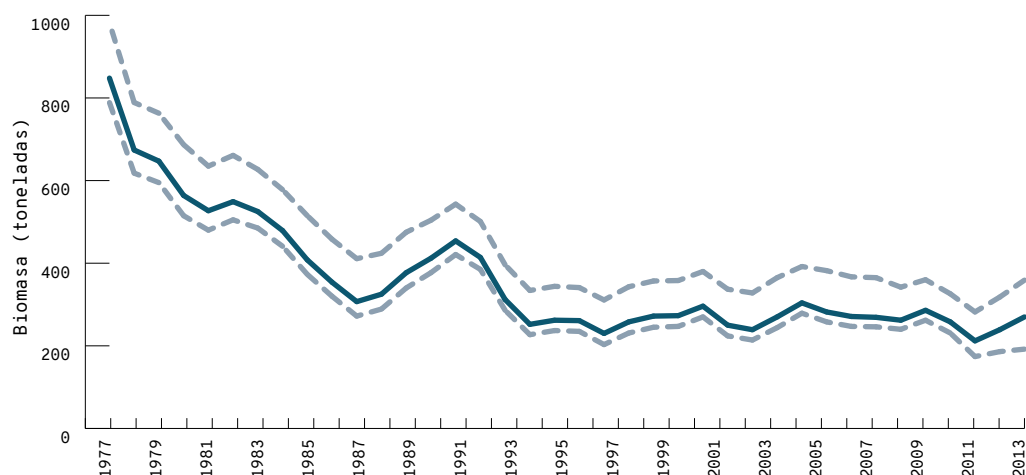


Figura 27. Biomasa de la población del pulpo de roca a entre los años 1977 y 2013. FUENTE: COB-IEO.

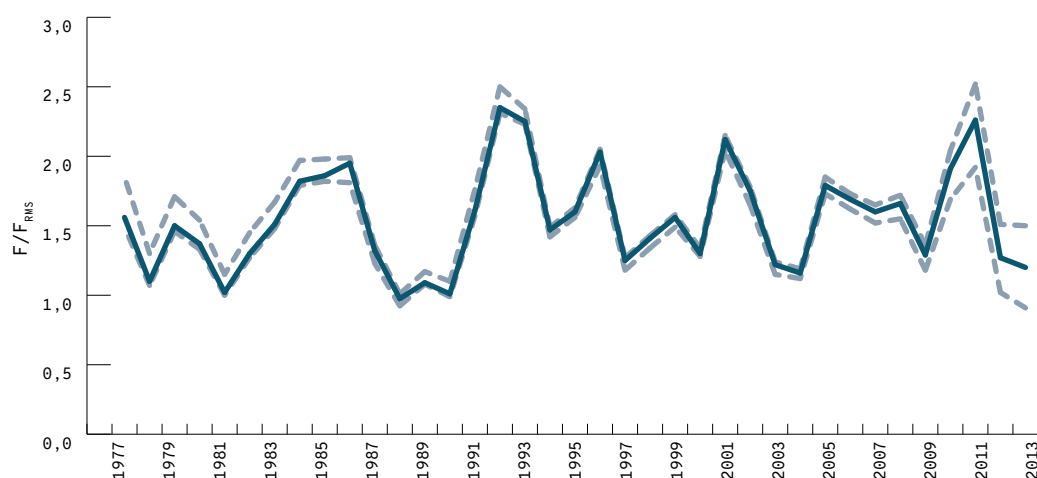


Figura 28. Evolución del estado de explotación ( $F/F_{RMS}$ ) del pulpo de roca entre los años 1977 y 2013. FUENTE: COB-IEO.

### Pulpo de roca (*Octopus vulgaris*)

Los resultados de esta evaluación provienen de la aplicación de un modelo de producción a la serie de datos de captura y esfuerzo entre los años 1977 y 2013.<sup>2</sup>

#### 30. Biomasa de la población

La biomasa de la población ha disminuido a lo largo del período analizado. La biomasa media durante este período ha sido de 360 toneladas, con un mínimo de 212 toneladas en el año 2012 y un máximo de 848 toneladas en 1977.

#### 31. Estado de explotación $F_c/F_{RMS}$

Los resultados de la evaluación muestran que el pulpo de roca se ha mantenido en un estado de sobreexplotación ( $F/F_{RMS} > 1$ ) a lo largo de la serie histórica analizada (1977-2013). Solo en algunos años concretos la especie se ha situado cerca del nivel de explotación óptimo ( $F/F_{RMS} \sim 1$ ). El valor medio de este indicador durante el período analizado ha sido de 1,54, con un mínimo de 0,97 en el año 1988 y un máximo de 2,35 en el año 1992.

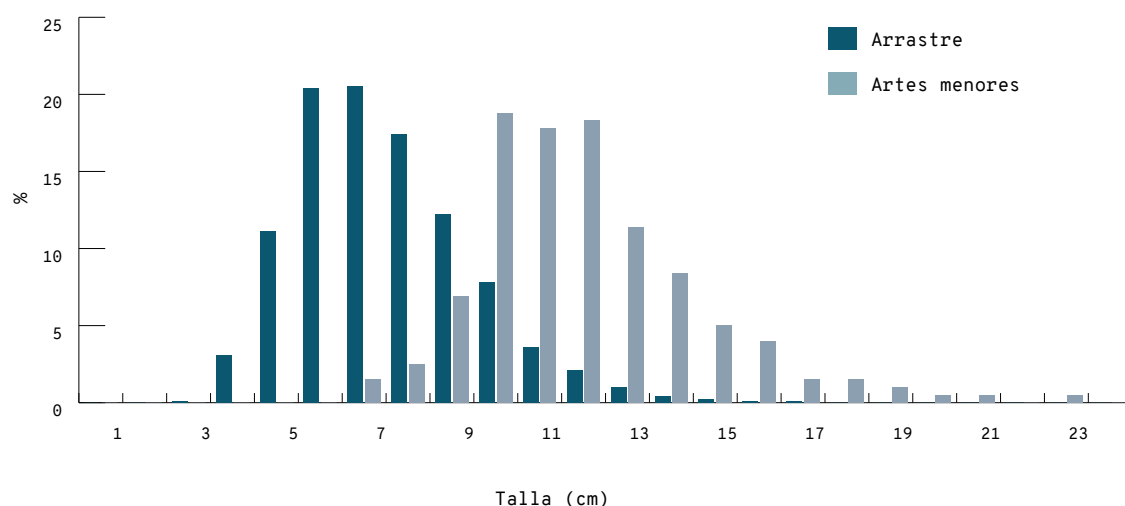


Figura 29. Distribución de tallas de la población de pulpo de roca entre los años 1977 y 2013. FUENTE: COB-IEO.

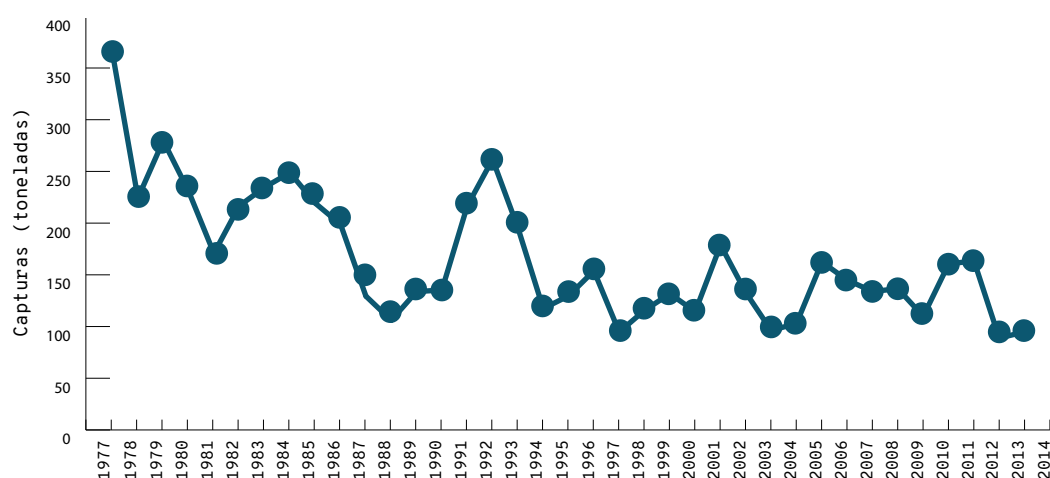


Figura 30. Evolución de las capturas de pulpo de roca entre los años 1977 y 2013. FUENTE: COB-IEO.

## 32. Talla media y estructura poblacional

Los rangos de tallas para la pesquería de artes menores y de arrastre en los muestreos realizados han sido, respectivamente, de 7-23 cm y de 3-17 cm. La talla modal se sitúa en los 6-7 cm en el caso de la pesquería de arrastre y en los 10-12 cm en la de artes menores.

## 33. Evolución de las capturas

Aunque han sufrido importantes oscilaciones interanuales, las capturas totales de pulpo de roca se han mantenido relativamente estables, sin mostrar ninguna tendencia clara, a lo largo del período analizado. Sin embargo, se observa que las oscilaciones desde el año 1977 hasta mediados de la década de los noventa son de mayor amplitud que las que se observan posteriormente. El valor medio de las capturas durante este período ha sido de 166 toneladas, con un mínimo de 89 toneladas en el año 2012 y un máximo de 364 toneladas en el año 1977.

A partir del año 2000, las estadísticas pesqueras recogen las capturas de pulpo de roca por modalidad de pesca (artes menores y arrastre). En este caso se observan igualmente oscilaciones interanuales importantes, sin ninguna tendencia clara en la pesquería de arrastre, pero con una tendencia descendente desde el año 2005 hasta el 2013 en la pesquería de artes menores. Las capturas totales de la flota de arrastre son significativamente superiores a las de la flota de artes menores, con unas capturas medias de 115 y 15 toneladas, respectivamente.

## 34. Mortalidad por pesca al rendimiento máximo sostenible ( $F_{RMS}$ )

El rendimiento máximo sostenible (RMS) estimado para el último año utilizado en el modelo (2013) ha sido de 197,6 toneladas, y la mortalidad por pesca asociada a este rendimiento máximo ( $F_{RMS}$ ) ha sido igual a 0,31. En términos relativos, la  $F$  observada en el último año ( $F_c$ ) está ligeramente por encima de la  $F_{RMS}$  ( $F_c/F_{RMS} = 1,204$ ).





**Figura 31.** Evolución de las capturas de pulpo de roca entre los años 2000 y 2013 para las pesquerías de arrastre y artes menores. FUENTE: COB-IEO.

## REFERENCIAS

- <sup>1</sup> CADDY J. F.; MAHON, R. (1995). *Reference points for fisheries management*. Roma: Food and Agriculture Organization of the United Nations. (FAO Fisheries Technical Papers; 347, 1-83).
- <sup>2</sup> QUETGLAS, A.; KELLER, S.; MASSUTÍ, E. (2015). «Can Mediterranean cephalopod stocks be managed at MSY by 2020? The Balearic Islands as a case study». *Fisheries Management and Ecology*, 22, 349-358.
- <sup>3</sup> QUETGLAS A. *et al.* (2016). *Plan de Implementación Regional para Pesquerías Demersales de las Islas Baleares (Mediterráneo Occidental)* [en línea]. Proyecto Myfish. <http://www.ba.ieo.es/images/stories/ieo/gruposinvestigacion/ecoredem/myfish/Myfish-RIP-WestMed-CAT.pdf>.

## CITAR COMO

QUETGLAS, A.; GUIJARRO, B.; CARBONELL, A.; MASSUTÍ, E. 2020. «Parámetros poblacionales y diagnóstico del estado de los estocs de las principales especies explotadas». En: Vaquer-Sunyer, R.; Barrientos, N. (ed.). *Informe Mar Balear 2020* <<https://informemarbalear.org/es/presiones/imb-estocs-de-pesca-esp.pdf>>

En la elaboración de este capítulo han participado:

Diego Alvarez-Berastegui, Francisco Alemany, Patricia Reglero, Pilar Tugores, Daniel Ottmann, Melisa Martín, Rosa Balbín, Laura Leyva, Baptiste Mourre, Lara Díaz-Barroso y Joaquín Tintoré.

# Índices de abundancia de túnidos en el archipiélago balear

El área marina que rodea el archipiélago balear es una zona clave para la ecología reproductiva de diferentes especies de atún y otros grandes migradores oceánicos<sup>1</sup>. Entre ellas se encuentran especies residentes en el Mediterráneo, como es el caso de la albacora, la melva o el bonito, y otras que pasan gran parte de su vida adulta en el Atlántico y realizan largas migraciones para reproducirse aquí, como por ejemplo el atún rojo (Figura 1).



**Figura 1.** Túnidos y especies afines en el mar Balear. FUENTE: imagen original, [www.planettuna.com](http://www.planettuna.com). Ilustración de Flavia Gargulio.

Esta zona presenta unas características oceanográficas únicas que favorecen el desarrollo de las primeras fases de vida, cuando sus huevos y larvas aún miden solo unos pocos milímetros (Figura 2). Las particularidades biofísicas del mar Balear están determinadas por numerosos factores, entre los que destaca la presencia de frentes oceánicos, corrientes y remolinos que favorecen procesos de retención en diversas áreas del archipiélago, así como su régimen térmico en primavera y verano.<sup>2</sup> Diferentes estudios han demostrado que el mar Balear actúa como zona de retención de partículas en todo el Mediterráneo occidental, con temperaturas en la época de puesta (junio-julio) que favorecen la supervivencia de las larvas, algo que no ocurre en otras áreas adyacentes del Mediterráneo (Figura 3).<sup>3,4</sup>

En el caso del atún rojo, el mar Balear es el área donde se han registrado hasta la fecha las densidades más elevadas de huevos y larvas de la especie, mayores que las observadas en cualquier otra zona de reproducción de

las diversas especies de atún rojo a escala global (golfo de México, océano Pacífico, océano Índico).

El número de larvas (descendientes) del atún rojo (*Thunnus thynnus*) y la albacora (*Thunnus alalunga*) está condicionado por la abundancia o biomasa de adultos (reproductores). Por ello, el estudio de la abundancia de larvas y de los factores que condicionan su supervivencia se convierte en una herramienta clave que sirve para estimar la abundancia de los adultos y así conocer la evolución del estado de los stocks. Para ello, el Instituto Español de Oceanografía (IEO) y el Sistema de Observación y Predicción Costero de las Islas Baleares (SOCIB)<sup>6</sup> desde 2010 han desarrollado de forma coordinada numerosos estudios y campañas de muestreo, investigando la ecología reproductiva de estas especies y, especialmente, el efecto de la variabilidad ambiental y las olas de calor asociadas al cambio climático sobre los procesos clave que condicionan la supervivencia en las primeras fases de vida. Estas

## ¿QUÉ ES?

Los índices larvarios son índices relativos de abundancia y, por tanto, más que los valores absolutos se analiza la variación temporal, anual en ese caso. Estos índices larvarios pueden definirse como «captura por unidad de área del número de larvas retrocalculado a 2,5 mm, estandarizado para la mortalidad natural y la variabilidad en la distribución espacio-temporal de los hábitats larvarios. Estos índices se emplean como proxy para el estudio de la variación interanual del stock reproductor (abundancia de individuos adultos), en base al principio de relación proporcional entre el número de descendientes (abundancia larvaria) y el número de progenitores (abundancia de reproductores)».

## METODOLOGÍA

El esquema metodológico se divide en cuatro pasos fundamentales:

- Muestreo de larvas de túnidos con redes bongo en una malla regular en el entorno del archipiélago balear en las zonas de puesta de túnidos, y muestreo de variables ambientales a través de perfiles de CTD.
- Clasificación en laboratorio de las larvas en las muestras a nivel de especie, conteo y medición de las tallas.
- Retrocálculo del número de larvas de cada talla a su abundancia original en el momento de la eclosión, considerando los procesos de mortalidad de las larvas durante su desarrollo.
- Estandarización de las abundancias observadas a factores que afectan a la capturabilidad. Estos factores incluyen aspectos relativos a cambios en la temporalidad de la época de puesta y de desarrollo de las campañas de muestreo, aspectos relativos a la operación de pesca (por ejemplo, profundidad o volumen de agua filtrada) y distribución de los hábitats larvarios respecto a la distribución de los puntos de captura.

Los parámetros de los modelos estadísticos utilizados en el proceso del cálculo de los índices de abundancia en los puntos 1 a 4 son específicos para cada especie. Los detalles de esta parametrización pueden consultarse en la bibliografía para el caso del atún rojo<sup>2</sup> y de la albacora.<sup>3</sup>

## ¿POR QUÉ?

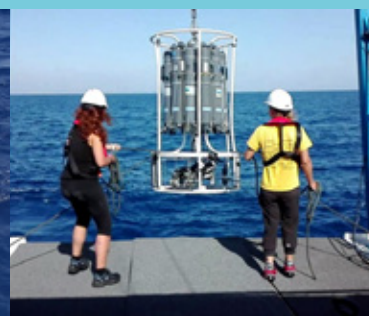
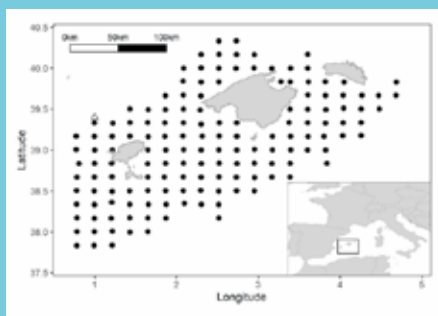
Estos índices, desarrollados en base al conocimiento de las especies y la oceanografía local, son hoy los únicos indicadores independientes de la pesquería que se integran en la evaluación del estado de las poblaciones adultas de atún rojo del Atlántico y de albacora del Mediterráneo. Los datos que aportan son parte estructural de los modelos poblacionales elaborados por la Comisión Internacional para la Conservación del Atún Atlántico (ICCAT, por sus siglas en inglés), a partir de los cuales se establecen las cuotas de pesca. Por tanto, tienen un papel fundamental en la mejora del proceso de evaluación de las poblaciones y su gestión pesquera, que afecta a 51 países.

La importancia de estos índices ha sido especialmente relevante en el proceso de monitorización de la recuperación del atún rojo, que alcanzó en 2011 los niveles más bajos en biomasa de reproductores de la historia, colocando a esta especie cerca del colapso, y que ha ido recuperándose paulatinamente a lo largo de la última década. En base a esta recuperación, las cuotas de pesca de atún rojo concedidas a España han pasado de 2.504 toneladas en 2014 a 6.107 en 2020.<sup>1</sup> El incremento de las cuotas ha permitido a la flota artesanal de las Islas Baleares obtener desde 2018 una cuota de captura e iniciar un nuevo programa de pesca dirigido por la Federació Balear de Confraries de Pescadors.

## LOCALIZACIÓN



2001 2019



A la izquierda, localización de las zonas de muestreo; en el centro, pesca de larvas con redes bongo; a la derecha, toma de muestras de agua y perfiles verticales de parámetros ambientales con CTD.

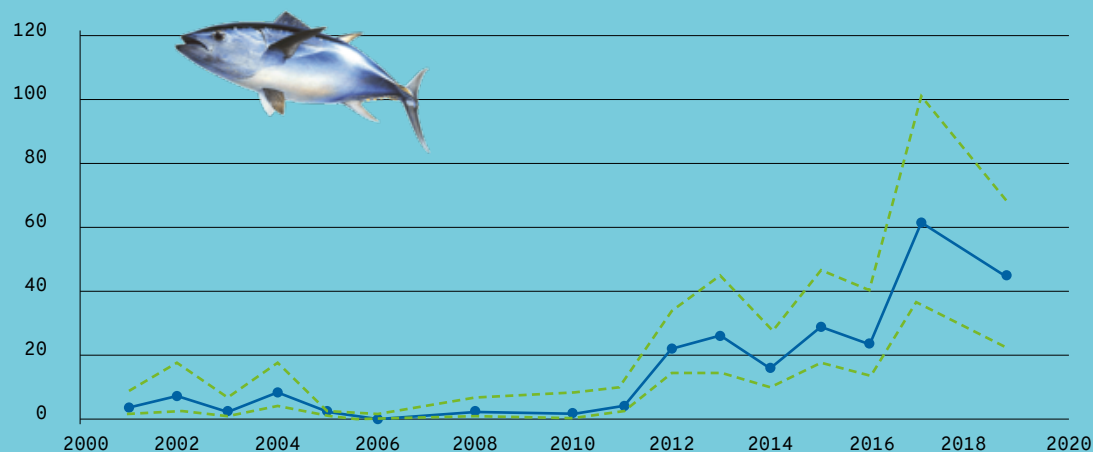


Figura 1. Índice larvario de atún rojo: los valores se expresan en captura por unidad de área (CPUA), número de larvas de 2,5 mm por 10 m<sup>2</sup>. FUENTE: imagen de atún rojo, [www.planettuna.com](http://www.planettuna.com).

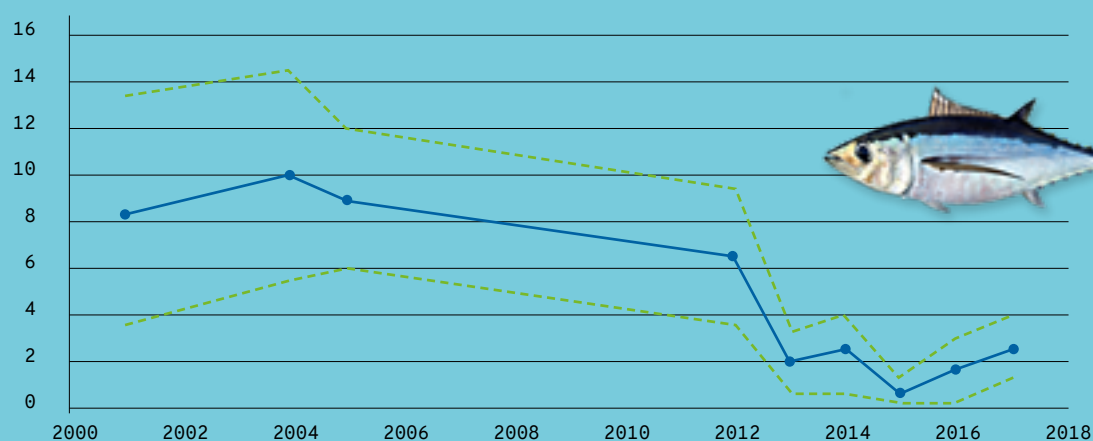


Figura 2. Índice larvario de atún blanco: los valores se expresan en captura por unidad de área (CPUA), número de larvas de 2,5 mm por 10 m<sup>2</sup>. FUENTE: imagen de atún blanco, [www.planettuna.com](http://www.planettuna.com).

## RESULTADOS

La Figura 1 muestra las tendencias de los índices de abundancia de atún rojo del Atlántico (*Thunnus thynnus*). Los resultados para esta especie presentan valores mínimos en la primera década del 2000 y un incremento paulatino desde el 2010. Esta tendencia creciente en la última década está en concordancia con las tendencias detectadas por otros índices deri-

vados de la actividad pesquera o del seguimiento de individuos juveniles.<sup>4</sup> La Figura 2 presenta el índice larvario del atún blanco. Este índice muestra una tendencia decreciente a lo largo de las dos últimas décadas con una posible estabilización de la población a partir del 2013, tendencia que se confirma con los índices de las pesquerías de palangre en el Mediterráneo occidental.

## REFERENCIAS

- <sup>1</sup> UE (2020). Anexo ID Reglamento (UE) 2020/123 del Consejo, de 27 de enero de 2020, por el que se establecen para 2020 las posibilidades de pesca para determinadas poblaciones y grupos de poblaciones de peces, aplicables en aguas de la Unión y, en el caso de los buques pesqueros de la Unión, en determinadas aguas no pertenecientes a la Unión.
- <sup>2</sup> ALVAREZ-BERASTEGUI, D. *et al.* (2018). «Integrating reproductive ecology, early life dynamics and mesoscale oceanography to improve albacore tuna assessment in the Western Mediterranean». *Fisheries Research*, 208, 329-338. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2018.08.014>
- <sup>3</sup> ALVAREZ-BERASTEGUI, D. *et al.* (2020). «Bluefin tuna larval indices in the Western Mediterranean, ecological and analytical sources of uncertainty». *ICCAT Collective Volumes of Scientific Papers*, 77, 289-311.
- <sup>4</sup> ICCAT (2020). «Report of the 2020 ICCAT intersessional meeting of the bluefin tuna species group (14-22 may 2020)». (scrs/2020/002). *ICCAT Collective Volumes of Scientific Papers*, 77(2), 96-214.

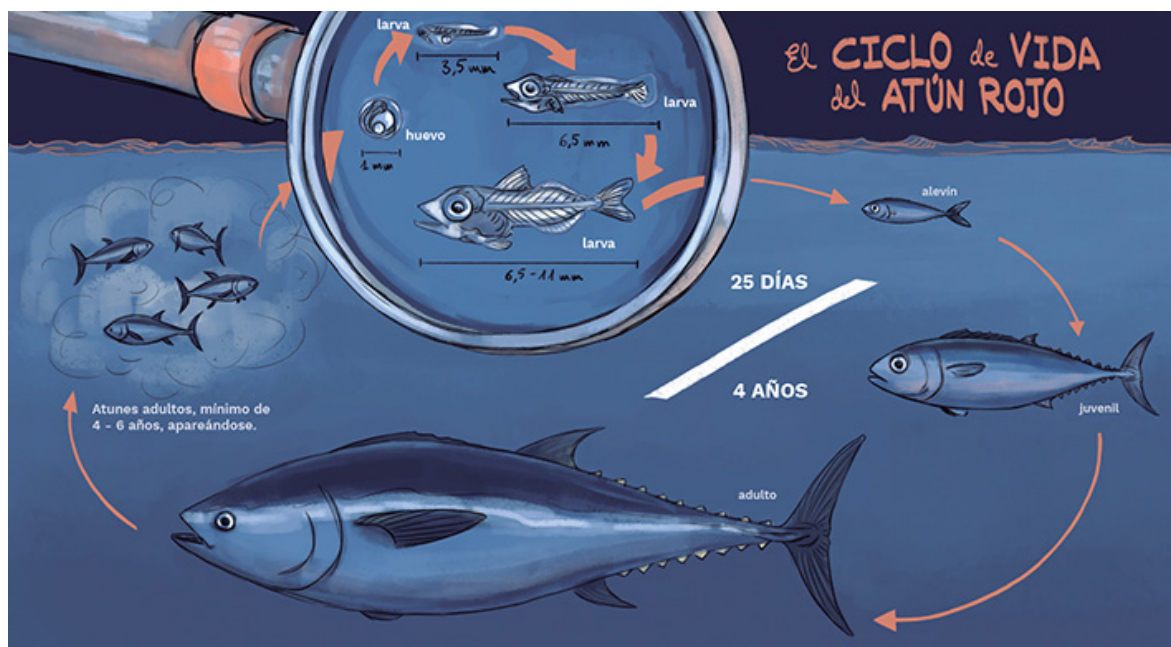


Figura 2. El ciclo de vida del atún rojo. FUENTE: imagen original, [www.planettuna.com](http://www.planettuna.com).

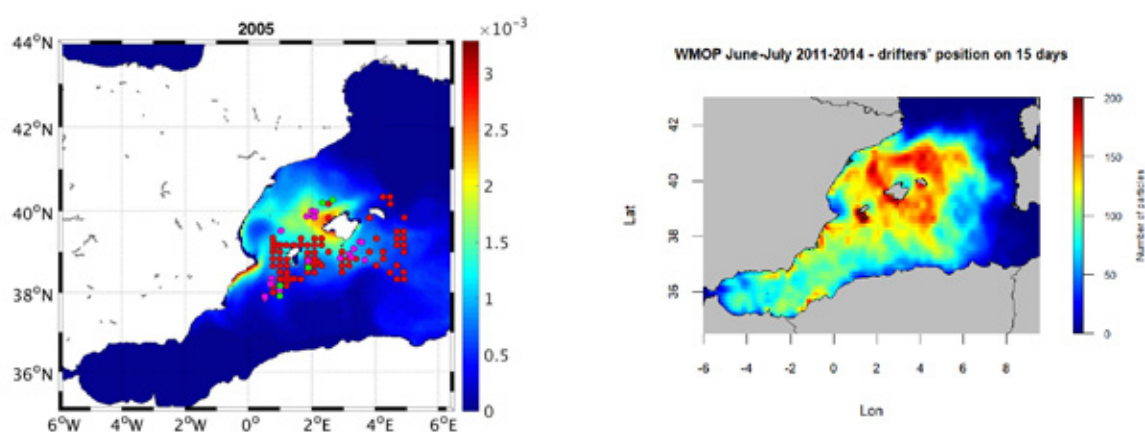


Figura 3. A la izquierda, distribución de la probabilidad de supervivencia larvaria condicionada por la temperatura. Datos de atún rojo en el Mediterráneo occidental en el año 2015.<sup>4</sup> A la derecha, acumulación del número de partículas procedentes del área [6W-6E/35N-42N] en el Mediterráneo occidental durante la época de puesta de túnidos después de quince días de dispersión (tiempo medio de desarrollo hasta la fase piscívora). Simulaciones a partir del modelo de corrientes WMOP del SOCIB<sup>5</sup> para los meses de junio y julio entre los años 2011 y 2014.<sup>3</sup>

investigaciones han permitido desarrollar diferentes estudios sobre la relación entre la variabilidad oceanográfica, la oceanografía operacional y la ecología de túnidos<sup>7,4</sup> que son la base de los «índices larvarios» que aquí se presentan.

Estos índices larvarios informan sobre la abundancia de larvas, considerando factores como cambios en su distribución espacial en función de las corrientes o procesos de mortalidad natural, cuyas tasas son muy elevadas en las primeras fases de desarrollo.<sup>8</sup> Los análisis, desarrollados mediante modelos estadísticos de estandarización, permiten asociar la tendencia de estas abundancias larvarias a la de abundancia de los reproductores,<sup>9,10</sup> lo que los hace especialmente relevantes porque aportan una información única a la Comisión Internacional para la Conservación del Atún Atlántico<sup>11</sup> sobre el estado de las poblaciones adultas, considerada para establecer las regulaciones pesqueras, basadas principalmente en limitaciones de la captura total anual.

## METODOLOGÍA

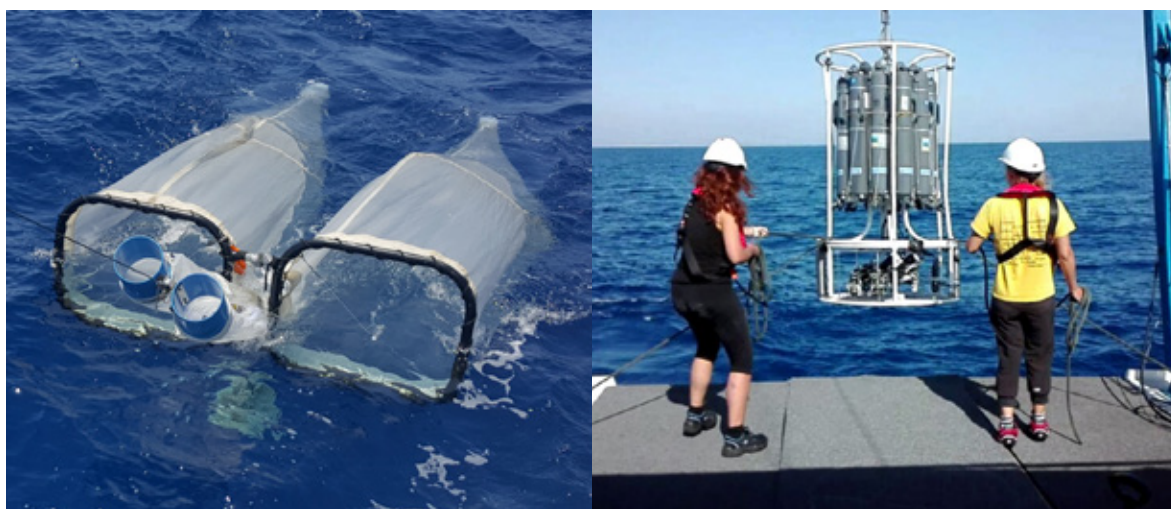
La obtención de índices de abundancia de larvas de túnidos y su aplicación como proxy al estudio de la variación interanual del stock reproductor (abundancia de individuos adultos) se basa en el principio de relación proporcional entre el número de descendientes (abundancia larvaria) y el número de progenitores (abundancia de reproductores).<sup>12</sup> Es importante considerar que los índices larvarios son índices relativos de abundancia y, por lo tanto, es la variación temporal —anual en ese caso— lo que se analiza, más que los valores absolutos. Estos índices larvarios pueden definirse como «captura por unidad de área del número de larvas a 2,5 mm, estandarizado para la mortalidad natural y la variabilidad en la distribución espacio-temporal de los hábitats larvarios». El esquema metodológico se divide en cuatro pasos fundamentales:

- 1. Muestreo de larvas de túnidos con redes bongo en una malla regular en el entorno del



**Tabla 1.** Resumen de las campañas empleadas para la última actualización de los índices larvarios.

Año	Proyecto	Arte de pesca	Nº de muestras	Fechas
2001	Tunibal	B60	162	16/06 - 07/07
2002	Tunibal	B60	171	07/06 - 28/06
2003	Tunibal	B60	198	03/07 - 29/07
2004	Tunibal	B60	166	18/06 - 08/07
2005	Tunibal	B60	186	27/06 - 23/07
2006	Tunibal	B90	51	17/06 - 14/07
2007		-	-	-
2008		B90	41	29/07 - 11/08
2009	Medias	-	-	-
2010	Medias	B60	18	18/06 - 19/06
2011	Bluefin Tuna	B90	84	14/05 - 17/07
2012	ATAME/Bluefin Tuna	B90	153	21/06 - 08/07
2013	Bluefin Tuna	B90	124	20/06 - 10/07
2014	Bluefin Tuna	B90	92	13/06 - 30/06
2015	Bluefin Tuna	B90	94	23/06 - 09/07
2016	Bluefin Tuna	B90	95	21/06 - 07/07
2017	Bluefin Tuna	B90	92	26/06 - 12/07



**Figura 4.** A la izquierda, pesca de larvas con redes bongo; a la derecha, toma de muestras de agua y perfiles verticales de parámetros ambientales con CTD.

archipiélago balear en las zonas de puesta de túnidos y muestreo de variables ambientales a través de perfiles de CTD (Figura 4).

- 2. Clasificación en laboratorio de las larvas en las muestras a nivel de especie, conteo y medición de las tallas.
- 3. Retrocálculo del número de larvas de cada talla a su abundancia original en el momento de la eclosión, considerando los procesos de mortalidad de las larvas durante su desarrollo.
- 4. Estandarización de las abundancias observadas a factores que afectan a la capturabilidad. Estos factores incluyen aspectos relativos

a cambios en la temporalidad de la época de puesta y de desarrollo de las campañas de muestreo, aspectos relativos a la operación de pesca (por ejemplo, profundidad o volumen de agua filtrado) y distribución de los hábitats larvarios respecto a la distribución de los puntos de captura.

Los parámetros de los modelos estadísticos utilizados en el proceso del cálculo de los índices de abundancia en los puntos 1 a 4 son específicos para cada especie. Los detalles de esta parametrización pueden consultarse en la bibliografía para el caso del atún rojo<sup>8</sup> y de la albacora.<sup>10</sup>



Tabla 2. Índices de abundancia larvaria de atún rojo del Atlántico en el mar Balear. Índice larvario de atún rojo: los valores del índice se expresan en captura por unidad de área (CPUA), número de larvas de 2,5 mm por 10 m².

Año	Nº de muestras	Índice (CPUA)	Error estándar	Coefficiente de variación	Intervalo de confianza superior	Intervalo de confianza inferior
2001	162	4,106	1,715	0,418	7,468	0,744
2002	171	9,209	4,487	0,487	18,004	0,415
2003	198	2,129	1,152	0,541	4,386	- 0,128
2004	166	10,448	4,368	0,418	19,010	1,886
2005	186	1,997	0,797	0,399	3,559	0,434
2008	41	2,001	1,574	0,787	5,086	- 1,084
2011	85	9,191	3,671	0,399	16,386	1,995
2012	153	24,984	5,446	0,218	35,659	14,309
2013	124	39,828	12,058	0,303	63,461	16,195
2014	92	18,378	5,440	0,296	29,040	7,717
2015	94	34,441	8,444	0,245	50,992	17,890
2016	95	30,764	8,520	0,277	47,463	14,065
2017	92	67,460	16,873	0,250	100,531	34,389
2019	108	44,888	10,413	0,232	65,299	24,478

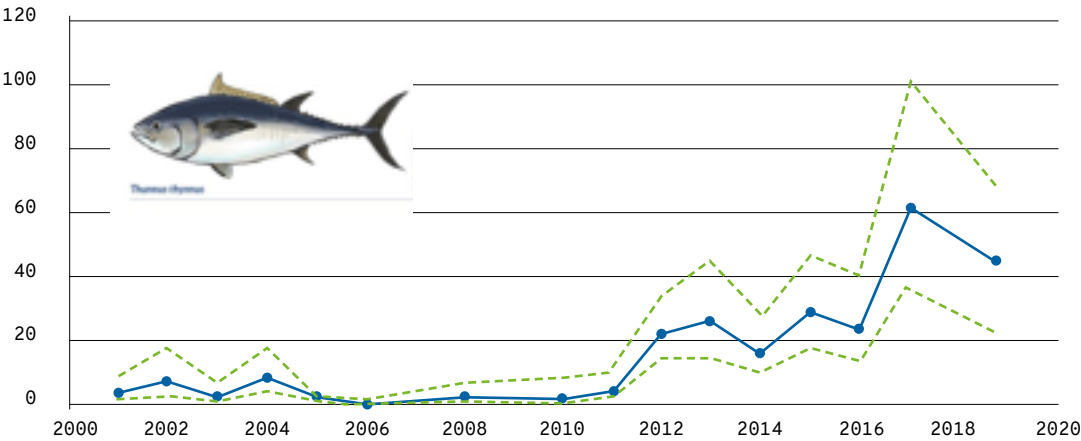


Figura 5. Índice larvario de atún rojo: los valores se expresan en captura por unidad de área (CPUA), número de larvas de 2,5 mm por 10 m². FUENTE: imagen de atún rojo, [www.planettuna.com](http://www.planettuna.com).

Las campañas de muestreo incluidas en la última actualización de los índices larvarios se han desarrollado desde el año 2001 en el marco de diferentes proyectos (Tabla 1).

## RESULTADOS: ÍNDICES, RELEVANCIA E IMPLICACIONES

### 1. Índice de abundancia larvaria de atún rojo y albacora

La Tabla 2 y la Figura 5 muestran las tendencias de los índices de abundancia de atún rojo del Atlántico (*Thunnus thynnus*). Los resultados para esta especie presentan valores mínimos en la primera década del 2000 y un incremento paulatino desde el 2010. Esta tendencia creciente en la última década está en concordancia con las tendencias detectadas por

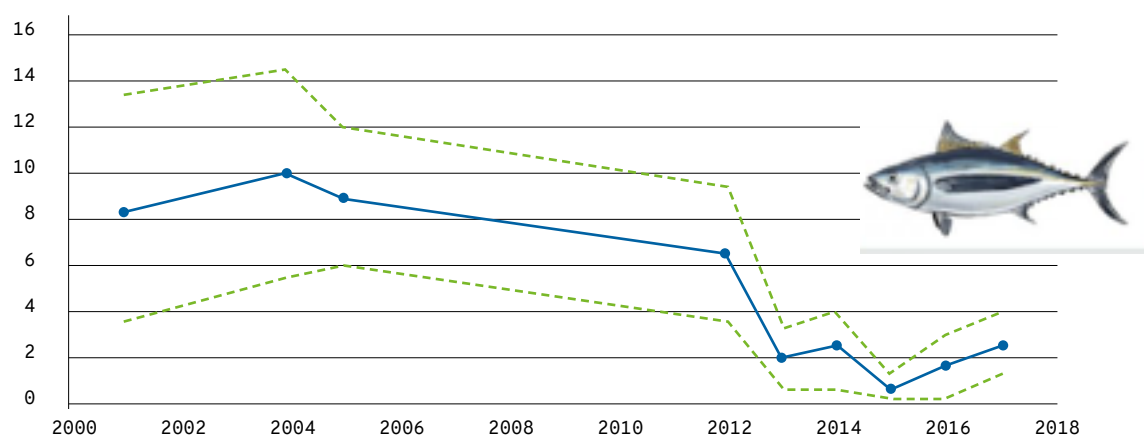
otros índices derivados de la actividad pesquera o del seguimiento de individuos juveniles.<sup>11</sup> El procesamiento de los datos de campo recopilados en los años siguientes al 2017 permitirá evaluar si el pico detectado ese año es una tendencia o está derivado de otros factores que afectan a la capturabilidad o a la relación entre el número de larvas y la biomasa de reproductores. La Tabla 3 y la Figura 6 presentan el índice larvario del atún blanco. Este índice muestra una tendencia decreciente a lo largo de las dos últimas décadas con una posible estabilización de la población a partir del 2013, tendencia que se confirma con los índices de las pesquerías de palangre en el Mediterráneo occidental.<sup>13</sup>

### 2. Relevancia e implicaciones

Estos índices, desarrollados en base al conocimiento de las especies y la oceanografía local, son hoy los

**Tabla 3.** Índices de abundancia larvaria de atún blanco en el mar Balear. Índice larvario de atún blanco: los valores se expresan en captura por unidad de área (CPUA), número de larvas de 2,5 mm por 10 m².

Año	Nº de muestras	Índice (CPUA)	Varianza	Error estándar	Coefficiente de variación	Intervalo de confianza superior	Intervalo de confianza inferior
2001	162	8,43	6,36	2,52	0,30	13,37	3,49
2004	166	10,01	5,32	2,31	0,23	14,53	5,49
2005	184	8,97	2,49	1,58	0,18	12,06	5,88
2012	149	6,55	2,13	1,46	0,22	9,41	3,69
2013	123	1,90	0,48	0,69	0,37	3,26	0,54
2014	92	2,36	0,81	0,90	0,38	4,12	0,60
2015	94	0,64	0,05	0,22	0,35	1,07	0,20
2016	95	1,56	0,39	0,63	0,40	2,79	0,34
2017	92	2,64	0,48	0,69	0,26	4,00	1,29



**Figura 5.** Índice larvario de atún blanco: los valores se expresan en captura por unidad de área (CPUA), número de larvas de 2,5 mm por 10 m². FUENTE: imagen de atún blanco, [www.planettuna.com](http://www.planettuna.com).

únicos indicadores independientes de la pesquería que se integran en la evaluación del estado de las poblaciones adultas de atún rojo del Atlántico y albacora del Mediterráneo. Los datos que aportan son parte estructural de los modelos poblacionales elaborados por la Comisión Internacional para la Conservación del Atún Atlántico y Mediterráneo (ICCAT, por sus siglas en inglés), a partir de los cuales se establecen las cuotas de pesca. Por tanto, tienen un papel fundamental en la mejora del proceso de evaluación de las poblaciones y su gestión pesquera, algo que afecta a 51 países.

El papel de estos índices ha sido especialmente relevante en el proceso de monitorización de la recuperación del atún rojo, que alcanzó en 2011 los niveles más bajos en biomasa de reproductores de la historia, colocando a esta especie cerca del colapso, y que ha ido recuperándose paulatinamente a lo largo de la última década. En base a esta recuperación, las cuotas de pesca de atún rojo concedidas a España han pasado de 2.504 toneladas en 2014 a 6.107 en 2020.<sup>14</sup> El incremento de cuotas ha permitido a la flota artesanal de las Islas Baleares obtener en el año 2018 una cuota de captura e iniciar un nuevo programa de pesca dirigido por la Federació Balear de Confraries de Pescadors.

## CONCLUSIONES

- El entorno marino que rodea el archipiélago balear presenta unas condiciones hidrográficas únicas que hacen de esta región un área especialmente adecuada para la reproducción de especies de túnidos y para el crecimiento de las fases tempranas de desarrollo (huevos y larvas). En esta área se han localizado las mayores densidades de huevos y larvas de atún rojo del Atlántico en relación con cualquier otra área de puesta.
- Los sistemas de observación y seguimiento del medio marino permiten monitorizar la distribución de hábitats adecuados y estandarizar los datos de abundancia larvaria que aquí se presentan.
- Las abundancias larvarias de atún rojo presentaron valores mínimos en la primera década del 2000 y un incremento paulatino desde el 2010, en concordancia con las tendencias detectadas por las pesquerías de individuos adultos en el Atlántico. Estos incrementos coinciden con medidas previas de restricción de tallas mínimas y de capturas totales impuestas por la ICCAT en el programa de recuperación de la especie.

- Las abundancias larvarias de albacora (*Thunnus alalunga*) muestran una caída a partir del año 2012 y una estabilización en los últimos años. Esta tendencia en los índices larvarios es similar a la de otros índices derivados de la pesca de individuos adultos en el Mediterráneo occidental. El estado de las poblaciones es ahora incierto y el índice aquí presentado es una herramienta crucial en el asesoramiento de esta especie.
- Los índices larvarios en el mar Balear son una fuente de información clave para el estudio de las tendencias de los stocks reproductores de atún rojo y albacora en el Mediterráneo. Esta información ha tenido un papel importante en los procesos de monitorización, asesoramiento y gestión de estas especies por parte de la Comisión Internacional para la Conservación del Atún Atlántico ([www.iccat.int](http://www.iccat.int)), impulsando así la integración del conocimiento científico en la gestión de las especies y el ecosistema pelágico.

## REFERENCIAS

- <sup>1</sup> TORRES, A. *et al.* (2011). «Coexistence of larvae of tuna species and other fish in the surface mixed layer in the NW Mediterranean». *Journal of Plankton Research*, 33(12), 1793-1812. <https://doi.org/10.1093/plankt/fbr078>.
- <sup>2</sup> TINTORÉ, J. *et al.* (2019). «Challenges for Sustained Observing and Forecasting Systems in the Mediterranean Sea». *Frontiers in Marine Science*, 6:568. <https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00568>.
- <sup>3</sup> DÍAZ-BARROSO, L. *et al.* (2018). «Identifying sea surface dynamics processes driving spawning ecology of tunas in the Balearic Sea, application to fisheries assessment». VI International Symposium on Marine Sciences (Vigo, Espanya, 20-22 de juny de 2018).
- <sup>4</sup> REGLERO, P. *et al.* (2019). «Pelagic habitat and offspring survival in the Eastern stock of Atlantic bluefin tuna». *ICES Journal of Marine Science*, 76(2), 549-558. DOI:10.1093/icesjms/fsy135.
- <sup>5</sup> MOURRE, B. *et al.* (2018). «Assessment of high-resolution regional ocean prediction systems using multi-platform observations: illustrations in the Western Mediterranean Sea». En: *New Frontiers in Operational Oceanography*. Chassignet, E.; Pascual, A.; Tintoré, J.; Verron, J. (ed). GODAE Ocean View. DOI: 10.17125/gov2018.ch24.
- <sup>6</sup> TINTORÉ, J. *et al.* (2013). «SOCIB: The Balearic Islands Observing and Forecasting System responding to science, technology and society needs». *Marine Technology Society Journal*, 47(1), 101-117. <http://dx.doi.org/10.4031/MTSJ.47.1.10>.
- <sup>7</sup> ALVAREZ-BERASTEGUI, D. *et al.* (2016). «Pelagic seascape ecology for operational fisheries oceanography: modelling and predicting spawning distribution of Atlantic bluefin tuna in Western Mediterranean». *ICES Journal of Marine Science*, 73(7), 1851-1862.
- <sup>8</sup> ALVAREZ-BERASTEGUI, D. *et al.* (2020). «Bluefin tuna larval indices in the Western Mediterranean, ecological and analytical sources of uncertainty». *ICCAT Collective Volumes of Scientific Papers*, 77, 289-311.
- <sup>9</sup> INGRAM JR., G. W. *et al.* (2017). «Incorporation of habitat information in the development of indices of larval bluefin tuna (*Thunnus thynnus*) in the Western Mediterranean sea. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 140, 203-211. <https://doi.org/10.1016/j.dsr2.2017.03.012>.
- <sup>10</sup> ALVAREZ-BERASTEGUI, D. *et al.* (2018). «Integrating reproductive ecology, early life dynamics and mesoscale oceanography to improve albacore tuna assessment in the Western Mediterranean». *Fisheries Research*, 208, 329-338. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2018.08.014>.
- <sup>11</sup> ICCAT (2020). «Report of the 2020 ICCAT intersessional meeting of the bluefin tuna species group (14-22 may 2020)». (scrs/2020/002). *ICCAT Collective Volumes of Scientific Papers*, 77(2), 96-214.
- <sup>12</sup> INGRAM JR., G. W. *et al.* (2010). «Annual indices of Atlantic bluefin tuna (*Thunnus thynnus*) larvae in the Gulf of Mexico developed using delta-lognormal and multivariate models». *Aquatic Living Resources*, 23(1), 35-47. DOI:10.1051/alr/2009053.
- <sup>13</sup> GARCÍA-BARCELONA, S. *et al.* (2020). «Standardized catch rates of albacore (*Thunnus alalunga*, Bonnaterre, 1788) in the spanish surface longline fishery in the western Mediterranean in the period 2009-2017». *ICCAT Collective Volumes of Scientific Papers*, 77(7), 169-178.

<sup>14</sup> UE (2020). Anexo ID Reglamento (UE) 2020/123 del Consejo, de 27 de enero de 2020, por el que se establecen para 2020 las posibilidades de pesca para determinadas poblaciones y grupos de poblaciones de peces, aplicables en aguas de la Unión y, en el caso de los buques pesqueros de la Unión, en determinadas aguas no pertenecientes a la Unión.

---

## AGRADECIMIENTOS

El desarrollo de los índices larvarios es un resultado del proyecto Bluefin Tuna, iniciativa impulsada y financiada por el Instituto Español de Oceanografía y el Sistema de Observación y Predicción Costero de las Islas Baleares (ICTS-SOCIB). Los datos empleados para su evaluación proceden, además del proyecto Bluefin Tuna, de los proyectos ATAME (2011-29525-004-02) del Ministerio de Innovación y Ciencia, TUNIBAL (REN 2003-01176) y de fondos estructurales del Instituto Español de Oceanografía (IEO). Parte del desarrollo ha sido financiado por el proyecto europeo PANDORA (Paradigm for Novel Dynamic Oceanic Resource Assessments).

---

## CITAR COMO

ALVAREZ-BERASTEGUI, D.; ALEMANY, F.; REGLERO, P.; TUGORES, P.; OTTMANN, D.; MARTÍN, M.; BALBÍN, R.; LEYVA, L.; MOURRE, B.; DÍAZ-BARROSO, L.; TINTORÉ, J. (2021). «Índices de abundancia de túnidos en el archipiélago balear». En: Vaquer-Sunyer, R.; Barrientos, N. (ed.). *Informe Mar Balear 2021* <<https://informemarbalear.org/es/pesca/imb-tunids-esp.pdf>>

En la elaboración de este capítulo han participado:  
Natalia Barrientos, Raquel Vaquer-Sunyer, Federació Balear de Confraries de Pescadors, Direcció General de Pesca i Medi Marí, Josep Alós y Pere Oliver.

# Flota pesquera:

1. Número de embarcaciones de pesca profesional
2. Número de tripulantes de pesca profesional
3. Potencia de embarcaciones de pesca profesional (Hp)
4. Evolución del número de embarcaciones de la flota pesquera profesional y recreativa

La actividad pesquera proporciona alimento, beneficios económicos, ocio y bienestar a la sociedad. El sector pesquero profesional de las Baleares provee, según estimaciones realizadas por la Federació Balear de Confraries de Pescadors, entre el 15 % y el 17 % del pescado que se comercializa en dicha comunidad. En cuanto a la pesca recreativa, 1 de cada 10 personas pesca por ocio en países desarrollados, un valor 5 veces mayor que el número de pescadores profesionales.<sup>1</sup> La normativa exige que sea una actividad de afición o deporte, sin ánimo de lucro, donde el consumo de las capturas sea exclusivo del pescador. De hecho, la captura de peces es solo uno de los atributos que determinan la práctica de la pesca recreativa, siendo factores hedónicos como disfrutar del mar, de la familia o de la soledad los más importantes.<sup>2</sup>

No obstante, el sector recreativo también fomenta el beneficio económico de los sectores que lo proveen de servicios, como la hostelería, los fabricantes de suministros, los astilleros, la reparación naval y el chárter, manteniendo un gran número de puestos de trabajo.<sup>3</sup> Tanto la pesca profesional como la recreativa son fundamentales para mantener el contacto de los ciudadanos con el medio ambiente y, particularmente, con el mar.

Para mejorar la sostenibilidad y la gestión de los recursos pesqueros de ambas actividades es necesario conocer la evolución del número de embarcaciones de la flota pesquera profesional y de pesca recreativa en las Islas Baleares para obtener una mejor orientación sobre su grado de sostenibilidad. Pero también es preciso alcanzar un equilibrio sostenible social entre ambos sectores, tanto para mantener los recursos pesqueros compartidos

(que son un bien común), como para que los valores culturales, económicos y sociales de ambas actividades permanezcan en el tiempo frente enemigos comunes más relevantes como el cambio climático, la pérdida de hábitats esenciales o la preocupante falta de conocimiento e de interés por los productos pesqueros locales.

---

## NORMATIVA

- Real Decreto 1440/1999, de 10 de septiembre, por el que se regula el ejercicio de la pesca con artes de arrastre de fondo en el caladero nacional del Mediterráneo. La pesca de arrastre podrá realizarse en fondos > 50 m con una potencia de los arrastreros de 500 caballos de vapor (CV) o 493,15 Horsepower (Hp).

## ¿QUÉ ES?

Seguimiento de la flota pesquera, tanto profesional como recreativa, en base al número de embarcaciones, su potencia y tripulantes.

## METODOLOGÍA

Se presentan datos históricos de la flota pesquera profesional recogidos por la Federació Balear de Confraries de Pescadors (FBCP) y valores aproximados de las embarcaciones recreativas en base a las licencias vigentes desde 2007, expedidas por la Direcció General de Pesca i Medi Marí del Govern de les Illes Balears.

## RESULTADOS

- El sector pesquero profesional de las Baleares se encuentra en recesión. Desde 1950, las embarcaciones se han reducido un 78 % y la tripulación un 90 %.
- En 2019 se ha experimentado una ligera subida respecto a 2018, aumentando con 21 embarcaciones (de 252 a 273) y 36 tripulantes (de 445 a 481).

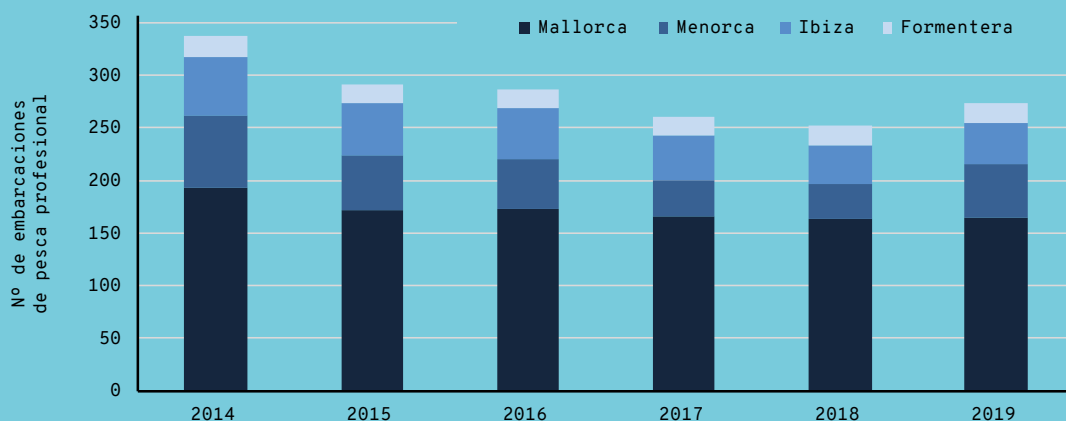
## ¿POR QUÉ?

Las actividades de pesca profesional y recreativa proporcionan beneficios económicos, alimento, bienestar y ocio a la sociedad. Conocer la evolución de sus flotas, tanto de la profesional como de la recreativa, es necesario para mejorar la sostenibilidad y la gestión de los recursos pesqueros locales.

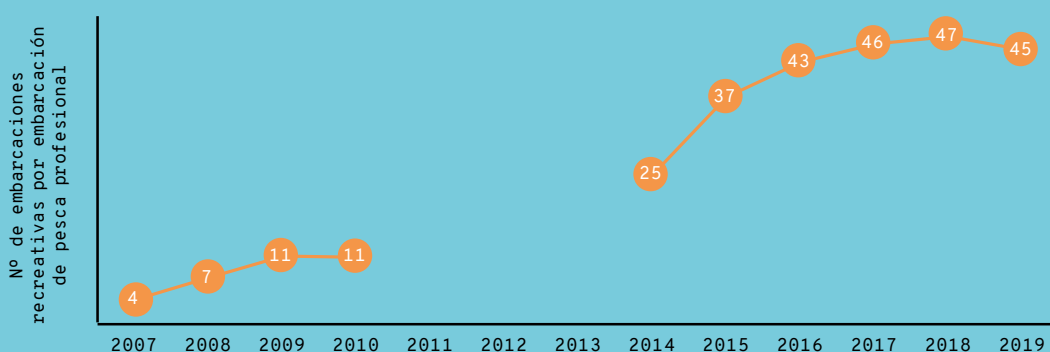
## LOCALIZACIÓN



- La flota pesquera de Mallorca es un mínimo de 4 veces mayor que la del resto de islas. En el último año, el mayor aumento de flota tiene lugar en Menorca, que pasa de 34 embarcaciones en 2018 a 51 en 2019.
- En 2019 se contabilizan 273 licencias vigentes de pesca profesional frente a 12.299 de pesca recreativa. Ello supone la existencia de unas 45 embarcaciones de pesca recreativa por cada embarcación profesional.

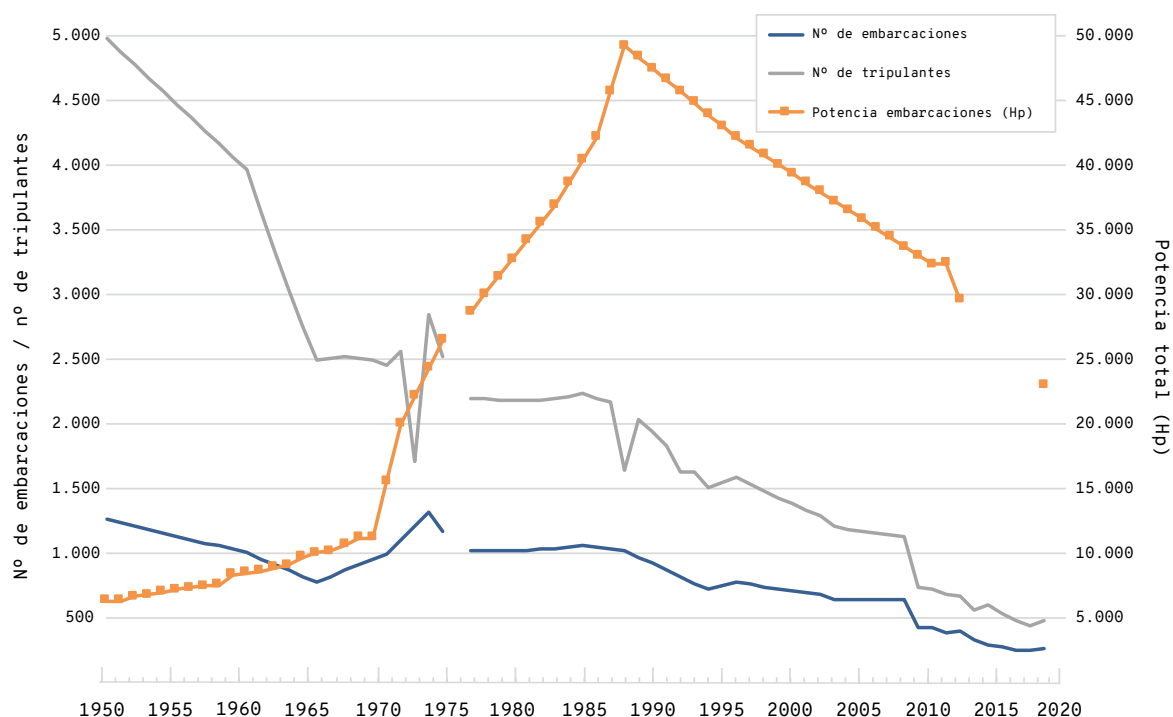


Flota pesquera profesional de las Baleares por islas entre los años 2014-2019. FUENTE: Federació Balear de Confraries de Pescadors.



Estimación del número de licencias vigentes de pesca recreativa (interpretada como el número de embarcaciones recreativas) por número de embarcaciones de pesca profesional. FUENTE: Carreras *et al.*,<sup>13</sup> Federació Balear de Confraries de Pescadors y Direcció General de Pesca i Medi Marí.





**Figura 1.** Evolución temporal de 1950 a 2019 en número de embarcaciones (línea azul) y tripulantes (línea gris) de pesca profesional en las Islas Baleares. También se contrasta la potencia total en Hp de la flota profesional. FUENTE: diversos estudios.<sup>4-13</sup>

## METODOLOGÍA

Se presentan datos históricos puntuales de la flota pesquera, potencia de las embarcaciones, tripulantes y flota de arrastre.<sup>4-12</sup> Para los años sin registro se han añadido datos de interpolaciones lineales presentadas en Carreras *et al.*<sup>13</sup>

Adicionalmente, se muestran con más detalle datos anuales de la flota pesquera profesional entre los años 2014-2019. Estos datos son registrados por la Federació Balear de Confraries de Pescadors, que representa a 16 puertos de las cuatro islas repartidos en 16 cofradías: 10 en Mallorca (Alcúdia, Andratx, Cala Rajada, Colònia de Sant Jordi, Palma, Pollença, Portocolom, Porto Cristo, Santanyí, Sóller), 3 en Menorca (Ciutadella, Fornells, Maó), 2 en Ibiza (Eivissa, Sant Antoni) y 1 en Formentera. Los datos se han extraído de los informes «Estadístiques de l'Agricultura, la Ramaderia i la Pesca a les Illes Balears», años 2014 a 2019, de la Conselleria de Medi Ambient, Agricultura i Pesca del Govern de les Illes Balears (<http://www.caib.es/sites/semilla/ca/introduccio-78163/>).<sup>14</sup>

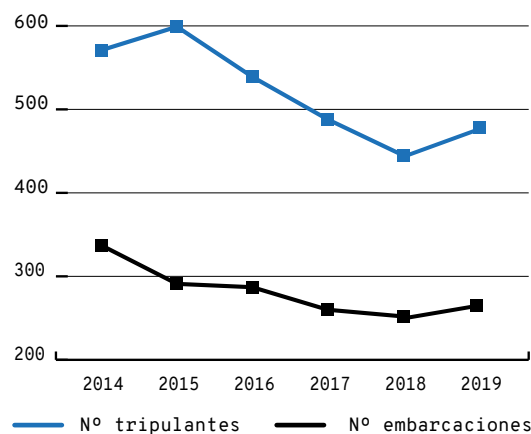
En el recuento de las embarcaciones recreativas cabe considerar que se trata de valores aproximados, ya que es difícil obtener un número exacto de ellas en las Baleares —a pesar de que es necesaria una licencia para su práctica— debido a su gran heterogeneidad y magnitud. No obstante, se estima el censo de las embarcaciones recreativas por medio del número de licencias en vigor desde 2007, proporcionadas por la Direcció General de Pesca i Medi Marí del Govern de les Illes Balears. Es probable que las estimas es-

tén sesgadas, ya que no se contabiliza, por ejemplo, a los usuarios recreativos de embarcaciones extranjeras o chárter de pesca. Asimismo, el esfuerzo que ejerce cada embarcación recreativa es extremadamente diverso (días de pesca), siendo fundamental el desarrollo de metodologías que permitan conocer de una manera más detallada el número de días efectivos de pesca generados por el sector recreativo.

## RESULTADOS

Los datos históricos sobre la flota pesquera, tripulantes y potencia de embarcaciones desde los años 50 del siglo XX muestran el declive temporal de la flota y tripulación frente al aumento de la potencia (Figura 1). El número de embarcaciones varía de 1.265 a 273, con un máximo de 1.322 en 1973, lo que resulta en una reducción del 78 % en 69 años. La tripulación muestra una disminución gradual de 4.976 a 481 personas, lo que supone un declive del 90 % de tripulación en 69 años. La potencia de los motores de las embarcaciones se incrementa en un 78 %, de 6.360 Hp a 29.561 Hp en 60 años. La máxima potencia, de 49.200 Hp, se registra en 1986, año a partir del cual empieza a descender (Figura 1). La bajada de la potencia podría deberse, en gran parte, a la progresiva reducción de la flota. Asimismo, el Real Decreto 679/1988 (actualmente derogado por el RD 1440/1999) estableció por primera vez una potencia máxima de 500 CV.

Entre 2014-2019, el número total de embarcaciones de pesca profesional en las Islas Baleares ha descendido gradualmente de 337 en 2014 a 273 en



**Figura 2.** Evolución temporal del número de embarcaciones totales de pesca profesional y su tripulación entre 2014-2019. FUENTE: Federació Balear de Confraries de Pescadors.

2019 durante la época de menor actividad (Figura 2). En cuanto a su tripulación, asciende en 28 tripulantes en 2015, punto desde el que desciende linealmente hasta alcanzar los 445 tripulantes en 2018, con un remonte de 36 personas en 2019.

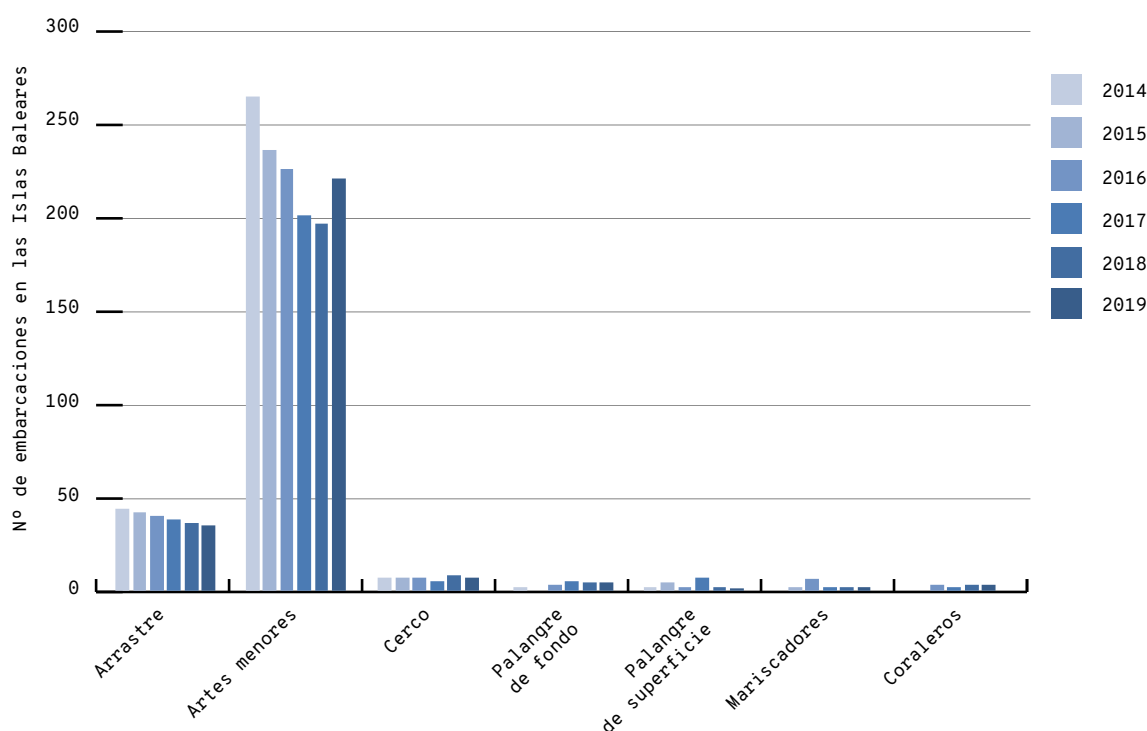
El análisis de la flota profesional por modalidad muestra un descenso gradual en la pesca de arrastre de 44 a 35 embarcaciones desde 2014 (Figura 3). La pesca de artes menores es la que tiene mayor flota y la que más disminuye, pasando de 265 embarcaciones en 2014 a 221 embarcaciones en 2019 (Figura 3). Asimismo, este último año ha aumentado en 24 embarcaciones respecto a 2018. La pesca de cerco y palangre de fondo aumenta de 7 a 8 y de 2 a 4 embarcaciones, respectivamente. Por último, la pesca de palangre de superficie (2 embarcacio-

nes), mariscadores (2 embarcaciones) y coraleros (3 embarcaciones) se mantienen estables respecto al año 2014.

En detalle, la flota pesquera de arrastre muestra un aumento de 47 a 96 embarcaciones entre 1965 y 1975 (Figura 4). A partir de esta última fecha empieza a disminuir la flota hasta alcanzar las 35 embarcaciones en 2019 (Figura 4). Hay que considerar que la potencia de las embarcaciones ha ido en aumento (Figura 1), de manera que las capturas no han disminuido proporcionalmente a la flota.

El análisis de la flota pesquera profesional por islas entre los años 2014-2019 muestra que Mallorca dispone de una flota como mínimo cuatro veces mayor que el resto de islas (Figura 5). En los seis años de seguimiento se observa una disminución de 28 embarcaciones en Mallorca, de 193 a 165. En Menorca la flota disminuye de 69 a 51 embarcaciones, aunque en 2019 aumenta en 17 embarcaciones respecto a 2018, siendo esta isla la que experimenta el mayor cambio en el último año. En Ibiza, la flota pasa de 55 a 39, con un aumento de 3 embarcaciones en 2019. La flota de Formentera es la que menos ha variado de todas las islas, fluctuando entre 20 y 17 embarcaciones.

La evolución temporal en el número de tripulantes por islas muestra un aumento de la flota en 2015 en todas ellas (Figura 6) que, sin embargo, no se corresponde con un aumento del número de embarcaciones (Figura 4). Entre 2016-2018 los valores de la tripulación disminuyen en todas las islas según pasan los años, excepto en Formentera, donde oscilan entre 33-27 (Figura 6). En 2019 aumentan los tripulantes respecto a 2018 en Mallorca (10 más) y Menorca (29 más).



**Figura 3.** Número y evolución de embarcaciones de pesca profesional por modalidad en las Islas Baleares entre los años 2014 y 2019. FUENTE: Federació Balear de Confraries de Pescadors.

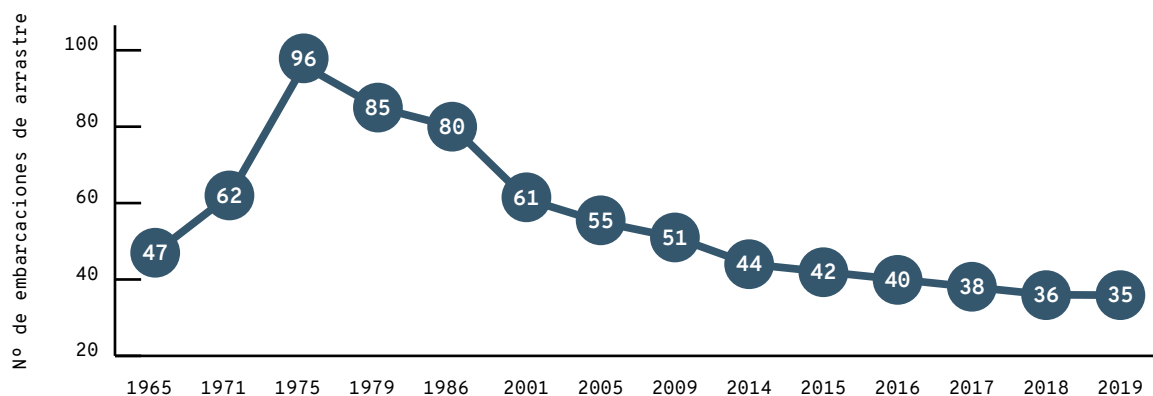


Figura 4. Datos históricos del número de embarcaciones de flota profesional de arrastre en las Islas Baleares para los años 1965, 1971, 1975, 1979, 1986, 2001, 2005, 2009 y 2014-2019. FUENTE: Datos compilados de diversos estudios.<sup>4, 10, 11, 14</sup>

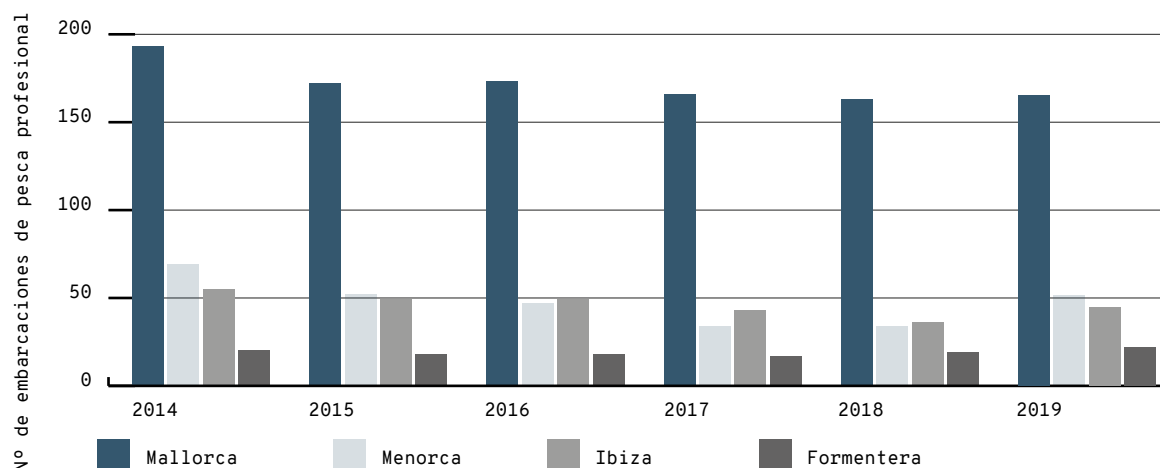


Figura 5. Número de embarcaciones de pesca profesional por isla entre los años 2014-2019. FUENTE: Federació Balear de Confraries de Pescadors.

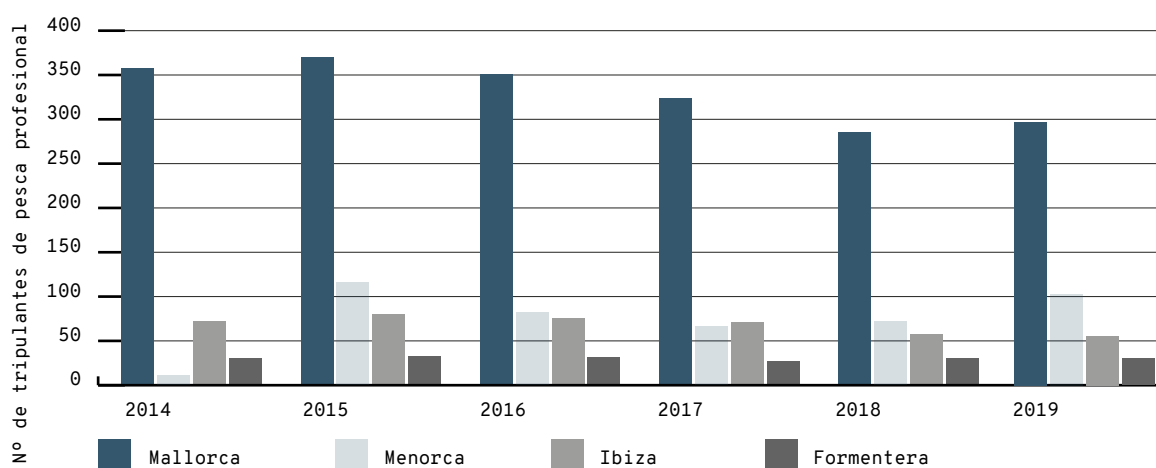
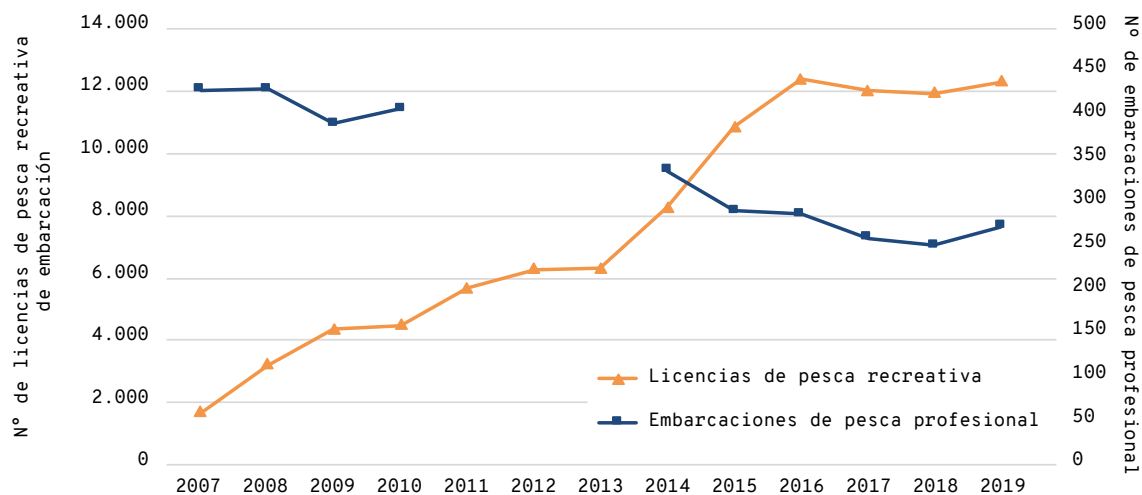


Figura 6. Número de tripulantes de pesca profesional por isla entre los años 2014-2019. FUENTE: Federació Balear de Confraries de Pescadors.



**Figura 7.** Evolución de la flota pesquera profesional (cuadrados, eje de la derecha) frente al número de licencias vigentes de pesca recreativa de embarcación (triángulos, eje de la izquierda) entre 2007 y 2019. Nota: la escala de los dos ejes verticales se diferencia en un orden de magnitud. FUENTE: Carreras *et al.*,<sup>13</sup> Federació Balear de Confraries de Pescadors y Direcció General de Pesca i Medi Marí.

Las estimas de las embarcaciones recreativas se establecen en referencia a las licencias de pesca recreativa desde embarcación vigentes desde 2007 (ver indicador «Número de licencias vigentes de pesca marítima recreativa por tipo»). Esto resulta en 12.299 embarcaciones recreativas censadas en 2019 por medio de licencias en vigor (Figura 7). Por tanto, en 2019 se estiman aproximadamente 45 embarcaciones de pesca recreativa por cada embarcación profesional.

## CONCLUSIONES

- El sector pesquero profesional de las Baleares se encuentra en declive desde los años 50 del siglo XX. En los 69 años de seguimiento, las embarcaciones se reducen un 78 %, mientras que la tripulación disminuye un 90 %.
- La flota pesquera profesional es, como mínimo, cuatro veces mayor en Mallorca que en el resto de las islas.
- En 2019, la flota profesional de Menorca (en concreto, de artes menores) aumenta en 17 embarcaciones respecto a 2018.
- La modalidad de pesca profesional con más embarcaciones y tripulantes es la artesanal. En 2019 existen ~ 6 embarcaciones de pesca artesanal por cada embarcación de arrastre. No obstante, la pesca artesanal es la que ha experimentado mayor recesión en los últimos años.
- Las licencias de pesca recreativa de embarcación han ido aumentando desde 2007.
- En 2019 se estima que existen alrededor de 45 embarcaciones de pesca recreativas por cada embarcación profesional.

Para mejorar la comparativa de los indicadores de pesca profesional y recreativa es necesaria una mejora en la gestión del sector recreativo. Ello se podría alcanzar mediante la colaboración del sector recreativo con la Administración autonómica para mejorar la colecta de datos, el monitoreo, la toma de decisiones y la gestión.<sup>2</sup>

---

## REFERENCIAS

- <sup>1</sup> FOOD AND AGRICULTURAL ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS (FAO) (2018). *The State of World Fisheries and Aquaculture 2018 - Meeting the sustainable development goals*. Roma.
- <sup>2</sup> ARLINGHAUS, R. *et al.* (2019). «Opinion: Governing the recreational dimension of global fisheries». *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 116 (12), 5209-5213. DOI: 10.1073/pnas.1902796116.
- <sup>3</sup> TRAGSATEC (2003). *Estudio del impacto socioeconómico de la pesca recreativa en el Mediterráneo español*. Madrid: Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Secretaría General de Pesca Marítima.
- <sup>4</sup> OLIVER, P. (1983). «Los recursos pesqueros del Mediterráneo. Primera parte: Mediterráneo occidental». Food and Agricultural Organization of the United Nations (Análisis y estudios; 59).
- <sup>5</sup> MAPA (1971-1986). *Anuario de pesca marítima*. Madrid: Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Secretaría General de Pesca Marítima.
- <sup>6</sup> MASSUTÍ, M. (1973). *La pesca industrial mallorquina*. Palma: Edicions Cort.
- <sup>7</sup> MASSUTÍ, M. (1989). *El libro azul de la pesca balear*. Palma: Govern Balear. Conselleria d'Agricultura i Pesca.
- <sup>8</sup> MASSUTÍ, M. (1994). *Els recursos pesquers del mar Balear: bases per a una explotació sostenible*. Palma: Govern Balear. Conselleria d'Agricultura i Pesca.
- <sup>9</sup> MASSUTÍ, M. (1995). *La pesca en el mar Balear*. Palma: Edicions Cort.
- <sup>10</sup> VELASCO, T. (1992). «La flota pesquera de las Islas Baleares». *Revista de Geografía*, XXVI, 67-86.
- <sup>11</sup> MORALES-NIN, B.; GRAU, A. M.; PALMER, M. (2010). «Managing coastal zone fisheries: A Mediterranean case study». *Ocean & Coastal Management*, 53, 99-106.
- <sup>12</sup> SECRETARÍA GENERAL DE PESCA (2019). «La Flota Española. Situación a 31 de diciembre de 2019». <[https://www.mapa.gob.es/es/pesca/temas/registro-flota/la-flota-espanola-situacion-a-31-12-2019\\_tcm30-525563.pdf](https://www.mapa.gob.es/es/pesca/temas/registro-flota/la-flota-espanola-situacion-a-31-12-2019_tcm30-525563.pdf)>.
- <sup>13</sup> CARRERAS, M. *et al.* (2015). «Estimates of total fisheries removal for the Balearic Islands (1950-2010)». *Fisheries Centre Working Paper #2015-19*. Vancouver: The University of British Columbia. (Working Paper Series).
- <sup>14</sup> CONSELLERIA DE MEDI AMBIENT, AGRICULTURA I PESCA (2014-2019). «*Estadístiques de l'Agricultura, la Ramaderia i la Pesca a les Illes Balears*». <<http://www.caib.es/sites/semilla/ca/introduccio-78163/>>.

---

## CITAR COMO

BARRIENTOS, N.; VAQUER-SUNYER, R.; FEDERACIÓ BALEAR DE CONFRARIES DE PESCADORS; DIRECCIÓ GENERAL DE PESCA I MEDI MARÍ; ALÓS, J.; OLIVER, P. (2021). «Flota pesquera». En: Vaquer-Sunyer, R.; Barrientos, N. (ed.). *Informe Mar Balear 2021* <<https://informemarbalear.org/es/pesca/imb-pesca-flota-pesquera-esp.pdf>>.

En la elaboración de este capítulo han participado:

Natalia Barrientos, Raquel Vaquer-Sunyer, Antoni M. Grau, Antoni Mira y Eva Marsinyach.

# Número de licencias vigentes de pesca marítima recreativa

(individual, embarcación, submarina y deportiva)

La pesca marítima recreativa es una actividad en auge en las Baleares debido al gran número de usuarios que la practican. Las Islas Baleares es la comunidad autónoma mediterránea con más licencias de pesca de recreo.<sup>1</sup> La práctica de esta actividad no es reciente, ya que se encuentra arraigada culturalmente en las Islas desde hace siglos, pero en los últimos años el aumento del número de licencias y los avances tecnológicos en los equipamientos y materiales han producido un incremento en la capacidad extractiva de los recursos pesqueros.

El registro de licencias de pesca recreativa proporciona a los gestores una orientación del esfuerzo pesquero de este sector. Esta información es de gran importancia a nivel de gestión pesquera, ya que el sector recreativo compite en cierta medida con el sector de pesca profesional, especialmente con el sector pesquero artesanal. El número de licencias vigentes de pesca profesional es aproximadamente de 252, de las que 197 son de la modalidad artesanal, mientras que las licencias de embarcación de recreo se estiman en torno a las 12.000. Esto supone que la cifra de usuarios del sector recreativo es dos órdenes de magnitud mayor que el sector profesional.

## NORMATIVA

→ Decreto 3/2018, de 23 de febrero, por el que se regulan los títulos profesionales del sector pesquero de patrón costero polivalente, patrón local de pesca y marinero pescador en el ámbito de las Islas Baleares, y se modifican el Decreto 34/2014, de 1 de agosto, por el que se fijan los principios generales de la pesca recreativa y deportiva en las aguas interiores de las Islas Baleares, y el Decreto 5/2015, de 13 de febrero, por el que se regula el cambio de puerto base y las autorizaciones de uso temporal de puertos distintos al

puerto base de las embarcaciones pesqueras en la Comunidad Autónoma de las Islas Baleares.

- Decreto 41/2015, de 22 de mayo, por el que se regulan las actividades de extracción de flora y fauna marina y las actividades subacuáticas en las reservas marinas de las aguas interiores de las Islas Baleares (cada reserva marina dispone de una normativa específica).
- Decreto 26/2015, de 24 de abril, por el que se regula el marisqueo profesional y recreativo en las Islas Baleares.
- Decreto 34/2014, de 1 de agosto, por el que se fijan los principios generales de la pesca recreativa y deportiva en las aguas interiores.
- Ley 6/2013, de 7 de noviembre, de pesca marítima, marisqueo y acuicultura en las Islas Baleares.
- Real Decreto 347/2011, de 11 de marzo, por el que se regula la pesca marítima de recreo en aguas exteriores.
- Orden de 26 de febrero de 1999, por la que se establecen las normas que regulan la pesca marítima recreativa.



## ¿QUÉ ES?

El número de licencias vigentes anualmente de pesca marítima recreativa de tipo individual (desde tierra o artefactos flotantes), desde embarcación (una licencia cubre a todas las personas), submarina y deportiva (desde tierra durante entrenamientos y competiciones).

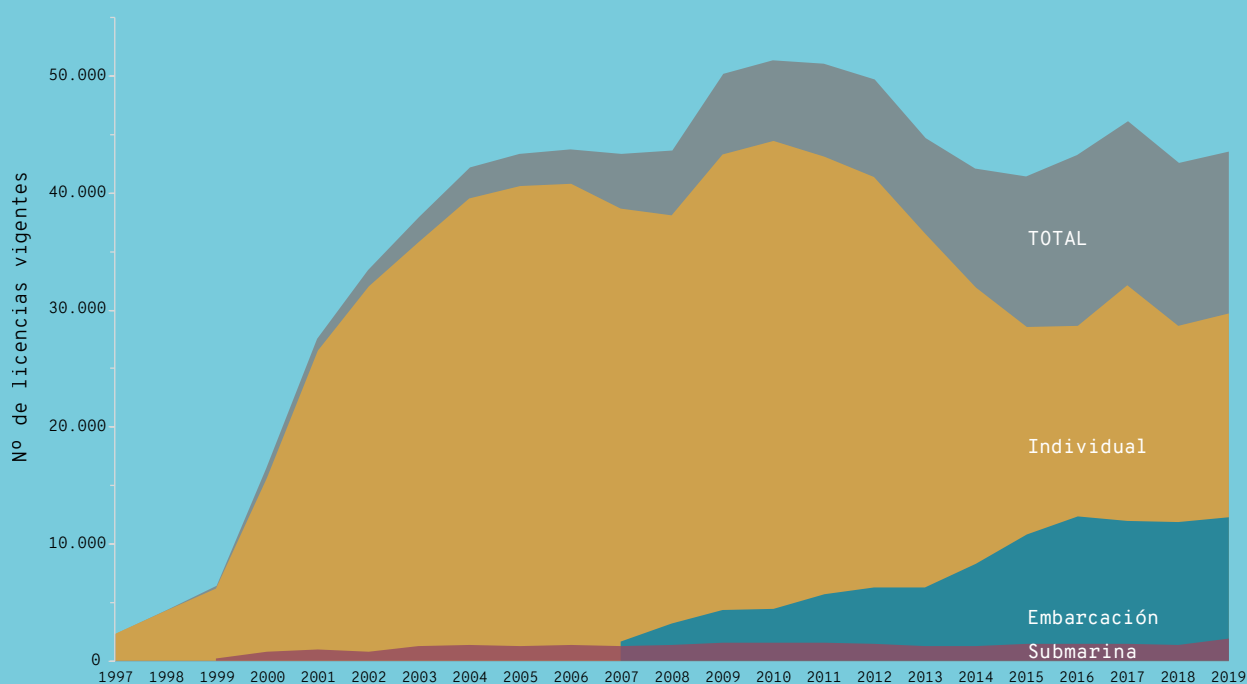
## METODOLOGÍA

La vigencia de cada tipo de licencia de pesca tiene una duración de tiempo determinada. Actualmente, las licencias de tipo individual y de embarcación tienen una validez de 3 años, mientras que las de pesca deportiva duran 1 año natural y las de pesca submarina son de validez anual. Antes del 2014, la licencia de pesca individual tenía una validez de 2 años. La licencia de embarcación no existía antes del año 2007 (ya que se incluía dentro de las licencias de tipo individual), desde 2011 se expide cada 3 años en aguas exteriores y desde 2014 en aguas interiores. Por tanto, para calcular cuántas licencias están vigentes anualmente es preciso estandarizar los datos de las licencias expedidas en función de esta información.

## RESULTADOS

En 2019, el tipo de licencia recreativa más solicitada en las Islas Baleares es la de pesca individual, con 29.086 licencias vigentes (67 %); seguido de los tipos de pesca de embarcación, con 12.299 (28 %); submarina, con 1.324 (3 %); y deportiva, con 699 (2 %).

El incremento de las licencias de pesca individual desde 1997 hasta 2004 se debe a cambios en las normativas estatales y autonómicas. El máximo se alcanza en 2010 (~ 45.000 licencias), coincidiendo con la crisis económica del momento.



Número de licencias vigentes de pesca recreativa en las Islas Baleares entre los años 1997-2019. Se muestran tres tipos de licencias: submarina, individual y de embarcación. FUENTE: Direcció General de Pesca i Medi Marí del Govern de les Illes Balears.

## ¿POR QUÉ?

Las actividades de pesca marítima recreativa van en aumento en las Islas Baleares. Las licencias de pesca recreativa vigentes aportan una información orientativa sobre el esfuerzo pesquero que este sector ejerce anualmente en el litoral balear, ya que todavía no se dispone de medidas de control para contabilizar sus capturas.

## LOCALIZACIÓN



La diferencia en el año de implantación de normativas de pesca de embarcación entre aguas exteriores (2011) e interiores (2014) produce fluctuaciones en los resultados que se estabilizan a partir de 2016 con ~ 12.000 licencias hasta la actualidad.

Las licencias de pesca submarina son las que menos fluctúan a lo largo del tiempo (~ 1.400-1.300 licencias).

## METODOLOGÍA

La Direcció General de Pesca i Medi Marí del Govern de les Illes Balears gestiona y otorga las licencias y, por lo tanto, dispone de un registro y seguimiento del número y tipo de licencias de pesca recreativa desde 1997. Actualmente, las modalidades de licencias de pesca marítima recreativa en la comunidad autónoma son cuatro:

- 1. Pesca recreativa individual, desde tierra o artefactos flotantes (piraguas, kayaks, patines de pedales y similares).
- 2. Pesca deportiva, únicamente desde tierra durante entrenamientos y competiciones especiales.
- 3. Pesca recreativa de embarcación, solo se necesita una licencia por embarcación.
- 4. Pesca recreativa submarina.

Entre los años 2003-2013 hubo otro tipo de licencia llamada pesca recreativa colectiva, referida a la pesca realizada desde barcas de lista sexta (chárteres). En 2014 se suprimió la licencia de esta modalidad, ya que siempre se mantuvo inferior a 10 licencias anuales y, por tanto, no se incluyen por separado como tipo de licencia en los resultados.

Se muestran los datos de licencias vigentes correspondientes a 21 años consecutivos (1997 a 2018). No obstante, la comparación entre ellos no resulta fácil, pues durante todo este periodo de tiempo no han existido las mismas licencias ni su duración ha sido idéntica. Por tanto, para poder interpretar los datos se deben diferenciar cuatro tramos temporales:

### 1. Hasta 1999

Existen diferencias en la regulación autonómica y estatal de la pesca recreativa que hacen que dos administraciones diferentes concedan casi los mismos tipos de licencias pero con condiciones muy diferentes. Por un

lado, las autonómicas únicamente son válidas en aguas interiores con una duración de 2 años; por otro, las estatales son válidas en aguas interiores y exteriores con una duración de 5 años. Adicionalmente, resulta significativo que las estatales son gratuitas, mientras que las autonómicas se otorgan bajo el pago de una tasa.

### 2. De 1999 a 2011

La aprobación de la Orden estatal de 26 de febrero de 1999, por la que se establecen las normas que regulan la pesca marítima recreativa, supone un cambio muy importante en la regulación de las licencias de pesca recreativa. La nueva norma establece que a partir de ese momento será únicamente la Administración autonómica la responsable de expedir todas las licencias de pesca recreativa. Esto supone acabar con la duplicidad de permisos en aguas exteriores e interiores.

Por otra parte, con esta orden se deroga el reglamento de 1963 y, de alguna manera, se obliga a la Comunitat Autònoma de les Illes Balears (CAIB) a aprobar un decreto más completo que los anteriores, expectativa que se cumple con la aprobación del Decreto autonómico 69/1999, de 4 de junio de 1999, por el que se regula la pesca deportiva y recreativa en las aguas interiores del archipiélago balear.

En cuanto a las licencias de pesca, el Decreto 69/1999 mantiene los tres tipos de licencias anteriores, con las siguientes vigencias:

- Licencia de pesca recreativa colectiva de embarcación (chárter): 1 año.
- Licencia para la pesca recreativa submarina o de caza submarina: 2 años.
- Licencia para la pesca recreativa: 2 años.

Posteriormente, el Decreto 69/1999 se modifica dos veces. En 2002 se crea la licencia de pesca deportiva que permite participar en campeonatos de pesca, y se reduce a 1 año la vigencia de las licencias

de pesca submarina. En 2006 se vuelve a modificar, creando la licencia de pesca recreativa de embarcación de la lista séptima para aguas interiores con una duración de 3 años.

Esta nueva realidad se ve claramente reflejada en el gran incremento de emisión de licencias expedidas por el órgano competente de la CAIB. Es de suponer que, a medida que caducaban las licencias de pesca emitidas por las capitanías marítimas, se iba incrementando la cifra de licencias autonómicas.

Finalmente, durante este periodo las licencias individuales todavía permiten pescar tanto desde la costa como desde la embarcación. Esta tendencia cambiará de forma importante en el año 2011 con la aprobación de una norma estatal.

### 3. De 2011 a 2014

La aprobación del Real Decreto 347/2011, de 11 de marzo, por el que se regula la pesca marítima recreativa en aguas exteriores, supone un cambio muy importante en cuanto a las licencias de pesca, pues establece que para pescar desde embarcación es necesario que esta disponga de una licencia específica. Es decir, que en aguas exteriores la licencia individual solo permite pescar desde tierra.

La entrada en vigor de la norma de 2011 supone que parte de los pescadores de embarcación que podían pescar con su licencia individual ahora necesiten obligatoriamente, en aguas exteriores, la licencia de embarcación.

### 4. A partir de 2014

La aprobación del Decreto autonómico 34/2014, de 1 de agosto, por el que se fijan los principios generales de la pesca recreativa y deportiva en las aguas interiores de las Islas Baleares, supuso un nuevo cambio en cuanto a las licencias.

Otro cambio importante en 2014 es que la vigencia de las licencias de pesca individuales aumenta de 2

a 3 años, pero solo permite pescar desde la costa, lo que implica que para pescar desde embarcación se debe disponer de una licencia de pesca específica. Así la norma autonómica de aguas interiores se equipara con la norma estatal de aguas exteriores.

Finalmente, en el año 2018 se aprueba una modificación del Decreto, que establece que la licencia de pesca individual permitirá la pesca desde artefactos flotantes como los kayaks o los cayucos.

Para el cálculo de las licencias vigentes se reajustan los valores de licencias expedidas con estos distintos periodos de tiempo de vigencia.

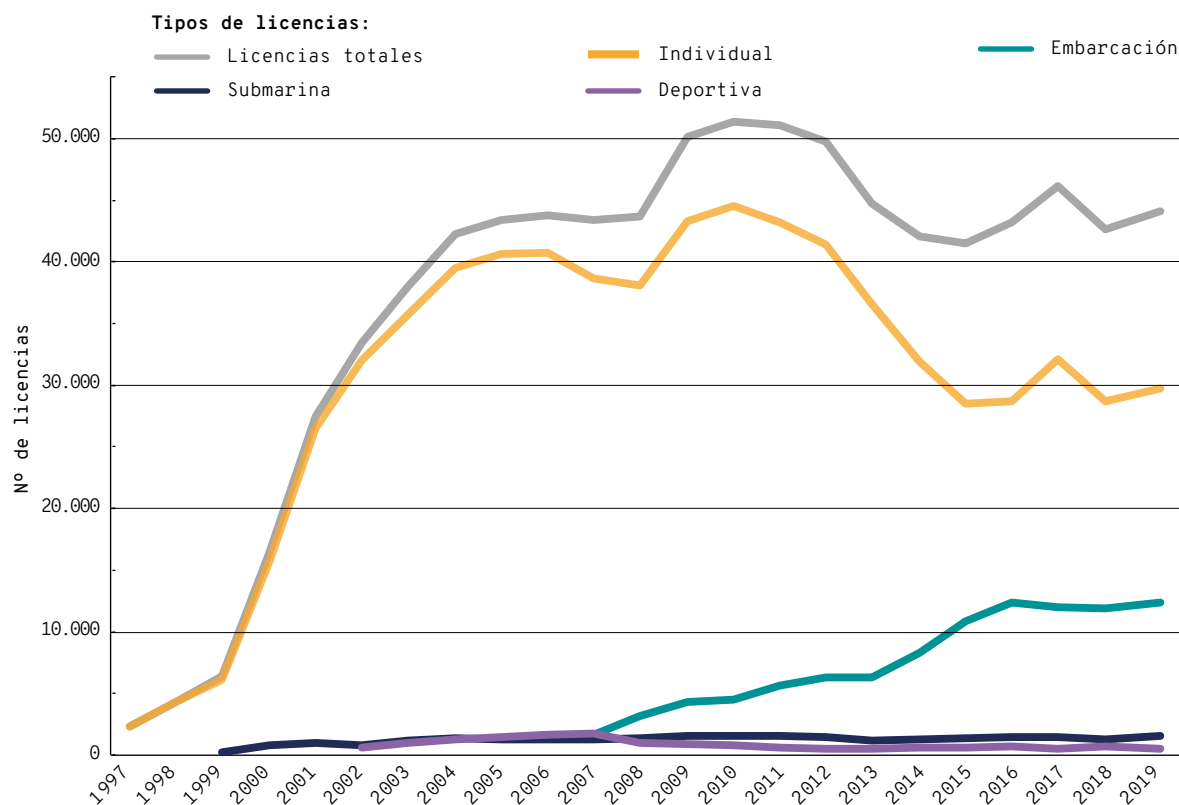
Es preciso considerar que en las licencias de pesca de embarcación hay un aumento del esfuerzo pesquero que no se contabiliza, ya que cualquier persona dentro de la embarcación queda cubierta por la licencia. Mejoras en la noción del esfuerzo pesquero, tiempo invertido y capturas realizadas vendrán dadas por medio de la aplicación de teléfono móvil Diario de Pesca Recreativa, financiada por el Impuesto de Turismo Sostenible y ya operativa para 7 reservas marinas de interés pesquero de las Baleares. Esta aplicación permitirá recopilar más información de la pesca de embarcación realizada en otras partes del litoral balear, contabilizando cuántos días se realizan salidas, cuántas personas participan y qué capturan. Por el contrario, también puede ocurrir que una persona tenga más de una licencia. Si la aplicación se ampliara a todos los tipos de pesca recreativa, ello ayudaría a obtener datos más precisos de presión pesquera.

Para más información sobre dónde, qué y cómo se debe efectuar la pesca recreativa se recomienda la lectura del «Cuaderno de pesca recreativa en las Islas Baleares»<sup>2</sup> de la Direcció General de Pesca i Medi Marí (Servei de Recursos Marins).

---

## RESULTADOS

El número de licencias vigentes totales emitidas por la Direcció General de Pesca entre los años 1997-



**Figura 1.** Número total de licencias vigentes de pesca recreativa marítima y por tipo de modalidad (individual, embarcación, submarina y deportiva) en todas las Islas Baleares entre los años 1997 y 2019. FUENTE: Direcció General de Pesca i Medi Mari.

2018 oscila entre un mínimo de 2.313 licencias en 1997 y un máximo de 51.350 licencias en 2010 (Figura 1). Estas tendencias tienen que interpretarse en el contexto de los cambios en la normativa y vigencia explicados en la metodología.

El análisis de las licencias por tipos muestra que las licencias individuales tienen las mismas tendencias de crecimiento y decrecimiento que las licencias totales, ya que esta modalidad de pesca es la mayoritaria (figuras 1 y 2).

El incremento de las licencias individuales es muy grande hasta el año 2004. No obstante, hay que considerar que antes de 1999 había diferencias de prestaciones y coste entre las licencias estatales y autonómicas que originan valores bajos de licencias al inicio del seguimiento temporal. En los años 2005 y 2006 se estabilizan los valores de licencias individuales y descienden a partir de los años 2007 y 2008 (Figura 1). Este descenso puede tener su explicación con la entrada en vigor en 2007 de la licencia de pesca de embarcación, que se separa de la licencia individual, y que además tiene una duración de 3 años y permite pescar hasta a 5 personas sin necesidad de que dispongan de una licencia individual. Sin embargo, durante los años 2009 y 2010, a pesar de mantenerse el aumento progresivo de las licencias de embarcación, se registra un incremento de las licencias de pesca individual que, a falta de estudios más precisos, podría estar relacionada con la crisis económica del momento.

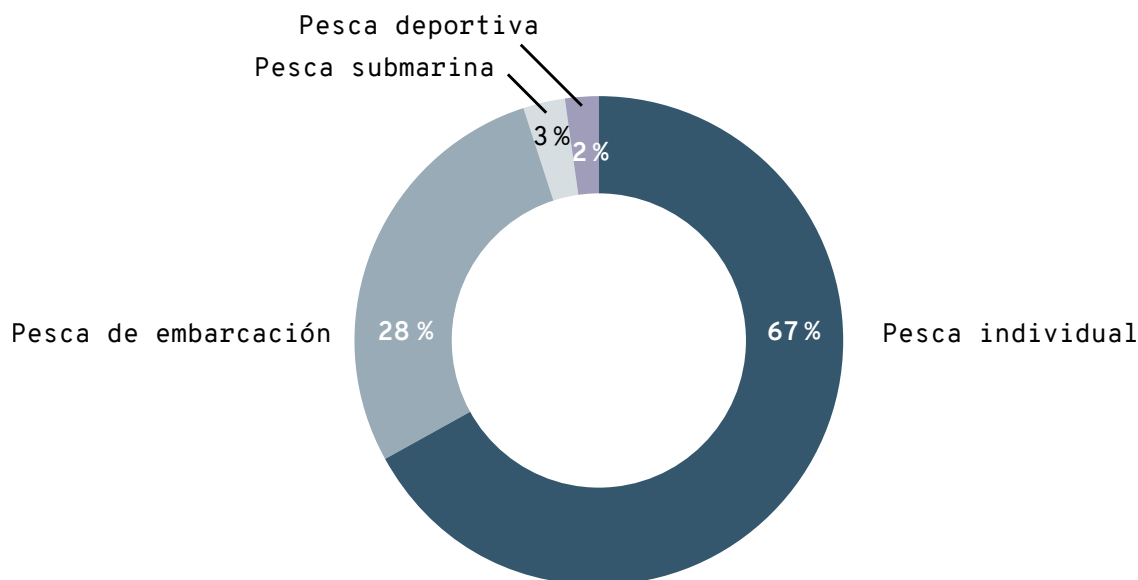
Debido a la normativa de 2011, que exige tener licencia de embarcación en aguas exteriores, se observa un incremento continuado de licencias de

pesca de embarcación y un descenso importante del número de licencias individuales hasta el año 2014 (Figura 1). Esta tendencia se hizo muy evidente en la isla de Menorca, pues una parte muy importante de las zonas de pesca se sitúan en aguas exteriores.

En 2014, debido a la aprobación de la normativa de disponer de licencia de pesca desde embarcación para aguas interiores, se observa un incremento progresivo de las licencias de embarcación hasta 2016, año en que su número se estabiliza con ~ 12.000 licencias hasta 2018 (Figura 1). En cuanto a las licencias individuales, en 2014 se produce un aumento de 2 a 3 años de vigencia, que se observa con una fluctuación entre esos años, aunque actualmente el número se está estabilizando con ~ 30.000 licencias vigentes.

Las licencias vigentes que se mantienen más estables en el tiempo son las de pesca submarina, con valores en torno a las 1.400-1.300 licencias en los últimos años. Finalmente, la pesca deportiva muestra una disminución de más de la mitad de las licencias vigentes a partir de 2008, pasando de 1.770 en 2007 a 699 en 2019. Las licencias de pesca deportiva se han expedido principalmente en Mallorca e Ibiza.

En el año 2019, las licencias totales vigentes alcanzan la cifra de 43.408; por tanto, se registran 797 licencias más que en 2018. El tipo de licencia de pesca recreativa más solicitada es la individual, con 29.086 licencias vigentes, un 67 % de las licencias totales (Figura 2). Le siguen la pesca de embarcación, con 12.299 licencias vigentes, un 28 % de las totales; la pesca submarina, con 1.324 licencias, un 3 %; y la deportiva, con 699 licencias, un 2 %.



**Figura 2.** Porcentajes totales del número de licencias vigentes en 2019 de los cuatro tipos de pesca recreativa marítima (individual, de embarcación, submarina y deportiva). FUENTE: datos de la Direcció General de Pesca i Medi Marí.

### CONCLUSIONES

- Se observa un gran incremento de licencias individuales entre 1997-2004. Esto se debe a diferencias en la normativa vigente que generan diferencias en la duración y el coste entre las licencias estatales y autonómicas.
- El máximo número de licencias totales vigentes (50.000-51.350) se registra entre los años 2009-2012, coincidiendo con la crisis económica.
- Las licencias desde embarcación muestran un incremento gradual desde el 2007 (año de su establecimiento, con 1.703 licencias) hasta 2016 (~ 12.000 licencias), cuando se estabiliza hasta la actualidad. Este incremento se debe a la implementación de normativa que exigía en 2011 licencia para pesca desde embarcación en aguas exteriores, y en 2014, licencia para aguas interiores.
- Las licencias de pesca submarina son las que se mantienen más estables de todas las modalidades de pesca recreativa, con aproximadamente 1.400 licencias desde 2003.
- Las licencias de modalidad deportiva son las menos representativas, con valores de 712 licencias en 2018.
- En 2019, las licencias totales vigentes son 43.408. El tipo de licencia de pesca recreativa más solicitada es la pesca individual (67 %), seguida de la de embarcación (28 %), la submarina (3 %) y la deportiva (2 %).

### REFERENCIAS

- <sup>1</sup> TRAGSATEC (2004). «Estudio del impacto socioeconómico de la pesca recreativa en el Mediterráneo español». Madrid: Secretaría General de Pesca Marítima, Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación.
- <sup>2</sup> SERVEI DE RECURSOS MARINS (2021). «Cuaderno de pesca recreativa en las Islas Baleares». Palma: Direcció General de Pesca i Medi Marí del Govern de les Illes Balears.  
<http://www.caib.es/govern/sac/fitxa.do?codi=32337&coduo=138143&lang=es>.

### CITAR COMO

BARRIENTOS, N.; VAQUER-SUNYER, R.; GRAU, A. M.; MIRA, A.; MARSINYACH, E. (2021). «Número de licencias vigentes de pesca marítima recreativa». En: Vaquer-Sunyer, R.; Barrientos, N. (ed.). *Informe Mar Balear 2021* <<https://informemarbalear.org/es/pesca/imb-pesca-llicencies-pesca-esp.pdf>>.

# Playas

Uso de las playas

Número de embarcaciones ancladas  
en playas



En la elaboración de este capítulo han participado:  
Natalia Barrientos, Raquel Vaquer-Sunyer, David Carreras y Eva Marsinyach.

# Uso de las playas

1. Número de usuarios
2. Densidad de usuarios
3. Porcentaje de capacidad de carga
4. Intensidad de presión por accesos rodados

El principal recurso turístico de las Islas Baleares es su litoral. Esto provoca que durante los meses de verano se concentre un gran número de usuarios en sus playas. Únicamente se dispone de datos de uso de playas para la isla de Menorca.

Encuestas del Servei de Platges del Consell Insular de Menorca realizadas a residentes y visitantes concluyen que la tranquilidad, la conservación y preservación de los espacios naturales son unos de los atractivos más valorados de las playas de Menorca.<sup>1</sup>

Por tanto, una alta densidad de usuarios en playas podría originar impactos negativos tanto ambientales como socioeconómicos. Entre ellos, una mayor generación de residuos, el empeoramiento del hábitat, cambios geomorfológicos y una sensación de masificación.

Para mejorar el control y la gestión sostenible en el futuro de estos sistemas naturales tan frágiles es necesario disponer de información sobre el uso público de playas. Entre los indicadores que ayudan a medir el estado de las playas se encuentran el número de usuarios, la densidad de usuarios y la capacidad de carga de la playa.

## METODOLOGÍA

El recuento de usuarios de playas se efectúa desde el año 2000 por parte del OBSAM (Observatori Socioambiental de Menorca del Institut Menorquí d'Estudis, IME)<sup>2-4</sup>, el Servei de Platges del Consell Insular de Menorca y el servicio de socorrismo de algunos ayuntamientos. En los últimos cuatro años, la Agència Menorca Reserva de Biosfera ha contado con un servicio de informadores en las playas de la isla que, aparte de las tareas de información y concienciación, han sido los encargados de realizar los recuentos.<sup>1,5,6</sup>

Para valorar el estado de las playas se utilizan los siguientes indicadores:

→ **Número de usuarios:** la abundancia máxima de usuarios diarios.

→ **Densidad de usuarios:** la superficie terrestre de reposo disponible por usuario en cada playa ( $\text{m}^2/\text{persona}$ ).

→ **Porcentaje de capacidad de carga de las playas:** la cabida máxima de usuarios que el sistema natural playa-duna puede soportar indefinidamente sin sufrir impactos negativos y satisfaciendo las necesidades de los usuarios. Se calcula como la relación entre la superficie de arena óptima por persona por tipo de playa (tipo A:  $5 \text{ m}^2/\text{usuario}$ , tipos B y C:  $10 \text{ m}^2/\text{usuario}$ )<sup>6</sup> y la superficie total de cada playa. Se expresa en % donde valores  $> 100 \%$  indican playas por encima de su capacidad de carga.

A lo largo de los años, la toma de datos ha sufrido interrupciones y ha seguido diferentes metodologías, ya sea por el número de playas muestreadas, los días de recuento o los equipos humanos involucrados. Por ejemplo: desde el año 2006 se eligió un día entre semana y un día de fin de semana de agosto para garantizar el censo durante la semana de mayor frecuentación y obtener así el valor máximo de usuarios. Sin embargo, para algunas playas de 2017 y 2018 los conteos se realizaron en cualquier día de la semana entre junio y septiembre, y no todas las playas pudieron ser contadas durante la primera quincena de agosto, cuando Menorca registra mayor número de visitantes.

A partir de 2018 se amplió el número de playas estudiadas a 54, que coinciden con las más frecuentadas (Figura 1, Tabla 1), mientras que en años anteriores se restringió el estudio a 21 playas (Tabla 2). Por este motivo, para el seguimiento temporal 2006-2020 se ha tomado como referencia el estudio de 21 playas. Adicionalmente, se presentan en detalle los datos del período 2018-2020, incluyendo las 54 playas de estudio.

## ¿QUÉ ES?

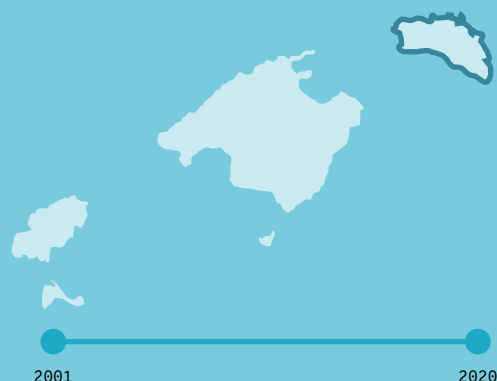
El estado de las playas se puede medir a través del número de usuarios que las frecuentan por medio de los siguientes indicadores (solo se dispone de datos de la isla de Menorca):

- Número de usuarios: abundancia máxima de personas contadas en un día.
- Densidad de usuarios: superficie terrestre de reposo disponible para cada persona.
- Capacidad de carga: número óptimo de personas para cada playa.
- Intensidad de presión por accesos rodados: medida de la conexión con la costa por los diferentes tipos de viales rodados.

## ¿POR QUÉ?

La sobrefrecuentación de usuarios en playas durante la temporada estival puede generar presiones sobre estos frágiles sistemas naturales. Futuras medidas de gestión de las playas podrían basarse en el conocimiento de su capacidad de carga.

## LOCALIZACIÓN



## METODOLOGÍA

El OBSAM (Observatori Socioambiental de Menorca del Institut Menorquí d'Estudis), el servicio de socorrismo de algunos ayuntamientos, el Servei de Platges y la Agència Menorca Reserva de Biosfera del Consell Insular de Menorca han llevado a cabo recuentos de usuarios en playas de Menorca. Desde el año 2001 hasta el 2017 hay recuentos realizados en 21 playas, mientras que de 2018 a 2020 se han realizado recuentos en 54 playas. Se cuentan las personas en el agua y en la arena, sin contabilizar las personas de embarcaciones fondeadas. La superficie terrestre de cada playa se mide utilizando ortofotomapas y trabajo de campo que se integran en sistemas de información geográfica. El Servei de Platges del Consell Insular de Menorca define valores óptimos de superficie de 10 m<sup>2</sup>/persona en playas vírgenes y de 5 m<sup>2</sup>/persona en playas urbanas. Para la capacidad de carga, el límite es del 100 %.

La estima de la presión por accesos rodados en el litoral proviene del proyecto «Evaluación de las presiones y amenazas en el litoral y en el medio marino de la Reserva de Biosfera de Menorca», elaborado en 2020 por el OBSAM. Se identifican los caminos rurales, senderos, calles, carreteras y párquines en un radio de 1 km de la costa.

## RESULTADOS

**Número de usuarios**

En 2020, respecto a 2019 y 2018, aumenta el número de playas con 100-500 usuarios (30 playas de las 54 estudiadas); mientras que las playas con > 1.000 usuarios disminuyen (2 playas urbanas de las 54 estudiadas, Cala Galdana y Son Bou).

**Densidad de usuarios**

En 2020, la superficie disponible por persona en 6 de las 54 playas estudiadas es inferior a la óptima (< 5 m<sup>2</sup>). Estos valores son menores que en 2019 y 2018 (8 y 7 playas, respectivamente). Las playas con menor superficie por usuario son: Cala Tirant-Platges de Fornells, Son Xoriguer, Cala en Turqueta, Macarelleta, Cala Mitjana y Binidalf. Estas playas son urbanas y vírgenes con algún tipo de servicio.

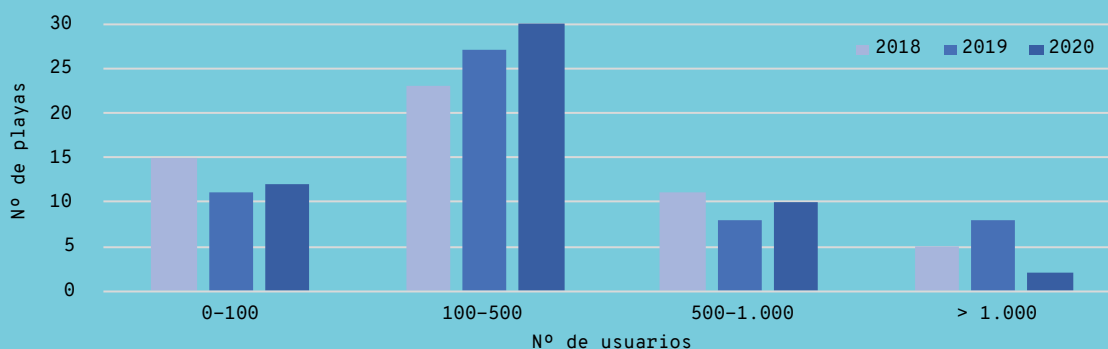
Las playas vírgenes con acceso a pie aumentan considerablemente la superficie media disponible por persona de 16 m<sup>2</sup> (año 2019) a 50 m<sup>2</sup> (año 2020). Las urbanas la aumentan de 6 m<sup>2</sup> a 11 m<sup>2</sup>; sin embargo, las playas vírgenes con algún tipo de servicio la disminuyen, pasando de 27,3 m<sup>2</sup> a 20,5 m<sup>2</sup>.

**Capacidad de carga**

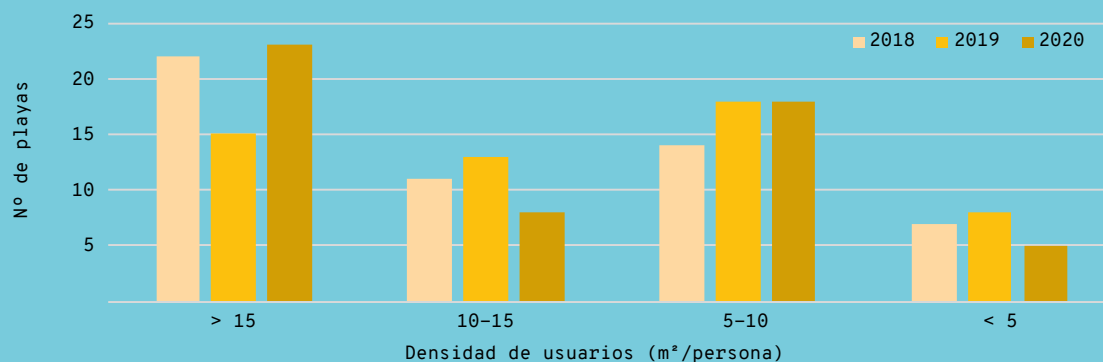
En 2020, 16 playas se encontraron por encima de su capacidad de carga (> 100 %), frente a las 23 de 2019. La mayoría de ellas son playas vírgenes con algún tipo de servicio.

**Intensidad de presión por accesos rodados**

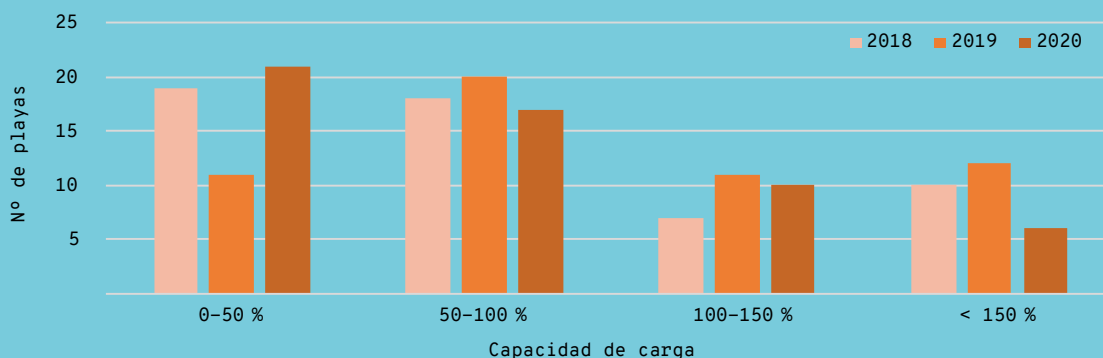
Las zonas costeras urbanizadas de Menorca son las que presentan una mayor presión por accesos rodados: Maó, Ciutadella, costa de Sant Lluís, Cala en Porter, Son Bou, Sant Tomàs, Cala Galdana, Cap d'Artrutx, Cala Morell, Fornells y Addaia.



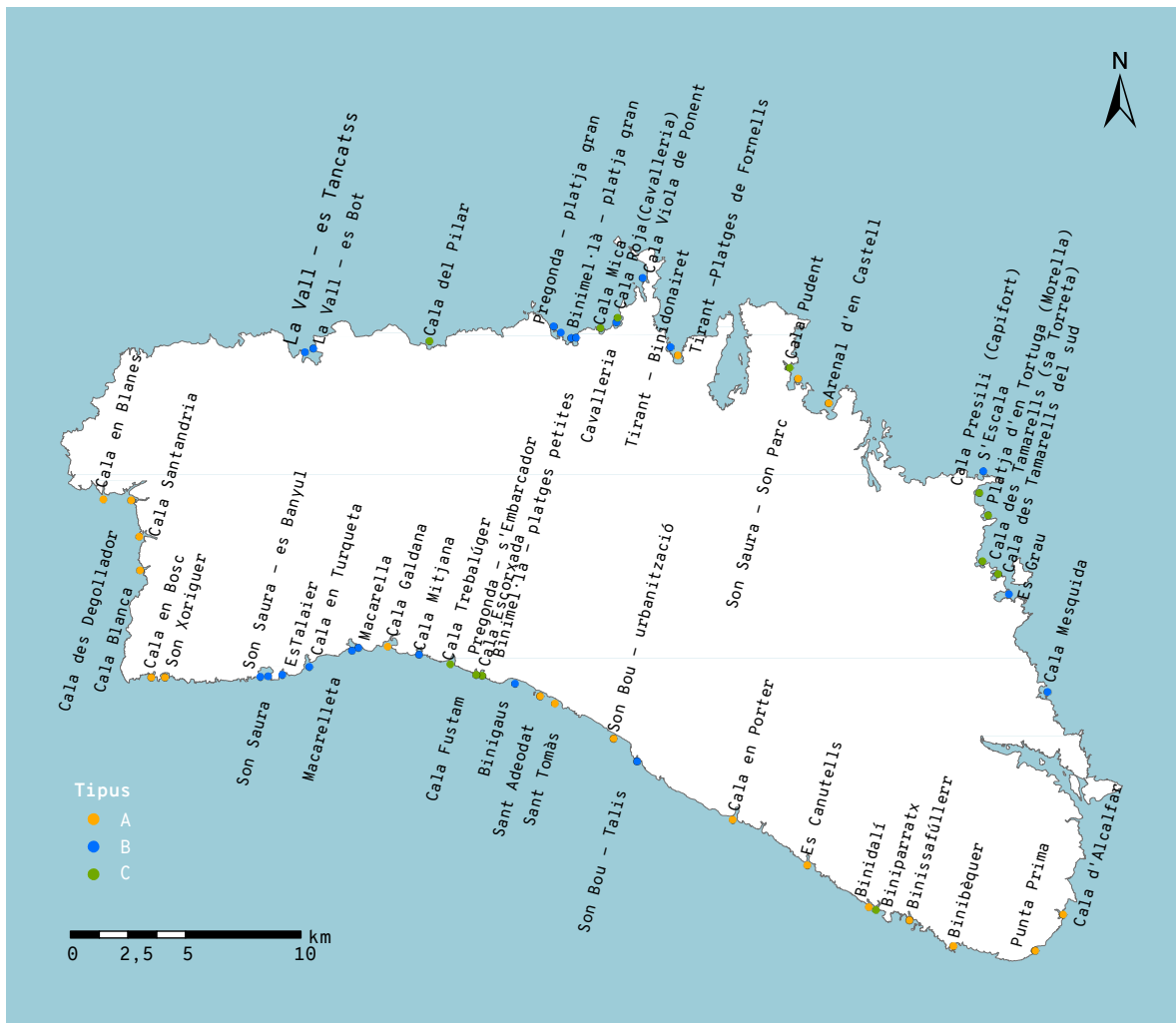
Número de usuarios de 54 playas de Menorca entre 2018-2020. FUENTE: Agència Menorca Reserva de Biosfera (Consell Insular de Menorca).



Superficie disponible por persona en 54 playas de Menorca entre 2018-2020. FUENTE: Agència Menorca Reserva de Biosfera (Consell Insular de Menorca).



Porcentaje de capacidad de carga de 54 playas objeto de estudio de Menorca entre 2018-2020. FUENTE: Agència Menorca Reserva de Biosfera (Consell Insular de Menorca).



**Figura 1.** Mapa de Menorca indicando las 54 playas de estudio y su tipología (A: urbana, B: virgen con algún tipo de servicio, C: virgen con acceso a pie). FUENTE: OBSAM y Agència Menorca Reserva de Biosfera.

Se incluyen playas de los tres tipos descritos en Roig:<sup>7</sup>

→ Playas de tipo A: playas urbanas.

→ Playas de tipo B: playas vírgenes con algún tipo de servicios.

→ Playas de tipo C: playas vírgenes sin servicios, únicamente con acceso a pie.

En la elección de playas para el recuento se tenían en cuenta las condiciones meteorológicas diarias, las nueve playas prioritarias que necesitaban una medida por mes (Tabla 1) y se valoraba la superficie y la proximidad para realizar conteos en más de una playa al día.

**Tabla 2.** Lista y tipología de las 21 playas que han sido censadas anualmente desde 2006 hasta 2017. FUENTE: OBSAM y Agência Menorca Reserva de Biosfera.

N	PLAYAS	TIPO
1	Santandria	A
2	Cala Blanca	A
3	Cala en Bosc	A
4	Son Xoriguer	A
5	Son Bou - urbanización	A
6	Cavalleria	B
7	Pregonda - s'Embarcador	B
8	Pregonda - Platja gran	B
9	La Vall - Es Bot	B
10	La Vall - Es Tancats	B
11	Son Saura - Es Banyul - Bellavista	B
12	Cala en Turqueta	B
13	Macarelleta	B
14	Macarella	B
15	Cala Mitjana	B
16	Binigaus	B
17	Son Bou - Talis	B
18	Platja d'en Tortuga (Morella)	C
19	Cala Presili (Capifort)	C
20	Cala del Pilar	C
21	Trebalúger	C

**Tabla 1.** Nombre y tipo de las 54 playas estudiadas en Menorca a partir de 2018. \*Las 9 playas con más usuarios y con seguimiento mensual. FUENTE: OBSAM y Àgència Menorca Reserva de Biosfera.

N	PLAYAS	TIPUS	N	PLAYAS	TIPO
1	Cala Mesquida	B	28	Cala Blanca	A
2	Es Grau	B	29	Cala en Bosc*	A
3	Cala des Tamarells del sud	C	30	Son Xoriguer*	A
4	Cala des Tamarells (Sa Torreta)	C	31	Son Saura - Es Banyul	B
5	Platja d'en Tortuga (Morella)	C	32	Son Saura - Bellavista	B
6	Cala Presili (Capifort)	C	33	Es Talaier	B
7	S'Escala	B	34	Cala en Turqueta	B
8	Arenal d'en Castell*	A	35	Macarelleta	B
9	Son Saura - Son Parc	A	36	Macarella	B
10	Cala Pudent	C	37	Cala Galdana*	A
11	Tirant - Platges de Fornells	A	38	Cala Mitjana	B
12	Tirant - Binidonairet	B	39	Trebalúger	C
13	Cala Viola de Ponent	B	40	Cala Fustam	C
14	Cala Roja (Cavalleria)	C	41	Cala Escorxada	C
15	Cavalleria	B	42	Binigauss*	B
16	Cala Mica	C	43	Sant Adeodat*	A
17	Binimel·là - Platges petites	B	44	Sant Tomàs*	A
18	Binimel·là - Platja gran	B	45	Son Bou - Talis*	B
19	Pregonda - S'Embarcador	B	46	Son Bou - urbanización*	A
20	Pregonda - Platja gran	B	47	Cala en Porter	A
21	Cala del Pilar	C	48	Es Canutells	A
22	La Vall - Es Bot	B	49	Binidali	A
23	La Vall - Es Tancats	B	50	Biniparratx	C
24	Cala en Blanes	A	51	Binissafúller	A
25	Cala des Degollador - Platja Gran	A	52	Binibèquer	A
26	Sa Caleta	A	53	Punta Prima	A
27	Santandria	A	54	Cala d'Alcalfar	A

Los recuentos se efectúan a pie de playa tres veces al día: a las 12.00 h, a las 14.00 h y a las 17.00 h. El número de usuarios se define como el valor máximo de estos tres recuentos. Para el conteo, los trabajadores se concentran en un mismo punto, desde donde avanzan al mismo tiempo en direcciones opuestas realizando un barrido progresivo de la playa. Cada informador sigue una línea recta y contabiliza las personas que circulan o reposan en su campo de visión. Se contabilizan las personas en el agua, en la arena y en los alrededores naturales del entorno. No se cuentan las personas sobre embarcaciones fondeadas.

El tratamiento de datos utiliza los valores máximos de usuarios para evitar que días de condiciones meteorológicas no favorables bajen los resultados. El cálculo de la superficie de las playas se adapta en función de los diferentes ortofotomapas anuales disponibles. Estos provienen de los años 2006, 2007, 2008 y 2015, último año de su medición, mediante sistemas de información geográfica combinados con trabajo de campo. La superficie de playa contabiliza la zona de pinos con arena, pero no contabiliza otras zonas ocupadas por vegetación, dunas, humedales, zona de batida de litoral o zonas de acceso a la playa.

Por último, se presenta el indicador «Intensidad de presión por accesos rodados», derivado del proyecto «Evaluación de las presiones y amenazas en el litoral y en el medio marino de la Reserva de Biosfera de Menorca», elaborado en 2020 por el OBSAM.<sup>8</sup> La

estima de la presión deriva de la identificación, en un radio de 1 km de la costa, de caminos rurales, senderos, calles, carreteras y párquines.

## RESULTADOS

### 1. Número de usuarios

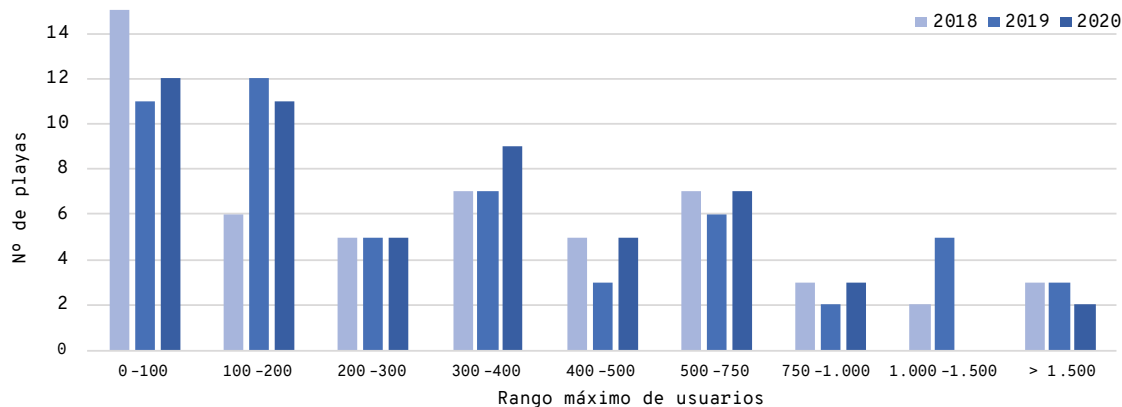
#### En 54 playas (2018-2020)

El número máximo de usuarios ha pasado de 23.355 en 2018 a 26.609 usuarios en 2019 y 19.901 en 2020.

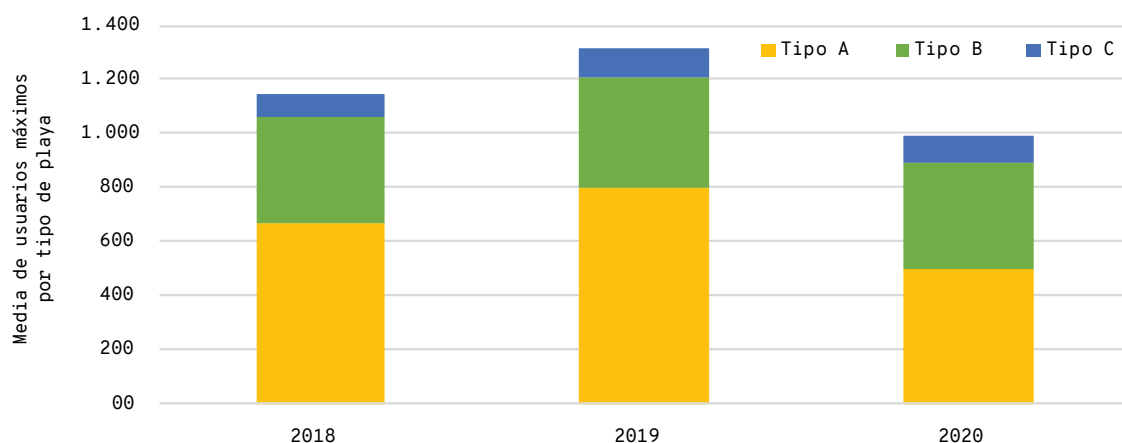
En 2020, la mitad de las 54 playas de estudio presentan un rango de 0-300 usuarios, mientras que solo dos playas tienen > 1.000 usuarios (Figura 2). Las playas de 300-400 usuarios (9 playas) superan en número a las de 2018 y 2019 (7 playas).

En 2020, no existen playas con frecuentación de 1.000-1.500 usuarios, y las de > 1.500 usuarios pasan de 3 (en 2018 y 2019) a 2 playas. Estas playas son Cala Galdana (2.210 usuarios) y Son Bou-urbanización (1.573 usuarios), ambas de tipo A (urbanas). Por otro lado, las playas con menor afluencia de personas (< 50 usuarios) en 2020 son Cala des Tamarells del Sud y Cala Mica (43 usuarios), Cala Presili (36 usuarios) y S'Escala (20 usuarios). Todas estas playas son vírgenes de tipo B y C.

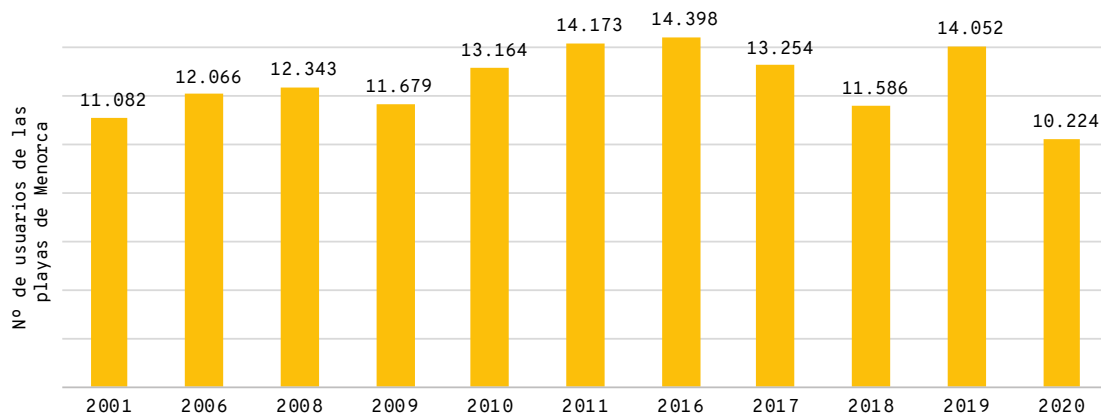
La media de usuarios máximos diarios disminuye en 2020, especialmente en las playas urbanas de tipo A (Figura 3).



**Figura 2.** Rangos de distribución del número de usuarios en las 54 playas de estudio en Menorca (Tabla 1) entre 2018-2020. FUENTE: Departament de Medi Ambient i Reserva de Biosfera del Consell Insular de Menorca.<sup>1, 5, 6</sup>



**Figura 3.** Media de usuarios máximos por tipo (A: urbana, B: virgen con algún tipo de servicio, C: virgen con acceso a pie) de las 54 playas de estudio en Menorca (Tabla 1) entre 2018-2020. FUENTE: Departament de Medi Ambient i Reserva de Biosfera del Consell Insular de Menorca.<sup>1, 5, 6</sup>



**Figura 4.** Evolución temporal del número máximo de usuarios en 21 playas de Menorca (Tabla 2) en los años 2001, 2006, 2008-2011, 2016-2020. FUENTE: Departament de Medi Ambient i Reserva de Biosfera del Consell Insular de Menorca y OBSAM-Institut Menorquí d'Estudis.<sup>1-6</sup>

## En 21 playas (2001-2020)

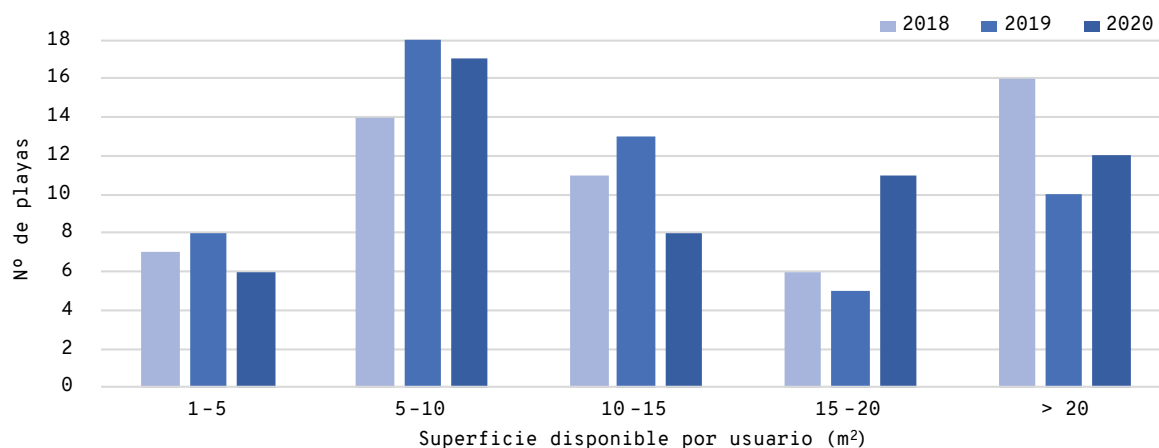
En las 21 playas consideradas para la evolución temporal (Tabla 2), se muestra un incremento desde 2001 hasta 2019 de aproximadamente 3.000 usuarios (Figura 4). En 2016 se alcanza el máximo recuento de usuarios, 14.398.

En 2017 y 2018 desciende gradualmente el número de personas hasta alcanzar los 11.586 usuarios. Este descenso se pudo haber producido por un cambio en la metodología del recuento, ya que para algunas de las playas de 2017 y 2018 los conteos se realizaron en cualquier día de la semana

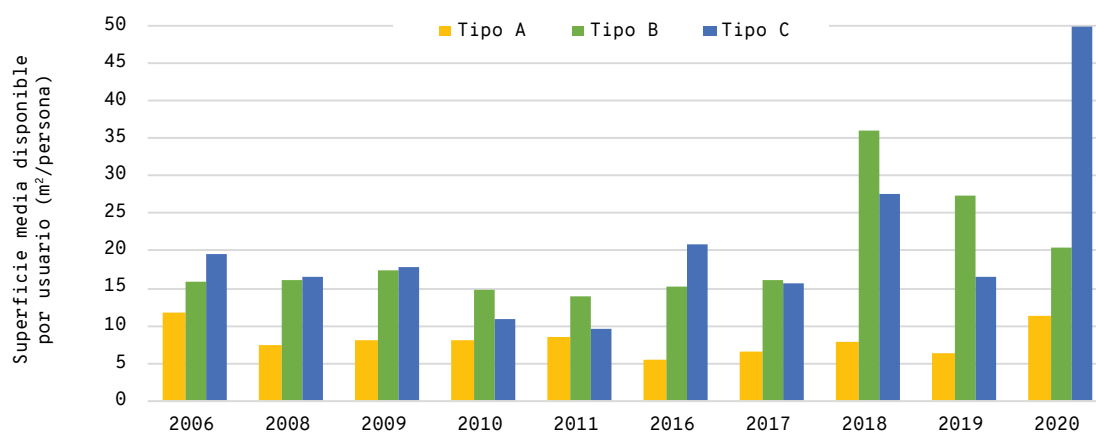
entre junio y septiembre, y no todas las playas se pudieron contar durante la primera quincena de agosto, cuando Menorca registra el mayor número de visitantes. Los mayores valores de 2017 con respecto a 2018 se pueden explicar debido a que el equipo del OBSAM ayudó a los informadores durante el mes de agosto de 2017. Adicionalmente, dos playas en 2018 (Cala Presili y Cala Tortuga) únicamente permitieron su acceso en autobús con destino a Favàritx, lo cual probablemente también contribuyó a bajar la media de usuarios.

En 2020, la crisis derivada de la COVID-19 produce un descenso de 3.828 usuarios con respecto a 2019.





**Figura 5.** Densidad de usuarios (m²/persona) en las 54 playas de estudio (Tabla 1) entre 2018-2020. FUENTE: Departament de Medi Ambient i Reserva de Biosfera del Consell Insular de Menorca.<sup>1, 5, 6</sup>



**Figura 6.** Datos de la superficie disponible por usuario y por tipo de playa en las 21 playas (Tabla 2) contabilizadas en 2006, 2008-2011 y 2016-2020. A: urbana, B: virgen con algún tipo de servicio, C: virgen con acceso a pie. FUENTE: Departament de Medi Ambient i Reserva de Biosfera del Consell Insular de Menorca.<sup>1, 5, 6</sup>

## 2. Densidad de usuarios

### En 54 playas (2018-2020)

En 30 de las 54 playas estudiadas en 2020 se registra una densidad óptima de usuarios ( $> 10 \text{ m}^2$ ) (Figura 5). Estos valores son mayores a los de 2019 (28 playas) y menores a los de 2018 (33 playas).

El número de playas con densidades  $< 5 \text{ m}^2$  por persona —no aptas para ningún tipo de playa— es menor en 2020 (6 playas) que en 2019 y 2018 (8 y 7 playas, respectivamente).

En 2020, las playas con menos espacio por persona ( $< 5 \text{ m}^2$ ) fueron Cala Tirant-Platges de Fornells ( $4,6 \text{ m}^2$ ), Son Xoriguer ( $4,9 \text{ m}^2$ ), Cala en Turqueta ( $4,9 \text{ m}^2$ ), Macarelleta ( $2,4 \text{ m}^2$ ), Cala Mitjana ( $3,4 \text{ m}^2$ ) y Binidali ( $1,6 \text{ m}^2$ ), que pertenecen a las tipologías A y B.

### En 21 playas (2006-2020)

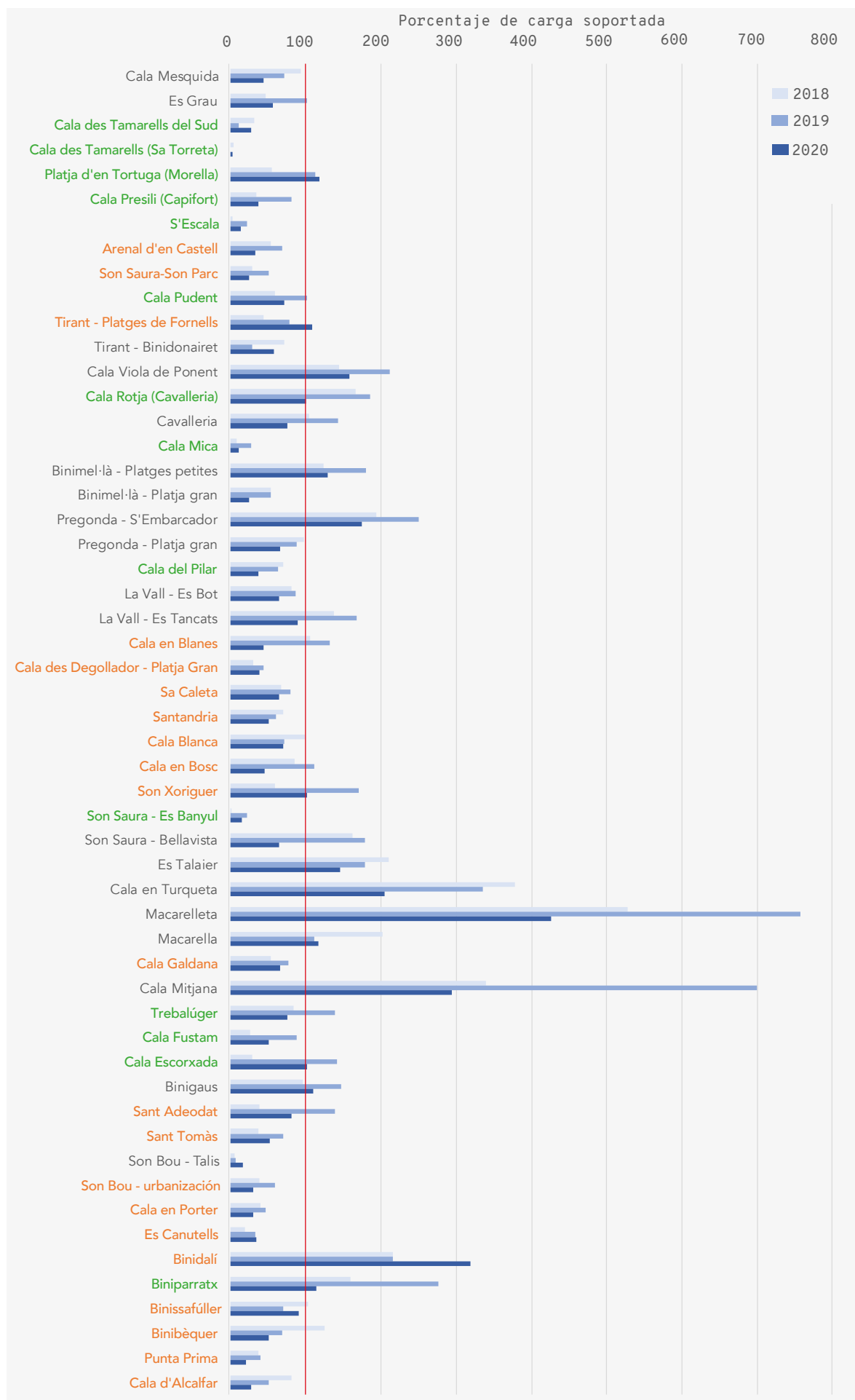
En todos los años de estudio, las playas urbanas (tipo A) disponen de menos espacio para los bañistas (Figura 6). Estos valores se han reducido le-

vemente a lo largo del tiempo pasando de  $11,8 \text{ m}^2$ /usuario en 2006 a  $6,3 \text{ m}^2$ /usuario en 2019. En 2020, se produce un incremento de  $5 \text{ m}^2$  en la superficie de las playas urbanas.

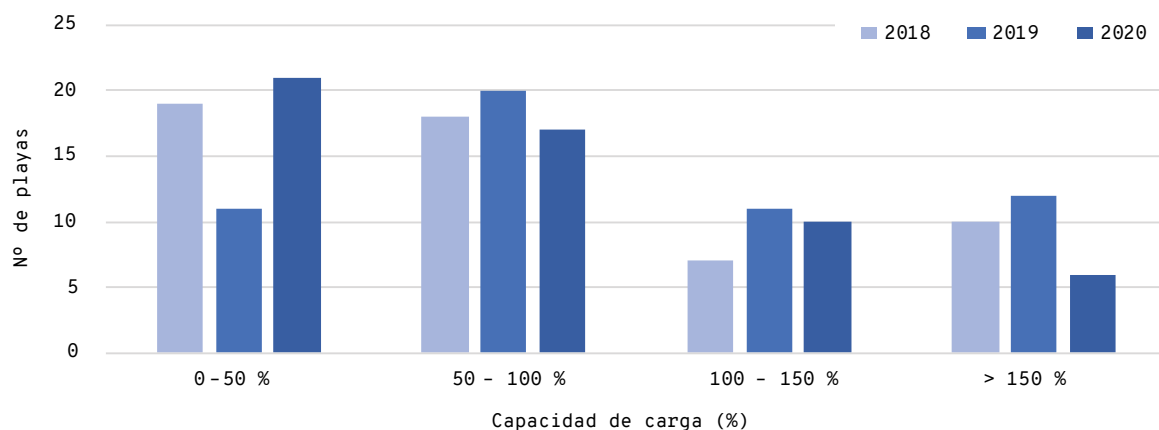
En cambio, en las playas de tipo B (vírgenes con servicios) desde 2018 se registra un aumento en la superficie disponible por usuario, superior a los  $20 \text{ m}^2$ /persona.

Las playas de tipo C (vírgenes con acceso a pie) son las que presentan una mayor variabilidad interanual. En 2018 se obtiene una mayor superficie por usuario, que pudo deberse a un menor número de playas estudiadas de tipo C en ese año (4 en lugar de 21, censando únicamente Trebalúger, Cala Pilar, Cala Presili y Platja d'en Tortuga).

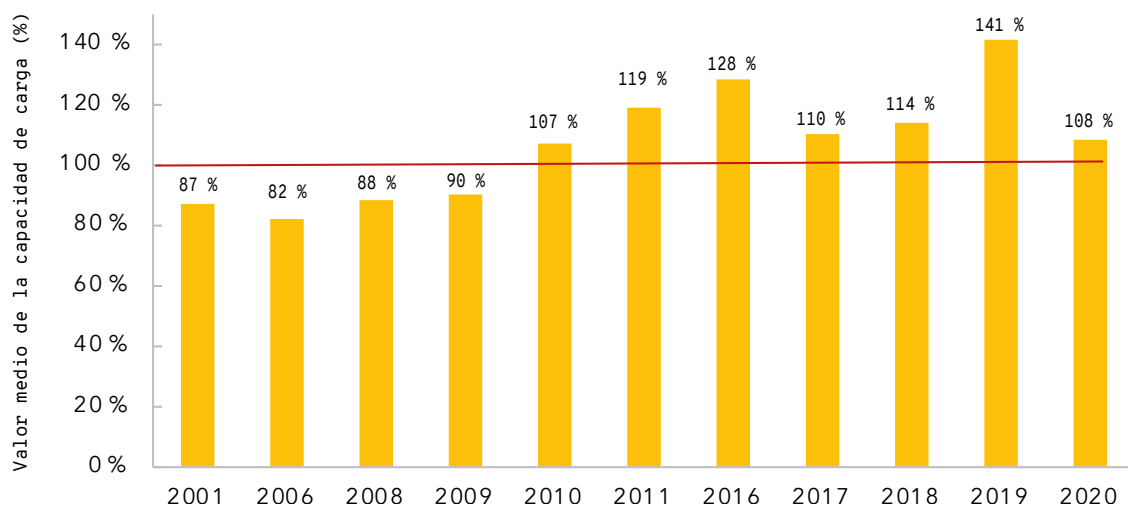
En 2020, en comparación con los datos de 2019, se observa un aumento considerable de  $34 \text{ m}^2$  en la superficie disponible por persona de las playas de tipo C, que pasa de  $16$  a  $50 \text{ m}^2$ , mientras que las de tipo B la disminuyen en  $6,8 \text{ m}^2$ , pasando de  $27,3$  a  $20,5 \text{ m}^2$ . Por último, las de tipo A (urbanas) aumentan la superficie de  $6$  a  $11 \text{ m}^2$ .



**Figura 7.** Porcentaje de carga soportada entre 2018–2020 en 54 playas de Menorca. Los topónimos en color naranja indican: playas de tipo A (urbanas); gris: playas de tipo B (vírgenes con algún tipo de servicio); y verde: playas de tipo C (vírgenes con acceso a pie). La línea roja vertical indica el límite (100 %) a partir del que las playas superan su capacidad de carga. FUENTE: Departament de Medi Ambient i Reserva de Biosfera del Consell Insular de Menorca.<sup>1</sup>



**Figura 8.** Porcentaje de capacidad de carga de las 54 playas de estudio entre 2018-2020 FUENTE: Departament de Medi Ambient i Reserva de Biosfera del Consell Insular de Menorca.<sup>1, 5, 6</sup>



**Figura 9.** Valor medio de la capacidad de carga de las 21 playas estudiadas de Menorca (Tabla 2). Sobre la línea roja (> 100 %) se indican las capacidades de carga por encima del límite óptimo. FUENTE: Departament de Medi Ambient i Reserva de Biosfera del Consell Insular de Menorca y OBSAM-Institut Menorquí d'Estudis.<sup>6</sup>

### 3. Porcentaje de capacidad de carga

#### En 54 playas (2018-2020)

En 2020, la capacidad de carga varía del 3 % al 426 %. Un total de 16 de las 54 playas estudiadas presentan sobrefrecuentación (> 100 %) (Figs. 7 y 8).

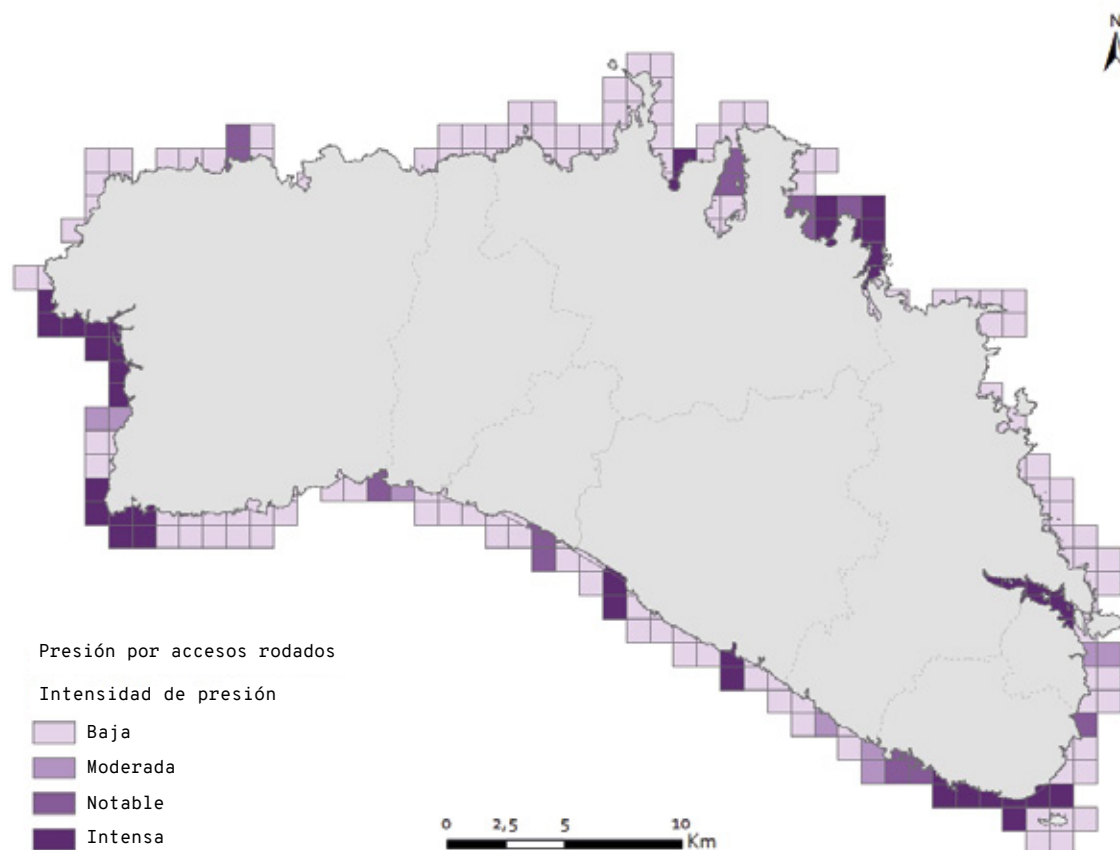
Las playas con mayor capacidad de carga en 2020 han sido Macarelleta (426 %), Binidali (319 %), Cala Mitjana (294 %), Cala en Turqueta (204 %), Pregonda-S'Embarcador (175 %) y Cala Viola de Ponent (158 %) (Figura 8). Todas son de tipo B a excepción de Binidali.

#### En 21 playas (2001-2020)

El seguimiento temporal de las 21 playas estudiadas desde 2001 muestra que el valor medio de la capacidad de carga alcanzó su máximo en 2019 (141 %); posteriormente, en 2020 descendió hasta el 108 %, valores similares a los del año 2010 (Figura 9). Es importante destacar que desde 2010 los valores medios de capacidad de carga se encuentran por encima del límite del 100 %.

### 4. Intensidad de presión por accesos rodados

La mayor parte del litoral de Menorca muestra una intensidad de presión baja derivada de viales rodados.<sup>6</sup> Las zonas costeras más urbanizadas son las que presentan una mayor intensidad de presión (notable, intensa): Maó, Ciutadella, costa de Sant Lluís, Cala en Porter, Son Bou, Sant Tomàs, Cala Galdana, Cap d'Artrux, Cala Morell, Fornells y Addaia (Figura 10).<sup>6</sup>



**Figura 10.** Mapa de Menorca representando la estima de la presión ejercida por viales rodados en el litoral.  
FUENTE: Bagur *et al.*<sup>8</sup>

## CONCLUSIONES

### → Número de usuarios:

En 2020 decrece el número de playas con valores > 1.000 usuarios de las 54 playas de estudio, siendo de 5 playas en 2018, de 8 playas en 2019 y de 2 playas en 2020.

Las playas más frecuentadas en 2020 son urbanas: Cala Galdana y Son Bou.

En 2020, las playas urbanas son las que más disminuyen en la media máxima de usuarios con respecto a 2018 y 2019, mientras que las playas vírgenes se mantienen.

Respecto a 2019, el número de usuarios máximos ha descendido un 25 %.

### → Densidad de usuarios:

En 2020, las playas urbanas (tipo A) y vírgenes con algún tipo de servicio (tipo B) son las de mayor densidad. Las playas que disponen de valores no óptimos de densidad (< 5 m<sup>2</sup> de superficie disponible por usuario) son: Cala Tiant-Platges de Fornells, Son Xoriguer, Cala en Turqueta, Macarelleta, Cala Mitjana y Binidali.

Comparando los datos de 2019 y 2020:

- Dos playas menos presentan una densidad no óptima (< 5 m<sup>2</sup>/usuario).
- Se observa un gran aumento de la superficie media disponible por persona de las playas vírgenes con acceso a pie (tipo C), que pasan de 16 a 50 m<sup>2</sup>. Las playas urbanas aumentan de 6 a 11 m<sup>2</sup>. Sin embargo, las playas vírgenes con algún tipo de servicio (tipo B) disminuyen su superficie media disponible por usuario de 27,3 m<sup>2</sup> a 20,5 m<sup>2</sup>.

### → Capacidad de carga:

En 2020, la mayoría de playas (16 playas) que superan su capacidad óptima de carga (> 100 %) son las de tipo B.

Desde 2010, la media de la capacidad de carga de las 21 playas estudiadas supera anualmente el límite de carga del 100 %.

### → Intensidad de presión por accesos rodados:

En 2020 se muestra una intensidad de presión alta en: Maó, Ciutadella, costa de Sant Lluís, Cala en Porter, Son Bou, Sant Tomàs, Cala Galdana, Cap d'Artrutx, Cala Morell, Fornells y Addaia.

---

## REFERENCIAS

- <sup>1</sup> CARRERA, L. *et al.* (2018). «Servei d'informadores de la Reserva de Biosfera de Menorca. Any 2018». Informe tècnic 02/2018. Departament de Medi Ambient i Reserva de Biosfera del Consell Insular de Menorca; Observatori Socioambiental de Menorca-Institut Menorquí d'Estudis.
- <sup>2</sup> FLORIT, A. *et al.* (2016). «Estudi de l'afluència de persones a les platges de Menorca (2000-2016)». Observatori Socioambiental de Menorca (OBSAM)-Institut Menorquí d'Estudis.
- <sup>3</sup> OBSAM (2017). «Densitat d'usuaris a les platges de Menorca. Nombre d'usuaris 2000-2017». [Informe inédito].
- <sup>4</sup> OBSAM (2017). «Densitat d'usuaris a les platges de Menorca. Capacitat de càrrega 2000-2017». [Informe inédito].
- <sup>5</sup> FLORIT, A. *et al.* (2019). «Ús públic a les platges de la Reserva de Biosfera de Menorca. Any 2019. Informe tècnic 06/2019». Departament de Medi Ambient i Reserva de Biosfera del Consell Insular de Menorca; Observatori Socioambiental de Menorca-Institut Menorquí d'Estudis.
- <sup>6</sup> GALARZA, N.; VILADOMAT, M.; DE PABLO, F. (2020). «Ús públic a les platges de la Reserva de Biosfera de Menorca. Any 2020. Informe tècnic 04/2020». Departament de Medi Ambient i Reserva de Biosfera del Consell Insular de Menorca; Observatori Socioambiental de Menorca-Institut Menorquí d'Estudis.
- <sup>7</sup> ROIG, F. X. (2003). «Identificación de variables útiles para la clasificación y gestión de playas y calas. El caso de la isla de Menorca (I. Baleares)». *Boletín de la AGE*, 35.
- <sup>8</sup> BAGUR, M. *et al.* (2020). «Evaluación de las presiones y amenazas en el litoral y en el medio marino de la reserva de biosfera de Menorca». Observatori Socioambiental de Menorca; Fundació Marilles; Menorca Preservation Fund; Agència Menorca Reserva de Biosfera.

---

## CITAR COMO

BARRIENTOS, N.; VAQUER-SUNYER, R.; CARRERAS, D.; MARSINYACH, E. (2021) «Uso de las playas». En: Vaquer-Sunyer, R.; Barrientos, N. (ed.). *Informe Mar Balear 2021* <<https://informemarbalear.org/es/playas/imb-us-deles-platges-esp.pdf>>.

En la elaboración de este capítulo han participado:  
Natalia Barrientos, Raquel Vaquer-Sunyer, Eva Marsinyach y David Carreras.

# Número de embarcaciones fondeadas en playas

En los últimos años, usuarios que frecuentan las mismas playas año tras año han observado un incremento en el número de embarcaciones fondeadas en el litoral balear.<sup>1</sup> Este aumento en embarcaciones de recreo se ha visto impulsado por una oferta turística de alquiler fácil de las mismas. Entre los efectos directos de un aumento incontrolado del número de embarcaciones se encuentran los fondeos prohibidos sobre posidonia, el ruido submarino y los vertidos de fuel y residuos. Otro efecto indirecto es el aumento del número de amarres.

En la actualidad, no se dispone de un valor orientativo del número total de embarcaciones de recreo que fondean anualmente en las playas de las Islas Baleares para poder evaluar la presión náutica que ejercen en el medio. No obstante, desde el año 2002 en Menorca se realiza un seguimiento histórico sobre el número de embarcaciones fondeadas en sus playas más frecuentadas. La realización de este tipo de seguimiento es un gran ejemplo a seguir para el resto de las Islas, ya que podría contribuir a mejorar la información sobre los usuarios del sector náutico para no exceder los límites de capacidad de carga de cada playa. El objetivo final es contribuir a la mejora de la gestión del sector náutico presente en el litoral balear durante la temporada estival.

## METODOLOGÍA

La Agència Menorca Reserva de Biosfera, en colaboración con la Conselleria de Medi Ambient, Agricultura i Pesca del Govern de les Illes Balears, el Consell Insular de Menorca y el Observatori Socioambiental

de Menorca (OBSAM) han implantado un sistema de conteo de embarcaciones fondeadas.<sup>1-4</sup>

Se estudian tres tipos de playas (descritos en Roig)<sup>5</sup> repartidas alrededor de la costa de Menorca (Figura 1):

- Playas de tipo A: urbanas.
- Playas de tipo B: playas vírgenes con algún tipo de servicio.
- Playas de tipo C: playas vírgenes sin servicios y únicamente alcanzables a pie.

El criterio de selección de la playa de estudio consiste en cumplir con condiciones meteorológicas favorables para que las embarcaciones se encuentren en el litoral. En cada conteo diario se anota el número de embarcaciones fondeadas en 3 momentos (12.00 h, 14.00 h y 17.00 h). En los resultados se reportan los valores máximos recogidos diariamente en cada playa. En el recuento no se distingue el tipo o la medida de la embarcación, y no se incluyen las embarcaciones de tipo kayak, velomares o barcas de apoyo de yates.



## ¿QUÉ ES?

Hace referencia al número máximo de embarcaciones diarias que durante la temporada de verano frecuentan y fondean en playas de Menorca.

## METODOLOGÍA

Equipos humanos de la Agència Menorca Reserva de Biosfera (Consell Insular de Menorca) y el Observatori Socioambiental de Menorca (OBSAM) se han encargado de realizar el conteo de embarcaciones fondeadas. Entre 2001-2017 se estudiaron 30 playas de Menorca, y a partir de 2018 se amplió el estudio a 54 playas. Se estudian playas urbanas (tipo A) y playas vírgenes con algún tipo de servicio (tipo B) o con acceso únicamente a pie (tipo C). En el recuento se reporta el número de embarcaciones de una misma playa en tres momentos (12.00 h, 14.00 h y 17.00 h), y se escoge el número máximo diario alcanzado.

## RESULTADOS

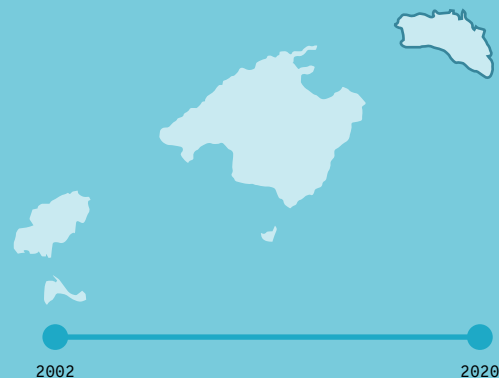
El recuento de las embarcaciones máximas diarias fondeadas muestra una disminución del número de playas con menos fondeos (de 19 en 2018 a 10 en 2020).

En 2020, tres playas más que en 2019 registran > 40 embarcaciones.

## ¿POR QUÉ?

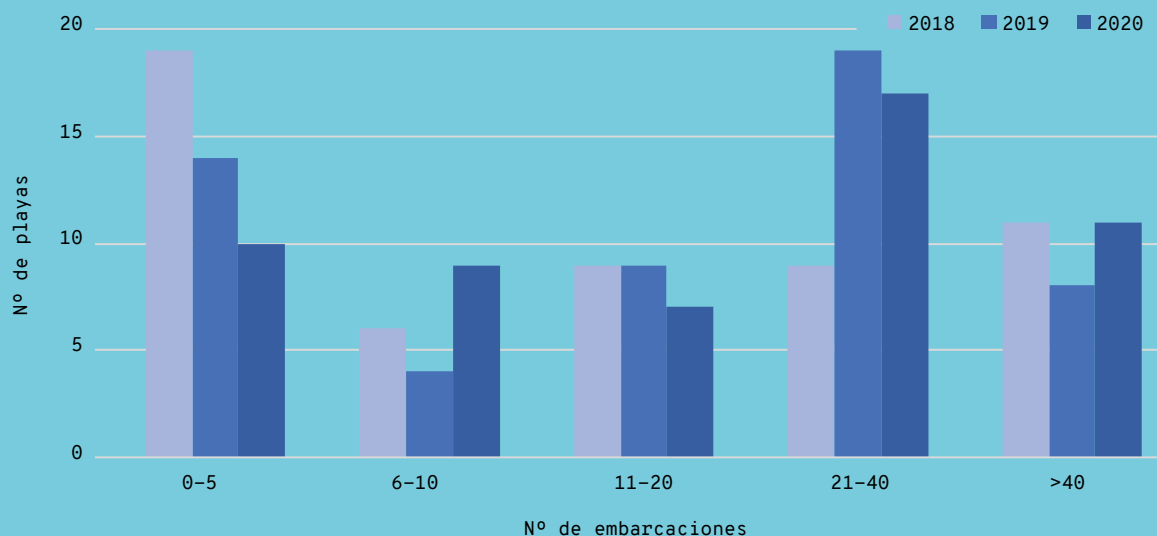
Este número proporciona información orientativa sobre la presión que puede llegar a ejercer el sector náutico recreativo en el litoral. El conocimiento de esta información resulta fundamental para ayudar a tomar medidas de gestión óptimas en caso de que sea necesario.

## LOCALIZACIÓN

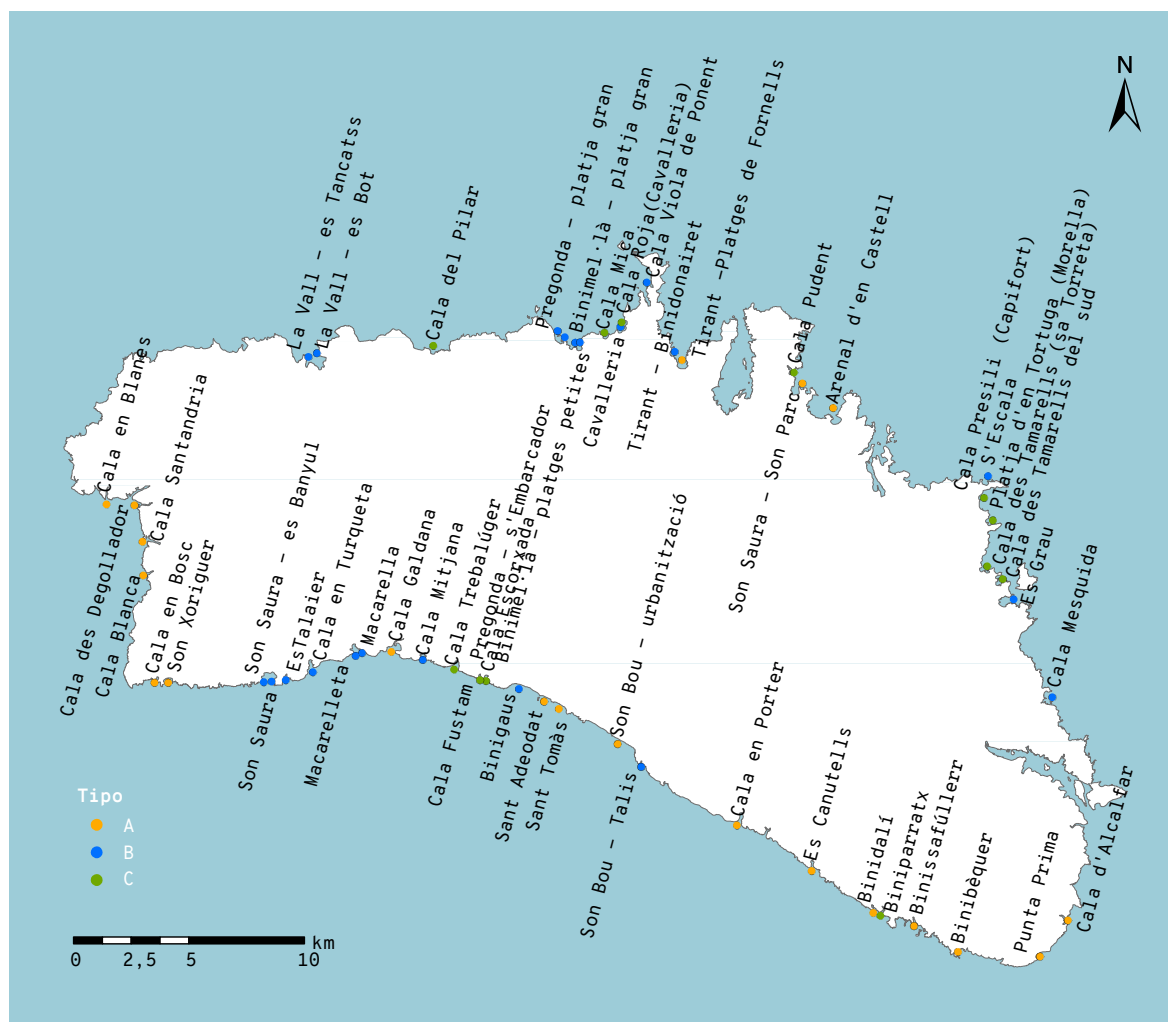


En 2020, se observa una mayor frecuentación de embarcaciones (51 %) en las playas vírgenes con algún tipo de servicio (tipo B) que en 2019 (42 %).

Las playas con > 60 embarcaciones en 2020 son: Es Grau, Cala en Blanes, La Vall-Es Tancats, Macarella, Macarelleta, Cala Canutells y Binigaus; la mayoría son de tipo B.



Número de playas de Menorca indicando el máximo de embarcaciones fondeadas en un mismo día de verano entre los años 2018 y 2020. FUENTE: Agència Menorca Reserva de Biosfera (Consell Insular de Menorca).



**Figura 1.** Mapa de la isla de Menorca mostrando las 54 playas de estudio en 2018 y su tipología (A: naranja, B: azul y C: verde). En negrita se muestran las 30 playas estudiadas entre 2002-2020. FUENTE: OBSAM y Agència Menorca Reserva de Biosfera.

La metodología en cuanto al recuento y a la zona de estudio varía a lo largo de los años:

- Entre 2012 y 2015 no se realizó el seguimiento por falta de recursos.
- Entre 2002 y 2017 se estudiaron 30 playas de los 3 tipos (12 de tipo A, 12 de tipo B y 6 de tipo C), mientras que en 2018 se amplía el estudio a 54 playas, replicando las zonas de estudio de los indicadores de «Uso de las playas» (21 playas de tipo A, 21 playas de tipo B y 12 playas de tipo C) (Figura 1). En 9 de estas 54 playas, las de mayor número de usuarios (Son Bou-urbanización, Son Bou-Atalis, Sant Tomàs, Sant Adeodat, Binigaus, Son Xoriguer, Cala en Bosc, Cala Galdana y Arenal d'en Castell) se ha efectuado un recuento mensual más detallado, mientras que en el resto se realiza un recuento por temporada.
- Entre 2002 y 2005 los recuentos se realizaron durante los meses de julio y agosto; entre 2006 y 2016, en 2 días del mes de agosto; finalmente, entre 2017 y 2018 el conteo se realizó un día entre junio y septiembre.

Los resultados se presentan divididos en dos secciones: (1) fondeos en 54 playas entre 2018-2020<sup>1,3,4</sup> y

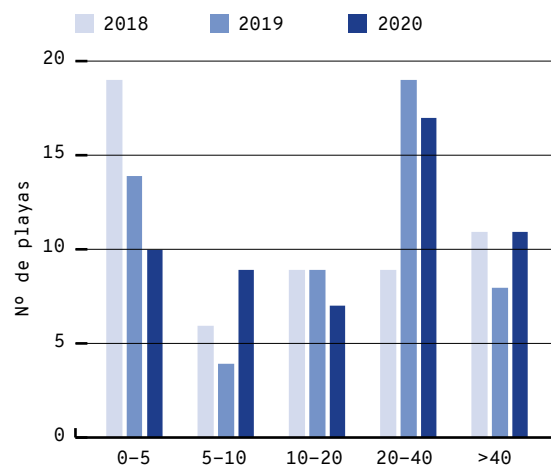
(2) fondeos en 30 playas donde se muestra el seguimiento histórico de los fondeos entre 2002-2020.<sup>2-4</sup>

El cambio de metodología y las interrupciones en el censo hacen que los datos no guarden la continuidad ni la homogeneidad deseada. Ello genera una limitación de los datos disponibles para poder hacer estimas de la evolución de la presión náutica que se ejerce sobre el litoral menorquín. No obstante, esta información proporciona una orientación sobre el número de embarcaciones que frecuentan cada una de las playas de Menorca. En el contexto actual de la isla, con la ampliación de la figura de protección de Reserva de la Biosfera hacia el mar, se hace necesario evaluar la presión náutica en el medio ambiente para implantar regulaciones en caso de que sea necesario.

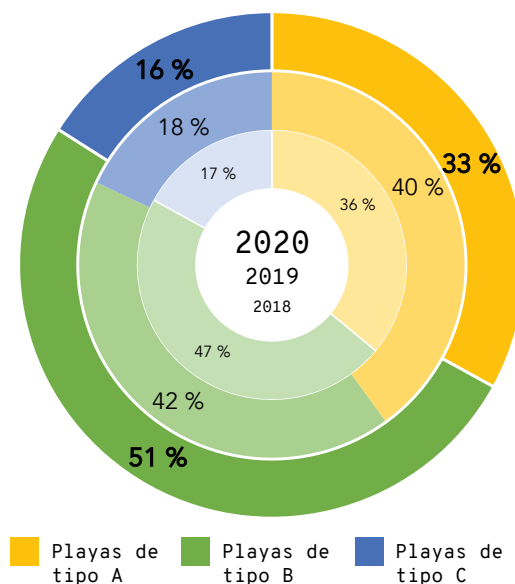
## RESULTADOS

### Fondeos en 54 playas (2018-2020)

Desde 2018 hasta 2020, se observa que disminuye el número de playas con menos embarcaciones (0-5), pasando de 19 a 10, respectivamente (Figura 2).



**Figura 2.** Número de embarcaciones diarias fondeadas en el estudio de 54 playas de Menorca durante junio-septiembre entre 2018-2020. FUENTE: Departament de Medi Ambient i Reserva de Biosfera del Consell Insular de Menorca.<sup>1, 3, 4</sup>



**Figura 3.** Porcentaje de embarcaciones fondeadas entre 2018-2020 en 54 playas de Menorca de tipo: A (urbanas), B (vírgenes con algún tipo de servicio) y C (vírgenes sin servicios y únicamente alcanzables a pie). El círculo externo hace referencia al año 2020, el central a 2019 y el interno a 2018. FUENTE: Departament de Medi Ambient i Reserva de Biosfera del Consell Insular de Menorca.<sup>1, 3, 4</sup>

Otro cambio importante se muestra en las playas con 21-40 embarcaciones fondeadas, que aumentan de 9 a 12 playas. Por último, 11 playas tuvieron > 40 embarcaciones, 2 playas más que en 2019.

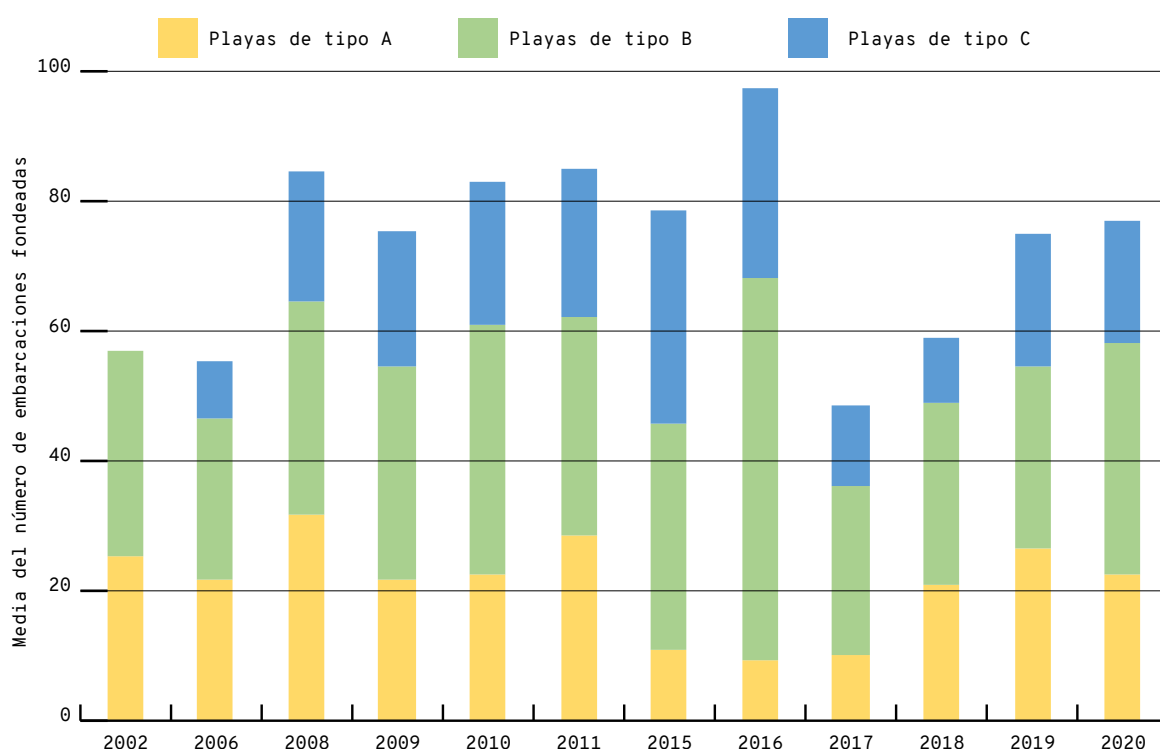
El número de embarcaciones máximas fondeadas en 2018 fue de 134; en 2019, de 125; y en 2020, de nuevo de 134. El valor máximo proviene siempre de la playa de Es Grau, aunque cabe considerar que la mayoría se encontraban amarradas en el embarcadero. Las playas con mayor afluencia en 2020, ~ 80 embarcaciones, son Cala en Blanes, La Vall-Es Tancats, Macarella y Macarelleta. Les siguen Es Canutells y Binigaus, con ~ 60 embarcaciones.

El tipo de playa con mayor número de embarcaciones censadas entre 2018-2020 es la de tipo B, playas vírgenes con algún tipo de servicio (47-51 %) (Figura 3). En 2020, el promedio de embarcaciones diarias en playas de tipo B es de 35 embarcaciones; seguido de playas de tipo A (urbanas), con 23 embarcaciones; y por último, las playas de tipo C (vírgenes alcanzables a pie), con 19 embarcaciones.

## En 30 playas (2002-2020)

Se observa un mayor número de embarcaciones entre 2008-2016 y 2019-2020 (> 70 embarcaciones) con respecto a 2002, 2006, 2017 y 2018 (< 70 embarcaciones) (Figura 4). La disminución del número medio de embarcaciones en 2017 y 2018 puede deberse a un cambio de la metodología, ya que el conteo pasó a efectuarse en dos días aleatorios entre junio y septiembre, pudiendo haberse perdido el día con mayor presencia de embarcaciones, que suele ser en agosto.

A lo largo de los años, la frecuentación de embarcaciones fondeadas en playas vírgenes (de tipo B y C) va en aumento, especialmente las playas de tipo B (vírgenes con algún tipo de servicio) son las más frecuentadas en 2020 (Figura 4).



**Figura 4.** Media del número de embarcaciones presentes en 30 playas de Menorca (A: playa urbana, B: playa virgen, C: playa virgen con acceso a pie). Para cada año, los valores han sido estandarizados por el número de playas y tipos estudiados. FUENTE: Departament de Medi Ambient i Reserva de Biosfera del Consell Insular de Menorca i OBSAM-Institut Menorquí d'Estudis.<sup>2-4</sup>

## CONCLUSIONES

- En 2020, el número de playas con menos embarcaciones disminuye de 19 a 10 respecto a 2018, mientras que 3 playas más que en 2019 tienen > 40 embarcaciones.
- En 2020, respecto a 2019, disminuye un 7 % el número de embarcaciones en playas urbanas y aumenta un 9 % el número de fondeos en playas vírgenes con algún tipo de servicio.
- Desde 2002, las playas de tipo B (playas vírgenes con algún tipo de servicio) son las que

registran mayor número de embarcaciones fondeadas. Esto indica que, en general, los usuarios valoran más fondear en playas no urbanizadas.

- El número máximo alcanzado es de 134 embarcaciones en Es Grau en los años 2018 y 2020.
- Las playas con un número máximo de fondeos (> 60 embarcaciones) en 2020 son: Es Grau, Cala en Blanes, La Vall-Es Tancats, Macarella, Macarelleta, Es Canutells y Binigaús. Todas son de tipo B excepto Cala en Blanes y Es Canutells.

---

## REFERENCIAS

- <sup>1</sup> CARRERAS, L. *et al.* (2018). «Servei d'informadors de la Reserva de la Biosfera de Menorca» [informe tècnic 02/2018]. Departament de Medi Ambient i Reserva de Biosfera del Consell Insular de Menorca; Observatori Socioambiental de Menorca-Institut Menorquí d'Estudis.
- <sup>2</sup> OBSERVATORI SOCIOAMBIENTAL DE MENORCA (OBSAM) (2017). «Indicadors bàsics: Pressió nàutica a les platges de Menorca (2002-2017)» [en línia]. Maó: Institut Menorquí d'Estudis. [[www.obsam.cat/documents/medi-natural](http://www.obsam.cat/documents/medi-natural)]
- <sup>3</sup> FLORIT, A. *et al.* (2019). «Ús públic a les platges de la Reserva de Biosfera de Menorca. Any 2019. Informe tècnic 06/2019». Departament de Medi Ambient i Reserva de Biosfera del Consell Insular de Menorca; Observatori Socioambiental de Menorca-Institut Menorquí d'Estudis.
- <sup>4</sup> GALARZA, N.; VILADOMAT, M.; DE PABLO, F. (2020). «Ús públic a les platges de la Reserva de Biosfera de Menorca. Any 2020. Informe tècnic 04/2020». Departament de Medi Ambient i Reserva de Biosfera del Consell Insular de Menorca; Observatori Socioambiental de Menorca-Institut Menorquí d'Estudis.
- <sup>5</sup> ROIG, F. X. (2003). «Identificación de variables útiles para la clasificación y gestión de playas y calas. El caso de la isla de Menorca (Islas Baleares)». *Boletín AGE*, 35, 175-190.

---

## CITAR COMO

BARRIENTOS, N.; VAQUER-SUNYER, R.; MARSINYACH, E.; CARRERAS, D. (2021) «Número de embarcaciones fondeadas en playas». En: Vaquer-Sunyer, R.; Barrientos, N. (ed.). *Informe Mar Balear 2021* <<https://informemar-balear.org/es/playas/imb-embarcacions-a-platges-esp.pdf>>.

# Presiones

Depuradoras

Desalinizadoras

Residuos

Contaminantes en sedimentos

Índice de presión humana

Número de turistas y de plazas  
turísticas

Superficie de costa urbanizada

Ruido submarino

Buques en puertos

Especies alóctonas

*Halimeda incrassata*

*Paraleucilla magna*



En la elaboración de este capítulo han participado:  
Raquel Vaquer-Sunyer, Natalia Barrientos, Juan Calvo, ABAQUA, EMAYA y Calvià 2000.

# Estaciones Depuradoras de Aguas Residuales (EDAR)

1. Caudal de agua depurada
2. Caudal de agua depurada vertida al mar
3. Caudal de agua regenerada
4. Indicador de la adecuación del caudal recibido al caudal de diseño (infradimensionamiento de las depuradoras)
5. Demanda biológica de oxígeno (DBO) del agua depurada vertida al mar
6. Demanda química de oxígeno (DQO) del agua depurada vertida al mar
7. Sólidos en suspensión (SS) del agua depurada vertida al mar
8. Nitrógeno total del agua depurada vertida al mar
9. Fósforo total del agua depurada vertida al mar

El vertido directo de las aguas residuales urbanas ha sido una de las principales fuentes de contaminación de las aguas y degradación de los ecosistemas. Asimismo, el vertido de aguas mal depuradas también puede ocasionar problemas de contaminación graves en la zona costera. La red de saneamiento municipal recoge las aguas residuales urbanas, que llegan a las Estaciones Depuradoras de Aguas Residuales (EDAR). Allí se tratan para reducir su carga contaminante y devolverlas al medio o para reutilizarlas en las mejores condiciones posibles.

Los vertidos de aguas residuales depuradas al medio marino son una de las principales fuentes de nutrientes procedentes de tierra.<sup>1</sup> Los aportes de nutrientes y materia orgánica producen eutrofización,<sup>2</sup> un proceso que favorece un incremento de la proliferación de algas en la columna de agua, que aumentan su turbidez y reducen su transparencia. Estos cambios en la disponibilidad de luz pueden afectar a la distribución de plantas y macroalgas marinas. Por ejemplo, una reducción de la cantidad de luz disponible puede provocar una disminución de la producción primaria de las praderas de *Posidonia oceanica*, que podría llevarla a una situación en la que sus tasas de respiración fueran mayores que las de producción y, por tanto, a una reducción neta de la cantidad de oxígeno.<sup>3</sup>

Los aportes de nutrientes y materia orgánica producen un cambio en la vegetación sumergida: de plantas marinas de crecimiento lento y macroalgas de gran

tamaño a macroalgas de crecimiento rápido y, en último lugar, a una dominancia del fitoplancton cuando hay una gran cantidad de nutrientes.<sup>4</sup> Cambios en la composición de la vegetación marina tienen implicaciones profundas en el funcionamiento y la estructura de los ecosistemas. Las comunidades activas y densas de macrófitos actúan como sumideros de nutrientes, eliminándolos de la columna de agua,<sup>5</sup> aumentando la resistencia de los ecosistemas a la eutrofización.<sup>4,6</sup>

La eutrofización también causa un incremento de la cantidad de materia orgánica que llega a los sedimentos. En zonas con sedimentos carbonatados, como los que rodean las Islas Baleares, se produce un incremento en la concentración de sulfhídrico ( $H_2S$ ), muy tóxico para los animales acuáticos<sup>7</sup> y las plantas marinas<sup>8,9</sup>—*Posidonia oceanica* es especialmente vulnerable a concentraciones superiores a los 10  $\mu\text{mol } H_2S/\text{l}^8$ —, y que disminuye la supervivencia de los organismos en condiciones de falta de oxígeno.<sup>10</sup>

## ¿QUÉ ES?

La depuración de las aguas residuales consiste en la eliminación de la carga contaminante de las aguas residuales urbanas, que proviene de su uso en el ámbito doméstico, agrícola, turístico o industrial. Es el paso previo para poderla devolver al medio en condiciones óptimas y con los mínimos riesgos ambientales, o para destinarla a otros usos secundarios, como el riego de jardines y campos de golf, la limpieza de la vía pública o el uso industrial. En las Islas, el agua depurada sobrante que no se puede reutilizar ni emplear para riego se devuelve a los acuíferos mediante pozos de infiltración, o bien se vierte directamente a torrentes, balsas de evaporación y al mar (a través de emisarios).

**1. Caudal de agua depurada.** Volumen total de agua que llega a las depuradoras y se trata para poder devolverla al medio o reutilizarla.

**2. Caudal de agua tratada vertida al mar.** Volumen de agua depurada que se vierte al mar.

**3. Caudal de agua regenerada.** Volumen de agua tratada que se reutiliza para diversos usos como: riego urbano, de campos de golf o de cultivos, limpieza de calles, limpieza industrial de vehículos, sistemas contraincendios y usos industriales, entre otros.

**4. Indicador de la adecuación del caudal recibido al caudal de diseño.** Este indicador evalúa el estado del dimensionamiento de las EDAR, comparando el caudal de agua residual municipal que llega a cada depuradora con su caudal de diseño.

**5. Demanda biológica de oxígeno (DBO) del agua depurada vertida al mar.** Mide la cantidad de materia

susceptible de ser consumida u oxidada por la comunidad biótica que contiene una muestra líquida (también denominada demanda bioquímica de oxígeno). Se utiliza para determinar su grado de contaminación. Se mide transcurridos cinco días ( $\text{DBO}_5$ ) y se expresa en miligramos de oxígeno por litro ( $\text{mg O}_2/\text{l}$ ).

**6. Demanda química de oxígeno (DQO) del agua depurada vertida al mar.** Es un parámetro que mide la cantidad de sustancias susceptibles de ser oxidadas por procesos químicos. Se emplea para medir el grado de contaminación de materia orgánica, aunque sufre interferencias con sustancias inorgánicas susceptibles de ser oxidadas. Se expresa en miligramos de oxígeno por litro ( $\text{mg O}_2/\text{l}$ ). Su valor siempre es superior al de la demanda biológica de oxígeno (DBO).

**7. Sólidos en suspensión del agua depurada vertida al mar.** Representan el conjunto de partículas sólidas de pequeñas dimensiones que se encuentran disueltas en un líquido. Es un parámetro analítico empleado para determinar la calidad del agua depurada y se expresa en miligramos por litro ( $\text{mg/l}$ ).

**8. Nitrógeno total del agua depurada vertida al mar.** El nitrógeno es un nutriente esencial para la vida porque forma parte de los aminoácidos, que constituyen las proteínas. El nitrógeno total es la suma de las formas de nitrógeno inorgánico —nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ), nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ) y amonio ( $\text{NH}_4^+$ )— y de nitrógeno orgánico.

**9. Fósforo total del agua depurada vertida al mar.** El fósforo es otro nutriente esencial para la vida.

## LOCALIZACIÓN



## ¿POR QUÉ?

El vertido directo de las aguas residuales urbanas ha sido una de las principales fuentes de contaminación de las aguas y degradación de los ecosistemas. Asimismo, el vertido de aguas mal depuradas también puede ocasionar graves problemas de contaminación en la zona costera.

Los vertidos de aguas residuales depuradas al medio marino son una de las principales fuentes de nutrientes procedentes de tierra. El incremento de nutrientes y materia orgánica produce eutrofización, un proceso que favorece la proliferación de algas en la columna de agua, que aumentan su turbidez y disminuyen su transparencia. Estos cambios en la disponibilidad de luz pueden afectar la distribución de plantas y macroalgas marinas.

La eutrofización causada por vertidos de aguas ricas en nutrientes es un motor de los episodios de falta de oxígeno en el medio marino. Estos episodios pueden producir impactos muy graves en las comunidades marinas: hacer que los organismos móviles abandonen la zona, impactar gravemente las comunidades bentónicas que viven fijadas en el fondo marino y llegar a producir eventos de mortalidades masivas por falta de oxígeno.

La normativa europea y estatal establece límites en las concentraciones o porcentajes de reducción de los indicadores 5-9, con el fin de asegurar que las aguas depuradas vertidas al medio marino se encuentren en las mejores condiciones posibles para causar un impacto mínimo en las zonas donde vierten.

## METODOLOGÍA

Se presenta una lista de todas las depuradoras de las Islas Baleares con los caudales depurados en los años 2015 y 2019, recogidos en diversos documentos elaborados por la Agència Balear de l'Aigua i de la Qualitat Ambiental (ABAQUA) y en la documentación elaborada por la Direcció General de Recursos Hídrics para la redacción del Plan Hidrológico de las Islas Baleares.

El estudio se centra en el cumplimiento de los límites legales en la calidad del agua depurada de las EDAR gestionadas por ABAQUA, EMAYA y Calvià 2000 que vierten directamente al mar a través de emisarios entre los años 2016 y 2019. Los datos se han obtenido directamente de la entidad gestora de las diferentes depuradoras (ABAQUA, EMAYA y Calvià 2000).

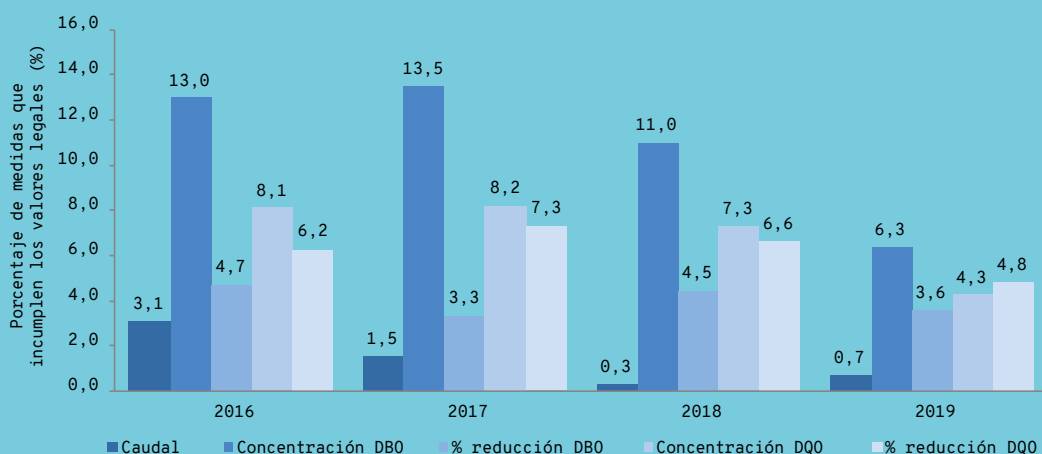
Se presentan los caudales totales depurados para 23 depuradoras de ABAQUA que vierten las aguas tratadas directamente al mar a través de emisarios submarinos. En el caso de las depuradoras gestionadas por EMAYA y Calvià 2000, se presentan los volúmenes de agua depurada, de agua reutilizada y la estima del volumen vertido al mar a través de emisarios submarinos.

Se ha comprobado si el caudal que reciben las depuradoras de estudio ha sido inferior al caudal de

diseño de la EDAR para cada uno de los meses de los años comprendidos entre 2016 y 2019. Se han registrado todos los incumplimientos de caudal. Para considerar que una depuradora está infradimensionada se ha establecido un umbral de más de dos meses donde se supere su caudal de diseño.

Se han recopilado los parámetros de calidad del agua depurada (indicadores 5-9) y analizado por separado el cumplimiento de los requerimientos establecidos de no superación de la concentración máxima permitida y del porcentaje mínimo de reducción. Según la normativa estatal, se cumplen los requisitos de vertido si el agua depurada no supera las concentraciones máximas permitidas o si se consigue el porcentaje mínimo de reducción.

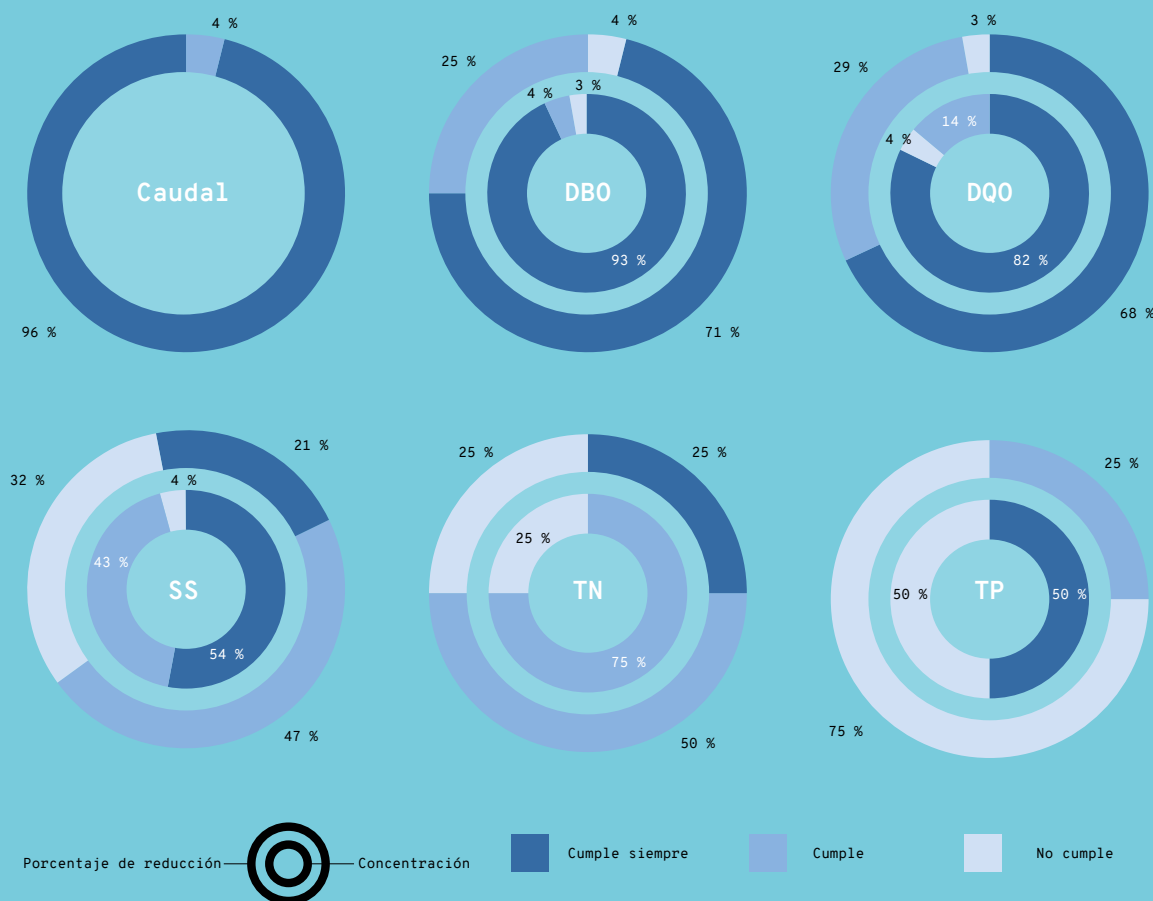
Se han registrado todos los incumplimientos de los parámetros DBO, DQO, SS, nitrógeno total y fósforo total tanto en referencia a la concentración máxima establecida por el RD 509/1996 como al porcentaje de reducción. Para considerar que una depuradora está incumpliendo alguno de los parámetros se ha establecido un umbral de más de 3 medidas donde se superen estos límites en el caso de tener más de 16 medidas, y de 2 en el caso de tener un número inferior a 16.



Porcentaje del número de incumplimientos de los valores legales para los parámetros demanda biológica de oxígeno (DBO), demanda química de oxígeno (DQO) y para el caudal, tanto para el umbral de concentración como para el porcentaje de reducción, de las depuradoras gestionadas por ABAQUA, EMAYA y Calvià 2000 que vierten al mar entre los años 2016 y 2019. FUENTE: ABAQUA, EMAYA y Calvià 2000.

## RESULTADOS

- En las Islas Baleares hay 143 depuradoras: 50 de gestión privada y 93 de gestión pública; de estas últimas, 79 están gestionadas por la Agència Balear de l'Aigua i de la Qualitat Ambiental (ABAQUA), 13 por ayuntamientos y 1 —la de Cabrera— por el Consell de Mallorca.
- El volumen de agua residual que llega a las EDAR es muy variable a lo largo del año en todas las islas, con un fuerte pico estacional en los meses de verano, coincidiendo con la temporada alta turística. Esta estacionalidad es más marcada en la isla de Formentera, donde los meses de verano se triplica el caudal depurado durante la temporada baja.
- El caudal de las depuradoras gestionadas por ABAQUA que vierten al mar a través de emisarios ha aumentado entre los años 1998 y 2020 a un ritmo de  $0,37 \text{ hm}^3/\text{año}$  ( $R^2 = 0,71$ ,  $p < 0,001$ ).
- El agua reutilizada en las EDAR de Palma osciló entre los  $13,4 \text{ hm}^3$  en 2014 (46 %) y los  $16,6 \text{ hm}^3$  en 2015 (55 %). En 2019 se reutilizaron  $16,5 \text{ hm}^3$ , un 53 % del agua que llegó a las depuradoras de Palma.
- El agua reutilizada en las EDAR de Calvià osciló entre un 76,2 % en 2020 ( $3,5 \text{ hm}^3$ ) y un 59,6 % en 2017 ( $4,1 \text{ hm}^3$ ). En 2019 se reutilizó un 60,6 % del agua que llegó a las depuradoras de Calvià ( $4,3 \text{ hm}^3$ ).
- De las estimas disponibles para el conjunto de las Baleares,  $68,23 \text{ hm}^3/\text{año}$  podrían ser aptos para la reutilización (un 70,2 % del total). Un 32,6 % del agua depurada presenta salinidades demasiado elevadas para ser aptas para el riego. Por tanto, la cantidad de agua realmente susceptible de ser empleada para usos agrícolas se reduce a  $36,58 \text{ hm}^3/\text{año}$  (el 37,7 %).
- La mayoría de depuradoras gestionadas por ABAQUA, EMAYA y Calvià 2000 que vierten las aguas depuradas al mar no superan el caudal de diseño y no se puede considerar que estén infradimensionadas. Durante el período 2016-2019 solo la depuradora de Cala Ferrera incumplió este parámetro en los años 2016 y 2017. Globalmente hubo un incumplimiento del caudal de depuración del 1,6 % entre los años 2016 y 2019.
- A los incumplimientos de caudal habría que sumar los posibles vertidos de aguas sin depurar por puntas de caudal causados por episodios de lluvias intensas, en los casos donde las aguas pluviales no están separadas de las residuales.
- En el período 2016-2019 se ha registrado 5 veces un incumplimiento del parámetro demanda biológica de oxígeno (DBO): 4 en la EDAR de Ibiza (todos los años) y 1 en la EDAR de Andratx en 2018.
- En este período se ha incumplido el parámetro demanda química de oxígeno (DQO) un total de 9 veces: 4 en la EDAR de Ibiza, 3 en la de Camp de Mar (2016-2018) y 2 en la de Santa Eulària des Riu (2017-2018).
- La legislación estatal establece que el parámetro de sólidos en suspensión es de cumplimiento voluntario, por tanto, no se incurre en ilegalidad si se superan los límites recomendados. En el período 2016-2019 este parámetro se ha incumplido 19 veces: 4 en la EDAR de Ibiza (2016-2019); 3 en la de Camp de Mar (2016-2018) y en la de Andratx (2016-2018); 2 en la de Santa Eulària des Riu (2017-2018), la de Cala Ferrera (2017-2018) y Palma II (2016-2017); y 1 en la EDAR de Portocolom (2016), en la de Platja d'en Bossa (2016) y en la de Sa Calobra (2018).
- Hoy en día en las Baleares, de las EDAR gestionadas por ABAQUA, EMAYA y Calvià 2000, las depuradoras de Peguera, Cala en Porter, Maó-Es Castell, Santa Ponça y Cala Ferrera vierten en zonas sensibles por eutrofización. Estas depuradoras tienen unos requerimientos para el vertido de nutrientes ( $15 \text{ mg N/l}$  y  $2 \text{ mg P/l}$ ). La EDAR de Cala Ferrera queda exenta de cumplirlos por tener una capacidad inferior a los 10.000 h.e.
- Las EDAR de Peguera, Santa Ponça, Cala en Porter y Maó-Es Castell han cumplido los requerimientos legales de reducción de nitrógeno todos los años de los que se dispone de datos.
- Las EDAR de Peguera y Santa Ponça cumplieron todos los años los límites de concentración de fósforo total permitidos para depuradoras que vierten en zonas sensibles con capacidad menor a los 100.00 h.e. Cala en Porter los cumplió en 2018. El resto de años, las depuradoras vertieron aguas enriquecidas en fósforo por encima de los valores legales.
- La EDAR de Ibiza incumple todos los parámetros legales (DBO, DQO) y recomendados (SS, nitrógeno y fósforo total). Requiere mejoras urgentes para verter aguas con una calidad aceptable.



Porcentaje de cumplimiento anual del caudal máximo de diseño, demanda biológica de oxígeno (DBO), demanda química de oxígeno (DQO), sólidos en suspensión (SS), nitrógeno total (TN) y fósforo total (TP) de las depuradoras gestionadas por ABAQUA, EMAYA y Calvià 2000 que vierten al mar en el año 2019.



Fotografía aérea de la estación depuradora de aguas residuales de Can Picafort (Son Bosc).

**Tabla 1.** Parámetros, concentraciones máximas permitidas y porcentajes mínimos de reducción del agua residual depurada establecidos en la normativa estatal (RD 509/1996). \*El cumplimiento del parámetro de sólidos en suspensión es voluntario según esta normativa.

Parámetro	Concentración máxima permitida	Porcentaje mínimo de reducción
Demanda biológica de oxígeno a 5 días (DBO <sub>5</sub> )	25 mg O <sub>2</sub> /l	70-90 %
Demanda química de oxígeno (DQO)	125 mg O <sub>2</sub> /l	75 %
Sólidos en suspensión (SS)*	35 mg/l	90 %

**Tabla 2.** Parámetros, concentraciones máximas permitidas y porcentajes mínimos de reducción del agua residual depurada que vierte en zonas sensibles por eutrofización según el número de habitantes equivalentes (h.e.) de la depuradora (siempre que se superen los 10.000 h.e.). +Los valores de concentración de N y P constituirán medias anuales de las muestras obtenidas durante este período.

Parámetro	Concentración	Porcentaje de reducción
P (10.000-100.000 h.e.)	2mg/l	80 %
P (> 100.000 h.e.)	1mg/l	80 %
N (10.000-100.000 h.e.)	15 mg/l	70-80 %
N (> 100.000 h.e.)	10 mg/l <sup>+</sup>	70-80 %

La depuración de las aguas residuales consiste en la eliminación de la carga contaminante de las aguas residuales urbanas, que proviene de su uso en el ámbito doméstico, agrícola, turístico o industrial. Es el paso previo para poder devolverla al medio en condiciones óptimas y con los riesgos ambientales mínimos, o para destinarla a otros usos secundarios, como el riego de jardines y campos de golf, la limpieza de la vía pública o el uso industrial. En las Islas, el agua depurada sobrante, que no se puede reutilizar ni emplear para riego, se devuelve a los acuíferos mediante pozos de infiltración o se vierte directamente a torrentes, balsas de evaporación y al mar (a través de emisarios).

Las depuradoras más habituales son las que realizan un tratamiento biológico de las aguas residuales. Los procesos que se llevan a cabo se pueden separar en la línea de aguas y la línea de fangos.

En la línea de aguas, primero se realiza un pretratamiento conocido como sistema de cribado. A continuación, las aguas se someten al tratamiento primario, que consiste en la decantación primaria, donde se eliminan sólidos en suspensión.

El tratamiento secundario más común es el biológico o de fangos activos, donde se elimina una parte de la carga contaminante. En depuradoras que vierten en lugares sensibles es preciso un tratamiento adicional al secundario. Si el agua tiene que ser reutilizada y requiere una mejora de su calidad se precisa disponer de un tratamiento terciario.

Durante el proceso de depuración se generan lodos que se tratan en la línea de fangos, donde se someten a procesos de espesamiento, digestión y deshidratación.

Las depuradoras se construyen a partir de un caudal esperado de llegada de agua (caudal de entrada) y lo que se denomina «habitante equivalente» (h.e.). El habitante equivalente es una unidad de población

equivalente que corresponde a la carga contaminante media de las aguas residuales, establecida en 60 g de materia orgánica por habitante y día. El Real Decreto 509/1996 establece que el valor de habitante equivalente debe calcularse a partir del valor medio diario de la carga orgánica biodegradable correspondiente a la semana de máxima carga del año, sin tener en consideración situaciones producidas por episodios de lluvias intensas u otras circunstancias excepcionales.

Si se superan los caudales de entrada o la materia orgánica que recibe la EDAR, esta no puede funcionar correctamente y puede haber vertidos de aguas mal depuradas o sin depurar al medio. Por tanto, es importante que estos parámetros se mantengan por debajo de los niveles establecidos.

La calidad de las aguas depuradas que vierten al medio debe cumplir ciertos parámetros establecidos en el RD 509/1996 (Tabla 1). Si no se cumplen estos parámetros se incurriría en una ilegalidad. Los parámetros de obligado cumplimiento según este real decreto son la demanda biológica de oxígeno (DBO) y la demanda química de oxígeno (DQO). Aunque el decreto establece unos límites recomendables de sólidos en suspensión (SS), solo son voluntarios.

Además, la normativa estatal establece la declaración de zonas sensibles donde se exige otro tipo de tratamientos en función de su naturaleza, siempre que la depuradora supere los 10.000 habitantes equivalentes (h.e.):

- En zonas sensibles a la eutrofización se establecen límites de nutrientes: nitrógeno y fósforo (Tabla 2).
- En otro tipo de zonas sensibles se exige un tratamiento adicional al secundario, como nitrificación-desnitrificación, fisicoquímico más digestor anaerobio, filtros de arena, ultrafiltración, desinfección, etc.

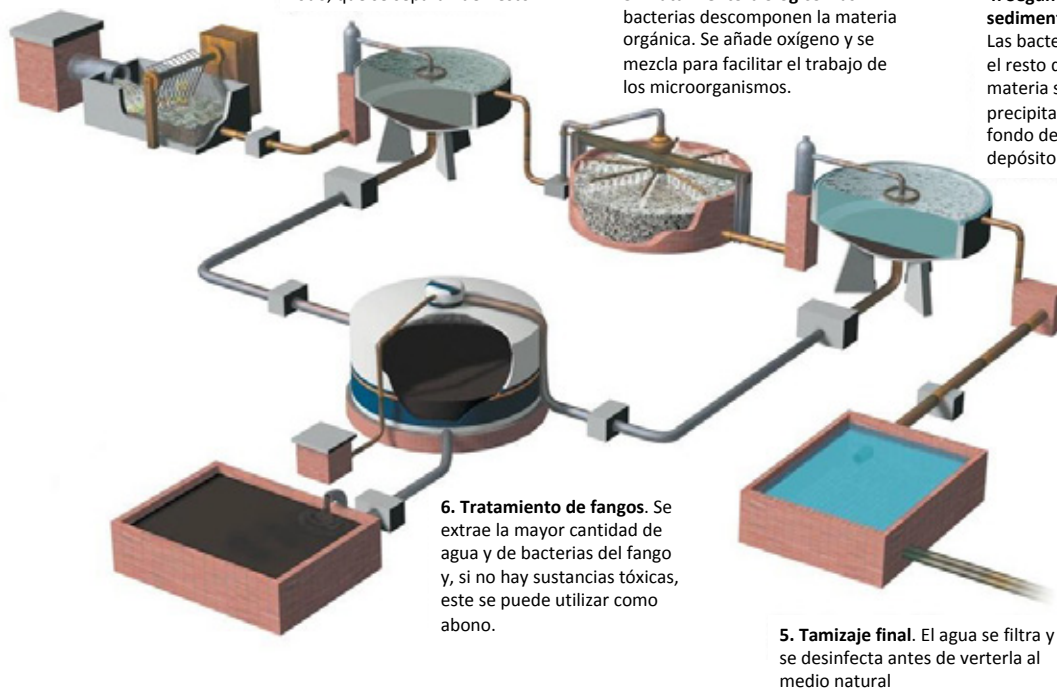


**1. Cribado.** Los residuos sólidos se separan haciendo pasar el agua por unos filtros.

**2. Primera sedimentación.** Los residuos sólidos se precipitan en el fondo y forman el barro y el lodo, que se separan del resto.

**3. Tratamiento biológico.** Las bacterias descomponen la materia orgánica. Se añade oxígeno y se mezcla para facilitar el trabajo de los microorganismos.

**4. Segunda sedimentación.** Las bacterias y el resto de materia sólida precipitan en el fondo del depósito.



**Figura 1.** Esquema del funcionamiento de una Estación Depuradora de Agua Residual (EDAR). FUENTE: ABAQUA.<sup>11</sup>

## NORMATIVA

- Directiva 91/271/CEE del Consejo, de 21 de mayo de 1991, sobre el tratamiento de las aguas residuales urbanas.
- Directiva 200/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 22 de diciembre de 2000, por la que se establece un marco de acción comunitaria para la política del agua (Directiva marco del agua).
- Directiva 2008/56/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 17 de junio de 2008, por la que se establece un marco de acción comunitaria para la política del medio marino (Directiva marco sobre la estrategia marina).
- Real Decreto ley 11/1995, de 28 de diciembre, por el que se establecen las normas aplicables al tratamiento de las aguas residuales urbanas.
- Real Decreto 509/1996, de 15 de marzo, de desarrollo del Real Decreto-ley 11/1995, de 28 de diciembre, por el que se establecen las normas aplicables al tratamiento de las aguas residuales urbanas.
- Real Decreto 2116/1998, de 2 de octubre, por el que se modifica el Real Decreto 509/1996, de 15 de marzo, de desarrollo del Real Decreto-ley 11/1995, de 28 de diciembre, por el que se establecen las normas aplicables al tratamiento de las aguas residuales urbanas.
- Decreto 49/2003, de 9 de mayo, por el que se declaran las zonas sensibles en las Islas Baleares.
- Plan Hidrológico de las Islas Baleares.

## METODOLOGÍA

Presentamos una lista de todas las depuradoras de las Islas Baleares con los caudales depurados en los años 2015 y 2019, recogidos en diversos documentos elaborados por la Agència Balear de l'Aigua i de la Qualitat Ambiental (ABAQUA) y en la documentación elaborada por la Direcció General de Recursos Hídrics para la redacción del Plan Hidrológico de las Islas Baleares (Tabla 3).<sup>11-13</sup>

Presentamos datos de las depuradoras gestionadas por ABAQUA que vierten directamente al mar a través de emisarios entre los años 2010 y 2019, de las depuradoras gestionadas por EMAYA entre los años 2014 y 2019 y de las gestionadas por Calvià 2000 entre los años 2015 y 2020. Los datos se han obtenido directamente de la entidad gestora de las diversas depuradoras (ABAQUA, EMAYA y Calvià 2000) y del Portal de l'Aigua.<sup>14</sup>

La Tabla 4 muestra una lista de las depuradoras gestionadas por ABAQUA, EMAYA y Calvià 2000 que vierten al mar, de las que se presentan los resultados detallados de los indicadores 2-9 con su caudal de diseño, número de habitantes equivalentes y si vierten o no en una zona sensible.

## 1. Caudal de agua depurada

Es el volumen de agua residual que llega a las Estaciones Depuradoras de Aguas Residuales (EDAR) y que se trata para reducir su carga de contaminantes y poder ser reutilizada o devuelta al medio en las mejores condiciones posibles.



Se presentan datos de los caudales tratados por meses de todas las depuradoras de las Islas gestionadas por ABAQUA entre los años 2016 y 2019. Adicionalmente, se presentan datos de caudales anuales por islas de las depuradoras gestionadas por ABAQUA que vierten directamente al mar a través de emisarios submarinos entre los años 1998 y 2020. Los datos de 2020 son un avance y podrían sufrir modificaciones.

También se presentan los caudales tratados por las depuradoras gestionadas por EMAYA entre los años 2014 y 2019 y de las gestionadas por Calvià 2000 entre los años 2015 y 2020.

Los datos de los caudales tratados por depuradoras gestionadas por las diferentes entidades se presentan por separado por no disponer de datos de todas las entidades de los mismos años.

## 2. Caudal de agua tratada vertida al mar

Es el volumen de agua depurada que se vierte al mar. Se presentan los caudales totales depurados de 24 depuradoras de ABAQUA que vierten sus aguas tratadas directamente al mar a través de emisarios submarinos. El volumen total que llega al mar puede ser menor, porque en algunos casos el agua tratada se destina también a la reutilización. No se consideran las depuradoras que vierten aguas a torrentes que, en algunos casos —si lo hacen cerca de la desembocadura—, también podrían llegar al mar.

En el caso de las depuradoras gestionadas por EMAYA y Calvià 2000 se presentan los volúmenes de agua depurada, de agua reutilizada y la estima del volumen vertido al mar a través de emisarios submarinos.

## 3. Caudal de agua regenerada

Es el volumen de agua tratada que se reutiliza para diversos usos como son: riego urbano, de campos de golf y de cultivos, limpieza de calles, limpieza industrial de vehículos, sistemas contraincendios y usos industriales, entre otros.

Solo se dispone de datos anuales de caudal reutilizado de las depuradoras gestionadas por EMAYA y Calvià 2000. Para el resto de depuradoras hay una estima del año 2019 que se presenta en la Tabla 3. El volumen de agua realmente reutilizada puede ser mucho menor que la estima que se presenta en la Tabla 3, porque el agua tratada en ciertas depuradoras puede presentar una salinidad superior al umbral a partir del cual no se considera apta para el riego (con una conductividad superior a 3 mS/cm).

## 4. Indicador de la adecuación del caudal recibido al caudal de diseño

Este indicador evalúa el estado del dimensionamiento de las EDAR, comparando el caudal de agua residual municipal que llega a cada depuradora con su caudal de diseño.

Para elaborar este indicador se ha comprobado si el caudal que recibe cada una de las depuradoras gestionadas por ABAQUA, EMAYA y Calvià 2000 que vierten al mar ha sido inferior al caudal de diseño de la EDAR para cada uno de los meses de los años comprendidos entre 2016 y 2019.

Se han recopilado los datos de los volúmenes mensuales de todas las depuradoras de estudio (Tabla 4) y los volúmenes totales por isla y año.

Se han registrado todos los incumplimientos de caudal, es decir, cada vez que la EDAR ha recibido un caudal superior al caudal máximo de diseño. Para considerar que una depuradora está infradimensionada se ha establecido un umbral de más de dos meses en los que se supere su caudal de diseño.

## 5. Demanda biológica de oxígeno (DBO) del agua depurada vertida al mar

La demanda biológica de oxígeno (DBO), también denominada demanda bioquímica de oxígeno, mide la cantidad de materia susceptible de ser consumida u oxidada por la comunidad biótica que contiene una muestra líquida. Se utiliza para determinar su grado de contaminación. Normalmente se mide transcurridos cinco días ( $DBO_5$ ) y se expresa en miligramos de oxígeno por litro ( $mg\ O_2/l$ ).

Se analizan por separado el cumplimiento de los requisitos establecidos de no superación de la concentración máxima permitida y del porcentaje mínimo de reducción (Tabla 1).

Según el Real Decreto 509/1996, de 15 de marzo, de desarrollo del Real Decreto-ley 11/1995, de 28 de diciembre, por el que se establecen las normas aplicables al tratamiento de las aguas residuales urbanas, se cumplen los requisitos de vertido si el agua depurada no supera las concentraciones máximas permitidas o si se consigue el porcentaje mínimo de reducción.

Para la DBO, los límites establecidos son de 25  $mg\ O_2/l$  o una reducción de entre el 70 % y el 90 % (Tabla 1).

Se han registrado todos los incumplimientos del parámetro demanda biológica de oxígeno (DBO), tanto en referencia a la concentración máxima establecida por el RD 509/1996 como para el porcentaje de reducción. Para considerar que una depuradora está incumpliendo los valores de DBO se ha establecido un umbral de más de 3 medidas donde se superen estos límites legales en el caso de tener más de 16 medidas, y de 2 medidas en el caso de tener un número inferior a 16.

## 6. Demanda química de oxígeno (DQO) del agua depurada vertida al mar

La demanda química de oxígeno (DQO) es un parámetro que mide la cantidad de sustancias susceptibles de

ser oxidadas por procesos químicos. Se emplea para medir el grado de contaminación en referencia a la materia orgánica, aunque sufre interferencias con sustancias inorgánicas susceptibles de ser oxidadas. Se expresa en miligramos de oxígeno por litro ( $\text{mg O}_2/\text{l}$ ).

El valor de DQO siempre es superior al de demanda biológica de oxígeno (DBO), debido a que usando este método también se oxidan sustancias no biodegradables. La relación entre los dos parámetros es indicativa de la calidad del agua.

El Real Decreto 509/1996 establece una concentración máxima de  $125 \text{ mg O}_2/\text{l}$  para la demanda química de oxígeno (DQO) o un porcentaje mínimo de reducción del 75 % (Tabla 1).

Se han registrado todos los incumplimientos del parámetro DQO, tanto en referencia a la concentración máxima establecida por el RD 509/1996 como al porcentaje de reducción. Para considerar que una depuradora está incumpliendo los valores de DQO se ha establecido un umbral de más de 3 medidas en las que se superen estos límites legales en el caso de tener más de 16 medidas, y de 2 medidas en el caso de tener un número menor a 16.

## 7. Sólidos en suspensión en el agua depurada vertida al mar

Los sólidos en suspensión representan el conjunto de partículas sólidas de pequeñas dimensiones que se encuentran disueltas en un líquido. Es un parámetro analítico empleado para determinar la calidad del agua depurada y se expresa en miligramos por litro ( $\text{mg/l}$ ).

El Real Decreto 509/1996 establece una concentración máxima de  $35 \text{ mg/l}$  para los sólidos en suspensión (SS) o un porcentaje mínimo de reducción del 90 % (Tabla 1), aunque especifica que el cumplimiento de los límites establecidos para este contaminante es voluntario.

Se han registrado todos los incumplimientos de parámetro SS, tanto en lo referente a la concentración máxima establecida por el RD 509/1996 como al porcentaje de reducción. Para considerar que una depuradora está incumpliendo los valores de SS se ha establecido un umbral de más de 3 medidas en las que se superen estos límites en el caso de tener más de 16 medidas, y de 2 en el caso de tener un número inferior a 16.

## 8. Nitrógeno total en el agua depurada vertida al mar

El nitrógeno es un nutriente esencial para la vida porque forma parte de los aminoácidos, que constituyen las proteínas. El nitrógeno total es la suma de las formas de nitrógeno inorgánico —nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ), nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ) y amonio ( $\text{NH}_4^+$ )— y de nitrógeno orgánico.

La legislación estatal (RD 509/1996) establece límites legales de nutrientes —tanto de nitrógeno

total como de fósforo total— para emisarios que vierten en zonas sensibles por eutrofización de depuradoras con una capacidad superior a los 10.000 h.e. (Tabla 2).

Se ha recopilado la información sobre qué emisarios vierten en zonas sensibles por eutrofización y los datos de concentración de nutrientes en los caudales de salida de las depuradoras que requieren cumplir los umbrales de nutrientes, y se han registrado todos los incumplimientos.

## 9. Fósforo total en el agua depurada vertida al mar

Se han recopilado los datos de concentración de fósforo total en los caudales de salida de las depuradoras que requieren cumplir los umbrales de nutrientes y se han registrado todos sus incumplimientos.

### RESULTADOS

En las Islas Baleares actualmente existen 143 depuradoras (Tabla 3).<sup>12</sup> De estas, 93 son públicas, 79 de las cuales están gestionadas por la Agència Balear de l'Aigua i de la Qualitat Ambiental (ABAQUA): 56 en Mallorca, 12 en Menorca, 10 en Ibiza y 1 en Formentera; 13 están gestionadas por ayuntamientos, que la mayoría de veces subcontratan a otras empresas para su gestión; y 1 —la de Cabrera— está gestionada por el Consell de Mallorca (Tabla 3). Las 50 depuradoras restantes tienen una gestión privada: 11 en Mallorca, 20 en Menorca, 9 en Ibiza y 10 en Formentera (Tabla 3). Además, hay una depuradora anteriormente gestionada por ABAQUA que hoy se encuentra en desuso (Santa Gertrudis, Ibiza).

De las 143 EDAR en uso, 33 vierten al mar a través de emisarios submarinos, 45 a torrentes y 7 a pozos de infiltración. Muchas de ellas vierten en diversos lugares: emisario y riego, pozo de infiltración y riego, etc.

Este estudio se centrará en las EDAR que vierten directamente al mar a través de emisarios de las que se dispone de datos: 23 gestionadas por ABAQUA, 2 gestionadas por EMAYA y 3 gestionadas por Calvià 2000 (Tabla 2).

### 1. Caudal de agua depurada

El volumen de agua residual que llega a las Estaciones Depuradoras de Aguas Residuales (EDAR) es muy variable a lo largo del año en todas las islas, con un fuerte pico estacional en los meses de verano, coincidiendo con la temporada alta turística, tanto para las depuradoras gestionadas por ABAQUA como para las gestionadas por EMAYA y Calvià 2000 (Figs. 2-7). Esta estacionalidad es más marcada en la isla de Formentera, donde los meses de verano se triplica el caudal depurado durante la temporada baja (Figura 7).

**Tabla 3.** Lista de las Estaciones Depuradoras de Aguas Residuales (EDAR) de las Islas Baleares, gestor responsable, población para la que se diseñó (en habitantes equivalentes [h.e.]), caudal para el que se diseñó (hm<sup>3</sup>/año), caudal depurado en los años 2015 y 2019 (hm<sup>3</sup>/año), tipo de tratamiento, volumen de agua reutilizable y lugar de vertido. FUENTE: Plan Hidrológico de las Islas Baleares 2018, ABAQUA.<sup>11-13</sup>

Isla	EDAR	Gestor	Población de diseño (h.e.)	Caudal de diseño (hm <sup>3</sup> /año)	Caudal depurado en 2015 (hm <sup>3</sup> /año)	Caudal depurado en 2019 (hm <sup>3</sup> /año)	Tratamiento	Vol. reutilizable (m <sup>3</sup> )	Lugar de vertido	Cloruros en salida de efluente > 250 mg/L
Mallorca	Alaró	ABAQUA	9.000	0,44	0,25	0,26	Secundario	248.058	Torrente y riego	No
	Alcúdia-Port d'Alcúdia	Municipal			5,48		Secundario		Riego y emisario	Sí
	Algaida-Montuiri	ABAQUA	7.000	0,44	0,24	0,29	Terciario	243.063	Riego, depósito y torrente	Sí
	Andratx-Port d'Andratx	ABAQUA	35.000	1,83	0,63	0,94	Terciario	631.562	Riego y emisario	Sí
	Artà	ABAQUA	9.166	0,83	0,54	0,54	Terciario	541.765	Balsa y torrente	Sí
	Banyalbufar	ABAQUA	1.000	0,07	0,02	0,02	Secundario		Torrente	Sí
	Bendinat	Municipal			0,77		Terciario	769.365	Riego y emisario	Sin datos
	Binissalem	ABAQUA	14.667	0,80	0,31	0,39	Secundario		Balsa y terreno	No
	Cala d'Or	ABAQUA	57.750	3,83	1,18	1,25	Terciario	1.180.787	Emisario	Sí
	Cala Ferrera	ABAQUA	8.750	0,55	0,44	0,31	Terciario	439.112	Emisario	Sí
	Cala Rajada-Capdepera	ABAQUA			1,44		Terciario	1.437.710	Riego, balsa y emisario	Sí
	Cales de Mallorca	ABAQUA	22.917	2,01	0,44	0,46	Secundario		Emisario	Sí
	Cales de Manacor	ABAQUA	16.000	1,46	0,38	0,65	Secundario		Pozo de infiltración	Sí
	Calvià	Municipal			0,15		Secundario		Riego y torrente	No
	Camp de Mar	ABAQUA	8.000	0,44	0,15	-	Secundario + lagunaje		Riego y emisario	Sin datos
	Campanet-Búger	ABAQUA	3.083	0,18	0,21	0,28	Secundario		Torrente	No
	Camping Club Platja Blava (Can Picafort)	Privado					Terciario			
	Campos	ABAQUA	7.000	0,44	0,29	0,42	Secundario		Torrente	Sí
	Canyamel	ABAQUA	13.125	0,82	0,14	0,23	Secundario	137.100	Riego y emisario	Sí
	Cas Concos	ABAQUA	52.500	3,65	0,02	1,56	Biodisco (secundario)		Torrente	Sí
	Club Pollentia	Privado	700	0,05		0,02	Terciario			
	Club Resort Viva Cala Mesquida	Privado					Secundario			
	Colònia de Sant Jordi	ABAQUA	21.000	1,64	0,43	0,54	Secundario + N	432.086	Riego	Sí
	Colònia de Sant Pere	ABAQUA	2.167	0,18	0,09	0,09	Secundario		Pozo de infiltración	Sí
	Consell	ABAQUA	2.652	0,16	0,23	0,21	Terciario	226.971	Riego, balsa y torrente	No
	Costitx	ABAQUA	1.167	0,07	0,02	0,03	Secundario		Torrente	Sí
	Deià	ABAQUA	3.100	0,17	0,09	0,11	Biodisco (secundario)		Pozo de infiltración	Sí
	Envasadora Binifaldó (Lluc)	Privado					Secundario			
	Envasadora Font Major (Lluc)	Privado					Secundario			
	Envasadora Font Roques Blanques (Cas Concos)	Privado					Secundario			
	Envasadora Font Sorda (Lloseta)	Privado					Secundario			
	Estellencs	ABAQUA	790	0,06	0,02	0,02	Secundario		Torrente	Sí
	Felanitx	ABAQUA	17.083	0,91	1,01	1,12	Secundario + N + P		Balsa y terreno	No
	Font de sa Cala	ABAQUA	8.750	0,55	0,13	0,16	Terciario	127.158	Riego y emisario	Sí
	Formentor	ABAQUA	2.475	0,12	0,03	0,03	Secundario		Riego y aljibe contra incendios	Sí
	Hospital Joan March (Bunyola)	Privado					Terciario			
	Inca	ABAQUA	25.725	1,61	2,39	2,46	Secundario	2.391.228	Riego, balsa y torrente	Sí

Isla	EDAR	Gestor	Población de diseño (h. e.)	Caudal de diseño (hm³/año)	Caudal depurado en 2015 (hm³/año)	Caudal depurado en 2019 (hm³/año)	Tratamiento	Vol. reutilizable (m³)	Lugar de vertido	Cloruros en salida de efluente >250 mg/L
Mallorca	Lavanderías Diana (Consell)	Privado								
	Lloret de Vistalegre	ABAUQA	1.400	0,09	0,05	0,06	Secundario		Torrente	No
	Lloseta	ABAUQA	7.605	0,47	0,27	0,27	Terciario	268.984	Torrente	No
	Llubí	ABAUQA	3.646	0,23	0,09	0,10	Secundario + lagunaje		Torrente	Sí
	Lluc	ABAUQA	875	0,05	0,04	0,03	Biodisco (secundario)		Torrente	No
	Llucmajor-S'Arenal	ABAUQA	79.500	5,80	2,02	2,00	Terciario	2.021.915	Riego y emisario	Sí
	Manacor	Municipal			1,72		Secundario		Torrente**	Sin datos
	Mancor de la Vall	ABAUQA	1.400	0,09	0,06	0,05	Secundario		Torrente	No
	Muro	ABAUQA	9.375	0,68	0,38	0,35	Terciario	376.900	Torrente	Sí
	Palma I (Sant Jordi)	Municipal (EMAYA)	460.000	16,79	14,86	16,75	Terciario	14.860.791	Riego, balsa y emisario	Sin datos
	Palma II (Es Coll d'en Rabassa)	Municipal (EMAYA)	360.000	23,72	18,78	16,66	Terciario	18.775.465	Riego, balsa y emisario	Sin datos
	Peguera	Municipal	27300	2,20	1,05		Terciario	1.049.027	Balsa y emisario	Sin datos
	Platja de Muro-Santa Margalida	ABAUQA	62.115	4,56	2,02	2,91	Secundario + lagunaje		Pozo de infiltración	Sí
	Pollença-Port de Pollença	ABAUQA	99.000	6,02	2,64	2,61	Terciario	2.638.848	Riego y torrente	Sí
	Porreres	ABAUQA	4.813	0,30	0,27	0,19	Terciario	266.611	Torrente	Sí
	Portocolom	ABAUQA	10.000	0,73	0,31	0,30	Secundario		Riego y emisario	Sí
	Porto Cristo	Municipal			0,62		Terciario	621.177	Pozo de infiltración	Sí
	Puigpunyent	ABAUQA	1.547	0,85	0,08	0,08	Secundario		Torrente	Sí
	Randa	ABAUQA	938	0,05	0,01	0,01	Biodisco (secundario)		Torrente	Sí
	Sa Calobra	ABAUQA	1.963	0,06	0,01	0,01	Biodisco (secundario)		Emisario	Sí
	Sa Pobla	ABAUQA	15.000	0,73	0,78	0,77	Secundario		Torrente	Sí
	Sa Ràpita-S'Estantyol	ABAUQA	8.750	0,64	0,10	0,13	Terciario	104.994	Laguna y riego	Sí
	San Llorenç-Sa Coma-S'illot	Municipal			2,35		Terciario	2.352.137	Riego y emisario	Sí
	Sant Elm	ABAUQA	5.833	0,37	0,05	0,05	Secundario + N		Torrente	Sí
	Sant Joan	ABAUQA	2.500	0,18	0,13	0,18	Secundario		Torrente	Sí
	Santa Eugènia	ABAUQA	1.313	0,08	0,08	0,10	Secundario		Torrente	Sí
	Santa Margalida	ABAUQA	6.417	0,40	0,29	0,34	Secundario		Torrente	No
	Santa Maria	ABAUQA	5.833	0,37	0,24	0,24	Terciario	239.253	Riego, balsa y torrente	No
	Santa Ponça	Municipal			4,74		Secundario		Riego y emisario	Sin datos
	Santanyi	ABAUQA	17.500	1,10	0,21	0,23	Terciario	211.245	Pozo de infiltración	Sí
	Selva-Caimari	ABAUQA	3.500	0,22	0,16	0,16	Secundario		Torrente	No
	Ses Salines	ABAUQA	2.188	0,14	0,07	0,07	Secundario		Torrente	Sí
	Sineu-Petra-Maria-Ariany	ABAUQA	11.667	0,73	0,46	0,52	Secundario	456.692	Riego, balsa y torrente	Sí
	Sóller-Port de Sóller-Fornalutx	ABAUQA	29.700	1,97	1,21	1,06	Terciario	1.212.259	Emisario	Sí
	Son Serra de Marina	ABAUQA	4.667	0,29	0,06	0,06	Terciario	58.936	Pozo de infiltración	Sí
	Son Servera-Cala Millor	ABAUQA	67.500	3,29	1,60	1,67	Secundario	1.595.250	Riego, balsa y emisario	Sí
	Sun Club El Dorado (Llucmajor)	Privado								
	Urbanización Son Gual	Privado								
	Valldemossa	ABAUQA	4.840	0,24	0,12	0,12	Secundario		Riego y torrente	No
	Vilafranca	ABAUQA	3.500	0,22	0,21	0,26	Secundario + lagunaje	205510	Riego, depósito y torrente	Sí
	<b>TOTAL</b>				<b>75,62</b>	<b>50,79</b>		<b>56.121.959</b>		

Isla	EDAR	Gestor	Población de diseño (h.e.)	Caudal de diseño (hm³/año)	Caudal depurado en 2015 (hm³/año)	Caudal depurado en 2019 (hm³/año)	Tratamiento	Vol. reutilizable (m³)	Lugar de vertido	Cloruros en salida de efluente > 250 mg/L
Menorca	Aeropuerto de Menorca	Privado								
	Alaior	ABAQUA	18.154	0,91	0,40	0,41	Secundario		Torrente	Sí
	Apartamentos Lord Nelson	Privado								
	Apartamentos Los Sauces	Privado								
	Apartamentos Mestral-Llebeig	Privado								
	Apartamentos Pinimar	Privado								
	Apartamentos Port d'Addaia	Privado								
	Binidali	ABAQUA	-				Secundario + N + P		En proyecto	
	Cala Galdana	ABAQUA	8.750	0,55	0,29	0,32	Secundario + N + P		Torrente	Sí
	Cala en Porter	ABAQUA	15.000	0,82	0,10	0,11	Secundario		Emisario	Sí
	Camping S'Atalaia	Privado								
	Camping Son Bou	Privado								
	Ciudadella Nord	ABAQUA	19.052	1,28	0,29	0,30	Secundario		Pozo de infiltración	Sí
	Ciudadella Sud	ABAQUA	87.500	5,48	3,48	4,36	Secundario + N + P	3.476.429	Balsa y emisario	Sí
	Club Hotel Agua marina	Privado								
	Cuartel San Isidro	Privado								
	Es Mercadal	ABAQUA	8.500	0,62	0,44	0,40	Secundario + lagunaje	443.371	Riego, balsa y torrente	Sí
	Es Migjorn Gran	ABAQUA	8.021	0,50	0,19	0,19	Secundario + N + P		Torrente	Sí
	Ferrerries	ABAQUA	7.300	0,44	0,34	0,39	Secundario + lagunaje		Torrente	Sí
	Hotel Castell Playa-Arenal d'en Castell	Privado			0,09		Secundario		Pozo de infiltración y riego	
	Maó-Es Castell	ABAQUA	65.625	4,11	1,46	1,61	Secundario + N + P		Emisario	Sí
	Sant Climent	ABAQUA	1.600	0,09	0,03	0,03	Secundario + N + P		Pozo de infiltración	Sí
	Sant Lluís	ABAQUA	15000	1,10	0,46	0,53	Terciario	458.620	Riego y servicio hoteles	Sí
	Urbanización Cala Morell	Privado								
	Urbanización Castellosa	Privado								
	Urbanización Coves Noves	Privado			0,00		Terciario	3.600	Riego	
	Urbanización Es Canutells	Privado								
	Urbanización San Jaime Mediterráneo	Privado								
	Urbanización Ses Tanques	Privado								
	Urbanización Son Bou	Privado			0,16		Secundario		Riego y torrente	
	Urbanización Son Parc	Privado			0,14		Terciario	140.220	Riego y torrente	
	Urbanización Torre Soli Nou	Privado								
	<b>TOTAL</b>				<b>7,89</b>	<b>8,65</b>		<b>4.522.240</b>		

Isla	EDAR	Gestor	Población de diseño (h.e.)	Caudal de diseño (hm³/año)	Caudal depurado en 2015 (hm³/año)	Caudal depurado en 2019 (hm³/año)	Tratamiento	Vol. reutilizable (m³)	Lugar de vertido	Cloruros en salida de efluente > 250 mg/L
Ibiza	Aeropuerto de Ibiza	Privado								
	Apartamentos Cala Blanca y Cala Verde	Privado	41.799	2,15		1,20				
	Apartamentos Miramar	Privado								
	Apartamentos Port Cala Vadella	Privado								
	Cala Llonga	ABAQUA	10.208	0,06	0,21	0,19	Secundario		Riego y torrente	Sí
	Cala Tarida	ABAQUA	14.070	1,28		0,01	Secundario		Riego y emisario	Sí
	Cala Sant Vicenç	ABAQUA	3.500	0,27	0,04	0,04	Secundario + lagunaje		Pozo de infiltración	No
	Platja d'en Bossa	ABAQUA			1,52		Terciario	1.515.146	Emisario	Sí
	Club Aquarium	Privado								
	Club Calimera Delfín Playa	Privado								
	Club Hotel Tarida Beach	Privado								
	Club Paradise Aqualandia	Privado								
	Ibiza	ABAQUA	93.333	7,30	5,44	5,64	Secundario		Emisario	Sí
	Port de Sant Miquel	ABAQUA	4.375	0,03	0,10	0,08	Secundario		Pozo de infiltración	Sí
	Portinatx	Municipal			0,10		Secundario		Emisario	Sin datos
	Roca Llisa (Golf de Ibiza)	Privado								
	Sant Antoni	ABAQUA	78.167	5,11	2,82	3,08	Terciario	2.820.661	Emisario	Sí
	Sant Joan de Labritja	ABAQUA	365	0,02	0,01	0,03	Secundario		Torrente	No
	Sant Josep	ABAQUA	1.380	0,13	0,06	0,06	Biodisco (secundario)		Torrente	Sí
	Sant Miquel	Municipal								
	Santa Eulària des Riu	ABAQUA	58.333	5,11	2,73	2,21	Secundario	2.729.883	Balsa y emisario	Sí
	Santa Gertrudis	En desuso			0,04		Secundario		Torrente	
	Urbanización Cala Vedella	Municipal								Sin datos
	<b>TOTAL</b>				<b>13,07</b>	<b>12,56</b>		<b>7.065.690</b>		

Isla	EDAR	Gestor	Población de diseño (h.e.)	Caudal de diseño (hm³/año)	Caudal depurado en 2015 (hm³/año)	Caudal depurado en 2019 (hm³/año)	Tratamiento	Vol. reutilizable (m³)	Lugar de vertido	Cloruros en salida de efluente > 250 mg/L
Formentera	Apartamentos Els Arenals	Privado								
	Apartamentos Barba Roja (Ca Mari)	Privado			0,01		Secundario		Riego	
	Apartamentos es Caló	Privado								
	Club Formentera Playa	Privado			0,01		Secundario		Riego	
	Club Maryland	Privado			0,01		Secundario		Emisario	
	Formentera	ABAQUA	30.260	1,30	0,52	0,57	Secundario	517.591	Balsa y emisario	Sí
	Hostal Maysi	Privado								
	Hostal Santi	Privado								
	Hotel Cala Saona	Privado			0,00		Secundario		Riego	
	Hotel Club La Mola	Privado			0,02		Secundario		Emisario	
	Hotel Club Punta Prima	Privado								
	TOTAL				0,56			517.591		
Cabrera	Cabrera	CMA			0,00		Secundario		Emisario	
Suma Balears					97,15			68.227.480		

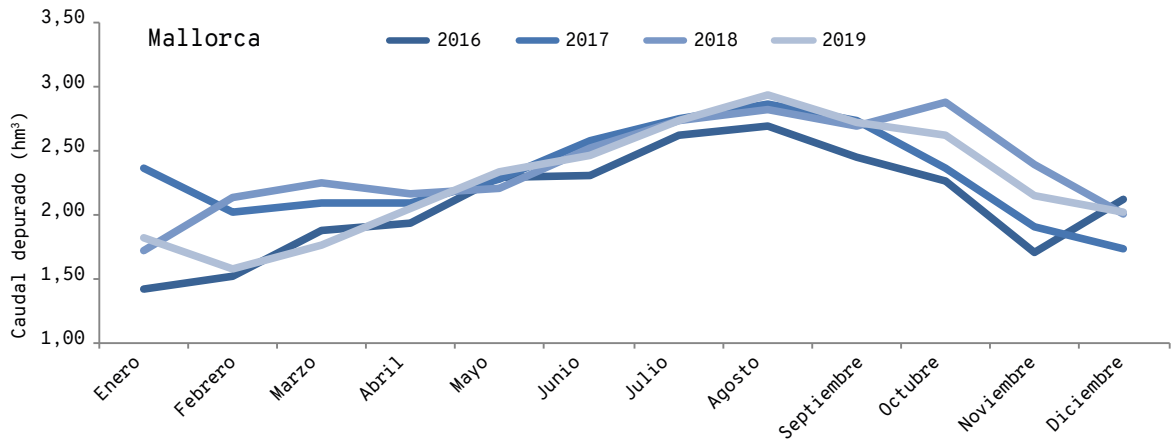


Figura 2. Caudal mensual depurado por las EDAR gestionadas por ABAQUA en la isla de Mallorca en hectómetros cúbicos (hm³) entre 2016 y 2019. FUENTE: ABAQUA.<sup>11</sup>



**Tabla 4.** Lista de las Estaciones Depuradoras de Aguas Residuales (EDAR) de las Islas Baleares que vierten al mar a través de emisario, gestor responsable, población para la que se diseñó (en habitantes equivalentes [h.e.]), caudal para el que se diseñó (hm³/año), caudal depurado en el año 2019 (hm³/año) y si vierte en una zona sensible (sensible por eutrofización o requiere tratamiento adicional al secundario [TAS]). \*Datos del año 2018. FUENTE: ABAQUA, EMAYA y Calvià 2000.<sup>11-13</sup>

EDAR	Gestor	Población de diseño (h.e.)	Caudal de diseño (hm³/año)	Caudal depurado en 2019 (hm³/año)	Vierte en zona sensible
Andratx	ABAQUA	35.000	1,83	0,94	No
Cala d'Or	ABAQUA	57.750	3,83	1,25	No
Cala Ferrera	ABAQUA	8.750	0,55	0,31	Eutrofización y requiere TAS
Cales de Mallorca	ABAQUA	22.917	2,01	0,46	No
Camp de Mar	ABAQUA	8.000	0,44	-	Requiere TAS
Canyamel	ABAQUA	13.125	0,82	0,23	Requiere TAS
Capdepera	ABAQUA	52.500	3,65	1,56	No
Font de sa Cala	ABAQUA	8.750	0,55	0,16	No
Llucmajor	ABAQUA	79.500	5,80	2,00	Requiere TAS
Portocolom	ABAQUA	10.000	0,73	0,30	No
Sa Calobra	ABAQUA	1.963	0,06	0,01	Requiere TAS
Sant Elm	ABAQUA	5.833	0,37	0,05	No
Sóller	ABAQUA	29.700	1,97	1,06	No
Son Servera	ABAQUA	67.500	3,29	1,67	Requiere TAS
Palma I	EMAYA	460.000	16,79	16,75	Requiere TAS
Palma II	EMAYA	360.000	23,72	16,66	Requiere TAS
Santa Ponça	Calvià 2000	118.000	11,16	5,22*	Eutrofización y requiere TAS
Peguera	Calvià 2000	27.300	2,20	1,06*	Eutrofización y requiere TAS
Bendinat	Calvià 2000	20.000	1,80	0,78*	Requiere TAS
Cala en Porter	ABAQUA	15.000	0,82	0,11	Eutrofización y requiere TAS
Ciutadella Sud	ABAQUA	87.500	5,48	4,36	No
Maó-Es Castell	ABAQUA	65.625	4,11	1,61	Eutrofización
Cala Tarida	ABAQUA	14.070	1,28	0,14	No
Eivissa	ABAQUA	93.333	7,30	5,64	No
Can Bossa	ABAQUA	41.799	2,15	1,20	No
Sant Antoni	ABAQUA	78.167	5,11	3,08	No
Santa Eulària des Riu	ABAQUA	58.333	5,11	2,21	Requiere TAS
Formentera	ABAQUA	30.260	1,30	0,57	Requiere TAS

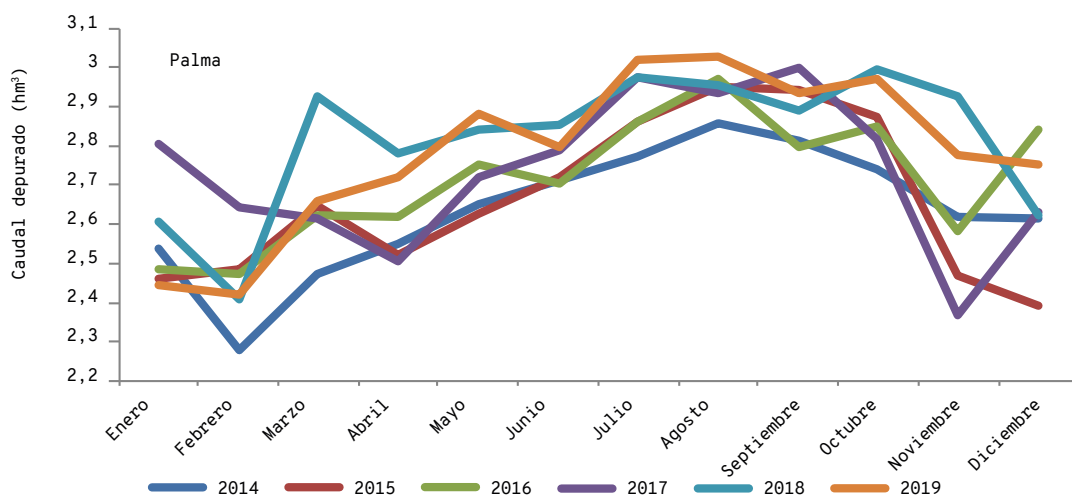


Figura 3. Caudal de entrada en las depuradoras gestionadas por EMAYA por meses entre los años 2014 y 2019. FUENTE: EMAYA

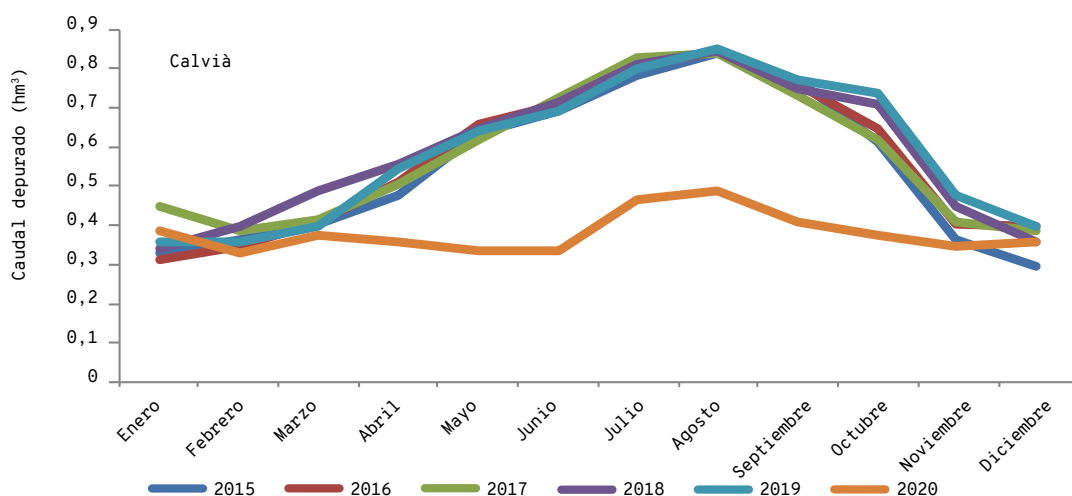


Figura 4. Caudal de entrada en las depuradoras gestionadas por Calvià 2000 por meses entre los años 2015 y 2020. FUENTE: Calvià 2000.

Tabla 5. Caudales mensuales medios, mínimos y máximos de las depuradoras gestionadas por ABAQUA, EMAYA y Calvià 2000 entre los años 2016 y 2019 por islas y entidad gestora. FUENTE: ABAQUA, EMAYA y Calvià 2000.

Isla	Entidad gestora	Caudal de diseño (hm³/mes)	Caudal mensual medio (hm³/mes)	Error estándar (hm³/mes)	Caudal mensual mínimo (hm³/mes)	Caudal mensual máximo (hm³/mes)
Mallorca	ABAQUA	4,46	2,27	0,06	1,42	2,94
Mallorca	EMAYA	3,38	2,76	0,03	2,37	3,03
Mallorca	Calvià 2000	1,26	0,57	0,02	0,30	0,85
Menorca	ABAQUA	1,32	0,68	0,02	0,29	1,16
Ibiza	ABAQUA	1,86	1,11	0,04	0,67	1,63
Formentera	ABAQUA	0,11	0,05	0,00	0,02	0,09

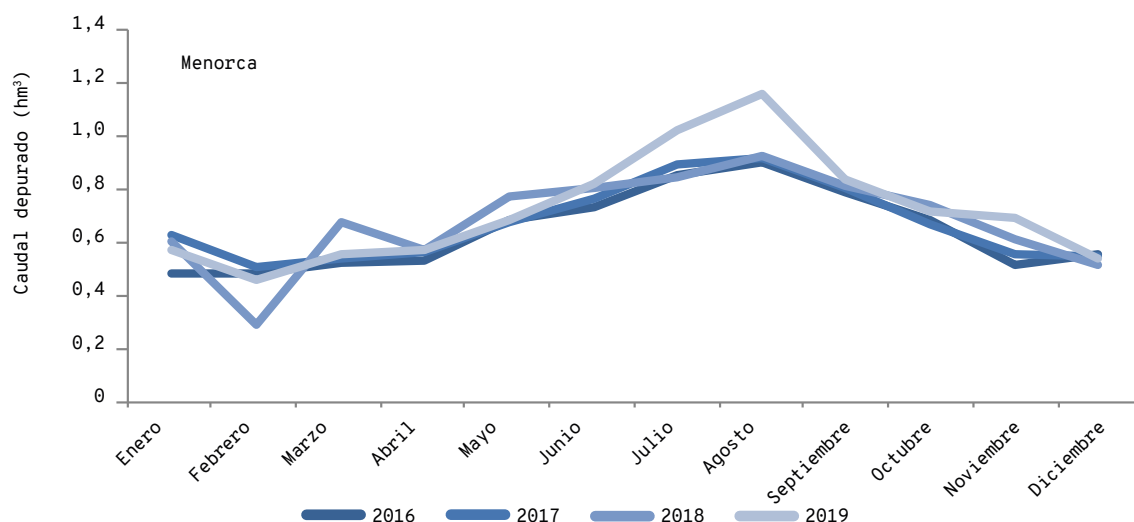
El caudal mensual depurado en las EDAR de la isla de Mallorca gestionadas por ABAQUA entre los años 2016 y 2019 ha variado entre 1,42 hm³/mes en enero de 2016 y 2,94 hm³/mes en agosto de 2019 (Figura 2, Tabla 3). El caudal de diseño de estas depuradoras es de 4,46 hm³/mes. Ningún mes se supera este caudal de diseño.

Para los mismos años, el caudal mensual depurado en las EDAR gestionadas por EMAYA, que depuran las aguas residuales de Palma, ha variado entre 2,37 hm³ en el mes de noviembre de 2017 y 3,03 hm³ en agosto de 2019 (Figura 3, Tabla 3). Es decir, que las depuradoras gestionadas por EMAYA

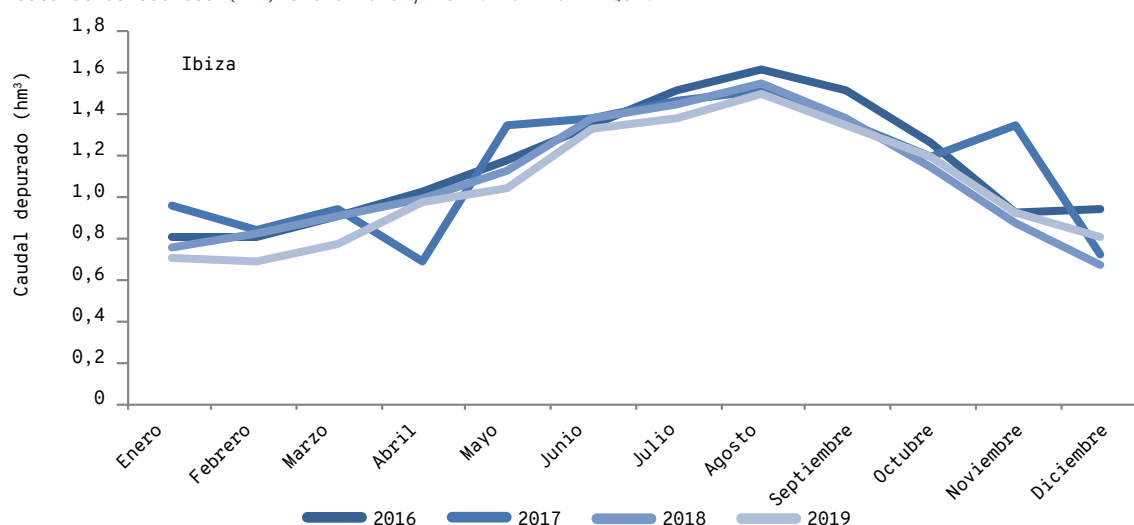
reciben un caudal mayor que el de todas las depuradoras de Mallorca gestionadas por ABAQUA.

El caudal mensual de las depuradoras gestionadas por Calvià 2000 que vierten al mar —Santa Ponça, Peguera y Bendinat— entre los años 2016 y 2020 osciló entre 0,30 hm³ en diciembre de 2015 y 0,85 hm³ en agosto de 2019 (Figura 4, Tabla 3).

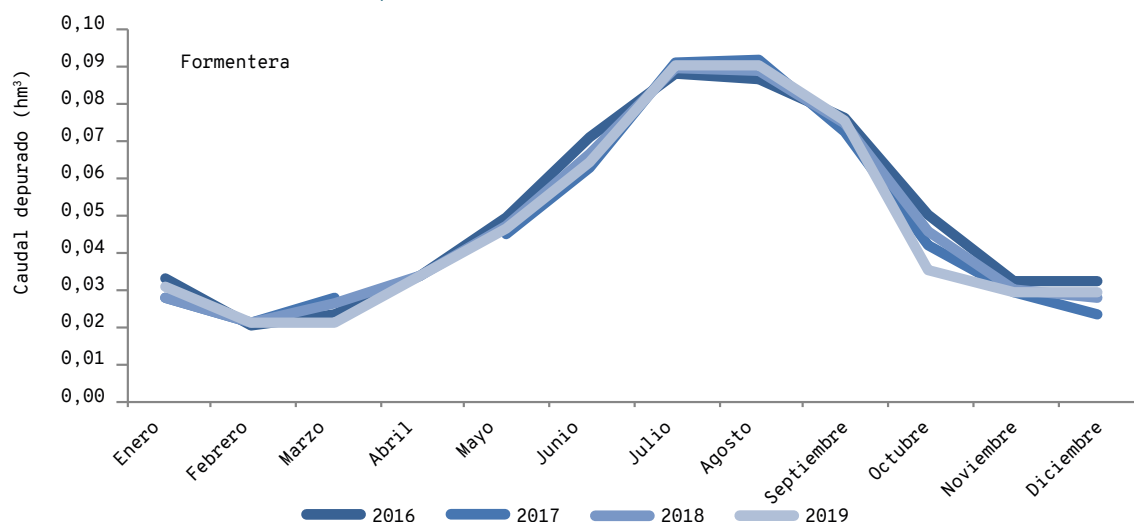
En la isla de Menorca el caudal mensual máximo depurado entre los años 2016 y 2019 fue de 1,16 hm³ durante el mes de agosto de 2019, y el mínimo fue de 0,29 hm³ en el mes de febrero de 2018 (Figura 5, Tabla 3).



**Figura 5.** Caudal mensual depurado por las EDAR gestionadas por ABAQUA en la isla de Menorca en hectómetros cúbicos (hm³) entre 2016 y 2019. FUENTE: ABAQUA.<sup>11</sup>



**Figura 6.** Caudal mensual depurado por las EDAR gestionadas por ABAQUA en la isla de Ibiza en hectómetros cúbicos (hm³) entre los años 2016 y 2019. FUENTE: ABAQUA.<sup>11</sup>

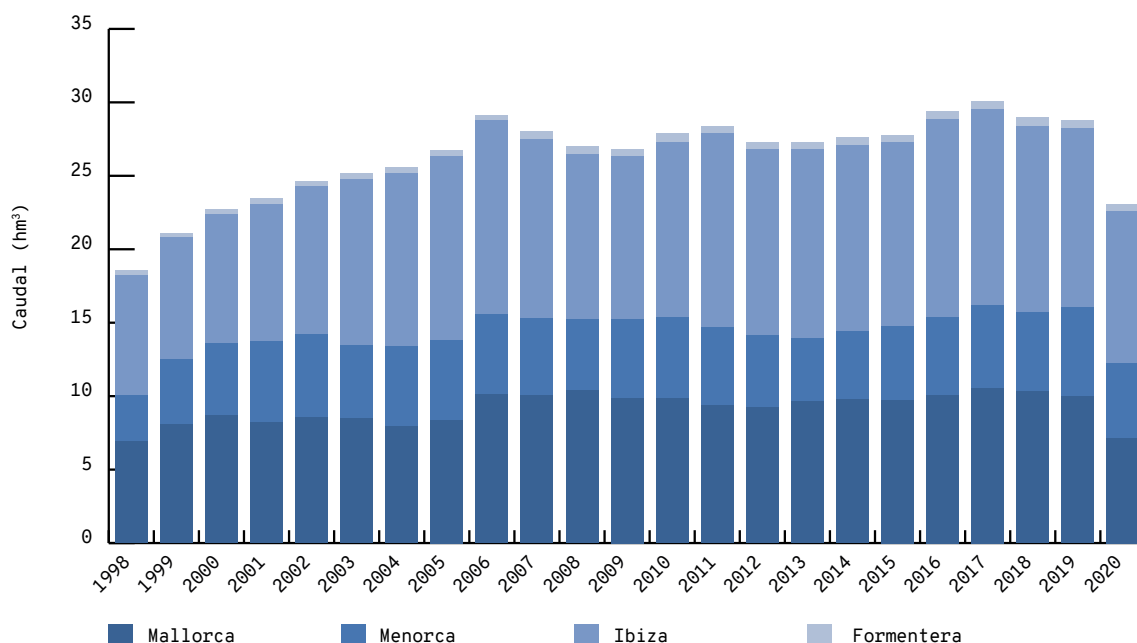


**Figura 7.** Caudal mensual depurado por las EDAR gestionadas por ABAQUA en la isla de Formentera en hectómetros cúbicos (hm³) entre 2016 y 2019. FUENTE: ABAQUA.<sup>11</sup>

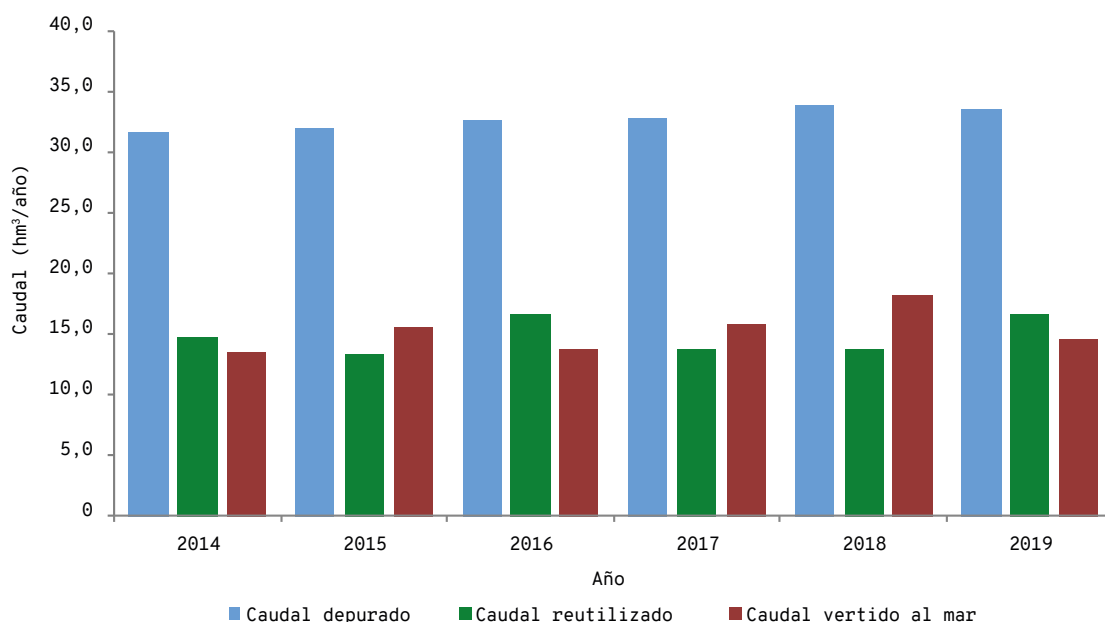
En la isla de Ibiza, el caudal mensual varió entre 0,67 y 1,63 hm³/mes, valores medidos en diciembre de 2018 y agosto de 2016, respectivamente (Figura 6, Tabla 3).

En las depuradoras gestionadas por ABAQUA que vierten al mar a través de emisarios submarinos se aprecia que los caudales depurados por estas EDAR han ido aumentando a lo largo del tiempo

a un ritmo de incremento de 0,37 hm³/año ( $R^2 = 0,71$ ,  $p < 0,001$ ) entre 1998 y 2020. En 2020 se ha reducido el caudal de llegada a las depuradoras, probablemente a causa de la reducción drástica del número de turistas que han visitado las Islas como consecuencia de la crisis social y sanitaria producida por la COVID-19. También cabe tener en cuenta que los datos del año 2020 son un avance y pueden sufrir modificaciones.



**Figura 8.** Caudal anual depurado en las EDAR gestionadas por ABAQUA que vierten las aguas depuradas al mar a través de emisarios submarinos en hectómetros cúbicos (hm³) por islas entre los años 1998 y 2020. FUENTE: ABAQUA.



**Figura 9.** Caudal anual depurado (azul), reutilizado (verde) y vertido al mar a través de emisario (rojo) de las dos Estaciones Depuradoras de Aguas Residuales (EDAR) gestionadas por EMAYA entre los años 2014 y 2019 en hectómetros cúbicos por año (hm³/año). FUENTE: EMAYA.

## 2. Caudal de agua tratada vertida al mar

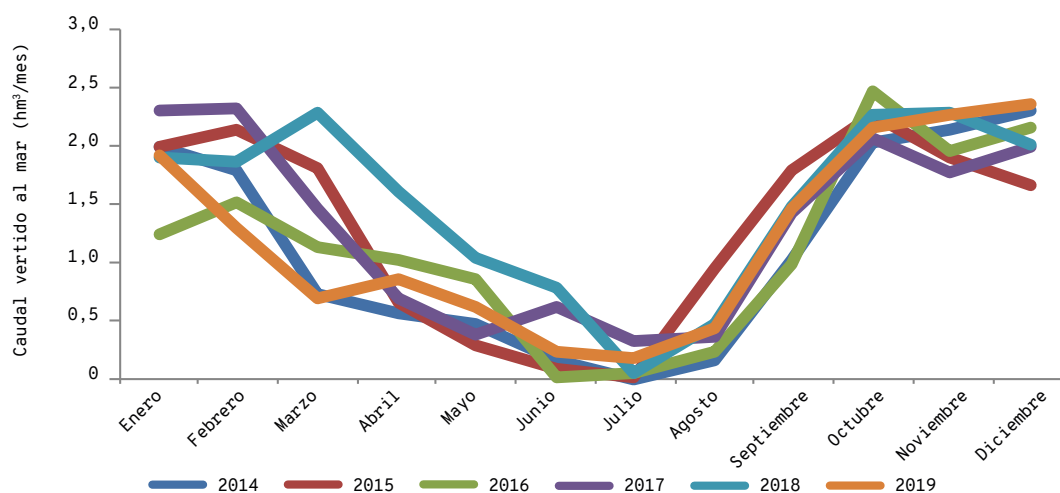
Solo se dispone de datos de caudales estimados vertidos al mar a través de emisario de las estaciones depuradoras de aguas residuales gestionadas por EMAYA y por Calvià 2000 (figuras 9-12).

El caudal anual vertido al mar a través del emisario de las EDAR gestionadas por EMAYA varió entre los 13,5 hm³ en el año 2014 y los 18,2 hm³ en 2018 (Figura 9). Ello supone que entre un 44 % y un 57 % del agua depurada se vertió al mar. El agua que se vierte al mar a través del emisario submarino proviene de las dos EDAR gestionadas por EMAYA (Palma I y Palma II), vertido por una misma tubería. El tipo de tratamiento que reciben es adicional al secundario, tal como marca la normativa, ya que la bahía de Palma

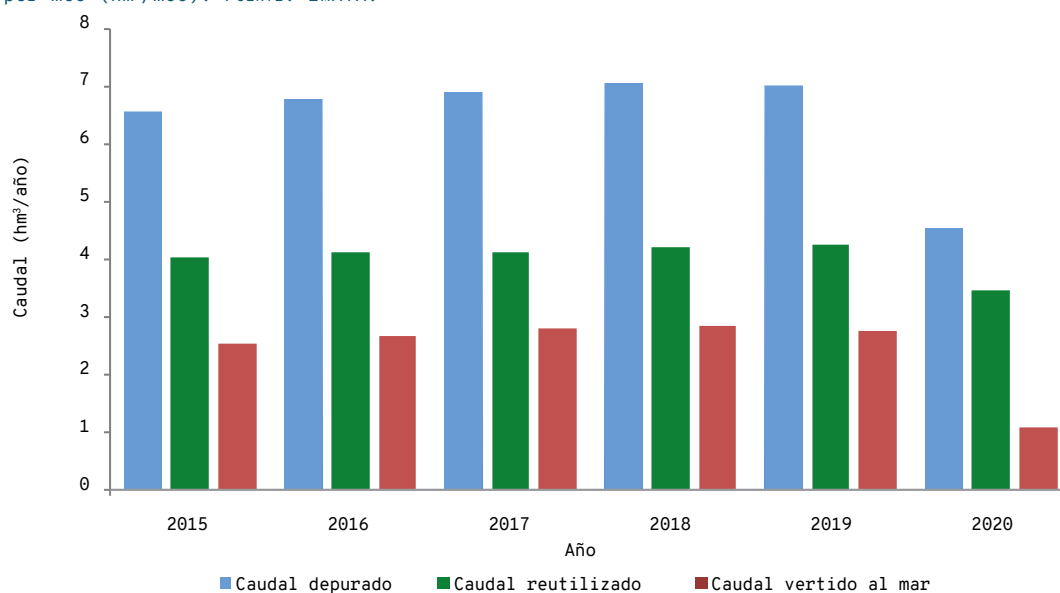
se encuentra en una zona sensible donde las aguas que se vierten en ella requieren este tratamiento.

El caudal anual vertido al mar a través de emisario de las depuradoras gestionadas por Calvià 2000 varió entre 1,1 hm³ en el año 2020 y 2,9 hm³ en 2018 (Figura 11). Ello supone que entre un 23,8 % y un 40,5 % del agua depurada se vertió al mar.

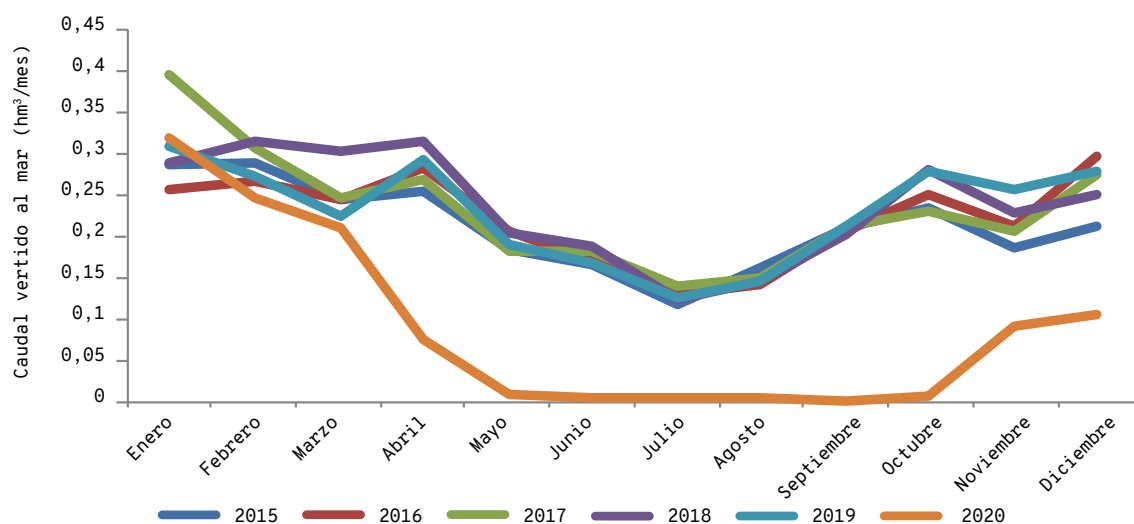
En los meses de verano, cuando se recibe un caudal de agua residual mayor, las EDAR de Palma y Calvià vierten un caudal de agua depurada menor al medio marino (figuras 10 y 12); ello se debe a que durante estos meses hay mayor demanda de agua regenerada por parte de la comunidad de agricultores y regantes, y aumenta el porcentaje de agua reutilizada en detrimento del volumen que se vierte al mar.



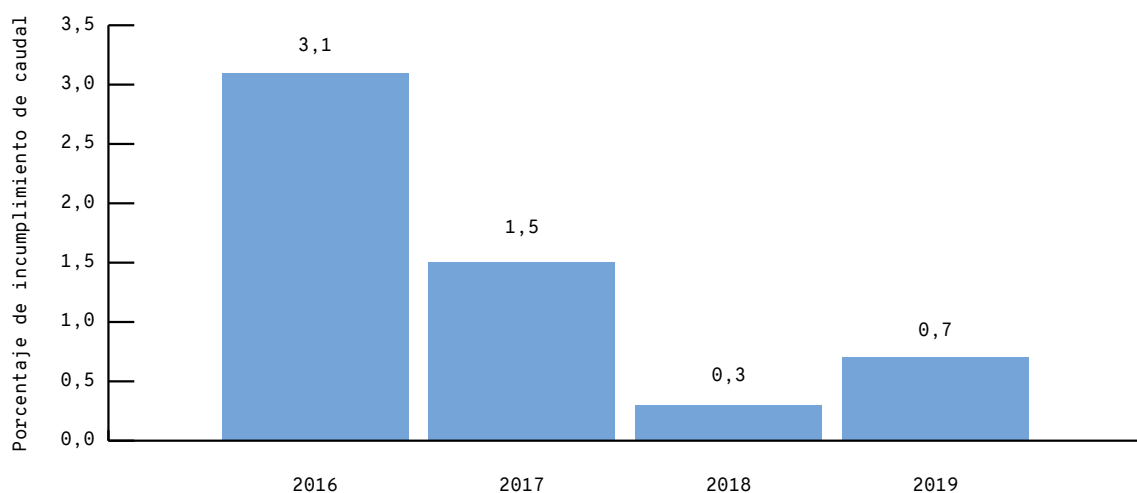
**Figura 10.** Caudal mensual vertido al mar a través de emisario de las dos Estaciones Depuradoras de Aguas Residuales (EDAR) gestionadas por EMAYA entre los años 2014 y 2019 en hectómetros cúbicos por mes (hm³/mes). FUENTE: EMAYA.



**Figura 11.** Caudal anual depurado (azul), reutilizado (verde) y vertido al mar a través de emisario (rojo) de las tres Estaciones Depuradoras de Aguas Residuales (EDAR) gestionadas por Calvià 2000 entre los años 2015 y 2020 en hectómetros cúbicos por año (hm³/año). FUENTE: Calvià 2000.



**Figura 12.** Caudal mensual vertido al mar a través de emisario de las tres Estaciones Depuradoras de Aguas Residuales (EDAR) gestionadas por Calvià 2000 entre los años 2015 y 2020 en hectómetros cúbicos por mes (hm³/mes). FUENTE: Calvià 2000.



**Figura 13.** Porcentaje del número de incumplimientos del caudal máximo de diseño de las depuradoras gestionadas por ABAQUA, EMAYA y Calvià 2000 que vierten al mar entre los años 2016 y 2019. FUENTE: ABAQUA, EMAYA y Calvià 2000.

### 3. Caudal de agua regenerada

Solo se dispone de datos del volumen de agua reutilizada de las EDAR gestionadas por EMAYA y por Calvià 2000 (figuras 9 y 11).

En las EDAR de Palma, el volumen de agua reutilizada entre los años 2014 y 2019 ha variado entre 13,4 hm<sup>3</sup> en 2014 y 16,6 hm<sup>3</sup> en 2015, lo que supone un 46 % y un 55 %, respectivamente (Figura 9). En el año 2019 se reutilizó un 53 % del agua que llegó a las depuradoras de Palma, lo que supone un total de 16,5 hm<sup>3</sup> (Figura 9).

En las depuradoras gestionadas por Calvià 2000, los porcentajes de reutilización de agua depurada son ligeramente superiores a los de las gestionadas por EMAYA. Estos porcentajes variaron entre un 76,2 % en el año 2020 y un 59,5 % en 2017, lo que supone 3,5 hm<sup>3</sup> y 4,1 hm<sup>3</sup>, respectivamente (Figura 11). En 2019 se reutilizó un 60,6 % del agua que llegó a las depuradoras de Calvià, lo que supone 4,3 hm<sup>3</sup> (Figura 11).

De las estimas que se obtienen de la documentación del Plan Hidrológico de las Islas Baleares (PHIB), para el conjunto de las Islas se supone que 68,23 hm<sup>3</sup>/año son aptos para su reutilización, lo que representa un 70,2 % del total del agua depurada (Tabla 2). Si se considera que el agua con una concentración salina elevada no se puede emplear para el riego de cultivos y se establece un umbral de conductividad de 3 mS/cm, la cantidad de agua realmente susceptible de ser empleada para usos agrícolas se reduce a 36,58 hm<sup>3</sup>/año, es decir, el 37,7 % del agua depurada. Ello supone que un 32,6 % del agua depurada presenta salinidades demasiado elevadas para considerarla apta para el riego. La causa de esta salinidad elevada es una salinidad demasiado elevada en el agua de entrada a las depuradoras, quizá debida a roturas de las tuberías del alcantarillado en zonas próximas a la costa, el vertido puntual de aguas procedentes de plantas desalinizadoras privadas y un elevado número de sistemas de descalcificación del agua.

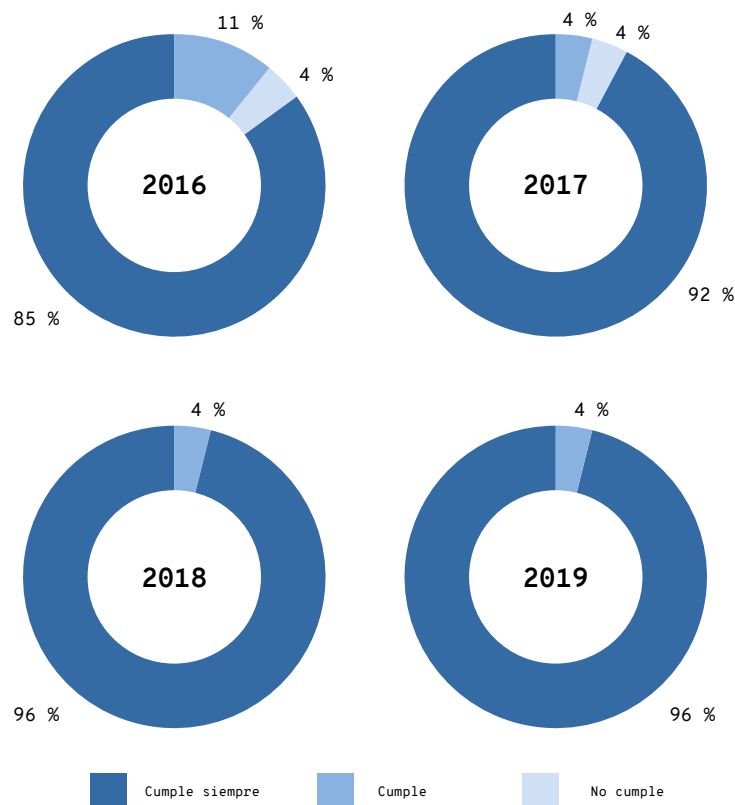
### 4. Indicador de la adecuación del caudal recibido al caudal de diseño

En general, la mayoría de depuradoras gestionadas por ABAQUA, EMAYA y Calvià 2000 que vierten sus aguas depuradas al mar no superan el caudal de diseño y no se puede considerar que estén infradimensionadas (figuras 13 y 14). Durante el período 2016-2019, seis de ellas superaron el caudal de diseño en algún momento: 3 en Mallorca, 1 en Menorca y 2 en Ibiza (Figura 13):

- Cala Ferrera incumplió el caudal de diseño durante dos años consecutivos en 2016 y 2017 un total de 6 y 4 meses, respectivamente.
- Sóller-Port de Sóller incumplió el caudal de diseño un mes en el año 2017 y otro mes en 2018, lo que representa un incumplimiento anual del 8,33 % para esos años.
- Palma I incumplió el caudal de diseño dos meses del año 2016, con un incumplimiento anual del 16,67 %.
- Ciutadella Sud incumplió el caudal de diseño en los meses de julio y agosto del año 2019, lo que representa un 16,7 % de incumplimiento.
- Platja d'en Bossa superó el caudal de diseño 1 mes del año 2016 (8,3 %).
- Sant Antoni sobrepasó el caudal del diseño 1 mes del año 2016 (8,3 %).

Entre los años 2016 y 2019 se puede apreciar una mejora en el cumplimiento de los caudales máximos: mientras que en 2016 se incumplió el caudal máximo un total de 10 veces —es decir, un 3,1 % de las medidas—, en 2019 se incumplió solo 2 veces, lo que representa un 0,7 % de las medidas (Figura 11).

Anualmente, solo se considera que incumplió el caudal la depuradora de Cala Ferrera en los años



**Figura 14.** Porcentaje de cumplimiento anual del caudal máximo de diseño de las depuradoras gestionadas por ABAQUA, EMAYA y Calvià 2000 que vierten al mar entre los años 2016 y 2019. FUENTE: ABAQUA, EMAYA y Calvià 2000.

2016 y 2017. El resto de EDAR, a pesar de incumplir el umbral de caudal de depuración de diseño algún mes del año, se considera que cumplieron este indicador, ya que no se superaron las 3 medidas por encima del umbral de un total de 12 medidas (Figura 13). Por tanto, en los años 2018 y 2019 ninguna depuradora incurrió en incumplimiento al no superar estos umbrales durante más de 3 meses.

Globalmente hubo un incumplimiento del caudal de depuración del 1,6 % entre los años 2016 y 2019 (Figs. 13 y 14).

En el año 2019 solo la depuradora de Ciutadella Sud superó el caudal de diseño durante 2 meses. El resto de depuradoras no superó este umbral.

A estos incumplimientos hay que sumar el posible vertido de aguas sin depurar debido a puntas del caudal causadas por episodios de lluvias intensas en los casos en que las aguas pluviales no están separadas de las aguas residuales. Estos episodios son frecuentes en la bahía de Palma a causa de la inexistencia de tanques de laminación de puntas de caudal y de la obsolescencia de los equipos de la actual depuradora EDAR II de Palma gestionada por EMAYA; se han registrado numerosos episodios de vertidos de aguas mixtas al torrente y a la bahía de Palma que afectan a la actividad turística y a la propia estación depuradora («Memoria EMAYA 2017»).<sup>15</sup> La bahía de Palma no es el único lugar donde se registran estos vertidos de aguas mixtas, muy frecuentes en episodios de lluvias copiosas debidos a la no separación de las aguas pluviales de las fecales en la mayoría de núcleos de las islas.

## 5. Demanda biológica de oxígeno (DBO) del agua depurada vertida al mar

La demanda biológica de oxígeno da una idea de la carga de materia orgánica del agua depurada. Según la normativa estatal, esta no puede superar los 25 mg O<sub>2</sub>/l o hay que conseguir una reducción mínima de entre el 70 % y el 90 % respecto a la DBO del caudal de entrada a la EDAR. Si se cumple uno de estos dos requisitos, se estaría cumpliendo la legalidad.

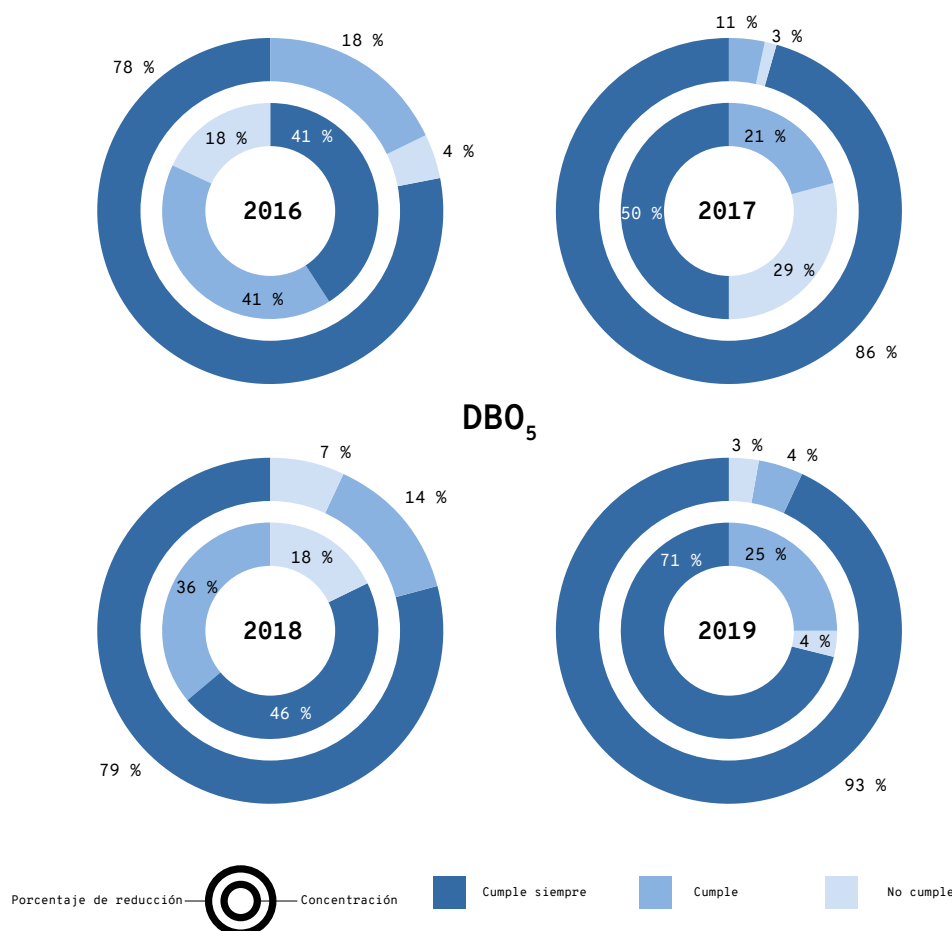
Se presenta el porcentaje de meses de incumplimiento de este parámetro, tanto para el umbral de concentración como para el cumplimiento del porcentaje de reducción (Figs. 15 y 16).

Se registra un cumplimiento mayor de este parámetro para el porcentaje de reducción; en cambio, se incumple más veces el máximo de concentración (Figs. 15 y 16).

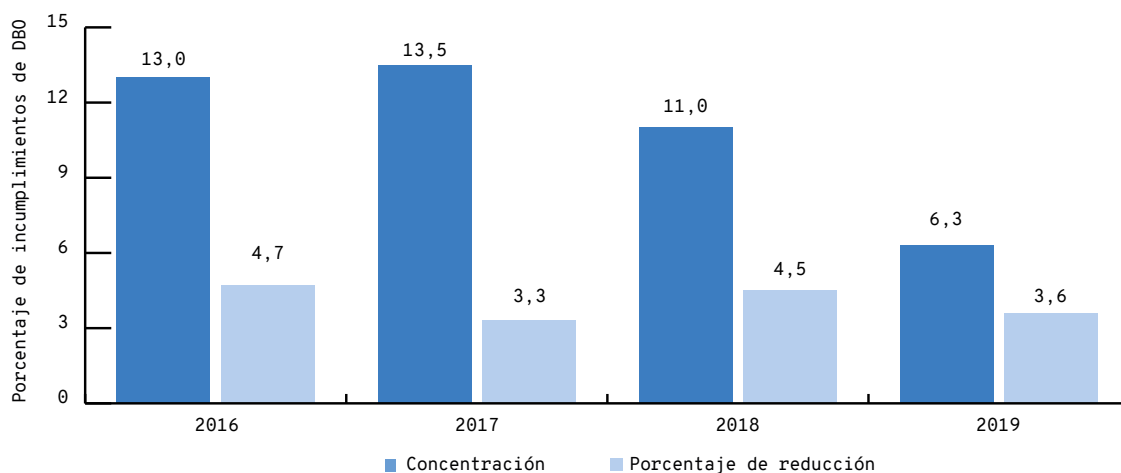
Si se tiene en cuenta el porcentaje de reducción, se han registrado 5 incumplimientos de la DBO en el período 2016-2019:

- La depuradora de Ibiza ha incumplido este parámetro todos los años (2016-2019), lo que supone 4 de los 5 incumplimientos.
- La EDAR de Andratx lo incumplió en 2018.





**Figura 15.** Porcentaje de cumplimiento anual del parámetro demanda biológica de oxígeno (DBO<sub>5</sub>) para el umbral de concentración (círculo interno) y para el porcentaje de reducción (círculo externo) de las depuradoras gestionadas por ABAQUA, EMAYA y Calvià 2000 que vierten al mar entre los años 2016 y 2019. FUENTE: ABAQUA, EMAYA y Calvià 2000.



**Figura 16.** Porcentaje del número de incumplimientos del parámetro demanda biológica de oxígeno (DBO<sub>5</sub>), tanto por el umbral de concentración (azul oscuro) como para el porcentaje de reducción (azul claro), de las depuradoras gestionadas por ABAQUA, EMAYA y Calvià 2000 que vierten al mar entre los años 2016 y 2019. FONT: ABAQUA, EMAYA y Calvià 2000.

Por tanto, las únicas depuradoras que no han cumplido con los límites legales establecidos durante el período 2016-2019 han sido las de Ibiza y Andratx.

Si se considera el umbral de concentración de DBO, que sería deseable cumplir, en este período se han registrado 17 incumplimientos:

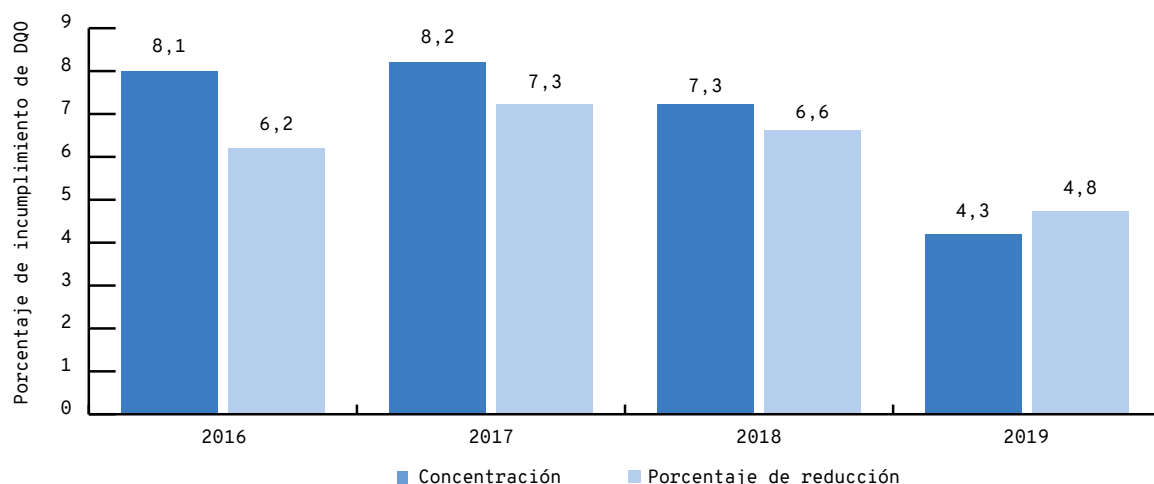
- La EDAR de Ibiza lo ha incumplido todos los años.
- Las EDAR de Andratx, Platja d'en Bossa y Portocolom lo incumplieron en 2016.
- Las EDAR de Cala Ferrera y Cala d'Or lo incumplieron en 2017 y 2018.

→ La EDAR de Camp de Mar lo incumplió en los años 2016, 2017 y 2018.

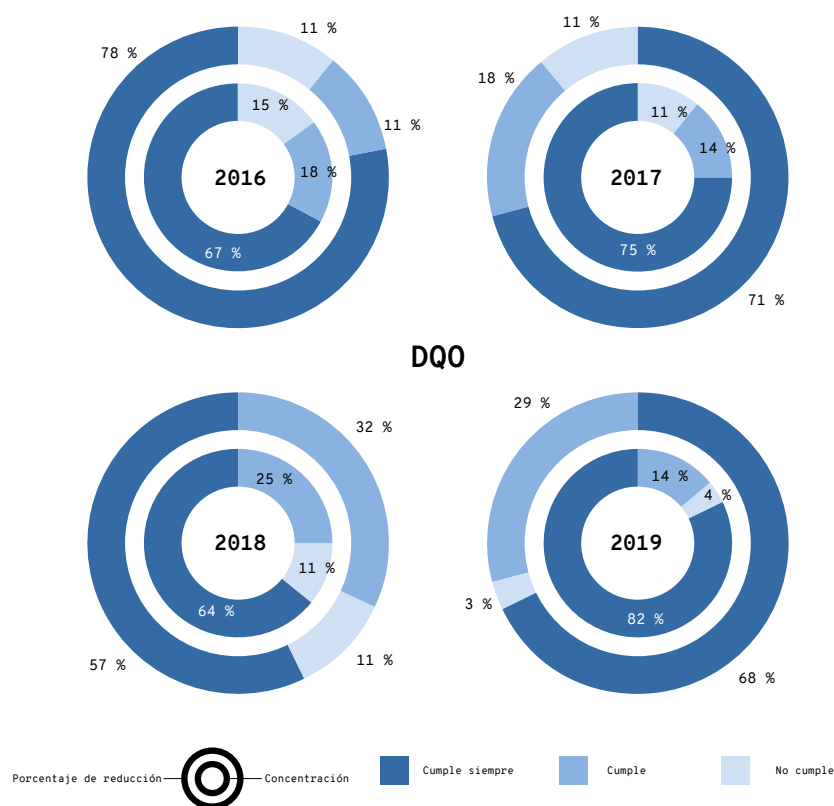
→ La EDAR de Santa Eulària des Riu lo incumplió en 2017 y 2018.

→ Palma II lo incumplió en 2017.

El incumplimiento de este parámetro se ha mantenido más o menos estable a lo largo del tiempo, con una única EDAR incumpléndolo en los años 2016, 2017 y 2019 (Ibiza) y 2 incumpléndolo en el año 2018 (Ibiza y Andratx).



**Figura 17.** Porcentaje del número de incumplimientos del parámetro demanda química de oxígeno (DQO), tanto para el umbral de concentración (azul oscuro) como para el porcentaje de reducción (azul claro), de las depuradoras gestionadas por ABAQUA, EMAYA y Calvià 2000 que vierten al mar entre los años 2016 y 2019. FUENTE: ABAQUA, EMAYA y Calvià 2000.



**Figura 18.** Porcentaje de cumplimiento anual del parámetro demanda química de oxígeno (DQO) para el umbral de concentración (círculo interno) y para el porcentaje de reducción (círculo externo) de las depuradoras gestionadas por ABAQUA, EMAYA y Calvià 2000 que vierten al mar entre los años 2016 y 2019. FUENTE: ABAQUA, EMAYA y Calvià 2000.

Durante los cuatro años de estudio (2016-2019), este parámetro ha incumplido un 10,8 % de las medidas si se considera el umbral de concentración (25 mg O<sub>2</sub>/l), y un 4 % si se considera el porcentaje de reducción.

## 6. Demanda química de oxígeno (DQO) del agua depurada vertida al mar

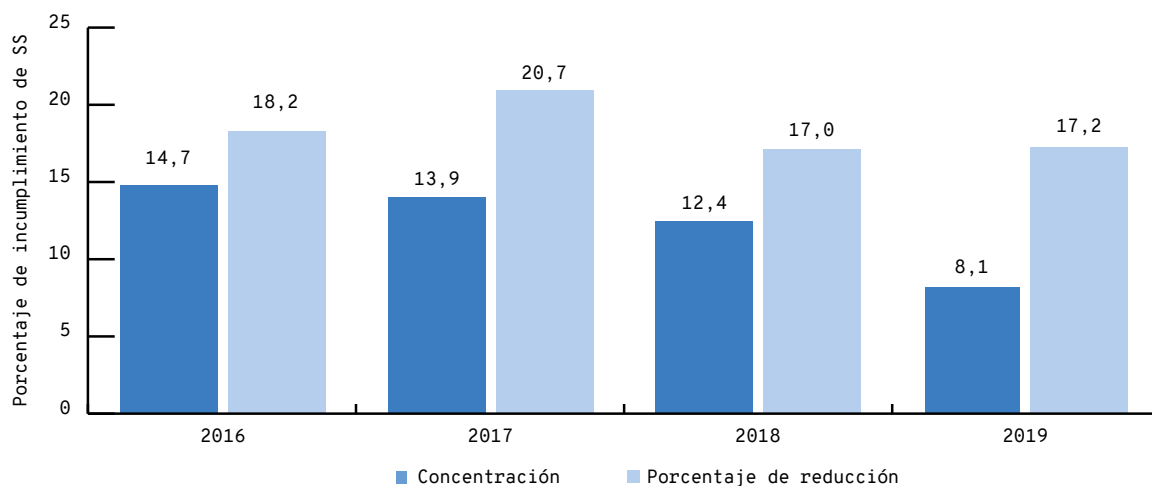
La demanda química de oxígeno (DQO), al igual que la DBO, da una idea de la carga de materia orgánica del agua depurada. Según la normativa estatal, esta no puede superar los 125 mg O<sub>2</sub>/l o es preciso conseguir una reducción mínima del 75 % respecto a la DQO del caudal de entrada en la EDAR. Si se

cumple uno de estos dos requisitos se estaría cumpliendo la legalidad.

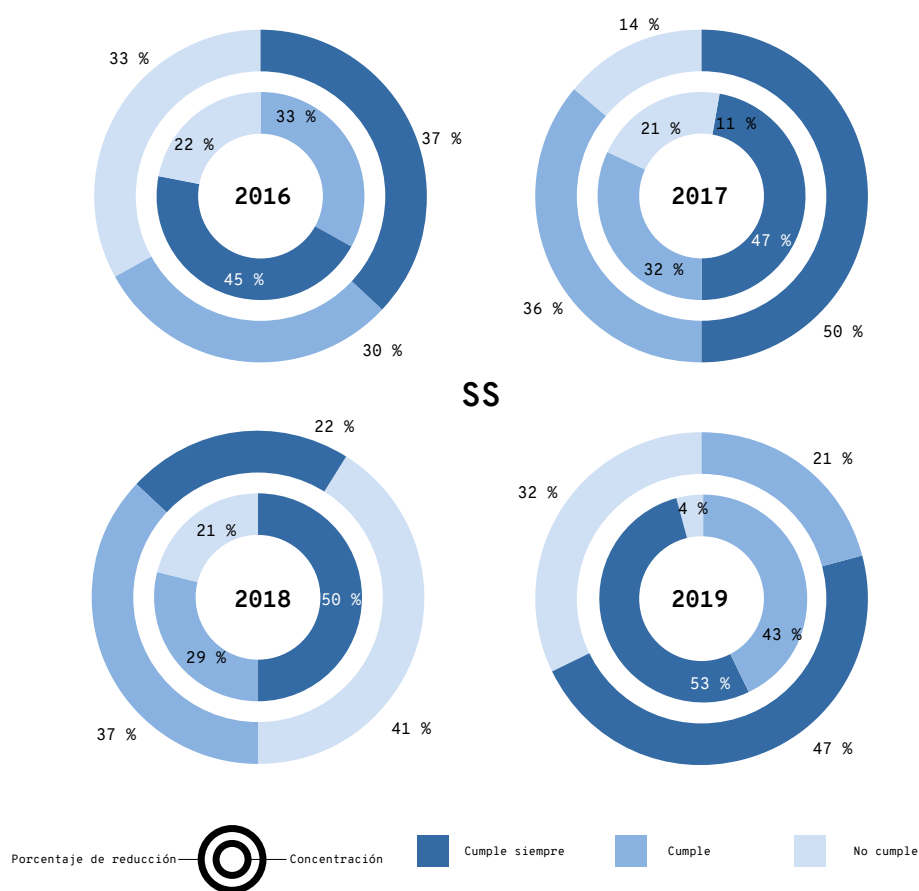
Se presenta el porcentaje de meses de incumplimiento de este parámetro, tanto para el umbral de concentración como para el cumplimiento del porcentaje de reducción (Figs. 17 y 18).

En el período 2016-2019 se ha registrado un total de 9 incumplimientos de este parámetro:

- La EDAR de Ibiza lo ha incumplido durante los 4 años.
- La EDAR de Camp de Mar lo incumplió en 2016 y 2018.



**Figura 19.** Porcentaje del número de incumplimientos mensuales de los valores recomendados por el parámetro sólidos en suspensión (SS) para el umbral de concentración (azul oscuro) y para el porcentaje de reducción (azul claro) de las depuradoras gestionadas por ABAQUA, EMAYA y Calvià 2000 que vierten al mar entre los años 2016 y 2019. FUENTE: ABAQUA, EMAYA y Calvià 2000.



**Figura 20.** Porcentaje de cumplimiento anual del parámetro sólidos en suspensión (SS) para el umbral de concentración (círculo interno) y para el porcentaje de reducción (círculo externo) de las depuradoras gestionadas por ABAQUA, EMAYA y Calvià 2000 que vierten al mar entre los años 2016 y 2019. FUENTE: ABAQUA, EMAYA y Calvià 2000.

→ La EDAR de Santa Eulària des Riu lo incumplió en los años 2017 y 2018.

Como en el caso de la DBO, se registra un mayor número de incumplimientos del umbral de concentración que del porcentaje de reducción. Ello podría indicar que las EDAR son capaces de reducir significativamente estos dos parámetros, pero el caudal de entrada tiene una carga demasiado elevada de materia orgánica (Figs. 17 y 18). Una excepción ha sido la depuradora de Portocolom, que en el año 2016 cumplió con la concentración máxima y, en cambio, incumplió el porcentaje de reducción.

Si se consideran los incumplimientos por superar la concentración máxima establecida, a las EDAR que han incumplido (Ibiza, Camp de Mar y Santa Eulària des Riu) habría que sumar las de Platja d'en Bossa, que lo incumplió en 2016, y Palma II, que lo hizo en los años 2016 y 2017.

En el período comprendido entre los años 2016-2019 (cuatro años), si se considera el umbral de la concentración, este parámetro se ha incumplido un 7,0 % del total de medidas mensuales —es decir, que el 7,0 % de las medidas han superado los 125 mg O<sub>2</sub>/l—, y si se considera el porcentaje de reducción el resultado es de un 6,3 % de las medidas.

## 7. Sólidos en suspensión en el agua depurada vertida al mar

El Real Decreto 509/1996 recomienda unos valores máximos de concentración de sólidos en suspensión de 35 mg/l o una reducción mínima en este parámetro del 70-90 % respecto al agua de entrada. El cumplimiento de estos umbrales es voluntario, por tanto, no se incurre en ilegalidad en caso de superarlos, aunque sería deseable mantenerlos por debajo de estos valores. Por tanto, los porcentajes que se presentan aquí representan un incumplimiento de lo que sería deseable y no de lo que se requiere por imperativo legal.

Para el parámetro sólidos en suspensión se observa un número de incumplimientos mayor cuando se tiene en cuenta el porcentaje de reducción que cuando se considera el umbral de concentración (Figs. 19 y 20).

Entre los años 2016 y 2019 este parámetro se ha incumplido un total de 19 veces:

- La EDAR de Ibiza lo ha incumplido durante los 4 años.
- Las EDAR de Andratx y Camp de Mar lo incumplieron 3 años entre 2016 y 2018.
- Las EDAR de Cala Ferrera y Santa Eulària des Riu lo incumplieron en 2017 y 2018.
- La EDAR Palma II lo incumplió en 2016 y 2017
- Las EDAR Portocolom y Platja d'en Bossa lo incumplieron en 2016.
- La EDAR de Sa Calobra lo incumplió en 2018.

Si se considera el porcentaje de reducción de sólidos en suspensión, este se ha incumplido un total de 39 veces. A las depuradoras ya mencionadas —Ibiza, Cala Ferrera, Santa Eulària des Riu, Platja d'en Bossa, Camp de Mar, Andratx, Portocolom, Sa Calobra y Palma II— habría que sumar las de Cala d'Or, Lluçmajor-S'Arenal, Sant Elm, Sóller-Port de Sóller, Cala Tarida, Sant Antoni, Formentera y Peguera, aunque estas EDAR sí que han vertido aguas con una concentración de sólidos en suspensión inferior a 35 mg/l.

Cabe recordar que el cumplimiento de este parámetro es voluntario y por tanto ninguna de estas depuradoras estaría incumpliendo la normativa vigente.

Entre los años 2016-2019, el parámetro de sólidos en suspensión se ha incumplido en un 12,2 % de las medidas si se considera el umbral de concentración (35 mg O<sub>2</sub>/l), y un 18,1 % si se considera el porcentaje de reducción.

## 8. Nitrógeno total del agua depurada vertida al mar

La legislación estatal solo establece límites legales de nutrientes —tanto de nitrógeno total como de fósforo total— para emisarios que viertan a zonas sensibles por eutrofización de EDAR de más de 10.000 h.e. (Tabla 2). Hoy en día en las Islas Baleares, de las EDAR gestionadas por ABAQUA, EMAYA o Calvià 2000 solo 4 cumplen estas condiciones: Peguera, Cala en Porter, Maó-Es Castell y Santa Ponça (Tabla 4). Adicionalmente, el emisario de la EDAR de Cala Ferrera vierte en una zona sensible por eutrofización, pero por tener una capacidad menor a los 10.000 h.e. queda exenta de cumplir esta normativa.

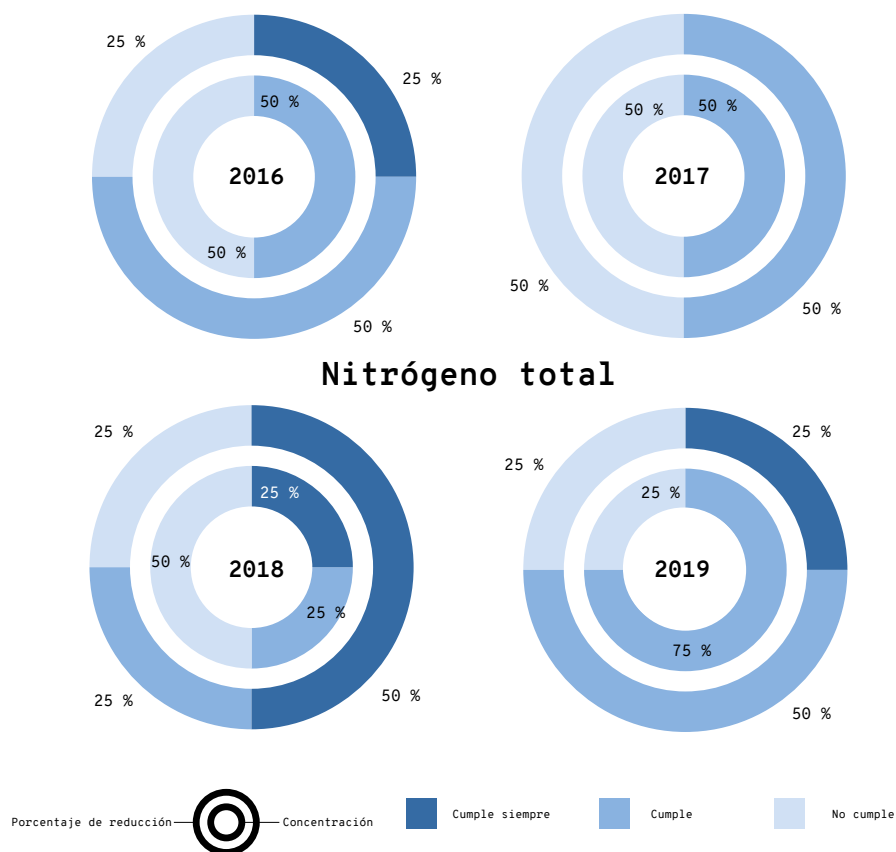
Las depuradoras de Peguera, Cala en Porter y Maó-Es Castell tienen una capacidad inferior a los 100.000 h.e.; por tanto, sus requerimientos de concentración de nitrógeno total del agua depurada son de 15 mg N/l. En cambio, la EDAR de Santa Ponça, por superar los 100.000 h.e. (118.000 h.e.) de capacidad de diseño debería tener unas restricciones más estrictas y el agua que vierte al mar no podría superar los 10 mg N/l; dado que el caudal que recibe esta depuradora se encuentra muy por debajo de su caudal de diseño (de media, depura a un 45,6 % de su capacidad) se incluye dentro del grupo de depuradoras de caudal inferior a los 100.000 h.e. y debe cumplir un umbral de concentración de nitrógeno de 15 mg N/l. También es aceptable una reducción del 70 % de la carga de nitrógeno del agua que reciben (Tabla 2).

La depuradora de Maó-Es Castell no ha cumplido los requerimientos de concentración de nitrógeno, pero sí los de porcentaje de reducción de este nutriente, entre los años 2017 y 2019. Por tanto, esta depuradora está cumpliendo la legalidad vigente.

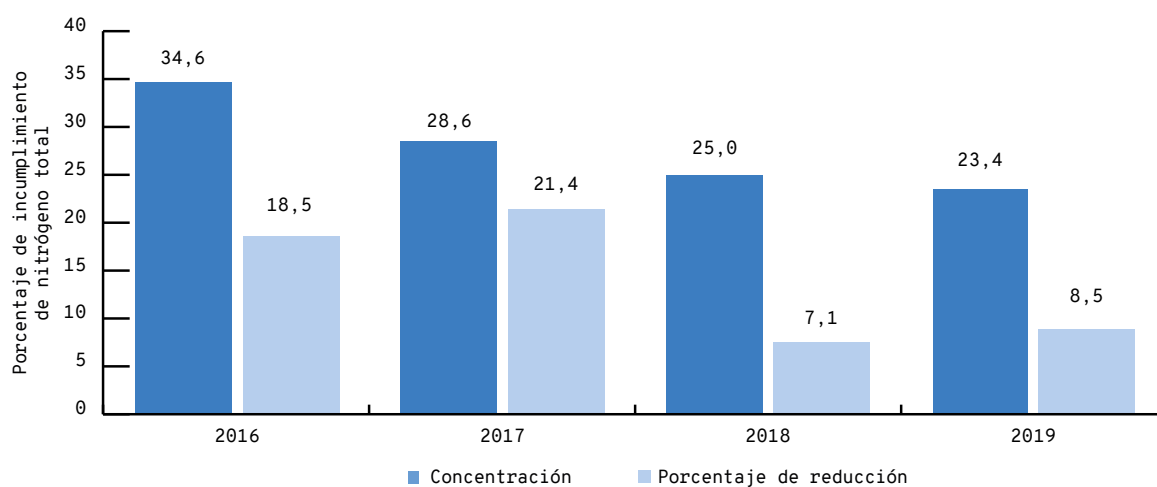
La EDAR de Peguera incumplió el requisito de concentración de nitrógeno en el año 2016, pero cumplió el de porcentaje de reducción; por tanto, no incumplió la legalidad. En 2017, al contrario del año anterior, cumplió el requerimiento de la concentración e incumplió el porcentaje de reducción. En 2018 cumplió ambos requerimientos. Por tanto, la EDAR de Peguera ha cumplido con los requerimientos legales de reducción de nitrógeno todos los años de los que se dispone de datos (figuras 21 y 22).

La depuradora de Cala en Porter cumplió los requerimientos tanto de concentración como de porcentaje de reducción de nitrógeno entre 2016 y 2019.

La depuradora de Santa Ponça cumple los requerimientos para las depuradoras de entre 10.000 y 100.000 h.e. No cumpliría los requerimientos para depuradoras de más de 100.000 h.e., ya que ha vertido aguas con una concentración superior a los



**Figura 21.** Porcentaje de cumplimiento anual del parámetro nitrógeno total (TN) para el umbral de concentración (círculo interno) y para el porcentaje de reducción (círculo externo) de las depuradoras gestionadas por ABAQUA, EMAYA y Calvià 2000 que vierten al mar en zonas sensibles por eutrofización entre los años 2016 y 2019. FUENTE: ABAQUA, EMAYA y Calvià 2000.



**Figura 22.** Porcentaje del número de incumplimientos de los valores legales del parámetro nitrógeno total para el umbral de concentración (azul oscuro) y para el porcentaje de reducción (azul claro) de las depuradoras gestionadas por ABAQUA, EMAYA y Calvià 2000 que vierten al mar en zonas sensibles por eutrofización entre los años 2016 y 2019. FUENTE: ABAQUA, EMAYA y Calvià 2000.

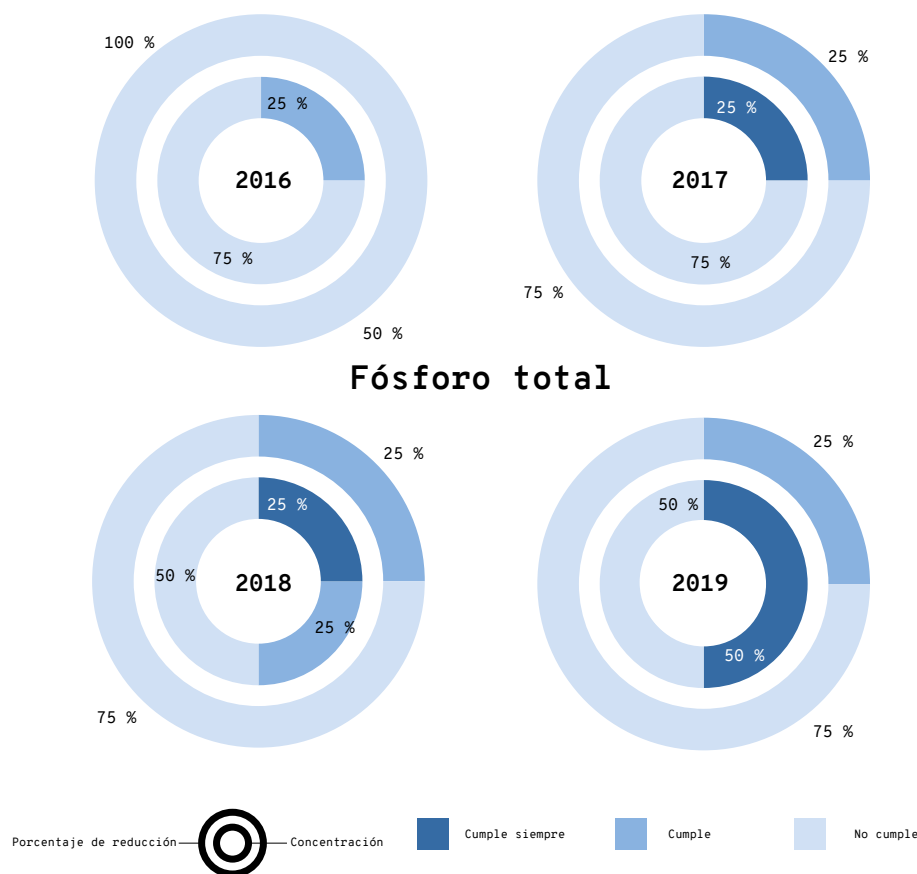
10 mg N/l en los años 2016 y 2017; en cambio, sí que habría cumplido los años 2018 y 2019, porque la media anual de la concentración de nitrógeno que vertió era inferior a los 10 mg N/l.

La EDAR de Cala Ferrera, a pesar de no estar obligada a cumplir la normativa legal por tener una capacidad inferior a los 10.000 h.e., no cumple los umbrales recomendados de concentración de nitrógeno disuelto ni de porcentaje de reducción.

El cumplimiento de la reducción en nutrientes y materia orgánica es importante porque los incrementos en aportes de nutrientes al medio marino

causan una aceleración de la producción primaria o eutrofización. Los síntomas incluyen un aumento en la actividad de *blooms* algales (también de taxones tóxicos), acumulación de materia orgánica y un exceso en el consumo de oxígeno, que causan una situación de hipoxia —bajas concentraciones de oxígeno— o anoxia —su completa ausencia.<sup>16</sup>

La eutrofización causada por vertidos de aguas ricas en nutrientes es un motor de los episodios de falta de oxígeno en el medio marino; puede producir impactos muy graves en las comunidades marinas, provocando que los organismos móviles abandonen la zona y causando impactos letales y subletales en



**Figura 23.** Porcentaje de cumplimiento anual del parámetro fósforo total para el umbral de concentración (círculo interno) y para el porcentaje de reducción (círculo externo) de las depuradoras gestionadas por ABAQUA, EMAYA y Calvià 2000 que vierten al mar en zonas sensibles por eutrofización entre los años 2016 y 2019. FUENTE: ABAQUA, EMAYA y Calvià 2000.

las comunidades bentónicas que viven fijas en el fondo marino, pudiendo llegar a producir eventos de mortalidades masivas debidos a la falta de oxígeno en el medio.<sup>17, 18</sup>

Entre los años 2016-2019, en las depuradoras gestionadas por ABAQUA y Calvià 2000 que vierten al mar a través de emisarios en zonas sensibles por eutrofización, el parámetro nitrógeno total se ha incumplido un 11,7 % de las medidas si se considera el umbral de concentración, y un 14,1 % si se considera el porcentaje de reducción (Figs. 21 y 22).

Los vertidos de aguas residuales depuradas contribuyen a la eutrofización, porque son una fuente considerable de nitrógeno en las aguas naturales de todo el mundo, especialmente en el medio marino.<sup>1</sup> Resultados experimentales han mostrado un incremento de la producción bacteriana y una disminución de la producción primaria y la respiración de la comunidad con vertidos de aguas residuales depuradas; todo ello provoca que la comunidad bacteriana consuma más carbono, lo que podría cambiar los ecosistemas de la autotrofia a la heterotrofia e inducir un cambio de comunidades en las que la producción supera a la respiración en comunidades que serían un sumidero de oxígeno y podrían alimentar la falta de oxígeno o hipoxia.<sup>19</sup>

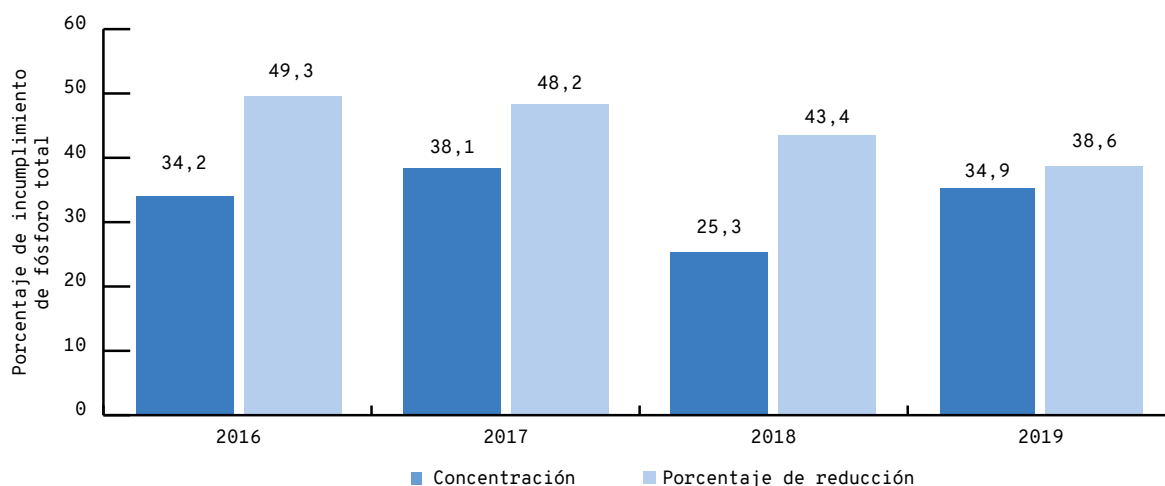
Los aportes de nitrógeno orgánico por aguas residuales tratadas han acelerado las respuestas de las comunidades planctónicas al calentamiento, causando un mayor incremento en las tasas de respiración

que en las de producción, lo que podría ocasionar una disminución de la concentración de oxígeno disuelto, agravando los episodios de falta de oxígeno.<sup>20</sup>

## 9. Fósforo total del agua depurada vertida al mar

Los requisitos de la legislación estatal en materia de reducción de fósforo de depuradoras con emisarios que vierten en zonas sensibles son de concentraciones menores a los 2 mg P/l en el caso de EDAR con una capacidad de entre 10.000 y 100.000 h.e., es decir, para las depuradoras de Peguera, Cala en Porter y Maó-Es Castell; y de 1 mg P/l en el caso de EDAR con capacidad superior a los 100.000 h.e., como sería el caso de Santa Ponça —pero, dado que opera a un 45,6 % de su capacidad, se considera inferior a los 100.000 h.e. También sería aceptable una reducción del 70 % de la carga de fósforo del agua que reciben (Tabla 2).

Las EDAR de Peguera y Santa Ponça cumplieron estos requerimientos todos los años de estudio. Del resto de depuradoras, Maó-Es Castell los ha incumplido todos los años. Si la EDAR de Santa Ponça tuviera que cumplir el requisito de concentraciones menores a 1 mg P/l, lo incumpliría todos los años. La EDAR de Cala en Porter solo cumplió el requerimiento de reducción de fósforo en 2018, mientras que lo incumplió el resto de años (Figs. 23 y 24).



**Figura 24.** Porcentaje del número de incumplimientos de los valores legales para el parámetro fósforo total para el umbral de concentración (azul oscuro) y para el porcentaje de reducción (azul claro) de las depuradoras gestionadas por ABAQUA, EMAYA y Calvià 2000 que vierten al mar en zonas sensibles por eutrofización entre los años 2016 y 2019. FUENTE: ABAQUA, EMAYA y Calvià 2000.

La EDAR de Cala Ferrera también vierte en una zona sensible por eutrofización y, a pesar de no tener que cumplir los requerimientos legales, sería deseable que no vertiera aguas con elevadas concentraciones de nutrientes. Esta EDAR vertió agua con concentraciones superiores a los 2 mg P/l todos los años de estudio.

Entre los años 2016-2019, en las depuradoras gestionadas por ABAQUA y Calvià 2000 que vierten al mar a través de emisarios en zonas sensibles por eutrofización, el fósforo total se ha incumplido un 33,1 % de las medidas si se considera el umbral de concentración, y un 44,8 % si se considera el porcentaje de reducción (Figs. 23 y 24).

Los aportes de nitrógeno y fósforo —nutrientes— al medio marino pueden producir eutrofización —un crecimiento incontrolado de algas microscópicas que llevan a una acumulación de materia orgánica en el medio. La eutrofización es un problema grave en zonas costeras que puede causar una reducción de la concentración de oxígeno, con los consiguientes impactos negativos para la vida marina, que necesita oxígeno para vivir. De hecho, esta falta de oxígeno en zonas costeras, agravada por aportes de nutrientes y materia orgánica al medio marino, está surgiendo como una de las principales amenazas para la biodiversidad marina.<sup>18</sup>

Los incrementos de la concentración de fósforo pueden causar una proliferación de microalgas fijadoras de nitrógeno, causantes de *blooms* fitoplanctónicos vinculados a episodios de falta de oxígeno.

## CONCLUSIONES

→ En las Islas Baleares actualmente hay 143 depuradoras: 50 de gestión privada y 93 de gestión

pública; de estas últimas, 79 están gestionadas por la Agència Balear de l'Aigua i de la Qualitat Ambiental (ABAQUA), 13 por ayuntamientos y 1 —la de Cabrera— por el Consell de Mallorca.

- El volumen de agua residual que llega a las EDAR es muy variable a lo largo del año en todas las islas, con un pico estacional fuerte en los meses de verano, coincidiendo con la temporada alta turística. Esta estacionalidad es más marcada en la isla de Formentera, donde los meses de verano se triplica el caudal depurado en la temporada baja.
- El caudal de las depuradoras gestionadas por ABAQUA que vierten al mar a través de emisarios ha aumentado entre los años 1998 y 2020 a un ritmo de 0,37 hm<sup>3</sup>/año ( $R^2 = 0,71$ ,  $p < 0,001$ ).
- El agua reutilizada en las EDAR de Palma (gestionadas por EMAYA) ha variado entre 13,4 hm<sup>3</sup> en el año 2014 (46 %) y 16,6 hm<sup>3</sup> en 2015 (55 %). En 2019 se reutilizaron 16,5 hm<sup>3</sup>, un 53 % del agua que llegó a las depuradoras de Palma.
- El porcentaje de reutilización de agua de las EDAR de Calvià (gestionadas por Calvià 2000) varió entre un 76,2 % en el año 2020 (3,5 hm<sup>3</sup>) y un 59,5 % en 2017 (4,1 hm<sup>3</sup>). En 2019 se reutilizó un 60,6 % del agua que llegó a estas depuradoras (4,3 hm<sup>3</sup>).
- De las estimas que se obtienen de la documentación del Plan Hidrológico de las Islas Baleares (PHIB), para el conjunto de las Baleares un total de 68,23 hm<sup>3</sup>/año se consideran aptos para su reutilización (un 70,2 % del total del agua depurada). Si a esta cantidad restamos el agua con una elevada concentración salina no apta para el riego de cultivos (con con-



ductividad > 3 mS/cm), la cantidad de agua realmente susceptible de ser empleada para usos agrícolas se reduce a 36,58 hm<sup>3</sup>/año (el 37,7 %). Por tanto, un 32,6 % del agua depurada presenta salinidades demasiado elevadas para ser aptas para el riego.

- La mayoría de depuradoras gestionadas por ABAQUA, EMAYA y Calvià 2000 que vierten sus aguas depuradas al mar no superan el caudal de diseño y no se puede considerar que estén infradimensionadas. Durante el período 2016-2019 hubo 6 depuradoras que en algún momento superaron el caudal de diseño: 3 en Mallorca (Cala Ferrera, Sóller-Port de Sóller y Palma I), 1 en Menorca (Ciutadella Sud) y 2 en Ibiza (Platja d'en Bossa y Sant Antoni). A nivel anual solo la EDAR de Cala Ferrera incumplió los límites de caudal en los años 2016 y 2017. Entre 2016 y 2019 se puede apreciar una mejora en el cumplimiento de los caudales máximos: mientras que en el año 2016 se incumplió el caudal máximo un total de 10 veces (es decir, un 3,1 % de las medidas), en 2019 se incumplió solo 2 veces, lo que representa un 0,7 % de las medidas. Globalmente se registró un incumplimiento del caudal de depuración del 1,6 % entre 2016 y 2019.
- A los incumplimientos de caudal habría que sumar los posibles vertidos de aguas sin depurar debido a puntas de caudal causadas por episodios de lluvias intensas, en los casos en que las aguas pluviales no están separadas de las residuales.
- En el período 2016-2019, el parámetro demanda biológica de oxígeno (DBO) se incumplió 5 veces: 4 veces en la depuradora de Ibiza (todos los años) y 1 en la EDAR de Andratx en 2018.
- En ese mismo período se ha incumplido el parámetro demanda química de oxígeno (DQO) un total de 9 veces: 4 en la EDAR de Ibiza (2016-2019), 3 en la de Camp de Mar (2016-2018) y 2 en la de Santa Eulària des Riu (2017-2018).
- La legislación estatal establece que el parámetro de sólidos en suspensión es de cumplimiento voluntario, por tanto, no se incurre en ilegalidad si se superan los límites recomendados. En el período 2016-2019 este parámetro se ha incumplido 19 veces: 4 en la EDAR de Ibiza (2016-2019); 3 en la de Camp de Mar (2016-2018) y en la de Andratx (2016-2018); 2 en la de Santa Eulària des Riu (2017-2018) y en la de Cala Ferrera (2017-2018); 2 en Palma II (2016-2017); y 1 en la de Portocolom (2016), en la de Platja d'en Bossa (2016) y en la de Sa Calobra (2018). Para este parámetro se observa un número mayor de incumplimientos cuando se considera el porcentaje de reducción (y no el umbral de concentración).
- Hoy en día en las Baleares, de las EDAR gestionadas por ABAQUA, EMAYA y Calvià 2000, las depuradoras de Peguera, Cala en Porter, Maó-Es Castell, Santa Ponça y Cala Ferrera vierten en zonas sensibles por eutrofización. Estas depuradoras tienen unos requerimientos para el vertido de nutrientes (15 mg N/l y 2 mg P/l). La EDAR de Cala Ferrera queda exenta de cumplirlos por tener una capacidad inferior a los 10.000 h.e.
- La depuradora de Maó-Es Castell no ha cumplido los requerimientos de concentración de nitrógeno, pero sí los de porcentaje de reducción de este nutriente entre los años 2017 y 2019. Las EDAR de Peguera y Cala en Porter han cumplido los requerimientos legales de reducción de nitrógeno todos los años de los que se dispone de datos. La depuradora de Santa Ponça cumple el umbral de 15 mg/l de nitrógeno todos los años, pero no cumpliría el de 10 mg N/l en 2016 y 2017 y sí que lo cumpliría en los años 2018 y 2019.
- Las EDAR de Peguera y Santa Ponça cumplieron todos los años los límites permitidos de concentración de fósforo total para depuradoras que vierten en zonas sensibles. La depuradora de Cala en Porter los cumplió en 2018. El resto de años, las depuradoras vertieron aguas enriquecidas en fósforo por encima de los valores legales.
- La EDAR de Cala Ferrera, a pesar de no estar obligada a cumplir la normativa legal por tener una capacidad inferior a los 10.000 h.e., no cumple los umbrales recomendados de concentración de nitrógeno ni de fósforo disuelto, ni los de porcentaje de reducción de estos nutrientes.
- La EDAR de Ibiza incumple todos los parámetros legales (DBO, DQO) y recomendados (SS y nitrógeno y fósforo total). Requiere mejoras urgentes para verter aguas con una calidad aceptable.
- Los aportes de nutrientes y materia orgánica de las aguas depuradas pueden causar problemas de eutrofización en las zonas donde vierten —un crecimiento incontrolado de algas microscópicas que provocan una acumulación de materia orgánica en el medio. Ello puede tener efectos graves, especialmente si estas aguas se vierten en bahías con poca renovación o zonas sensibles por eutrofización, y podría ocasionar una reducción de la concentración de oxígeno disuelto, con los consecuentes impactos negativos para la vida marina, que necesita oxígeno para vivir.

---

## REFERENCIAS

- <sup>1</sup> SEITZINGER, S. P. *et al.* (2005). «Sources and delivery of carbon, nitrogen, and phosphorus to the coastal zone: An overview of Global Nutrient Export from Watersheds (NEWS) models and their application». *Global Biogeochemical Cycles*, 19. DOI: doi:10.1029/2005GB002606.
- <sup>2</sup> NIXON, S. W. (1995). «Coastal Marine Eutrophication - a Definition, Social Causes, and Future Concerns». *Ophelia*, 41, 199-219.
- <sup>3</sup> GACIA, E. *et al.* (2012). «Thresholds of irradiance for seagrass *Posidonia oceanica* meadow metabolism». *Marine Ecology Progress Series*, 466, 69-79. <https://doi.org/10.3354/meps09928>.
- <sup>4</sup> DUARTE, C. M. (1995). «Submerged Aquatic Vegetation in Relation to Different Nutrient Regimes». *Ophelia*, 41, 87-112.
- <sup>5</sup> GRALL, J.; CHAUVAUD, L. (2002). «Marine eutrophication and benthos: the need for new approaches and concepts». *Global Change Biology*, 8, 813-830.
- <sup>6</sup> LLORET, J.; MARIN, A.; MARIN-GUIRAO, L. (2008). «Is coastal lagoon eutrophication likely to be aggravated by global climate change?». *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 78, 403-412. DOI: 10.1016/j.ecss.2008.01.003.
- <sup>7</sup> THEEDE, H. *et al.* (1969). «Studies on resistance of marine bottom invertebrates to oxygen-deficiency and hydrogen sulphide». *Marine Biology*, 2, 325-337.
- <sup>8</sup> CALLEJA, M. L.; MARBÀ, N.; DUARTE, C. M. (2007). «The relationship between seagrass (*Posidonia oceanica*) decline and sulfide porewater concentration in carbonate sediments». *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 73, 583-588. DOI: 10.1016/j.ecss.2007.02.016.
- <sup>9</sup> TERRADOS, J. *et al.* (1999). «Are seagrass growth and survival constrained by the reducing conditions of the sediment?». *Aquatic Botany*, 65, 175-197. DOI: 10.1016/S0304-3770(99)00039-X.
- <sup>10</sup> VAQUER-SUNYER, R.; DUARTE, C. M. (2010). «Sulfide exposure accelerates hypoxia-driven mortality». *Limnology and Oceanography*, 55, 1075-1082.
- <sup>11</sup> ABAQUA. (2019). «Memòria anual 2019». Palma: Govern de les Illes Balears. Conselleria de Medi Ambient i Territori. Agència Balear de l'Aigua i la Qualitat Ambiental (ABAQUA).

<sup>12</sup> DIRECCIÓ GENERAL DE RECURSOS HÍDRICS (2018). «Plan Hidrológico de las Illes Balears. Revisión anticipada del 2º ciclo 2015-2021». Govern de les Illes Balears. Conselleria de Medi Ambient, Agricultura i Pesca. Direcció General de Recursos Hídrics.

<sup>13</sup> DIRECCIÓ GENERAL DE RECURSOS HÍDRICS (2020). «Ficha nº 1: Reutilización e infiltración de aguas depuradas. Esquema de temas importantes. Tercer ciclo de planificación hidrológica IB (2021-2027)». Govern de les Illes Balears. Conselleria de Medi Ambient, Agricultura i Pesca. Direcció General de Recursos Hídrics.

<sup>14</sup> PORTAL DE L'AIGUA DE LES ILLES BALEARS: <http://www.caib.es/sites/aigua/ca/>.

<sup>15</sup> EMAYA. (2017). «Memòria EMAYA 2017».

<sup>16</sup> PAERL, H. W. (2006). «Assessing and managing nutrient-enhanced eutrophication in estuarine and coastal waters: Interactive effects of human and climatic perturbations». *Ecological Engineering*, 26, 40-54.

<sup>17</sup> DIAZ, R. J. (2001). «Overview of hypoxia around the world». *Journal of Environmental Quality*, 30, 275-281. <https://doi.org/10.2134/jeq2001.302275x>.

<sup>18</sup> VAQUER-SUNYER, R.; DUARTE, C. M. (2008). «Thresholds of hypoxia for marine biodiversity». *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 105, 15452-15457.

<sup>19</sup> VAQUER-SUNYER, R. *et al.* (2016). «Effects of wastewater treatment plant effluent inputs on planktonic metabolic rates and microbial community composition in the Baltic Sea». *Biogeosciences*, 13, 4751-4765. DOI:10.5194/bg-13-4751-2016.

<sup>20</sup> VAQUER-SUNYER, R. *et al.* (2015). «Dissolved Organic Nitrogen Inputs from Wastewater Treatment Plant Effluents Increase Responses of Planktonic Metabolic Rates to Warming». *Environmental Science & Technology*, 49, 11411-11420. DOI: 10.1021/acs.est.5b00674.

---

#### CITAR COMO

VAQUER-SUNYER, R.; BARRIENTOS, N.; CALVO, J.; ABAQUA; EMAYA; CALVIÀ 2000. (2021) «Estaciones Depuradoras de Aguas Residuales (EDAR)». En: Vaquer-Sunyer, R.; Barrientos, N. (ed.). *Informe Mar Balear 2021* <<https://informemarbalear.org/es/presiones/imb-depuradores-esp.pdf>>.

En la elaboración de este capítulo han participado:  
Raquel Vaquer-Sunyer, Natalia Barrientos, Sergio Martino y Juan Calvo.

# Plantas desalinizadoras: volumen de agua potable producida y vertidos de salmuera

La deficiencia de agua dulce es un problema en aumento en muchas zonas mediterráneas que afecta particularmente al sureste de la Península Ibérica y las Islas Baleares. Se debe al desequilibrio entre los recursos hídricos limitados y una demanda creciente, relacionada con los cambios en los usos del suelo y la industria turística. La desalinización de agua a través de plantas de ósmosis inversa ha sido durante los últimos treinta años una solución prometedora para superar esta deficiencia.

En las Islas Baleares, el proceso de desalinización es necesario para poder suministrar agua potable. En Formentera, el 100 % del agua potable urbana suministrada proviene de la planta desalinizadora, mientras que en Ibiza supone aproximadamente el 70 %.

La desalación del agua lleva asociada como producto de desecho agua concentrada en sales (salmuera). La salmuera obtenida en el proceso de desalinización es básicamente agua de mar concentrada en un factor que depende de la eficiencia de las membranas de ósmosis inversa (55-60 %, con concentraciones máximas que llegan al 90 %).<sup>1</sup>

La mayoría de vertidos de salmuera se realizan al medio marino, ya sea a través de emisarios, de torrentes o directamente a la costa. Esta agua de desecho hipersalina origina plumas de descarga densas que potencialmente pueden afectar a los organismos y comunidades marinas. Sus efectos dependerán de los ecosistemas que reciban estos vertidos, las condiciones hidrodinámicas de la zona, la profundidad de descarga y el flujo de salmuera.<sup>2,3</sup>

Los estudios de monitoreo ecológico han registrado efectos variables que van desde la ausencia de impactos sobre las comunidades bentónicas—cuando las descargas se producen en ambientes con poca mezcla— a alteraciones generalizadas de la estructura de la comunidad en plantas marinas, arrecifes de coral y ecosistemas de sedimentos blandos. En las zonas donde la disolución del agua es más rá-

pida, los efectos ambientales parecen limitarse a decenas de metros de los emisarios.<sup>4</sup>

Las comunidades de plantas marinas son particularmente sensibles a estos vertidos.<sup>5,6</sup> La fanerógama *Posidonia oceanica* es especialmente vulnerable a los cambios de salinidad provocados por los vertidos de salmuera, y a salinidades de 39,1 y 38,4 muestra cambios significativos en su estructura y vitalidad, respectivamente.<sup>6</sup> Los haces de *P. oceanica* disminuyen significativamente su crecimiento y supervivencia con el aumento de salinidad.<sup>7,8</sup> Cuando se alcanzan salinidades por encima de los 42 psu (Unidades Prácticas de Salinidad, por sus siglas en inglés) la mortalidad de esta planta marina aumenta, llegando al 100 % en salinidades de 50 psu.<sup>7</sup>

Solo hay un estudio en el que se evalúan los efectos de la salmuera en praderas de posidonia en las Islas Baleares, concretamente en la isla de Formentera, donde los vertidos medios de salmuera entre 1994 y 2019 fueron de 0,59 hm<sup>3</sup>/año.<sup>5</sup> Este estudio mostró una gran sensibilidad de esta planta marina a los efectos de la salinidad y la eutrofización derivados de los vertidos de la desalinizadora. Las plantas mostraron cambios estructurales y fisiológicos, aunque no se registró una reducción extensiva de la pradera.<sup>5</sup> Los autores atribuyen estos resultados a la alta radiación incidente y la rápida dilución y dispersión de la salmuera debido a la situación de la pradera en aguas poco profundas.<sup>5</sup>

## ¿QUÉ ES?

Volumen de agua potable desalada producida por las plantas desalinizadoras de las Islas Baleares en hectómetros cúbicos por año ( $\text{hm}^3/\text{año}$ ), es decir, en miles de millones de litros por año.

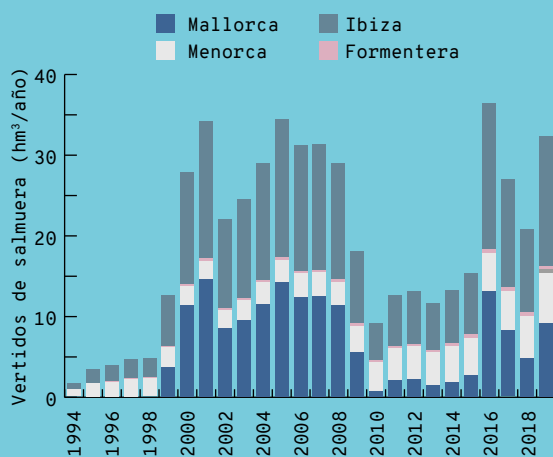
Volumen de salmuera vertido al mar por las plantas desalinizadoras en  $\text{hm}^3/\text{año}$ .

## METODOLOGÍA

Los datos proceden de la Agència Balear de l'Aigua i la Qualitat Ambiental (ABAQUA). Se han obtenido del [Portal de l'Aigua](#) de la Direcció General de Recursos Hídrics del Govern de les Illes Balears.

## RESULTADOS

- Hay un total de ocho plantas desalinizadoras activas en las Islas Baleares.
- En Mallorca, la producción de agua desalada se ha quintuplicado en los últimos seis años, lo que conlleva un aumento de los vertidos de salmuera al medio marino. Para el total de las islas el aumento entre 1994 y 2019 ha sido del 243 %.
- En Menorca, la planta desalinizadora entró en funcionamiento en mayo de 2019, y ese año produjo  $0,7 \text{ hm}^3$ .
- En el año 2019 se vertieron un total de  $32,28 \text{ hm}^3$  —es decir, 32.280 millones de litros— de salmuera al mar Balear. Esta cifra es algo menor que la del año 2016, cuando se vertió un total de  $36,40 \text{ hm}^3$ , coincidiendo con un período de sequía.
- Para evitar el impacto medioambiental de la salmuera es importante verterla de forma que se diluya rápidamente y en zonas donde no haya pradera de *Posidonia oceanica*, particularmente sensible a los cambios de salinidad.



Vertidos de salmuera en el mar en hectómetros cúbicos por año ( $\text{hm}^3/\text{año}$ ) para cada isla y total de las Baleares entre 1994 y 2019.

## ¿POR QUÉ?

La producción de agua potable desalada está aumentando en muchas zonas del Mediterráneo debido a la escasez de agua. Dicha escasez se produce a causa de un desequilibrio entre los recursos hídricos limitados y una demanda creciente relacionada con el aumento de población y la industria turística.

El producto de desecho del proceso de desalinización es agua concentrada en sales (salmuera) que se vierte al mar, donde puede afectar gravemente a sus ecosistemas.

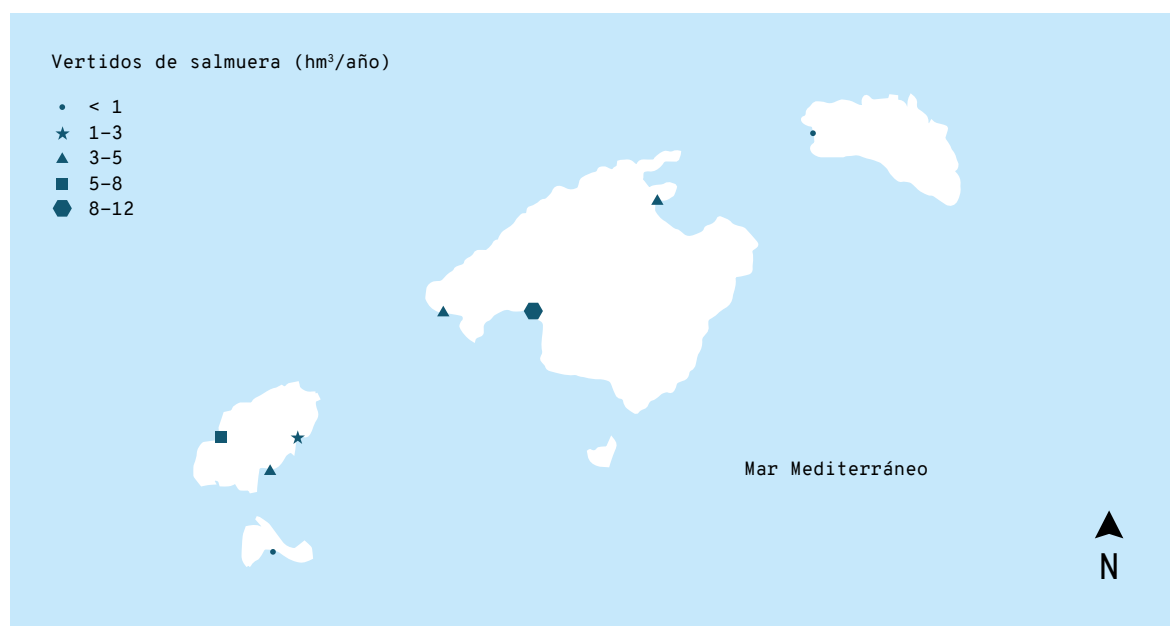
Las praderas de *Posidonia oceanica* son particularmente sensibles a los cambios de salinidad y se ven gravemente afectadas por los vertidos de salmuera, sobre todo en áreas con poca mezcla de agua.<sup>1-4</sup> Los vertidos de salmuera deben realizarse correctamente para evitar un impacto negativo en los ecosistemas marinos.

## LOCALIZACIÓN



## REFERENCIAS

- <sup>1</sup> FERNÁNDEZ-TORQUEMADA, Y.; CARRATALÁ, A.; LIZASO, J. L. S. (2019). «Impact of brine on the marine environment and how it can be reduced». *Desalination and Water Treatment*, 167, 27-37. DOI: 10.5004/dwt.2019.24615.
- <sup>2</sup> GACIA, E. *et al.* (2007). «Impact of the brine from a desalination plant on a shallow seagrass (*Posidonia oceanica*) meadow». *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 72, 579-590. DOI: 10.1016/j.ecss.2006.11.021.
- <sup>3</sup> ROBERTS, D. A.; JOHNSTON, E. L.; KNOTT, N. A. (2010). «Impacts of desalination plant discharges on the marine environment: A critical review of published studies». *Water Research*, 44, 5117-5128. DOI: 10.1016/j.watres.2010.04.036.
- <sup>4</sup> SÁNCHEZ-LIZASO, J. L. *et al.* (2008). «Salinity tolerance of the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica*: recommendations to minimize the impact of brine discharges from desalination plants». *Desalination*, 221, 602-607. DOI: 10.1016/j.desal.2007.01.119.



**Figura 1.** Distribución de vertidos de salmuera según su volumen. FUENTE: Direcció General de Recursos Hídrics del Govern de les Illes Balears.<sup>10</sup>

Adicionalmente, una variedad de diferentes sustancias —como aditivos antical, biocidas, agentes tensioactivos o residuos sólidos procedentes de la limpieza de los filtros— podrían acompañar continua o esporádicamente a los vertidos,<sup>9</sup> con sus consecuentes impactos ambientales.<sup>5</sup>

Las plantas desalinizadoras suponen una amenaza potencialmente grave sobre los ecosistemas marinos.<sup>4</sup> Los impactos derivados de los vertidos de salmuera, su mayor temperatura y contaminantes asociados afectan a la calidad de las aguas donde se vierten. Aun así, si los vertidos se realizan en áreas con una buena mezcla e hidrodinamismo, el impacto ambiental tiende a reducirse a una pequeña escala (decenas de metros de la zona de vertido).<sup>4</sup>

#### NORMATIVA DE APLICACIÓN

- Decisión de la Comisión Europea, de 1 de septiembre de 2010, sobre los criterios y las normas metodológicas aplicables al buen estado medioambiental de las aguas marinas (2010/477/UE).
- Directiva 2008/56/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 17 de junio de 2008, por la que se establece un marco de acción comunitaria para la política del medio marino (Directiva marco sobre la estrategia marina).
- Directiva 2008/105/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 16 de diciembre de 2008, relativa a las normas de calidad ambiental en el ámbito de la política de aguas, por la que se modifican y derogan ulteriormente las directivas 82/176/CEE, 85/513/CEE, 84/156/CEE, 84/491/CEE y 86/280/CEE del Consejo, y por la que se modifica la Directiva 2000/60/CEE.

#### METODOLOGÍA

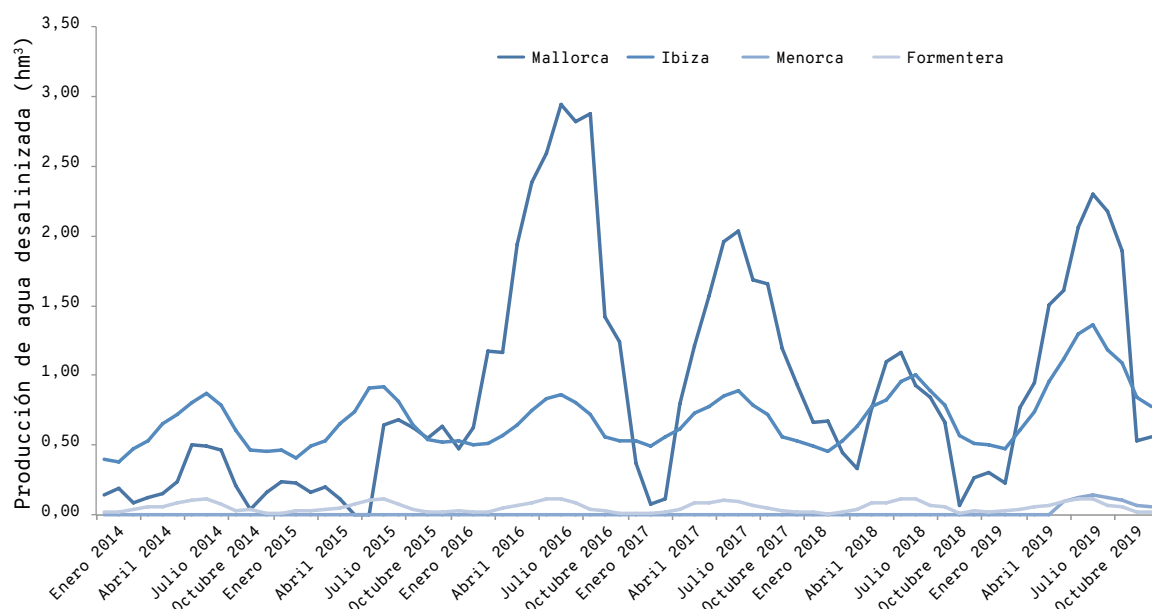
Los datos de los volúmenes de agua producida por procesos de desalinización, los vertidos de salmuera, el agua captada y el tipo de vertido se han obtenido de los documentos iniciales para elaborar el Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica de las Islas Baleares. Estos datos se encuentran disponibles en el [Portal de l'Aigua](#)<sup>10</sup> de la Direcció General de Recursos Hídrics del Govern de les Illes Balears, y proceden de la Agència Balear de l'Aigua i la Qualitat Ambiental (ABAQUA).

La eficiencia de las membranas de ósmosis inversa de las plantas de las Baleares se ha estimado en el 45 %; es decir, que por cada litro de agua extraído del mar se obtiene algo menos de la mitad de agua dulce (0,45 litros) y se producen 0,55 litros de salmuera.<sup>11</sup>

#### RESULTADOS

Actualmente existe un total de ocho instalaciones desalinizadoras de agua de mar (IDAM) en las Baleares: 3 en la isla de Mallorca (bahía de Palma, Andratx y Alcúdia), 3 en Ibiza (Vila, Santa Eulària, Sant Antoni), 1 en Formentera y otra en Menorca (Ciutadella) (Figura 1). La planta desalinizadora de Ciutadella entró en funcionamiento el mes de mayo de 2019. Todas pertenecen al Govern de les Illes Balears. Su producción se destina al abastecimiento urbano.

La producción de agua desalinizada presenta una gran variabilidad estacional, con picos durante los meses de verano y menor actividad durante la temporada baja. Ello se debe a una mayor demanda durante el verano, coincidiendo con una mayor afluencia de turistas y con el período del año de mayor sequía (Figura 2).



**Figura 2.** Producción de agua desalinizada entre los años 2014 y 2019 en hectómetros cúbicos. FUENTE: Agència Balear de l'Aigua i la Qualitat Ambiental (ABAQUA).<sup>12</sup>

En el año 2019 se produjo un total de 26,41 hm<sup>3</sup> de agua desalada entre las ocho plantas desalinizadoras de las Baleares. Esta producción de agua dulce llevó asociado un vertido de salmuera de 32,28 hm<sup>3</sup>, es decir, 32.280 millones de litros (Tabla 1).

Los vertidos de salmuera han variado a lo largo del tiempo (Figs. 2-4). En el año 1994 solo estaba en funcionamiento la planta desalinizadora de la ciudad de Ibiza (Ibiza), y el volumen de salmuera vertido al mar fue de 1,72 hm<sup>3</sup>. En cambio, en 2016 había seis plantas desalinizadoras en funcionamiento (bahía de Palma, Andratx, Alcúdia, Ibiza, Sant Antoni y Formentera), y fue el año en que se produjo mayor cantidad de agua potable (29,79 hm<sup>3</sup>) y, por tanto, los mayores vertidos de salmuera al mar

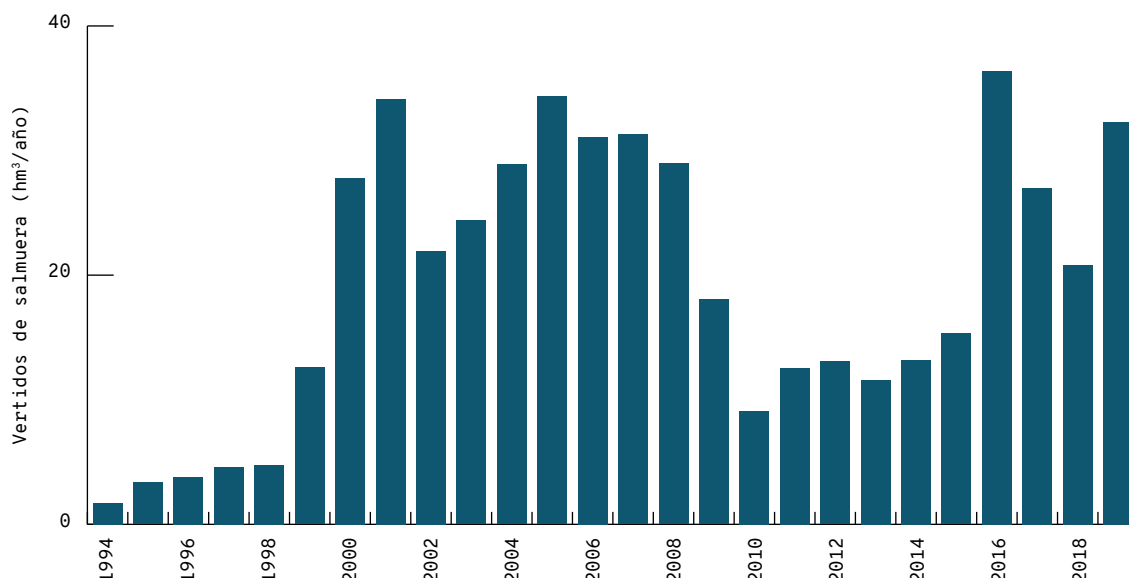
(36,40 hm<sup>3</sup>) (Figs. 3 y 4). Entre 1994 y 2019 la producción de agua desalinizada en las Islas Baleares —y sus vertidos de salmuera— ha aumentado un 243 % (Figs. 3 y 4).

En la isla de Mallorca la producción de agua desalada casi se ha quintuplicado en los últimos 6 años, pasando de 3,02 hm<sup>3</sup> en 2014 a 14,8 hm<sup>3</sup> en 2019. Asociado a este aumento de la producción de agua potable desalinizada se ha registrado un incremento de los vertidos de salmuera al medio costero (Figs. 2-4). El mayor aumento de producción de agua desalada se registró durante los años 2015 y 2016, cuando debido a un período de sequía los pozos de captación y los embalses se encontraban a niveles muy bajos.

**Tabla 1.** Producción de agua potable desalinizada, volumen de salmuera vertido y agua de mar captada en las diferentes plantas desalinizadoras, totales por islas y total de las Islas Baleares en 2019. FUENTE: Direcció General de Recursos Hídrics del Govern de les Illes Balears.<sup>10</sup>

Isla	Planta desalinizadora	Agua producida (hm <sup>3</sup> /año)	Vertido de salmuera (hm <sup>3</sup> /año)	Agua captada (hm <sup>3</sup> /año)	Tipo de vertido
<b>Mallorca</b>	Bahía de Palma	10,19	12,46	22,65	Torrente
	Andratx	2,81	3,43	6,25	Emisario
	Alcúdia	1,84	2,25	4,09	Costa
	<b>Total Mallorca</b>	<b>14,84</b>	<b>18,14</b>	<b>32,99</b>	
<b>Menorca</b>	Ciutadella	0,67	0,82	1,50	Emisario
	<b>Total Menorca</b>	<b>0,67</b>	<b>0,82</b>	<b>1,50</b>	
<b>Ibiza</b>	Ibiza (ciudad)	3,44	4,20	7,64	Costa
	Santa Eulària	2,59	3,16	5,75	Emisario
	Sant Antoni	4,17	5,10	9,27	Costa
	<b>Total Ibiza</b>	<b>10,20</b>	<b>12,46</b>	<b>22,66</b>	
<b>Formentera</b>	Formentera	0,70	0,85	1,55	Emisario
	<b>Total Formentera</b>	<b>0,70</b>	<b>0,85</b>	<b>1,55</b>	
<b>Total Islas Baleares</b>		<b>26,41</b>	<b>32,28</b>	<b>58,70</b>	





**Figura 3.** Vertidos totales de salmuera al mar en hectómetros cúbicos por año entre 1994 y 2019. FUENTE: Direcció General de Recursos Hídrics del Govern de les Illes Balears.<sup>10</sup>

En Ibiza, el aumento de la producción de agua desalinizada ha sido del 43 % en los últimos seis años, pasando de 7,1 hm<sup>3</sup> en 2014 a 10,2 hm<sup>3</sup> en 2019. Este aumento ha sido mayor durante la temporada alta que durante la temporada baja (Figura 2). Paralelamente a este aumento de la producción se registra un incremento de los vertidos de salmuera al medio marino.

En Formentera, toda el agua urbana suministrada procede de su planta desalinizadora. La producción —y, por tanto, sus vertidos de salmuera— han aumentado un 6 % durante los últimos seis años. En 2015 se realizó una ampliación de esta IDAM para aumentar su capacidad máxima de 4.000 a 5.000 m<sup>3</sup>/día, debido a la gran demanda de agua durante los meses de julio y agosto.

Desde el año 1994, ha habido seis años en los que los vertidos de salmuera han superado los 30.000 millones de litros (30 hm<sup>3</sup>): 2001, 2005, 2006, 2007, 2016 y 2019 (Figura 2).

## CONCLUSIONES

Las instalaciones desalinizadoras de agua de mar suplen la demanda creciente de agua en las Islas Baleares, llegando a generar el 100 % del agua suministrada en la isla de Formentera.

Las plantas desalinizadoras suponen una amenaza potencialmente grave sobre los ecosistemas marinos. Los impactos derivados de los vertidos de salmuera, su mayor temperatura y contaminantes asociados afectan la calidad de las aguas en las que se vierten.

Las praderas de *Posidonia oceanica* son particularmente sensibles a los vertidos de salmuera.

En las Islas Baleares hay activas un total de ocho instalaciones desalinizadoras de agua de mar.

La producción de agua potable ha variado entre 1,41 y 29,78 hm<sup>3</sup> en los años 1994 y 2016, respectivamente. Esta producción de agua desalada ha provocado vertidos de salmuera que han variado entre 1,72 y 36,40 hm<sup>3</sup>.

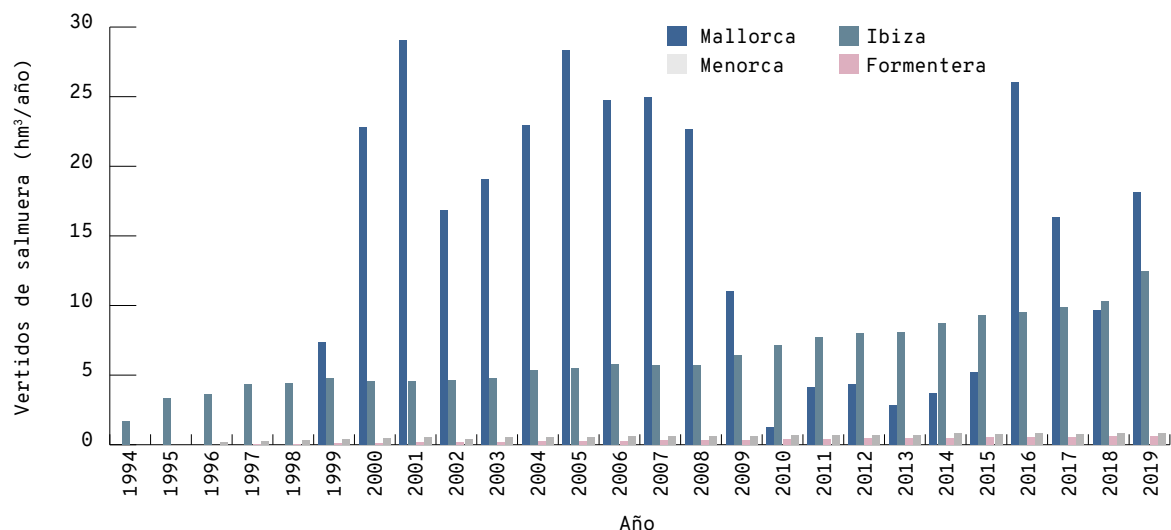
Entre los años 1994 y 2019 la producción de agua desalinizada en las Illes Balears —y sus vertidos de salmuera— ha aumentado un 243 %.

Desde que hay plantas de desalinización activas en las Baleares ha habido seis años en los que se han producido vertidos de salmuera al medio marino que superan los 30.000 millones de litros (30 hm<sup>3</sup>): 2001, 2005, 2006, 2007, 2016 y 2019.

En Mallorca, la producción de agua desalada se ha quintuplicado en los últimos seis años, lo que ha llevado a un aumento en los vertidos de salmuera al medio costero. El mayor aumento de producción de agua desalada se registró durante los años 2015 y 2016 debido a un período de sequía.

Los estudios científicos recomiendan diseñar y planificar las plantas desalinizadoras en áreas donde no haya praderas de posidonia. Para evitar impactos medioambientales es importante verter la salmuera de forma que se diluya rápidamente.

En las zonas donde la dilución de la salmuera es relativamente rápida el impacto ambiental tiende a reducirse a una pequeña escala (decenas de metros de la zona de vertido).



**Figura 4.** Vertidos de salmuera al mar en hectómetros cúbicos por año en las diferentes islas entre 1994 y 2019. FUENTE: Direcció General de Recursos Hídrics del Govern de les Illes Balears.<sup>10</sup>

## REFERENCIAS

- <sup>1</sup> FARIÑAS, M. (2001). «Novedades introducidas en la desalación de agua de mar por Ósmosis Inversa». *Publicaciones Asociación Española de Desalación y Reutilización*, 3, 13-16.
- <sup>2</sup> HOPNER, T.; WINDELBERG, J. (1997). «Elements of environmental impact studies on coastal desalination plants». *Desalination*, 108, 11-18. DOI: 10.1016/s0011-9164(97)00003-9.
- <sup>3</sup> LATTEMANN, S.; HOPNER, T. (2008). «Environmental impact and impact assessment of seawater desalination». *Desalination*, 220, 1-15. DOI: 10.1016/j.desal.2007.03.009.
- <sup>4</sup> ROBERTS, D. A.; JOHNSTON, E. L.; KNOTT, N. A. (2010). «Impacts of desalination plant discharges on the marine environment: A critical review of published studies». *Water Research*, 44, 5117-5128. DOI: 10.1016/j.watres.2010.04.036.
- <sup>5</sup> GACIA, E. *et al.* (2007). «Impact of the brine from a desalination plant on a shallow seagrass (*Posidonia oceanica*) meadow». *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 72, 579-590. DOI: 10.1016/j.ecss.2006.11.021.
- <sup>6</sup> SÁNCHEZ-LIZASO, J. L. *et al.* (2008). «Salinity tolerance of the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica*: recommendations to minimize the impact of brine discharges from desalination plants». *Desalination*, 221, 602-607. DOI: 10.1016/j.desal.2007.01.119.
- <sup>7</sup> FERNANDEZ-TORQUEMADA, Y.; SANCHEZ-LIZASO, J. L. (2005). «Effects of salinity on leaf growth and survival of the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica* (L.) Delile». *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 320, 57-63. DOI: 10.1016/j.jembe.2004.12.019.
- <sup>8</sup> FERNANDEZ-TORQUEMADA, Y.; CARRATALA, A.; LIZASO, J. L. S. (2019). «Impact of brine on the marine environment and how it can be reduced». *Desalination and Water Treatment*, 167, 27-37. DOI: 10.5004/dwt.2019.24615.
- <sup>9</sup> EINAV, R.; HARUSSI, K.; PERRY, D. (2003). «The footprint of the desalination processes on the environment». *Desalination*, 152, 141-154. DOI: 10.1016/s0011-9164(02)01057-3.
- <sup>10</sup> PORTAL DE L'AIGUA [<http://www.caib.es/sites/aigua/ca/>].
- <sup>11</sup> ANDERSEN, J. H.; CONLEY, D. J. (2009). «Eutrophication in coastal marine ecosystems: towards better understanding and management strategies». *Hydrobiologia*, 629, 1-4.
- <sup>12</sup> ABAQUA (2019). «Memòria anual 2019». Conselleria de Medi Ambient i Territori. Agència Balear de l'Aigua i la Qualitat Ambiental (ABAQUA).

## CITAR COMO

VAKER-SUNYER, R.; BARRIENTOS, N.; MARTINO, S.; CALVO, J. (2021). «Plantas desalinizadoras: volumen de agua potable producida y vertidos de salmuera». En: Vaquer-Sunyer, R.; Barrientos, N. (ed.). *Informe Mar Balear 2021* <<https://informemarbalear.org/es/pressions/imb-pressions-dessaladores-esp.pdf>>

En la elaboración de este capítulo han participado:  
Carme Alomar, Montserrat Compa y Salud Deudero.

# Residuos en el mar Balear

1. Microplásticos en sedimentos costeros poco profundos de Mallorca
2. Macrobasura en los hábitats del fondo marino de las Islas Baleares
3. Ingesta de microplásticos en especies del fondo marino de las Islas Baleares
4. Microplásticos en las aguas costeras superficiales de Mallorca

## 1. Microplásticos en sedimentos costeros poco profundos de Mallorca

Las acumulaciones de basura en zonas marinas como los sedimentos son un problema emergente debido a sus consecuencias ecológicas y biológicas. Los plásticos con una densidad superior a la del agua de mar ( $1,02 \text{ g/cm}^3$ ) se hunden y acumulan en el sedimento,<sup>1</sup> mientras que las partículas de baja densidad tienden a flotar en la superficie<sup>2</sup> o bien se mantienen en suspensión en la columna de agua.<sup>3</sup> Sin embargo, mediante la modificación de la densidad, incluso los plásticos de baja densidad pueden llegar al fondo marino.<sup>4</sup> Una de estas modificaciones es la bioincrustación de organismos —procariotas, eucariotas e invertebrados—, que puede llevar a un aumento de la densidad de los polímeros y provocar el hundimiento de los microplásticos (MP,  $< 5 \text{ mm}$ ).<sup>5</sup> Además, se sugiere que los sedimentos son sumideros de MP a largo plazo y tienen potencial para acumular este tipo de residuos.<sup>6,7</sup> En estos hábitats sedimentarios los elementos plásticos, específicamente los MP, se encuentran disponibles para los organismos que se alimentan de depósitos y detritos. Teniendo en cuenta la distribución global y las implicaciones de los MP depositados es importante estudiar su presencia en los sedimentos marinos.

### NORMATIVA

- Directiva 2008/56/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 17 de junio de 2008, por la que se establece un marco de acción comunitaria para la política del medio marino (Directiva marco sobre la estrategia marina, MSFD):
  - Descriptor 10. Las propiedades y cantidades de residuos marinos no causan daños al medio costero y marino.
  - Descriptor 10.1. Características de los residuos en el medio marino y costero: tendencias en la cantidad, distribución y, cuando sea posible, composición de las micropartículas (en particular de los microplásticos) (10.1.3).

### METODOLOGÍA

Las muestras de sedimentos se obtuvieron durante el otoño del año 2013 en aguas costeras poco profundas de la isla de Mallorca y la isla de Cabrera (Islas Baleares, Mediterráneo occidental) (Figura 1). Se eligieron tres puntos de muestreo para los análisis de microplásticos: Andratx, situado en Mallorca, y Es Port y Santa Maria, situados en el Parque Nacional Marítimo-terrestre del Archipiélago de Cabrera (Figura 1). Todas las localizaciones se encuentran dentro de bahías cerradas con diferentes grados de presión antropogénica.

## ¿QUÉ ES?

Los residuos marinos son acumulaciones de basura marina que pueden encontrarse en los sedimentos del lecho marino, flotando en la superficie del mar, en suspensión en la columna de agua o en el interior de la biota si son ingeridos. Pertenecen a diferentes categorías, por ejemplo: vidrio, plástico, metal, material de pesca, escoria, tela, caucho y papel. La categoría de plásticos se clasifica a su vez en microplásticos (fragmentos < 5 mm).

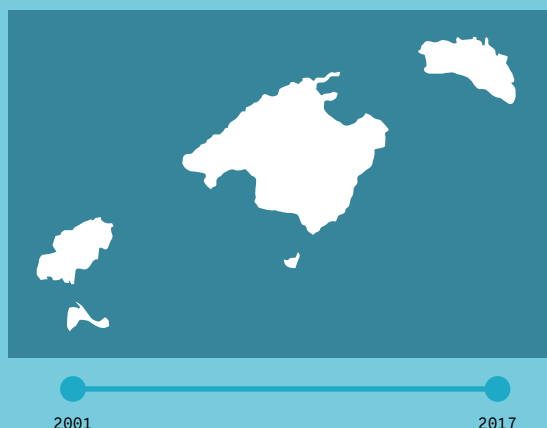
## ¿POR QUÉ?

Es un indicador de las Estrategias Marinas (Descriptor 10: Las propiedades y cantidades de residuos marinos no causan daño al medio costero y marino). Los residuos marinos suponen graves problemas para la ecología y la biología marina, entre los que destacan el deterioro de hábitats y daños digestivos y físicos en los organismos.

## METODOLOGÍA

Indicadores calculados por científicos del COB-IEO.<sup>1-4</sup> El análisis de los residuos marinos en sedimentos se realizó en el área marina protegida (AMP) del Parque Nacional Marítimo-terrestre del Archipiélago de Cabrera, donde se llevó a cabo el muestreo mediante buceo científico. Para determinar la distribución espacial de los residuos del fondo marino se utilizaron 806 muestreos de arrastre de fondo a bordo de buques oceanográficos. La abundancia se calculó como el peso estandarizado de la basura capturada por área estudiada (kg/km<sup>2</sup>). Las campañas de muestreo de arrastre también fueron utilizadas para identificar la ingesta de microplásticos en 40 especies diferentes y para observar la distribución de microplásticos en aguas costeras de 7 zonas de Mallorca (63 muestreos).

## LOCALIZACIÓN



## RESULTADOS

- Los sedimentos muestreados del archipiélago de Cabrera contenían elevadas concentraciones de microplásticos, alcanzando  $0,9 \pm 0,1$  microplásticos/g.
- En el 88 % de las zonas muestreadas con arrastre de fondo se encontraron residuos, con una abundancia de media de  $1,39 \pm 0,13$  kg/km<sup>2</sup>. Los residuos plásticos se encontraron en el 66 % de los muestreos, alcanzando en estas zonas abundancias medias de  $2,7 \pm 0,3$  kg/km<sup>2</sup>. En particular, la Serra de Tramuntana mostró una alta abundancia de residuos plásticos (entre 30-40 kg/km<sup>2</sup>).
- El 45 % de las especies muestreadas ingirieron microplásticos (entre 0 y  $2,0 \pm 1,09$  microplásticos/individuo), mientras que el 15 % de los individuos analizados ingirieron una media de  $0,30 \pm 0,40$  microplásticos/individuo.
- Todas las redes de arrastre superficial muestrearon residuos de plástico, con una abundancia media de  $858.029 \pm 4.082.964$  objetos/km<sup>2</sup>. Este valor indica que la costa de las Baleares es una de las mayores áreas de acumulación de plásticos del mar Mediterráneo.



Fondo marino mostrando residuos junto a un ejemplar de vaca (*Serranus scriba*). FUENTE: Xavier Mas.

---

#### REFERENCIAS

- <sup>1</sup> ALOMAR, C. *et al.* (2020). «Spatial and temporal distribution of marine litter on the seafloor of the Balearic Islands (western Mediterranean Sea)». *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, 155, 103178. DOI: 10.1016/j.dsr.2019.103178.
- <sup>2</sup> ALOMAR, C.; ESTARELLAS, F.; DEUDERO, S. (2016). «Microplastics in the Mediterranean sea: Deposition in coastal shallow sediments, spatial variation and preferential grain size». *Marine Environmental Research*, 115, 1-10. DOI:10.1016/j.marenvres.2016.01.005.
- <sup>3</sup> ALOMAR, C. *et al.* (2020). «Exploring the relation between plastic ingestion in species and its presence in seafloor bottoms». *Marine Pollution Bulletin*, 160, 111641. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111641>.
- <sup>4</sup> COMPA, M. *et al.* (2020). «Nearshore spatio-temporal sea surface trawls of plastic debris in the Balearic Islands». *Marine Environmental Research*, 158, 104945. DOI: 10.1016/j.marenvres.2020.104945.

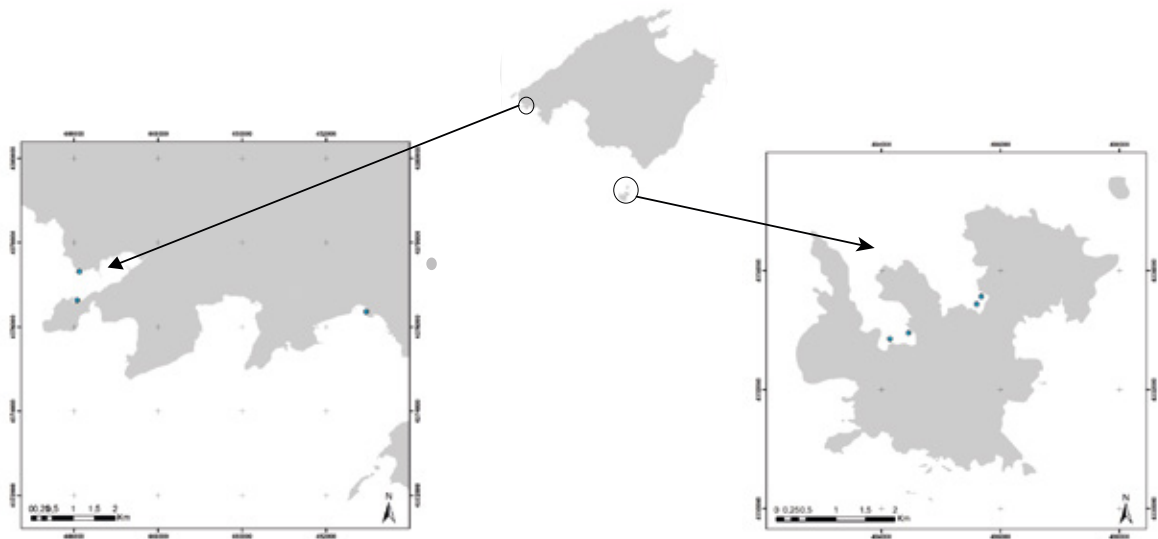


Figura 1. Mapa de las Islas Baleares mostrando las localizaciones de muestreo: A1 y A2 en Andratx (Mallorca), P1 y P2 en Es Port y S1 y S2 en Santa Maria (área marina protegida de Cabrera).

Se obtuvieron muestras de sedimentos en las tres localizaciones: Andratx, Santa Maria y Es Port. En cada ubicación se tomaron muestras de dos puntos: A1 y A2 en Andratx (isla de Mallorca), S1 y S2 en Santa Maria, y P1 y P2 en Es Port (isla de Cabrera). En cada localización, buzos científicos recogieron dos muestras replicadas de sedimentos superficiales (0-3,5 cm) utilizando tubos sacatestigos (longitud: 30 cm; diámetro: 3,5 cm). Las réplicas de la misma localización se separaron 1,5 m y se recogieron a una profundidad de entre 8 y 10 m en parches arenosos situados junto a praderas de *Posidonia oceanica*.

En el laboratorio, los sedimentos se tamizaron utilizando un agitador electrónico (sacos de tamizado: 2, 1, 0,5, 0,25, 0,125 y 0,063 mm) y se cuantificó y describió morfológicamente el contenido de MP de cada fracción granulométrica. Las muestras de núcleos de sedimentos se secaron a 50 °C durante 48 h antes del tamizado para eliminar el exceso de humedad. Los MP retenidos en cada fracción tamizada se extrajeron mediante un método de separación de densidades. Las partículas con menor densidad se extrajeron del agua y se analizaron bajo observación estereomicroscópica (Euromex NZ 1903-S) con aumento óptico de 6,7x a 40,5x. Las imágenes de los MP se tomaron con una cá-

mara CMEX de 3,0 MP acoplada al microscopio y se midieron utilizando un software de calibración especial, ImageFocus® 4.0 (de Euromex). Los MP se clasificaron en tipos de filamentos o fragmentos (redondeados, subredondeados, angulares y subangulares) según el subgrupo técnico sobre residuos marinos de la Directiva marco sobre la estrategia marina.<sup>8</sup> Además, se identificó el color de los MP y se indicaron los MP por gramo de sedimento seco. Se adoptaron medidas para evitar la contaminación (en el aire) durante la manipulación y el procesamiento de las muestras.<sup>1</sup>

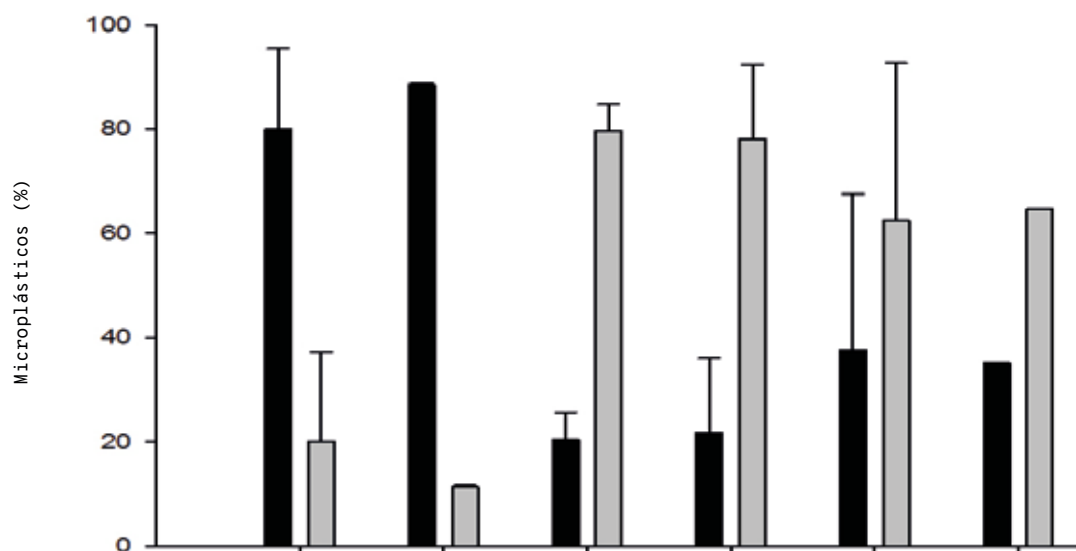
RESULTADOS

Los valores medios más bajos de MP se detectaron en ambas localizaciones del área marina protegida (AMP) de Cabrera, pero no se hallaron diferencias significativas entre las localizaciones (PERMANOVA, p > 0,05). Sin embargo, Es Port presentó valores más bajos (P1: 0,10 ± 0,06 MP/g sed. seco y P2: 0,10 ± 0,03 MP/g sed. seco) en comparación con la zona de reserva integral (zona de la reserva donde se prohíbe todo tipo de extracción pesquera) de la AMP de Santa Maria (S1: 0,90 ± 0,10 MP/g sed. seco y S2: 0,24 ± 0,03 MP/g sed. seco). Los valores medios de MP/g sedimento seco en la zona costera

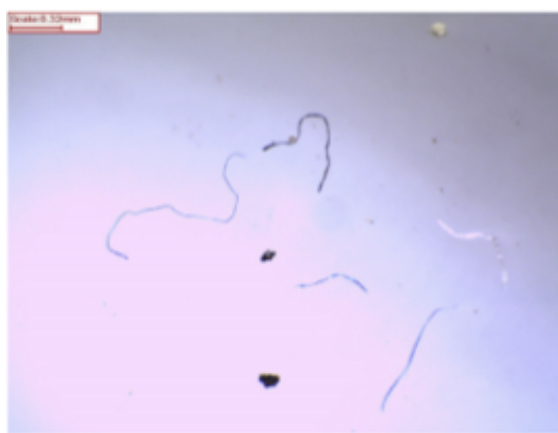
Tabla 1. Microplásticos por gramo de sedimento seco (MP/g sed. seco) en cada fracción de tamiz del sedimento según las localizaciones muestreadas. Entre paréntesis, número de réplicas.

Zona de muestreo	MP/g sedimento seco					
	x > 2 mm	2 > x > 1 mm	1 > x > 0,5 mm	0,5 > x > 0,25 mm	0,25 > x > 0,125 mm	0,12 > x > 0,063 mm
A1 (2)	0,26 ± 0,20	0,70 ± 0,96	0,24 ± 0,15	0,04 ± 0,03	0,62 ± 0,80	0
A2 (2)	0,02 ± 0,01	0,08 ± 0,07	0,65 ± 0,35	4,54 ± 2,67	21,30 ± 17,43	28,19 ± 18,65
P1 (2)	0,23 ± 0,26	0,23 ± 0,04	0,13 ± 0,11	0,01 ± 0,02	0	0
P2 (2)	0	0,34 ± 0,04	0,10 ± 5,89	0,01 ± 0,02	0,06 ± 2,95	0
S1 (2)	2,94 ± 2,53	0,92 ± 0,22	0,76 ± 0,46	0,83 ± 0,68	31,67 ± 4,48	19,23 ± 27,20
S2 (2)	0,48 ± 0,09	0,16 ± 0,04	0,20 ± 0,00	0,23 ± 0,33	0	0





**Figura 2.** Porcentaje global de tipo de microplásticos observado en cada lugar según las localizaciones. Microplásticos clasificados en filamentos (color negro) y fragmentos (color gris). Las barras de error representan la desviación estándar (SD). Los códigos de las zonas de muestreo son los mismos que los de la Figura 1. Número de réplicas: A1 (2), A2 (2), P1 (2), P2 (2), S1 (2) y S2 (2).



**Figura 3.** Microplásticos encontrados en sedimentos marinos costeros poco profundos.

poblada de Andratx fueron  $0,16 \pm 0,09$  en A1 y  $0,12 \pm 0,10$  en A2. Los MP estaban presentes en fracciones de tamiz que iban de 0,25 a 2 mm (Tabla 1).

Según la descripción morfológica de los MP, en Andratx más del 60 % de los MP identificados eran filamentos, mientras que en Es Port y Santa Maria más

del 60 % de los MP tenían una estructura fragmentada (Figura 2). Según el color, los MP encontrados eran mayoritariamente de color negro o azul (Figura 3).

## CONCLUSIONES

- Los sedimentos de las AMP contenían altas concentraciones de microplásticos: hasta  $0,90 \pm 0,10$  MP/g.
- Los resultados sugieren la transferencia de microplásticos desde las zonas de origen a las zonas de destino, como las AMP.
- Se detectó una alta proporción de filamentos microplásticos cerca de las zonas pobladas, mientras que los microplásticos de tipo fragmento fueron más comunes en las AMP.

## 2. Macrobasura en los hábitats del fondo marino de las Islas Baleares

Los resultados de este estudio representan una línea de base para la investigación de los microplásticos en los compartimentos de sedimentos poco profundos costeros y en los ecosistemas del mar Mediterráneo occidental, especialmente en las AMP. Además, se deben realizar más esfuerzos para conseguir consistencia en las técnicas de muestreo y tener en cuenta la importancia de analizar la forma y la composición química de los MP para entender el sumidero y las fuentes de este emergente, priorizando este contaminante en el medio ambiente y la biota.

El fondo marino se ha considerado un posible destino final de los residuos marinos.<sup>9</sup> Dado que la plataforma continental y el talud superior están sometidos a impactos antropogénicos como la pesca, el transporte marítimo y los aportes de residuos terrestres, es importante explorar los residuos marinos en estas zonas, ya que están expuestas a la mayoría de los principales contribuyentes de la contaminación por residuos en el medio marino. Sabiendo que un gran porcentaje de plásticos se hunde en el fondo marino y dada la evidencia de plásticos flotantes en las Islas Baleares, resulta significativo evaluar los residuos



en el fondo marino de esta parte de la cuenca mediterránea.<sup>10</sup> Ello es especialmente importante porque las Islas Baleares están expuestas a factores de estrés antropogénico que impactan en los hábitats costeros.<sup>11</sup>

## NORMATIVA

→ Directiva 2008/56/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 17 de junio de 2008, por la que se establece un marco de acción comunitaria para la política del medio marino (Directiva marco sobre la estrategia marina, MSFD):

- Descriptor 10. Las propiedades y cantidades de residuos marinos no causan daño al medio costero y marino.
- Descriptor 10.1. Características de los residuos en el medio marino y costero: tendencias de la cantidad de basura en la columna de agua (incluida la que flota en la superficie) y depositada en el fondo marino, incluido el análisis de su composición, distribución espacial y, cuando sea posible, su origen (10.1.2).

## METODOLOGÍA

Para evaluar la distribución espacial y temporal de la basura del fondo marino, con especial referencia a la fracción de plástico, se analizaron los datos de los estudios científicos realizados durante un período de 15 años (2001-2015) desde la plataforma continental hasta el talud medio en los caladeros circundantes de las Baleares. Los datos se recogieron durante estudios anuales de arrastre de fondo, siguiendo un protocolo acordado internacionalmente (MEDITS, International Bottom Trawl Survey in

the Mediterranean).<sup>12</sup> Estos estudios tienen como objetivo obtener información básica estandarizada sobre la densidad, la distribución y la estructura demográfica de las especies bentónicas y demersales. Se realizaron cruceros anuales a bordo del R/V Francisco de Paula Navarro (2001-2006, eslora: 30 m; 178 gtr; potencia nominal del motor: 759 kw); R/V Cornide de Saavedra (2007-2013, eslora: 67 m; 1.113,13 gtr; potencia nominal del motor: 1.500 p 750 kw); y R/V Miguel Oliver (2014-2015, eslora: 70 m; 2.495 gtr; potencia nominal del motor: 2 x 1.000 kw) a finales de primavera y principios de verano (Tabla 1). Los muestreos de arrastre de fondo se realizaron en profundidades de entre 38 y 800 m. El muestreo se llevó a cabo en horario diurno con un arte de arrastre de fondo diseñado para la pesca experimental con fines científicos (GOC 73), con un copo de 20 mm. El número de estaciones por campaña varió entre 41 y 69 (Tabla 1), con una velocidad de remolque de unos 3 nudos y un tiempo de arrastre de entre 20 y 60 minutos, según la profundidad. Cada lance se rastreó con GPS y la apertura de la red se controló mediante un sistema SCANMAR. Las aperturas horizontal y vertical de la red se estimaron, por término medio, en 16 m y 2,7-3,2 m respectivamente.

Una vez a bordo, los residuos marinos se ordenaron y clasificaron en diferentes categorías: vidrio, plástico, metal, material de pesca, escoria, tela, caucho y papel. Para todos los muestreos, la abundancia de cada fracción de basura se calculó como el peso estandarizado (kg) de la basura capturada por área estudiada (kg/km<sup>2</sup>).

## RESULTADOS

Se analizó un total de 806 muestreos científicos

**Tabla 1.** Resumen de las prospecciones científicas consideradas para el estudio de la distribución espacial y temporal de los plásticos del fondo marino en las Islas Baleares. Se indica el año de muestreo, el rango de profundidad muestreado, el número de lances de arrastre de fondo analizados y el porcentaje de lances con plásticos y basura marina.

Año	Rango de profundidad (m)	Nº de lances	Lances con basura marina (%)	Lances con plásticos (%)
2001	44 -744	41	82,93	60,98
2002	55 - 739	59	88,14	76,27
2003	40 -682	56	82,14	48,21
2004	38 - 738	69	82,61	66,67
2005	38 -753	59	84,75	69,49
2006	39 -755	64	85,94	59,38
2007	53 -755	50	92,00	66,00
2008	52 -749	50	100	68,00
2009	51 - 754	50	92,00	66,00
2010	51 - 754	50	90,00	80,00
2011	52 - 755	51	88,24	74,51
2012	50 -744	50	88,00	62,00
2013	52 -754	53	77,36	56,60
2014	50 -754	58	87,93	70,69
2015	51 -756	51	100	66,66

**Tabla 2.** Peso medio ( $\pm$  error estándar) de las ocho categorías de residuos marinos obtenidos en los muestreos de este estudio. La contribución de cada categoría respecto a la cantidad total de residuos marinos (en peso) se expresa en porcentaje. Los valores mínimos y máximos de cada categoría de residuos se han calculado sin tener en cuenta los valores 0.

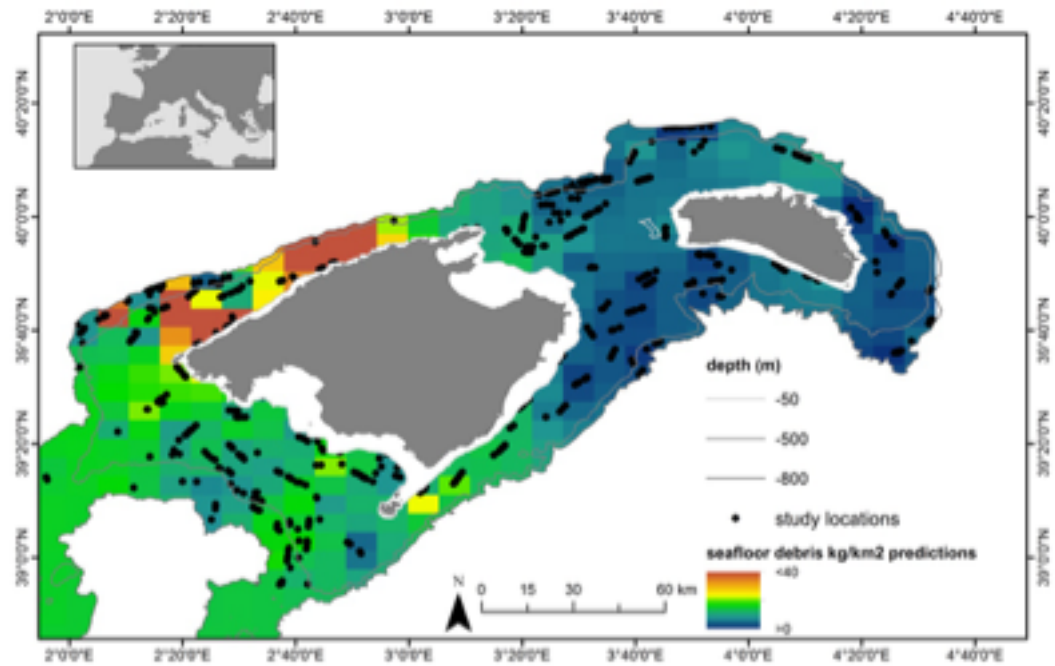
Categoría	Peso medio (kg/km <sup>2</sup> )	Contribución (%)	Rango (mín.-máx.) kg/km <sup>2</sup>
Cristal	3,38 $\pm$ 0,46	30,34	0,18 - 218,87
Plástico	2,73 $\pm$ 0,26	24,56	0,002 - 82,95
Material de pesca	1,50 $\pm$ 0,47	13,49	0,03 - 300,70
Metal	1,42 $\pm$ 0,46	12,80	0,08 - 295,16
Escoria	0,83 $\pm$ 0,15	7,49	0,06 - 81,33
Tela	0,78 $\pm$ 0,15	6,98	0,05 - 68,69
Caucho	0,47 $\pm$ 0,21	4,23	0,03 - 113,14
Papel	0,01 $\pm$ 0,01	0,10	0,07 - 7,35
<b>Total</b>	<b>1,39 <math>\pm</math> 0,13</b>	<b>100</b>	<b>0,002 - 300,70</b>

de arrastre de fondo durante 15 años de estudios (2001-2015) que cubrían un rango de profundidad de 38 a 800 m. Se detectó basura marina en el 88 % de los muestreos analizados, con un valor medio de  $1,39 \pm 0,13$  kg/km<sup>2</sup>. Al considerar el tipo y el peso de la basura, el vidrio fue el más abundante, con un valor medio de  $3,38 \pm 0,46$  kg/km<sup>2</sup>, seguido del plástico, con un valor medio de  $2,73 \pm 0,26$  kg/km<sup>2</sup>. Por otro lado, el caucho y el papel fueron las fracciones menos comunes en términos de peso, con valores medios de  $0,47 \pm 0,21$  kg/km<sup>2</sup> y  $0,01 \pm 0,01$  kg/km<sup>2</sup>, respectivamente (Tabla 2).

La fracción plástica estuvo presente en el 66 % de los muestreos analizados, localizando los mayores valores a lo largo de la costa noroeste de Mallorca (máx. 82,95 kg/km<sup>2</sup>) y los menores valores en la

parte oriental de Mallorca y sur de Menorca (Figura 1). En cuanto a la distribución temporal de los plásticos del fondo marino, no se observó ninguna tendencia en los 15 años de estudio. Los valores máximos de plásticos en el fondo marino se observaron en 2007 ( $3,97 \pm 1,93$  kg/km<sup>2</sup>) y en 2012 ( $4,40 \pm 1,93$  kg/km<sup>2</sup>), y la menor abundancia en términos de peso se observó en 2015 ( $1,32 \pm 0,78$  kg/km<sup>2</sup>).

Entre una serie de factores analizados que pueden explicar la distribución de los plásticos del fondo marino en la zona de estudio, se identificaron como significativos el área de muestreo, los estratos batimétricos y la distancia a la línea de costa. Se detectaron altas cantidades de plásticos de fondo marino a lo largo de la costa noroeste de Mallorca —lo que podría estar relacionado con las características oceanográfi-



**Figura 1.** Predicciones de los plásticos del fondo marino (kg/km<sup>2</sup>) en la zona de estudio basadas en los resultados de la ponderación inversa de la distancia. Las isolíneas batimétricas representan las profundidades de 50, 500 y 800 m y los puntos negros son los lugares de muestreo durante 15 años de estudios (2001-2015). Las predicciones de los plásticos del fondo marino se han enmascarado para reflejar la zona estudiada entre 50 y 800 m de profundidad.

cas— y en la plataforma continental, cerca de la línea de costa, así como en el talud superior. Sin embargo, no se observó ninguna tendencia temporal creciente o decreciente en la abundancia de plásticos del fondo marino a lo largo de los 15 años de estudios científicos.

## CONCLUSIONES

- Se detectaron residuos marinos en el 88 % de los lances muestreados, con un valor medio de  $1,39 \pm 0,13$  kg/km<sup>2</sup>.
- Los plásticos estuvieron presentes en el 66 % de los lances muestreados, con valores medios de  $2,73 \pm 0,26$  kg/km<sup>2</sup>.
- Sin tendencia temporal en 15 años, se detectó

alta abundancia de plástico a lo largo de la Serra de Tramuntana.

- En las Islas Baleares se han obtenido valores medios de plástico en el fondo marino más bajos que en otras zonas cercanas y más alejadas de la cuenca mediterránea, lo que da una clara evidencia de la variabilidad de los plásticos dentro de esta cuenca semicerrada.
- El área de muestreo, la profundidad y la distancia a la costa son factores que parecen explicar la distribución de los plásticos desde la plataforma continental hasta el talud medio.

## 3. Ingesta de microplásticos en especies del fondo marino de las Islas Baleares

Es necesario seguir avanzando en la inclusión de factores naturales y antropogénicos como los datos oceanográficos, la intensidad de las corrientes o las presiones humanas (la pesca, el tráfico marítimo, los vertidos de aguas residuales) para profundizar en el análisis y la comprensión de las fuerzas motrices que determinan la distribución espacial y temporal de la basura del fondo marino en las Islas Baleares.

El mar Mediterráneo es una cuenca semicerrada y un ecosistema sensible que se ve afectado por la basura marina<sup>8</sup>, que se ha cuantificado en todos los compartimentos del mar: desde la superficie hasta el fondo marino y la ingesta en la biota. Ya se han observado plásticos en especies de diferentes gremios tróficos como teleósteos, elasmobranchios, cefalópodos, bivalvos y crustáceos a lo largo del mar Mediterráneo.<sup>11</sup> Los organismos que viven y se alimentan en los fondos marinos o cerca de ellos corren un alto riesgo de ingerir o enredarse en la basura desechada. Comprender el grado en que la biota ingiere plásticos es esencial para controlar y definir los niveles que perjudican a los organismos, las poblaciones y, en última instancia, el funcionamiento ecológico de las especies, la estructura de la comunidad.<sup>13</sup>

- Descriptor 10. Las propiedades y cantidades de residuos marinos no causan daño al medio costero y marino.
- Descriptor 10.2. Impactos de la basura en la vida marina: tendencias en la cantidad y composición de la basura ingerida por los animales marinos (e.g. análisis estomacales) (10.2.1).

## METODOLOGÍA

El muestreo se llevó a cabo durante los estudios científicos internacionales de arrastre de fondo del Mediterráneo (MEDITS) en 2015. Se realizó un total de 55 lances que comprendían profundidades entre 46 y 756 m. Para estudiar la ingestión de microplásticos en las especies marinas se analizaron los datos de 43 lances que comprendían entre 46 y 756 m de profundidad. Una vez a bordo, se seleccionó toda la captura, se clasificó y se contaron y midieron los individuos. La abundancia de especies en cada lance se estandarizó en un kilómetro cuadrado, utilizando la apertura horizontal de la red y la distancia recorrida en cada lance, obtenida mediante el sistema SCANMAR (Catch Control Systems, Scanmar AS; Åsgårdstrand, Noruega) y el Sistema de Posicionamiento Global (GPS).

La identificación de microplásticos en los individuos (Tabla 1) se realizó mediante la clasificación visual de los tractos gastrointestinales bajo un estereomicroscopio (Euromex NZ 1903-S) con aumento óptico de 6,7× a 40,5× y con una cámara CMEX de 3,0 MP acoplada utilizando un software de calibración, Image Focus® 4.0 (Euromex). Se registró el número de elementos de plástico en el tracto gastrointestinal de cada especie. Se adoptaron medidas para evitar la contaminación (en el aire) durante la manipulación y el procesamiento de las muestras en el laboratorio.<sup>1</sup>

## NORMATIVA

- Directiva 2008/56/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 17 de junio de 2008, por la que se establece un marco de acción comunitaria para la política del medio marino (Directiva marco sobre la estrategia marina, MSFD):

## RESULTADOS

Se analizó la ingestión de microplásticos en un total de 546 tractos gastrointestinales correspondientes a 40 especies (Tabla 1). De todos los individuos muestreados, el 15 % ingirió microplásticos con un valor medio de  $0,30 \pm 0,04$  microplásticos/individuo. Según todas las especies muestreadas, 18 de ellas (que representan el 45 % de las especies analizadas) mostraron ingestión de microplásticos, mientras que 22 especies (55 %) no mostraron ingestión de microplásticos en su tracto gastrointestinal (5-40 individuos/especie). Por tanto, los valores medios de ingestión de las especies oscilaron entre 0 y  $2,0 \pm 1,09$  microplásticos/individuo. Este valor medio más alto correspondió a *Spondyllosoma cantharus* (10 individuos), seguido de *Raja clavata* (11 individuos) y *Serranus cabrilla* (47 individuos), con  $1,73 \pm 0,62$  microplásticos/individuo y  $1,06 \pm 0,17$  microplásticos/individuo, respectivamente. El resto de especies que presentaron microplásticos ingeridos en su tracto gastrointestinal mostraron valores medios inferiores a 1 microplástico/individuo (Tabla 1). Asimismo, las especies con mayor porcentaje de aparición de individuos con microplásticos en su tracto gastrointestinal fueron de nuevo *R. clavata*, *S. cabrilla* y *S. cantharus*, así como *P. acarne*, con valores entre el 50 % y el 64 %; el resto de especies presentó porcentajes de aparición de individuos con microplásticos inferiores al 50 % (Tabla 1). Por otro lado, *G. melastomus*, *N. aequalis*, *H. dactylopterus* y *T. picturatus* mostraron valores de ingestión similares ( $0,19$ - $0,20$  microplásticos/individuo) y también *T. draco* mostró valores de ingestión similares a *S. canicula*, con  $0,07 \pm 0,07$  y  $0,08 \pm 0,08$  microplásticos/individuo, respectivamente (Tabla 1).

**Tabla 1.** Valores de ingestión de microplásticos en las especies muestreadas: número de individuos muestreados para cada especie (n), valores de ingestión media  $\pm$  error estándar para cada especie y porcentaje de aparición de individuos con microplásticos (MP) en su tracto gastrointestinal (ingesta de MP [%]).

Especie	n	Media $\pm$ error estándar	Ingesta de plástico (%)
<i>Argentina sphyræna</i>	5	0	0
<i>Aristaeomorpha foliacea</i>	5	0	0
<i>Aristeus antennatus</i>	9	$0,11 \pm 0,11$	11
<i>Boops boops</i>	24	$0,33 \pm 0,18$	17
<i>Capros aper</i>	18	0	0
<i>Centracanthus cirrus</i>	10	0	0
<i>Chelidonichthys cuculus</i>	20	$0,75 \pm 0,37$	35
<i>Citharus linguatula</i>	6	0	0
<i>Engraulis encrasicolus</i>	24	0	0
<i>Gadiculus argenteus</i>	12	0	0
<i>Galeus melastomus</i>	37	$0,19 \pm 0,08$	16
<i>Glossanodon leioglossus</i>	5	0	0
<i>Helicolenus dactylopterus</i>	10	$0,20 \pm 0,20$	10
<i>Hymenocephalus italicus</i>	5	0	0
<i>Lepidotrigla cavillone</i>	10	0	0
<i>Lepidotrigla dieuzeidei</i>	22	0	0
<i>Merluccius merluccius</i>	8	0	0
<i>Nephrops norvegicus</i>	8	$0,63 \pm 0,32$	38
<i>Nezumia aequalis</i>	20	$0,20 \pm 0,16$	10
<i>Octopus vulgaris</i>	6	0	0
<i>Pagellus acarne</i>	8	$0,63 \pm 0,26$	50
<i>Pasiphaea multidentata</i>	11	0	0
<i>Phycis blennoides</i>	5	0	0
<i>Plesionika martia</i>	5	0	0
<i>Raja clavata</i>	11	$1,73 \pm 0,62$	64
<i>Sardina pilchardus</i>	7	$0,14 \pm 0,14$	14
<i>Scylliorhinus canicula</i>	13	$0,08 \pm 0,08$	8
<i>Serranus cabrilla</i>	47	$1,06 \pm 0,17$	57
<i>Serranus hepatus</i>	10	0	0
<i>Spicara smaris</i>	39	$0,51 \pm 0,21$	23
<i>Spondyllosoma cantharus</i>	10	$2,0 \pm 1,09$	50
<i>Synchiropus phaeton</i>	26	$0,04 \pm 0,04$	4
<i>Synodus saurus</i>	5	0	0
<i>Trachinus draco</i>	15	$0,07 \pm 0,07$	7
<i>Trachurus mediterraneus</i>	10	$0,40 \pm 0,22$	30
<i>Trachurus picturatus</i>	5	$0,20 \pm 0,20$	20
<i>Trachurus trachurus</i>	40	0	0
<i>Trigloporus lastoviza</i>	5	0	0
<i>Trisopterus minutus</i>	5	0	0
<i>Zeus faber</i>	5	0	0
<b>Total</b>	<b>546</b>	<b><math>0,30 \pm 0,04</math></b>	<b>15</b>

## CONCLUSIONES

- Especies con diferente biología y ecología están ingiriendo microplásticos con una alta variabilidad dentro de las especies y entre ellas, y los valores de ingestión en la zona de estudio son menores que en otras localizaciones geográficas, donde se han cuantificado mayores cantidades de plásticos ambientales.
- El 45 % de las especies analizadas ingirieron microplásticos, con valores que oscilaron entre 0 y  $2,0 \pm 1,09$  microplásticos/individuo.

→ El 15 % de los individuos muestreados ingirieron microplásticos con un valor medio de  $0,30 \pm 0,40$  microplásticos/individuo.

Con este estudio se aportan datos cuantitativos y valores predictivos que pueden ayudar a definir valores umbrales de basuras marinas e índices para la conservación marina en zonas protegidas y no protegidas de las Islas Baleares, extrapolables a otras zonas del mar Mediterráneo. Los datos de este estudio se encuentran a disposición de las diferentes partes interesadas en la promoción y el mantenimiento del buen estado ambiental de los ecosistemas marinos

## 4. Microplásticos en las aguas costeras superficiales de Mallorca

En el mar Mediterráneo, los residuos marinos flotantes son un fenómeno común con densidades similares a la gran mancha de basura del Pacífico. Estos residuos se analizan a menudo mediante la observación a bordo de los buques, los barcos de limpieza de residuos marinos o la obtención de muestras con una red que roza la superficie del mar para recoger las pequeñas partículas.<sup>2, 10, 14</sup> Las partículas recogidas con las redes son microplásticos (< 5 mm) que permiten conocer su distribución espacial y temporal y su abundancia. La mayoría suelen ser secundarios, generados a través de la rotura o la meteorización de elementos más grandes, mientras que los microplásticos primarios se producen en forma de nódulos (*nurdles*, en inglés). Tener en cuenta el tamaño y la abundancia de estas partículas resulta clave para poder entender el daño potencial que pueden causar en el medio ambiente. Por ejemplo, las especies depredadoras pueden confundirlas con presas, ya que pueden presentar características físicas similares.<sup>15</sup> En general, es esencial determinar las tendencias espaciales a largo plazo de los microplásticos flotantes en las Baleares para identificar sus fuentes y sumideros.

### NORMATIVA

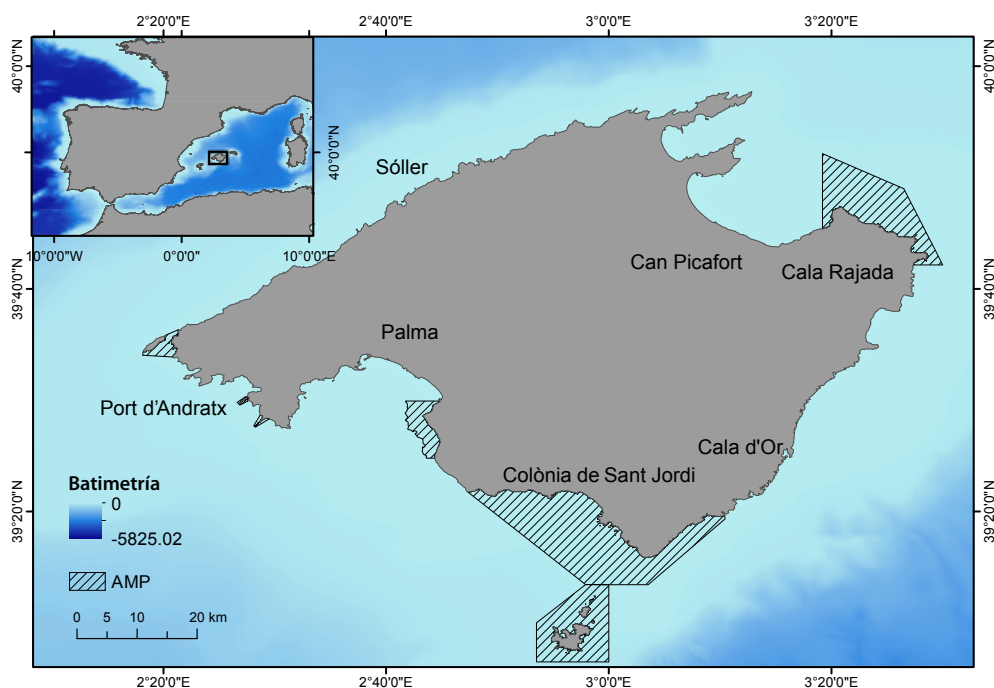
→ Directiva 2008/56/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 17 de junio de 2008, por la que se establece un marco de acción comunitaria para la política del medio marino (Directiva

marco sobre la estrategia marina, MSFD):

- Descriptor 10. Las propiedades y cantidades de residuos marinos no causan daño al medio costero y marino.
- Descriptor 10.1. Características de los residuos en el medio marino y costero: tendencias de la cantidad de basura en la columna de agua (incluida la que flota en la superficie) y depositada en el fondo marino, incluido el análisis de su composición, distribución espacial y, cuando sea posible, su origen (10.1.2).

### METODOLOGÍA

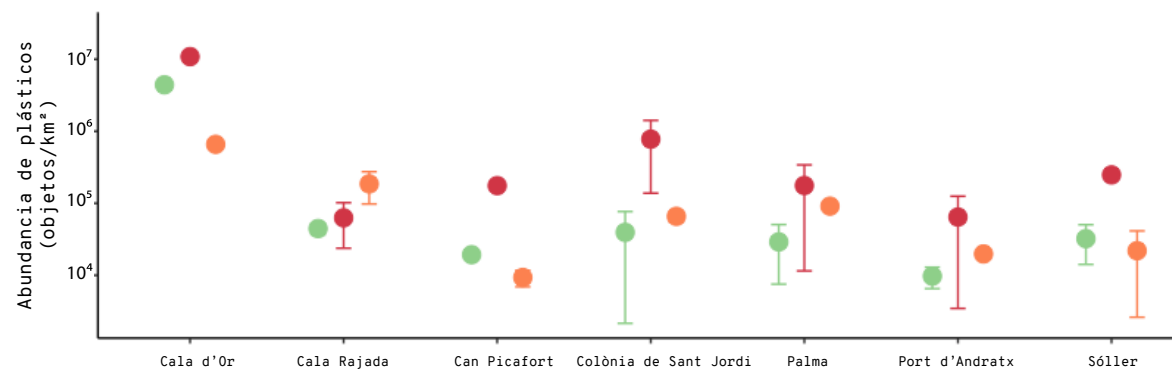
El muestreo con redes de arrastre se llevó a cabo mensualmente en el año 2017 (julio, agosto y septiembre) en siete localizaciones de la costa de Mallorca (Islas Baleares, mar Mediterráneo occidental) (Figura 1). Para un total de 63 muestras, el muestreo se realizó con una red de arrastre para superficie marina Hydro-Bios ([www.hydrobios.de](http://www.hydrobios.de)), que permite operar en zonas costeras en mares calmos. Esta red tiene una apertura de marco con dimensiones de  $40 \pm 70$  cm y una longitud de 2 m con un tamaño de malla de 335  $\mu$ m. La red se acopló a las embarcaciones de limpieza del mar que el Govern de les Illes Balears opera como parte de su sistema de limpieza costera y programa de monitoreo. En cada punto de muestreo, la red se remolcó a una velocidad media de entre 1,5 y 3 millas náuticas por hora paralela a la costa durante 15-30 minutos, de acuerdo con las condiciones meteorológicas.<sup>16</sup>



**Figura 1.** Mapa de la zona de estudio de la isla de Mallorca. Los puntos negros indican las siete zonas donde se recogieron mensualmente tres muestras de julio a septiembre de 2017.

**Tabla 1.** Resumen temporal de los estudios de muestreo de arrastre realizados para determinar la abundancia media (objetos/km<sup>2</sup>) y el peso medio (g de peso seco/km<sup>2</sup>) (media  $\pm$  desviación estándar) para: A) todas las zonas de estudio y B) todas las zonas de estudio excepto aquellas con altas densidades.

	Nº de muestras	General	Julio	Agosto	Septiembre
<b>A) Todas las zonas de muestreo</b>					
Abundancia (objetos/km <sup>2</sup> )	63	858.029 ( $\pm$ 4.082.964)	656.051 ( $\pm$ 2.512.261)	1.767.004 ( $\pm$ 6.619.270)	151.034 ( $\pm$ 342.683)
Peso (g de peso seco/km <sup>2</sup> )	63	4.520 ( $\pm$ 22.806)	2.644 ( $\pm$ 8.188)	10.082 ( $\pm$ 36.648)	833 ( $\pm$ 1.117)
<b>B) Todas las zonas de muestreo exceptuando las de alta densidad</b>					
Abundancia (objetos/km <sup>2</sup> )	61	195.045 ( $\pm$ 356.611)	111.022 ( $\pm$ 277.720)	325.280 ( $\pm$ 416.446)	151.034 ( $\pm$ 342.683)
Peso (g de peso seco/km <sup>2</sup> )	61	1.134 ( $\pm$ 1.969)	920 ( $\pm$ 2.214)	1.664 ( $\pm$ 2.361)	833 ( $\pm$ 1.117)



**Figura 2.** Abundancia media espacio-temporal (objetos/km<sup>2</sup>) de objetos de plástico procedentes de redes de arrastre de la superficie del mar cerca de la costa en cada una de las siete localizaciones de muestreo durante los meses de julio (verde), agosto (rojo) y septiembre (naranja) de 2017. Las barras de error indican la desviación estándar.

Una vez en el laboratorio, las 63 muestras recogidas se clasificaron cuidadosamente de forma visual, separando los elementos plásticos y el material inorgánico del material orgánico, utilizando un estereomicroscopio (Leica), y el material separado se secó a temperatura ambiente en placas de Petri de vidrio.<sup>16</sup> La abundancia de estas muestras se calculó en función del volumen inicial de la alícuota.

Para cada muestra se midieron los elementos micro y mesoplásticos y se categorizaron por forma siguiendo seis categorías: fragmentos, películas, pellets, gránulos, filamentos y espumas.<sup>16</sup> Para determinar la estructura química de los polímeros se aplicó la espectroscopía infrarroja de transformada de Fourier (FTIR) (microscopio FTIR de la serie HYPERION) con el software de espectroscopía OPUS con los espectros registrados en reflectancia total atenuada (ATR).

## RESULTADOS

Los residuos marinos plásticos estaban presentes en todas las redes de arrastre ( $n = 63$ ) con una abundancia media global de  $858.029 \pm 4.082.964$  objetos/km<sup>2</sup> (media  $\pm$  desviación estándar), un peso de  $4.520 \pm 22.806$  g (peso seco)/km<sup>2</sup> y la fracción microplástica (74 %) dominando el tipo de tamaño. El polietileno (LDPE y HDPE) fue el polímero más común (70 %) con una alta heterogeneidad espacial,

especialmente a lo largo de la costa noroeste. En agosto se recogió casi el doble de plástico que el resto de meses, y el número de objetos disminuyó significativamente con la distancia a la costa.

Se detectó un alto rango en la abundancia de plástico a lo largo de Mallorca, mostrando Port Andratx la menor abundancia media, de  $31.318 (\pm 40.928)$  objetos/km<sup>2</sup>, y Cala d'Or la mayor abundancia media, de  $5.317.431 (\pm 10.136.037)$  objetos/km<sup>2</sup> (Figura 2). El emplazamiento de Cala d'Or se consideró una zona de alta densidad, donde varias muestras de julio y agosto superaron las concentraciones medias mensuales entre  $4.417.834 (\pm 658.320)$  y  $10.876.140 (\pm 17.082.799)$  objetos/km<sup>2</sup> (Figura 2). Sin considerar las muestras de alta densidad cuantificadas en Cala d'Or, la abundancia media global bajó de  $858.029 (\pm 4.082.964)$  a  $195.045 (\pm 356.611)$  objetos/km<sup>2</sup>, con un peso medio de  $1.135 \pm 1.969$  g (peso seco)/km<sup>2</sup> (Tabla 1[B]).

Se detectó una correlación positiva con la dimensión fractal de la línea de costa, lo que indica una mayor retención de residuos plásticos costeros en las zonas con una dimensión fractal más alta, y las simulaciones de rastreo indicaron que los residuos marinos procedían principalmente de fuentes locales. Los resultados globales indican una importante variabilidad a pequeña escala del plástico marino costero en las Islas Baleares.



## CONCLUSIONES

- Se localizaron residuos de plástico en todas las redes de arrastre de la superficie del mar ( $n = 63$ ), con una abundancia media global de  $858.029 \pm 4.082.964$  objetos/km<sup>2</sup> (media  $\pm$  desviación estándar).
- Este estudio ha identificado que las zonas costeras cercanas a la costa de las Islas Baleares presentan algunas de las mayores áreas de acumulación de residuos plásticos del mar Mediterráneo, ya que todas las muestras recogidas contenían objetos de plástico.
- La mayor abundancia no se detecta solo durante la temporada alta de turismo (agosto), ya que la mayoría de objetos era probablemente de origen local.

- Los resultados de este estudio deberían utilizarse para futuros planes de gestión y conservación con el fin de tomar decisiones informadas, especialmente en zonas con condiciones prístinas como las áreas marinas protegidas de las Islas Baleares. El presente trabajo pone de manifiesto la abundancia de plásticos de pequeño y gran tamaño en las aguas costeras y pretende contribuir al desarrollo de un conjunto de datos a largo plazo para monitorizar la evolución de los residuos marinos plásticos cercanos a la costa en las Baleares.

## REFERENCIAS

### A) Referencias asociadas a los indicadores presentados

#### Microplásticos en sedimentos costeros poco profundos de Mallorca

ALOMAR, C. *et al.* (2020). «Spatial and temporal distribution of marine litter on the seafloor of the Balearic Islands (western Mediterranean Sea)». *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, 155, 103178. DOI: 10.1016/j.dsr.2019.103178.

#### Macrobasuras en los hábitats del fondo marino de las Islas Baleares

ALOMAR, C.; ESTARELLAS, F.; DEUDERO, S. (2016). «Microplastics in the Mediterranean sea: Deposition in coastal shallow sediments, spatial variation and preferential grain size». *Marine Environmental Research*, 115, 1-10. DOI:10.1016/j.marenvres.2016.01.005.

#### Ingesta de microplásticos en especies del fondo marino de las Islas Baleares

ALOMAR, C. *et al.* (2020). «Exploring the relation between plastic ingestion in species and its presence in seafloor bottoms». *Marine Pollution Bulletin*, 160, 111641. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111641>.

#### Microplásticos en las aguas costeras superficiales de Mallorca

COMPA, M. *et al.* (2020). «Nearshore spatio-temporal sea surface trawls of plastic debris in the Balearic Islands». *Marine Environmental Research*, 158, 104945. DOI: 10.1016/j.marenvres.2020.104945.

### B) Referencias incluidas en el texto de los indicadores

<sup>1</sup> WOODALL, L. *et al.* (2015). «Using a forensic science approach to minimize environmental contamination and to identify microfibres in marine sediments». *Marine Pollution Bulletin*, 95 (1), 40-46. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.04.044>.

<sup>2</sup> SUARIA, G.; ALIANI, S. (2014). «Floating debris in the Mediterranean sea». *Marine Pollution Bulletin*, 86, 494-504. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.06.025>.

<sup>3</sup> FOSSI, M. C. *et al.* (2012). «Are baleen whales exposed to the threat of microplastics? A case study of the Mediterranean fin whale (*Balaenoptera physalus*)». *Marine Pollution Bulletin*, 64, 2374-2379. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.08.013>.

<sup>4</sup> VAN CAUWENBERGHE, L. *et al.* (2015). «Microplastics are taken up by mussels (*Mytilus edulis*) and lugworms (*Arenicola marina*) living in natural habitats». *Environmental Pollution*, 199, 10-17. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2015.01.008>.



- <sup>5</sup> JORISSEN, F. J. (2014). «Colonization by the benthic foraminifer *Rosalina* (Tretomphalus) *concinna* of Mediterranean drifting plastics in CIESM 2014». En: Briand, F. (Ed.). *Marine litter in the Mediterranean and Black Seas*. Monaco: CIESM Publisher (CIESM Workshop Monograph, 46).
- <sup>6</sup> COZAR, A. *et al.* (2014). «Plastic debris in the open ocean». *PNAS*, 111, 10239-10244. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.1314705111>.
- <sup>7</sup> NUELLE, M. T. *et al.* (2014). «A new analytical approach for monitoring microplastics in marine sediments». *Environmental Pollution*, 184, 161-169. DOI: 10.1016/j.envpol.2013.07.027.
- <sup>8</sup> GALGANI, F. *et al.* (2000). «Litter on the sea floor along European coasts». *Marine Pollution Bulletin*, 40, 516-527. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(99\)00234-9](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(99)00234-9).
- <sup>9</sup> COURTENE-JONES, W. *et al.* (2017). «Microplastic pollution identified in deep-sea water and ingested by benthic invertebrates in the Rockall Trough, North Atlantic Ocean». *Environmental Pollution*, 231, 271-280. DOI: 10.1016/j.envpol.2017.08.026.
- <sup>10</sup> COMPA, M.; MARCH, D.; DEUDERO, S. (2019). «Spatio-temporal monitoring of coastal floating marine debris in the Balearic Islands from sea-cleaning boats». *Marine Pollution Bulletin*, 141, 205-214. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.02.027>.
- <sup>11</sup> DEUDERO, S.; ALOMAR, C. (2015). «Mediterranean marine biodiversity under threat: reviewing influence of marine litter on species». *Marine Pollution Bulletin*, 98, 58-68. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.07.012>.
- <sup>12</sup> BERTRAND, J. A. *et al.* (2002). «The general specifications of the MEDITS surveys». *Scientia Marina*, 66, 9-17. DOI: <https://doi.org/10.3989/scimar.2002.66s29>.
- <sup>13</sup> FOSSI, M. C. *et al.* (2018). «Bioindicators for monitoring marine litter ingestion and its impacts on Mediterranean biodiversity». *Environmental Pollution*, 237, 1023-1040. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.11.019>.
- <sup>14</sup> COMPA, M. *et al.* (2020). «Nearshore spatio-temporal sea surface trawls of plastic debris in the Balearic Islands». *Marine Environmental Research*, 158, 104945. DOI: 10.1016/j.marenvres.2020.104945.
- <sup>15</sup> BAINI, M. *et al.* (2018). «Abundance and characterization of microplastics in the coastal waters of Tuscany (Italy): the application of the MSFD monitoring protocol in the Mediterranean Sea». *Marine Pollution Bulletin*, 133, 543-552. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2018.06.016.
- <sup>16</sup> VIRSEK, M. K. *et al.* (2016). «Protocol for microplastics sampling on the sea surface and sample analysis». *JoVE*, e55161. doi: 10.3791/55161.

---

#### CITAR COMO

COMPA, M.; ALOMAR, C.; DEUDERO, S. (2021). «Residuos en el mar Balear: microplásticos en sedimentos costeros poco profundos de Mallorca; macrobasura en los hábitats del fondo marino de las Islas Baleares; ingesta de microplásticos en especies del fondo marino de las Islas Baleares; microplásticos en las aguas costeras superficiales de Mallorca». En: Vaquer-Sunyer, R.; Barrientos, N. (ed.). *Informe Mar Balear 2021* <<https://informemarbalear.org/es/presiones/imb-presiones-residuos-esp.pdf>>

En la elaboración de este capítulo han participado:

Raquel Vaquer-Sunyer, Natalia Barrientos, Sergio Martino, Sebastià Albertí, Gabriel Martorell, Josep Pablo, Joan Cifre, José Francisco González, Maribel Cabra, Joan Miquel Cardona, Trinidad García, Esperança Tous y Marc Vidal.

# Concentración de contaminantes en sedimentos

1. Concentración de metales pesados en sedimentos
2. Concentración de bifenilos policlorados (PCB) en sedimentos
3. Concentración de hidrocarburos policíclicos aromáticos (PAH) en sedimentos
4. Concentración de compuestos orgánicos volátiles (VOC) en sedimentos
5. Concentración de pesticidas organoclorados en sedimentos

Los sedimentos acumulan una gran cantidad de contaminantes que son perjudiciales para el medio ambiente y tóxicos para los organismos marinos y para la salud humana. Algunos de estos contaminantes son los **metales pesados**, los **compuestos bifenilos policlorados** (PCB), los **hidrocarburos policíclicos aromáticos** (PAH), los **compuestos orgánicos volátiles** (VOC) y los **pesticidas organoclorados**. Muchos de estos compuestos están incluidos en la lista de sustancias prioritarias en el ámbito de la política de aguas. La legislación europea establece la necesidad de controlar y eliminar los vertidos de estas sustancias al medio acuático para evitar su contaminación y la posible afectación del medio ambiente y los organismos marinos.

Los resultados que presentamos aquí pertenecen al estudio elaborado por técnicos de los Servicios Científicotécnicos de la Universitat de les Illes Balears para la Direcció General de Recursos Hídrics, titulado «Informe corresponent als contaminants prioritaris a mostres de sediments marins (BMQ1601-11)». Este estudio se realizó entre los meses de enero y octubre del año 2009 y se tomaron muestras de sedimentos marinos de un total de 44 lugares diferentes de las Islas: 27 en Mallorca, 2 en Cabrera, 7 en Ibiza, 3 en Formentera y 5 en Menorca.<sup>1</sup>

## NORMATIVA

Decisión núm. 2455/2001/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 20 de noviembre de 2001, por la que se aprueba la lista de sustancias prioritarias en el ámbito de la política de aguas, y por la que se modifica la Directiva 2000/60/CE.

Decisión de la Comisión Europea, de 1 de septiembre de 2010, sobre los criterios y las normas meto-

dológicas aplicables al buen estado medioambiental de las aguas marinas (2010/477/UE).

Directiva 2008/56/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 17 de junio de 2008, por la que se establece un marco de acción comunitaria para la política del medio marino (Directiva marco sobre la estrategia marina).

Directiva 2008/105/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 16 de diciembre de 2008, relativa a las normas de calidad ambiental en el ámbito de la política de aguas, por la que se modifican y derogan anteriormente las directivas 82/176/CEE, 85/513/CEE, 84/156/CEE, 84/491/CEE y 86/280/CEE del Consejo, y por la que se modifica la Directiva 2000/60/CEE.

## 1. Concentración de metales pesados en sedimentos

Los metales pesados generalmente se definen como metales con densidades, pesos atómicos o números atómicos relativamente altos.<sup>2</sup>

## ¿QUÉ ES?

Los sedimentos acumulan una gran cantidad de contaminantes que son perjudiciales para el medio ambiente y tóxicos para los organismos marinos y para la salud humana.

Mostramos resultados de concentraciones de diversos contaminantes en sedimentos:

- (61) metales pesados,
- (62) compuestos bifenilos policlorados (PCB),
- (63) hidrocarburos policíclicos aromáticos (PAH),
- (64) compuestos orgánicos volátiles (VOC) y
- (65) pesticidas organoclorados.

## METODOLOGÍA

Los resultados pertenecen al estudio llevado a cabo en el año 2009 por técnicos de los Servicios Científicotécnicos de la Universitat de les Illes Balears para la Direcció General de Recursos Hídrics, titulado «Informe corresponent als contaminants prioritaris a mostres de sediments marins (BMQ1601-11)». Se tomaron muestras de un total de 44 lugares diferentes de las islas: 27 en Mallorca, 2 en Cabrera, 7 en Ibiza, 3 en Formentera y 5 en Menorca.

En el caso de tres metales incluidos en la lista de sustancias prioritarias en el ámbito de la política de aguas, también se muestran resultados de un estudio elaborado en el año 2005: «Implementació de la Directiva marc de l'aigua a les Illes Balears: avaluació de la qualitat ambiental de les masses d'aigua costaneres utilitzant les macroalgues i els invertebrats bentònics com a bioindicadors (maig 2005-març 2007)».

No se dispone de valores de líneas de base de concentraciones de estos contaminantes en las Baleares que puedan servir para determinar si la concentración que presentan es natural o debida a contaminación, y por ello hay que emplear valores de corte basados en las concentraciones medidas (en este caso, la suma de la media más la desviación estándar).

## ¿POR QUÉ?

La actividad humana ha incrementado la cantidad y la distribución de contaminantes en la atmósfera, la tierra, ríos, lagos y mares. Una gran proporción de estas sustancias se acumula en los sedimentos. Estos contaminantes pueden ser bioacumulados por organismos marinos y entrar así en la cadena trófica, de manera que los predadores reciben dosis más elevadas, que pueden llegar a tener efectos nocivos para los seres humanos.

Muchos de estos compuestos están incluidos en la lista de sustancias prioritarias en el ámbito de la política de aguas. La legislación europea establece la necesidad de controlar y eliminar los vertidos de estas sustancias al medio acuático para evitar la contaminación y la posible afectación del medio ambiente y los organismos marinos.

## LOCALIZACIÓN



## RESULTADOS

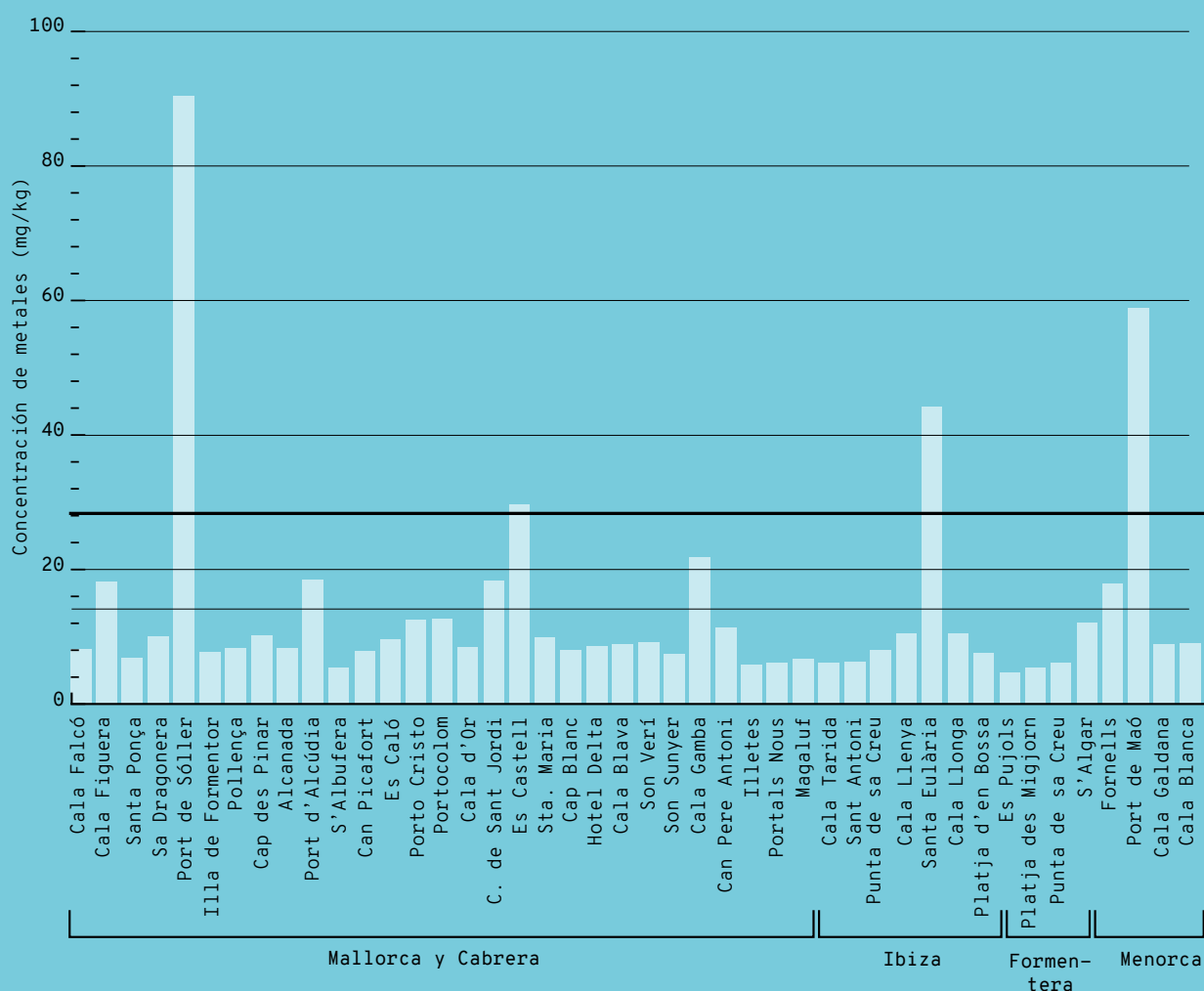
Las zonas contaminadas por metales pesados en sedimentos según el estudio elaborado en el año 2009 son el puerto de Sóller (Mallorca) y el puerto de Maó (Menorca). Si además se consideran los resultados del estudio realizado en el año 2005, la bahía de Fornells (Menorca) y Ses Roquetes (Ibiza) también deben incluirse en la lista de zonas altamente contaminadas por metales pesados.

Se detectó contaminación por PCB en dos lugares de estudio: Sant Antoni (Ibiza) y S'Algar (Menorca).

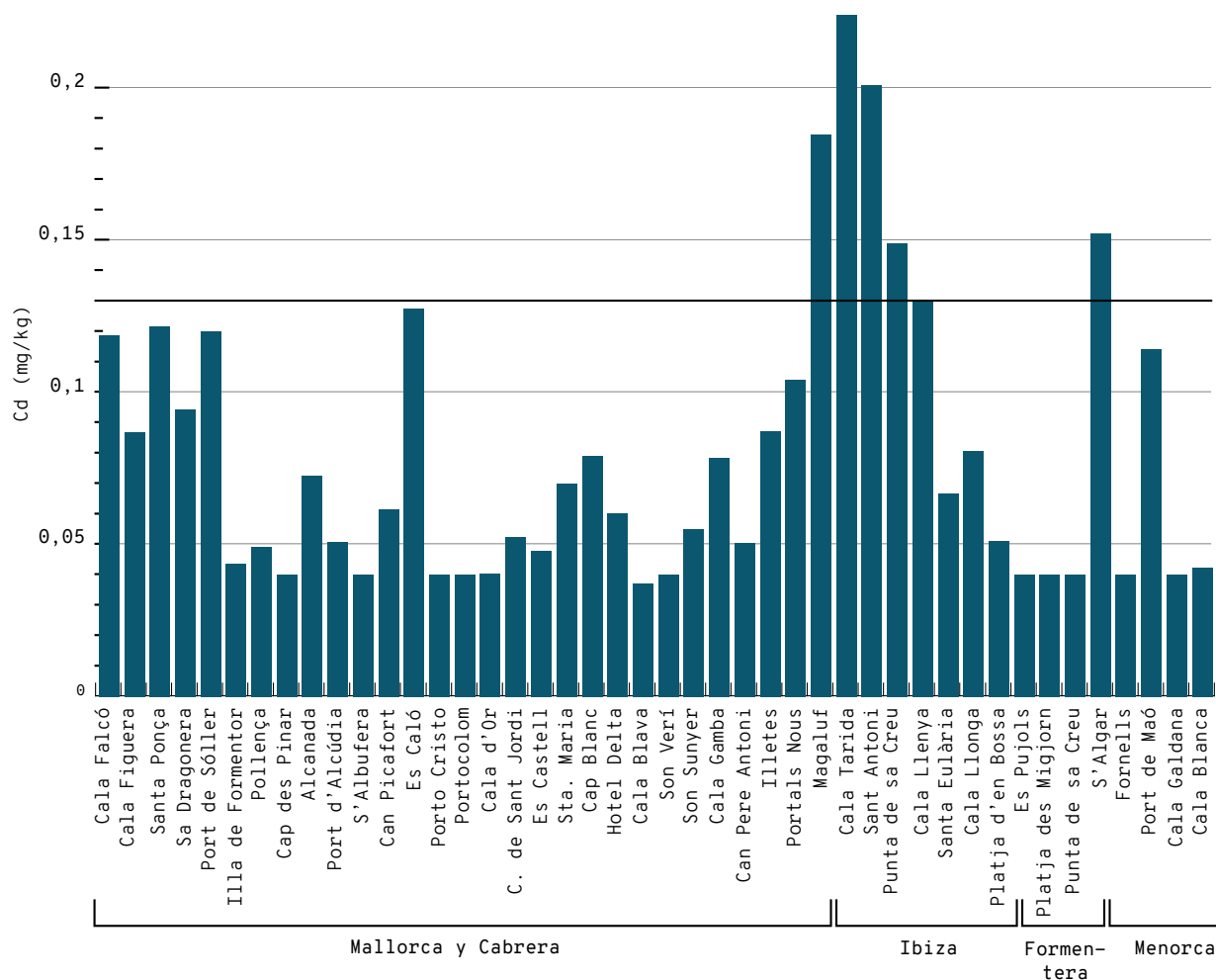
Hay tres lugares donde se ha detectado contaminación por hidrocarburos policíclicos aromáticos (PAH): Cala Figuera, Cala Gamba y el puerto de Maó. Se detectó contaminación por compuestos orgánicos volátiles (VOC) en dos lugares: Cala Figuera y el puerto de Alcúdia.

Se detectó contaminación por pesticidas organoclorados en Sant Antoni (Ibiza), Cala Blanca (Menorca), Cala Gamba (Mallorca) y S'Algar (Menorca) cuando se considera la suma de todos los pesticidas organoclorados medidos en el estudio, y en Cala Blanca cuando solo se consideran los compuestos incluidos en la lista de sustancias prioritarias en el ámbito de la política de aguas.

Los datos que se tienen sobre contaminantes en sedimentos en las Islas Baleares provienen de un único estudio del año 2009 y, en el caso de algunos metales, de un estudio adicional del año 2005, y pueden haber variado con el paso del tiempo. Sería recomendable actualizar estos datos con estudios nuevos para evaluar la evolución de las concentraciones de contaminantes en sedimentos.



Suma de las concentraciones de los metales incluidos en la lista de sustancias prioritarias en el ámbito de la política de aguas (cadmio, plomo, mercurio y níquel) en mg de metal por kg de sedimento para los diferentes lugares donde se midió en el año 2009. La línea negra representa la media más la desviación estándar de todas las medidas. FUENTE: Albertí y colaboradores.



**Figura 1.** Concentración de cadmio (Cd) en mg por kg de sedimento para los diferentes lugares donde se midió en el año 2009. La línea negra representa la media más la desviación estándar de todas las medidas. FUENTE: Albertí y colaboradores.<sup>1</sup>

Las actividades humanas han incrementado la cantidad y la distribución de metales pesados en la atmósfera, suelos, ríos, lagos y mares de todo el mundo. Esta contaminación generalizada y a la vez difusa ha causado preocupación sobre sus posibles efectos en plantas, animales y seres humanos. Una gran proporción de estos metales pesados se acumula en los sedimentos.<sup>3</sup>

El origen de los metales en los ambientes marinos es tanto natural como antropogénico. No son degradados por bacterias y, por tanto, se acumulan permanentemente en el mar y en los sedimentos.<sup>4</sup>

<sup>5</sup> Los metales intervienen en diversos mecanismos biogeoquímicos (en rutas metabólicas y procesos geológicos), tienen una alta movilidad y se puede bioacumular en los organismos marinos y amplificarse en la cadena trófica —así, los predadores recibirían dosis más elevadas de estas sustancias conservativas—,<sup>5</sup> algo que puede tener efectos nocivos para la salud humana (como en el caso del mercurio).<sup>4</sup>

Diversos estudios han demostrado que la exposición a metales pesados (tóxicos) causa problemas de salud a largo plazo en las poblaciones humanas. Estos metales son tóxicos sistémicos conocidos por inducir efectos adversos para la salud en humanos, entre los cuales figuran enfermedades cardiovasculares,

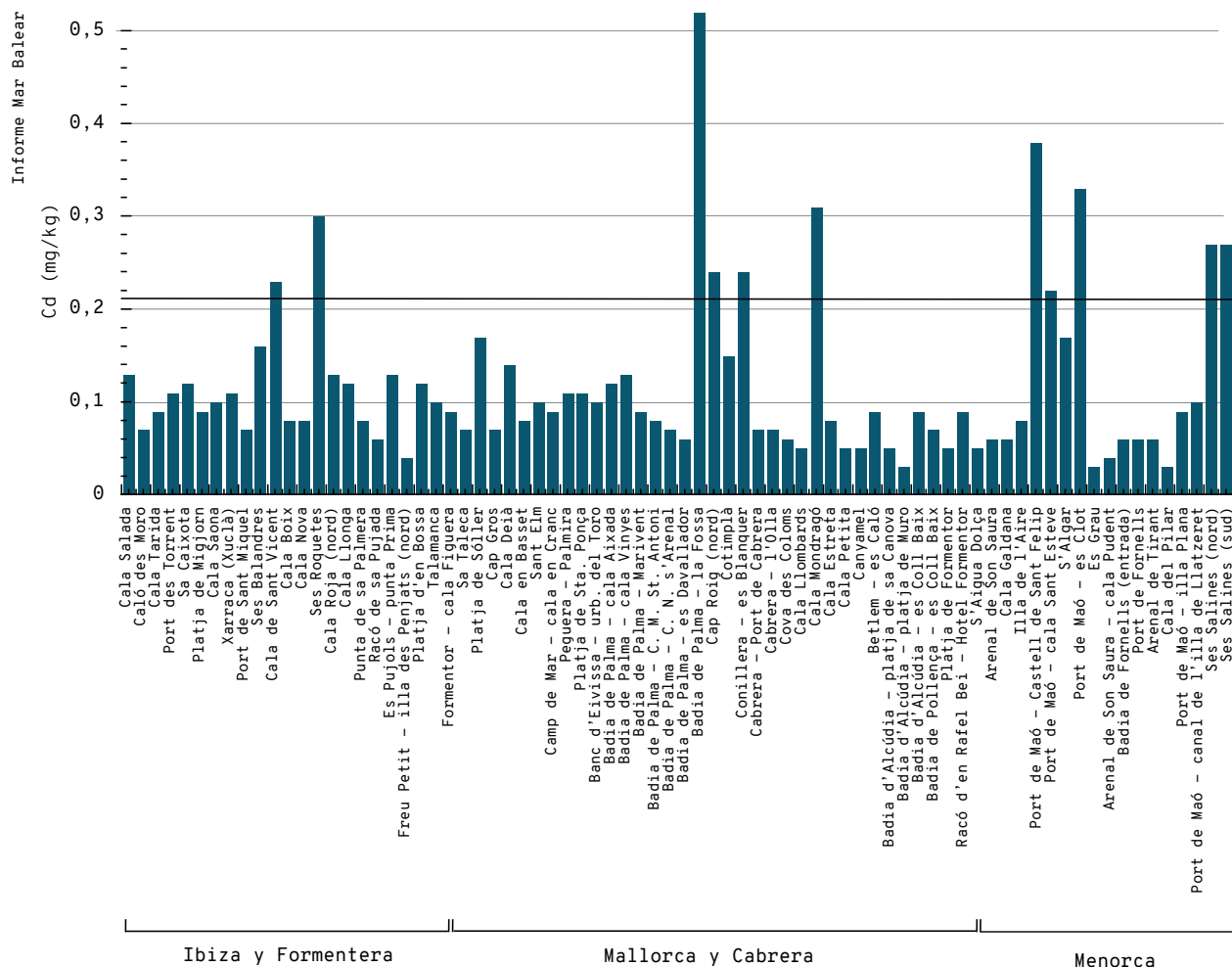
anomalías en el desarrollo, trastornos neurológicos, diabetes, pérdida auditiva, trastornos hematológicos e inmunológicos y diversos tipos de cáncer. Aunque se conocen los efectos agudos y crónicos que causan algunos metales, se dispone de muy poca información del impacto sobre la salud de las mezclas de elementos tóxicos y sus efectos sinérgicos.<sup>6</sup>

## METODOLOGÍA

La mayoría de los resultados presentados aquí provienen del estudio de Albertí y colaboradores,<sup>1</sup> que emplearon la metodología siguiente:

Se midieron los siguientes metales en sedimentos: aluminio (Al), cobre (Cu), cromo (Cr), hierro (Fe), níquel (Ni), zinc (Zn), arsénico (As), cadmio (Cd), plomo (Pb), vanadio (V) y mercurio (Hg) utilizando las técnicas que se describen a continuación.

Para el análisis de aluminio (Al), cobre (Cu), cromo (Cr), hierro (Fe), níquel (Ni) y zinc (Zn), las muestras se trataron según la norma UNE 77303, secándolas a 60 °C durante 48 horas. Se tamizó y molió la sección inferior a 2 mm. La submuestra se digirió según la norma EPA 3051 y se analizó siguiendo la norma UNE-EN ISO 11885:1998: espectrometría de emisión atómica mediante un plasma de radio-



**Figura 2.** Concentración de cadmio (Cd) en mg por kg de sedimento para los diferentes lugares donde se midió en el año 2005. La línea negra representa la media más la desviación estándar de todas las medidas. FUENTE: Ballesteros y colaboradores.<sup>7</sup>

frecuencia acoplado inductivamente (ICP-OES). El método que se utilizó es el de la determinación de elementos disueltos.<sup>1</sup>

Para el análisis de arsénico (As), cadmio (Cd), plomo (Pb) y vanadio (V), las muestras se trataron según la norma UNE 77303, secándolas a 60 °C durante 48 horas. Se tamizó y molió la sección inferior a 2 mm. La submuestra se digirió según la norma EPA 3051 y se analizó siguiendo la norma UNE-EN ISO 17294-1,2; espectrometría de emisión atómica mediante un plasma de radiofrecuencia acoplado inductivamente (ICP-MS). El método que se utilizó es el de la determinación de elementos disueltos.<sup>1</sup>

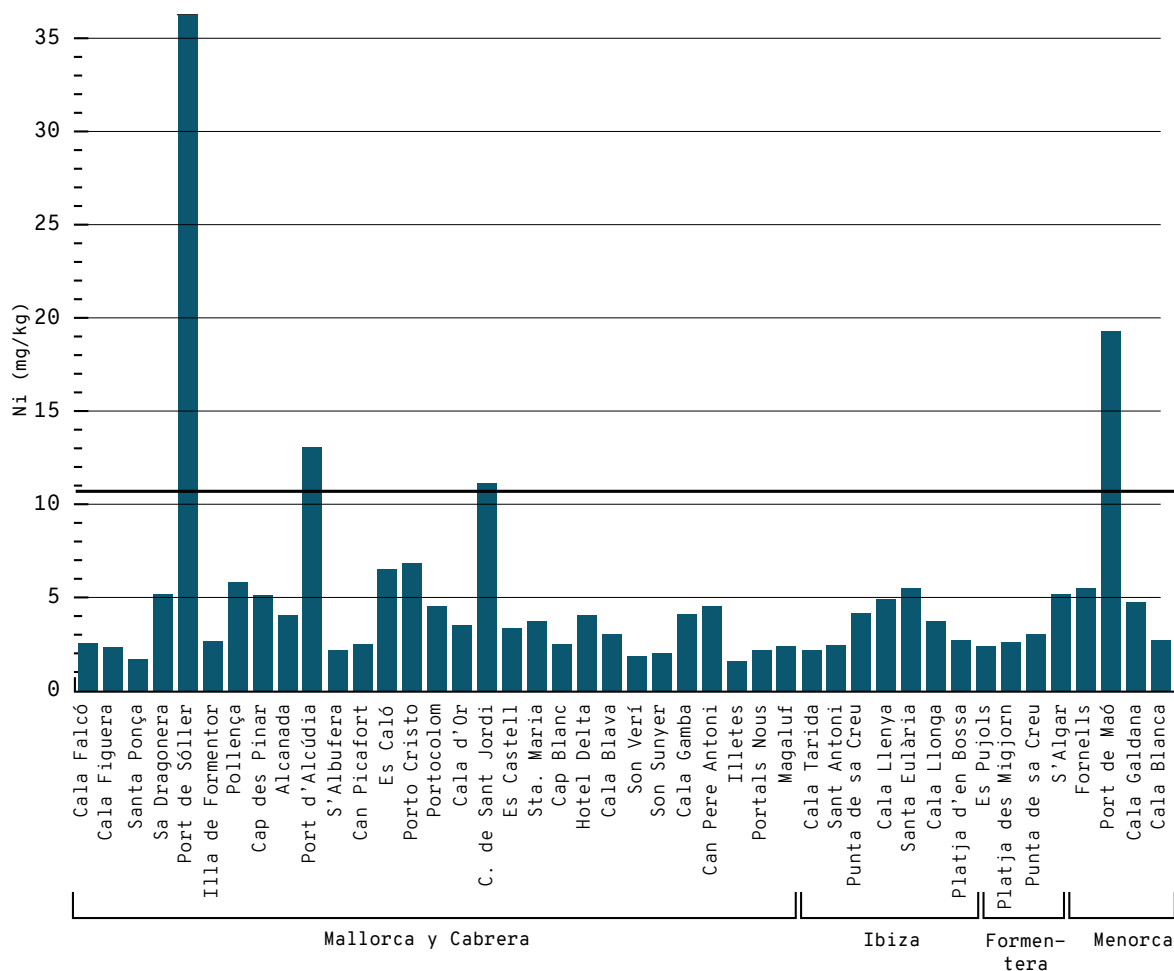
Para el análisis de mercurio (Hg), las muestras se trataron según la norma UNE 77303, secándolas a 60 °C durante 48 horas. Se tamizó y molió la sección inferior a 2 mm. La submuestra se digirió según la norma EPA 3051 y se analizó siguiendo la norma UNE-EN ISO 1483:1998: espectrometría de absorción atómica (técnica de vapor frío). El método que se utilizó es el de la determinación de elementos disueltos.<sup>1</sup>

Adicionalmente, presentamos unos resultados provenientes del estudio elaborado entre los años 2005 y 2007 «Implementació de la Directiva marc de l'aigua a les Illes Balears: avaluació de la qualitat ambiental de les masses d'aigua costaneres utilitzant

les macroalgues i els invertebrats bentònics com a bioindicadors (maig 2005-març 2007)», liderado por Enrique Ballesteros,<sup>7</sup> en el que se analizaron las concentraciones de algunos metales pesados (zinc [Zn], cobre [Cu], plomo [Pb], vanadio [V], cadmio [Cd], mercurio [Hg] y aluminio [Al]) en sedimentos de 76 localizaciones repartidas por las Islas Baleares (36 entre Mallorca y Cabrera, 18 en Menorca, 19 en Ibiza y 3 en Formentera).

En este estudio se siguió la metodología siguiente para el análisis de metales: las muestras se descongelaron y liofilizaron. Para cada muestra se pesaron cantidades de 0,1 g aproximadamente de sedimento liofilizado y triturado, y se digirieron en recipientes de teflón en una solución de ácido nítrico concentrado y de peróxido de hidrógeno (reactivos Suprapur Merck®) en la estufa a 90 °C durante 24 horas. Este proceso también se llevó a cabo en un total de 42 blancos. La solución de sedimentos digerida se diluyó con agua Mili-Q y se guardó en la nevera en tubos de polietileno. La concentración de metales en la solución se determinó mediante un espectrofotómetro de inducción de plasma acoplado (ICP-MS) en los Servicios Científicotécnicos de la Universitat de Barcelona. Los valores se expresan en miligramos de metal por kilogramo de sedimento (mg/kg).

No hay límites establecidos para las concentraciones máximas recomendables de estos metales en



**Figura 3.** Concentración de níquel (Ni) en mg por kg de sedimento para los diferentes lugares donde se midió en el año 2009. La línea negra representa la media más la desviación estándar de todas las medidas. FUENTE: Albertí y colaboradores.<sup>1</sup>

sedimentos ni una línea de base de condiciones prístinas con la que poder comparar estas concentraciones. A fin de establecer un valor de corte para poder identificar las zonas que presenten más contaminación se ha seleccionado la suma de la media y de la desviación estándar de todos los puntos de muestreo para el parámetro estudiado.<sup>1</sup>

## RESULTADOS

Nos centraremos principalmente en las concentraciones de metales pesados que están incluidos en la lista de sustancias prioritarias en el ámbito de la política de aguas: cadmio (Cd), níquel (Ni), plomo (Pb) y mercurio (Hg) (figuras 1-5).

### Cadmio (Cd)

El cadmio es un metal extremadamente tóxico clasificado como cancerígeno para los humanos según la Agencia Internacional de Investigación sobre el Cáncer. Se usa en procesos de galvanización, en pinturas industriales y en pilas de níquel y cadmio.

En el caso del cadmio, el valor de corte que resulta de sumar la media y la desviación estándar de todas las medidas del estudio realizado en el año 2009 es de 0,13 mg/kg (Figura 1). Las zonas que han presentado más contaminación, por encima de

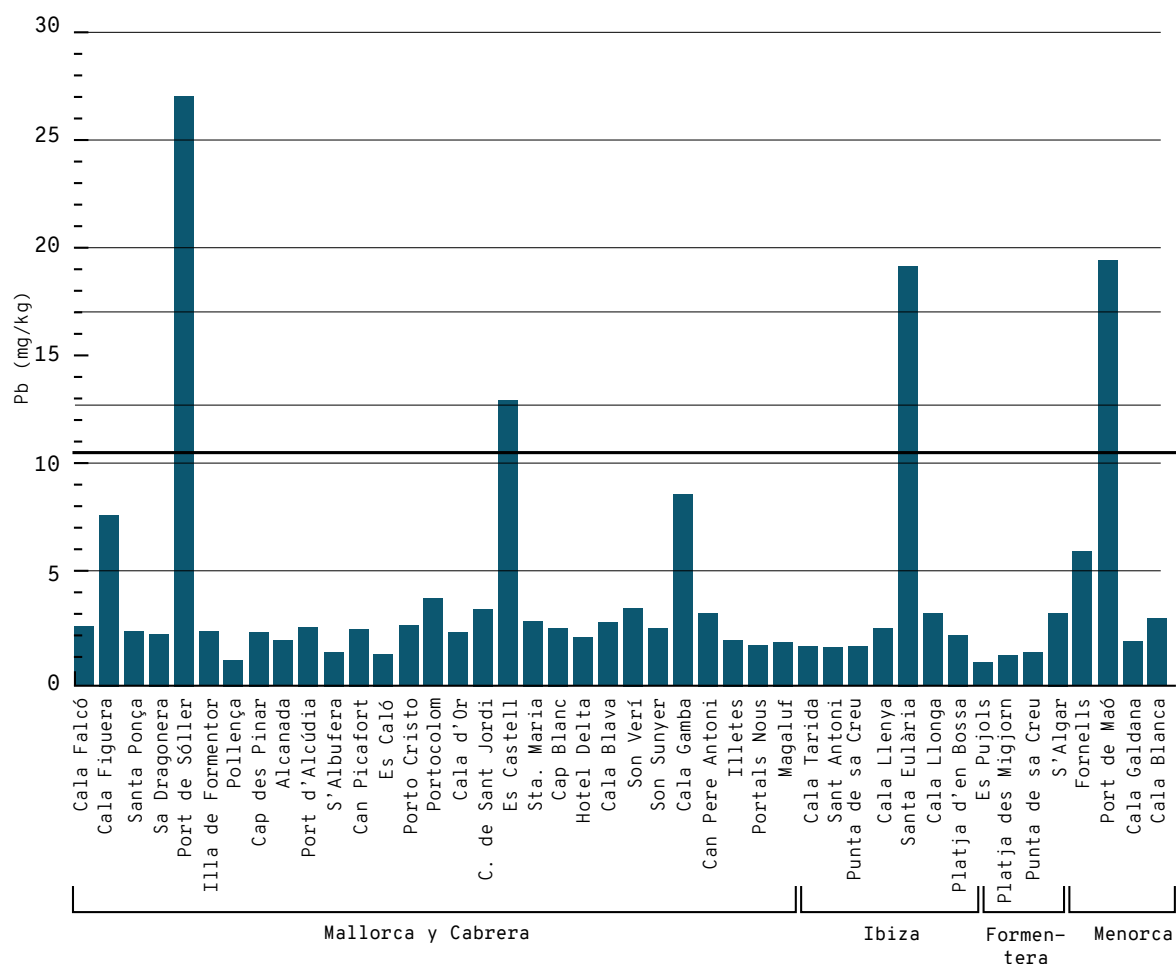
este valor de corte, han sido Magaluf, en Mallorca; Cala Tarida, Sant Antoni y la Punta de sa Creu, en Ibiza, y S'Algar, en Menorca. Hay dos estaciones más donde los valores rozan este valor de corte: Es Caló, en Mallorca, y Cala Llenya, en Ibiza (Figura 1).

Según este estudio, la isla de Ibiza es la que presenta más zonas con contaminación por cadmio en comparación con el resto de isla.

En el caso de los análisis realizados en sedimentos muestreados en el año 2005, el valor de corte fue de 0,21 mg/kg, más alto que el valor de corte estimado para el año 2009 (Figura 2). Cuando se hizo este estudio, 11 de los 76 puntos de muestreo presentaron valores por encima de este valor de corte: dos situados dentro de la bahía de Fornells y 3 dentro del puerto de Maó, en Menorca; dos puntos en Ibiza: Cala de Sant Vicenç y Ses Roquetes; y 4 puntos en Mallorca: un punto en la bahía de Palma, Cala Mondragó, el Cap Roig y Sa Conillera (Figura 2).

Este estudio muestra resultados diferentes de los del estudio del año 2009, seguramente a causa de las diferencias entre los puntos de muestreo. En el año 2005, la isla que presentó más localizaciones contaminadas por cadmio fue Menorca, ya que hay diversos puntos de muestreo dentro de la bahía de Fornells y dentro del puerto de Maó, que son los lugares que presentan concentraciones mayores de este metal.





**Figura 4.** Concentración de plomo (Pb) en mg por kg de sedimento para los diferentes lugares donde se midió en el año 2009. La línea negra representa la media más la desviación estándar de todas las medidas. FUENTE: Albertí y colaboradores.<sup>1</sup>

## Níquel (Ni)

El níquel se encuentra de manera natural en suelos y aguas superficiales, pero ciertas actividades como la industrialización, las aguas residuales o el uso de fertilizantes artificiales o pesticidas aumentan su concentración en el medio ambiente.<sup>8</sup>

El valor de corte resultante de la suma de la media de las concentraciones de níquel en los lugares de estudio más la desviación estándar fue de 10,91 mg/kg (Figura 3). Las zonas del estudio con concentraciones mayores de níquel —por encima de este valor de corte— fueron los puertos de Sóller y de Alcúdia y la Colònia de Sant Jordi, en Mallorca, y el puerto de Maó, en Menorca (Figura 3).

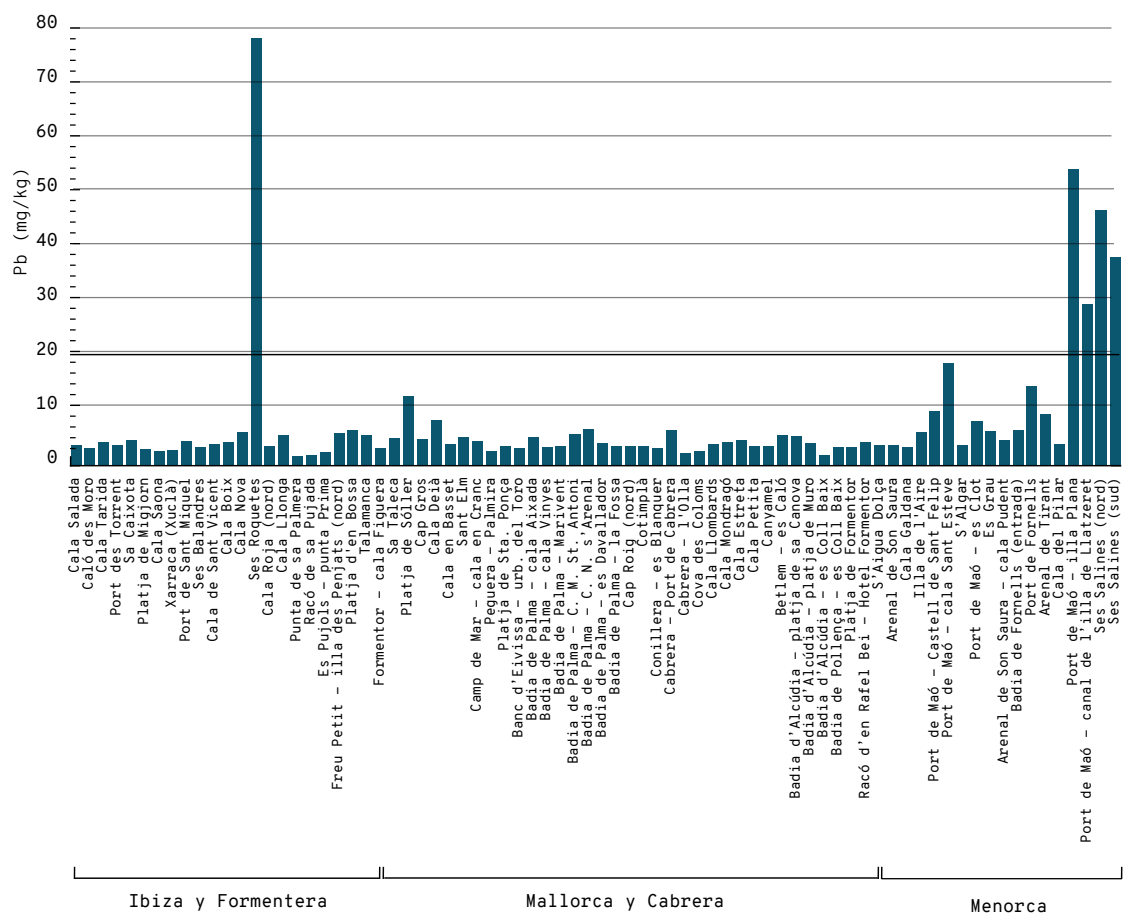
## Plomo (Pb)

El plomo es un metal gris azulado que se presenta de forma natural en la corteza terrestre. Aunque se produce de forma natural en el medio, algunas actividades antropogénicas como la quema de combustibles fósiles, la minería y los procesos industriales contribuyen a liberar concentraciones elevadas de este metal. El plomo presenta diversas aplicaciones industriales, agrícolas y domésticas. Actualmente se utiliza en la producción de baterías de plomo-ácido, municiones, productos metálicos (soldadura y cañerías) y dispositivos para blindar los rayos X.<sup>6</sup> En los últimos años, el uso industrial del plomo se

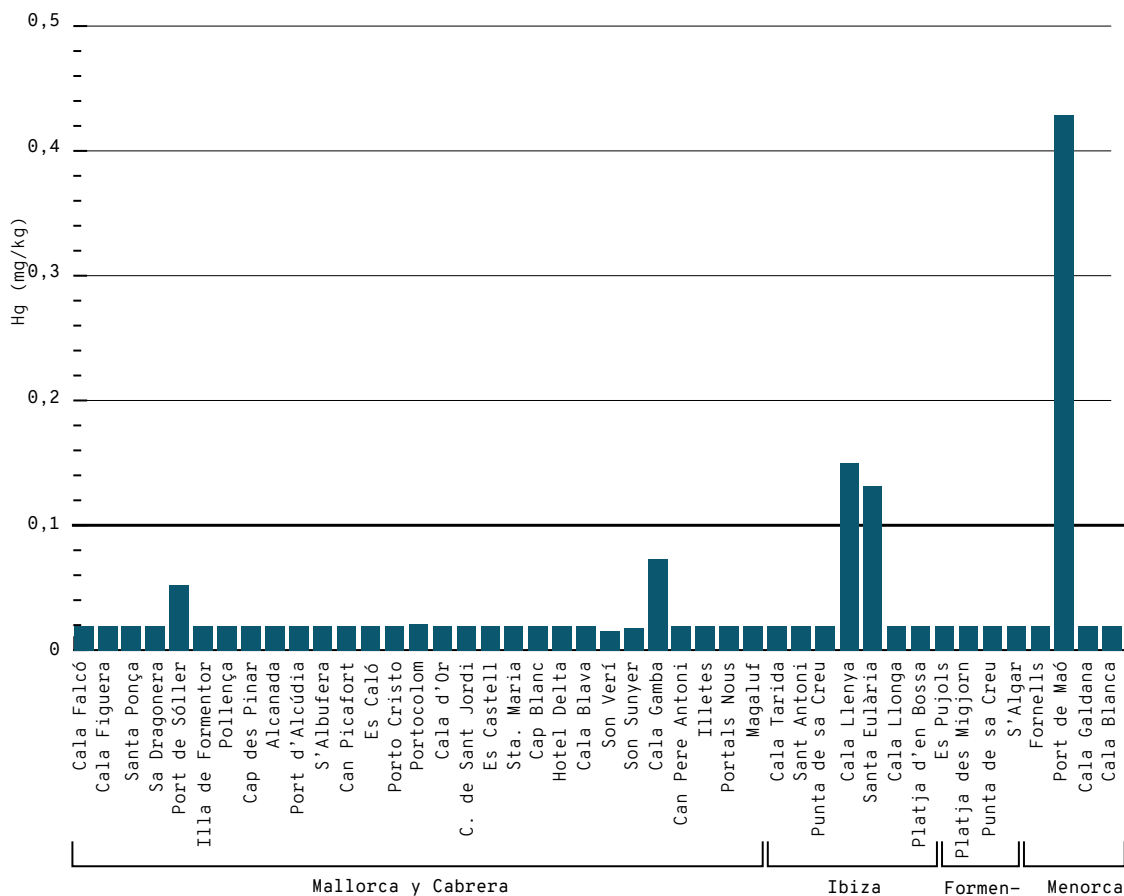
ha reducido significativamente de las pinturas y los productos cerámicos, los calafateados y la soldadura de cañerías.<sup>6</sup>

Para las personas, la exposición al plomo se produce principalmente mediante la inhalación de partículas de polvo o aerosoles contaminados con plomo o la ingestión de alimentos, agua o pinturas contaminados con plomo.<sup>9</sup> En el cuerpo humano, el porcentaje más elevado de plomo se acumula en los riñones, seguidamente en el hígado y en otros tejidos blandos como el corazón y el cerebro, pero el plomo que se acumula en el esqueleto representa la fracción corporal mayor. El sistema nervioso es el objetivo más vulnerable a la intoxicación por plomo. Dolor de cabeza, falta de atención, irritabilidad, pérdida de memoria y somnolencia son los primeros síntomas de los efectos de exposición del sistema nervioso central al plomo. La exposición aguda al plomo induce daños cerebrales, daños renales y enfermedades gastrointestinales, mientras que la exposición crónica puede causar efectos adversos sobre la sangre, el sistema nervioso central, la presión arterial, los riñones y el metabolismo de la vitamina D.<sup>6</sup> Desde finales de los años setenta del siglo XX, la exposición al plomo ha disminuido significativamente como resultado de múltiples esfuerzos, entre los que figura la eliminación de este metal de la gasolina, pinturas, latas de comida y bebida y cañerías.<sup>6,9</sup>

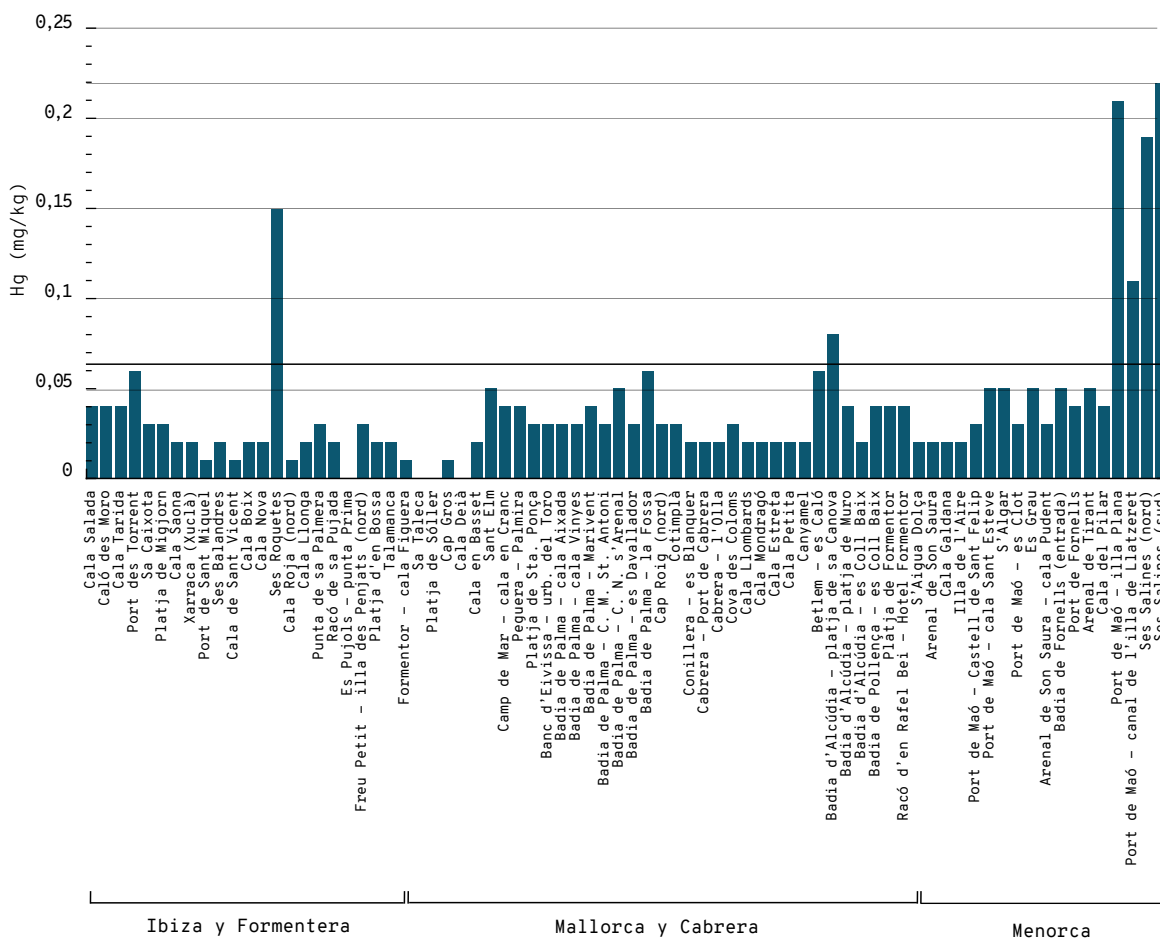
En los lugares de estudio analizados en el año 2009, el valor de corte calculado fue de 19,45 mg/kg. Este



**Figura 5.** Concentració de plomo (Pb) en mg per kg de sediment per als diferents llocs on es va mesurar l'any 2005. La línia negra representa la mitjana més la desviació estàndard de totes les mesures. **FUENTE:** Ballesteros y colaboradores.<sup>7</sup>



**Figura 6.** Concentració de mercuri (Hg) en mg per kg de sediment per als diferents llocs on es va mesurar l'any 2009. La línia negra representa la mitjana més la desviació estàndard de totes les mesures. **FUENTE:** Albertí y colaboradores.<sup>1</sup>



**Figura 7.** Concentración de mercurio (Hg) en mg por kg de sedimento para los diferentes lugares donde se midió en el año 2005. La línea negra representa la media más la desviación estándar de todas las medidas. FUENTE: Ballesteros y colaboradores.<sup>7</sup>

valor se superó en el puerto de Sóller, en Mallorca; en Es Castell, en Cabrera; en Santa Eulària, en Ibiza, y en el Port de Maó, en Menorca. Hubo otros puntos que presentaron altas concentraciones, pero sin superar el nivel de corte: Cala Gamba y Cala Figuera, ambas en la isla de Mallorca (Figura 4).

El estudio elaborado en el año 2005 presentó un valor de corte para el plomo de 19,71 mg/kg, muy parecido al de 19,45 mg/kg resultante del estudio del año 2009 (Figura 5). Cinco puntos de muestreo superaron este valor de corte: 4 en Menorca y 1 en Ibiza. Los puntos de Menorca con una concentración mayor por plomo se encontraron en la bahía de Fornells (2) y en el puerto de Maó (2). La mayor contaminación por plomo se detectó en Ibiza, en Ses Roquetes, con una concentración de 77,01 mg/kg.

## Mercurio (Hg)

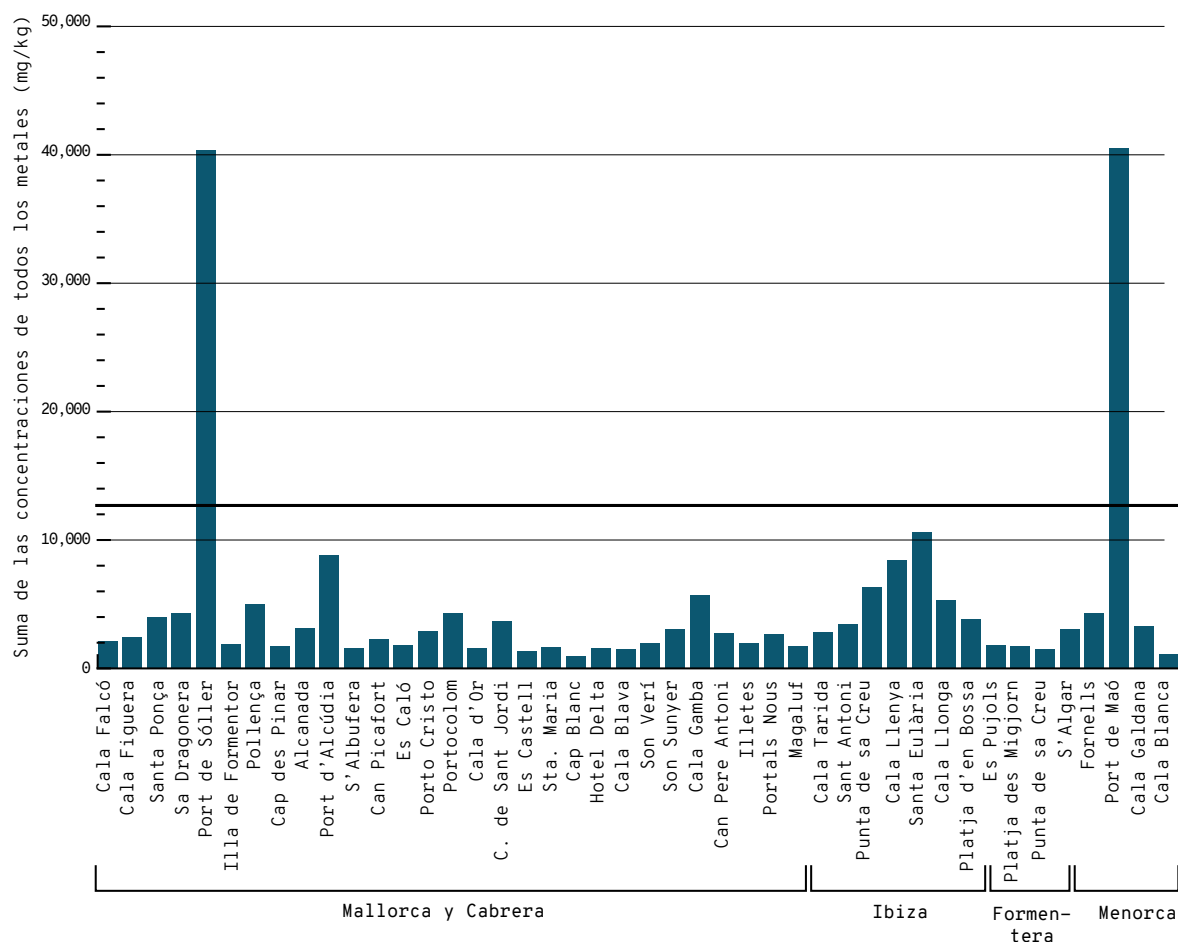
El mercurio es un metal tóxico y peligroso que se encuentra de forma natural en la corteza terrestre. Las principales fuentes de mercurio en el medio ambiente son procesos naturales como la erosión y las erupciones volcánicas, y algunas actividades antropogénicas como la fundición, la producción y el uso industrial de metales.<sup>10</sup>

El mercurio es muy pernicioso para la salud humana. El consumo de este metal a través de alimentos

ha provocado brotes catastróficos de enfermedades.<sup>10</sup> Tiene una neurotoxicidad elevada, con efectos particularmente devastadores en los sistemas nerviosos centrales y periféricos de los niños.<sup>10</sup>

La suma de la media de las concentraciones de mercurio en todos los lugares medidos más su desviación estándar del estudio realizado en 2009 ha dado como resultado un valor de corte de 0,10 mg de Hg por kg de sedimento (Figura 6). Este valor se superó en el puerto de Maó, en Menorca, y en Cala Llenya y en Santa Eulària, en Ibiza. Los valores de mercurio han sido particularmente altos en el puerto de Maó, con unas concentraciones de 0,43 mg/kg (Figura 6).

El estudio realizado en el año 2005 presentó un valor de corte para el mercurio de 0,08 mg/kg, muy similar aunque inferior al de 0,10 mg/kg resultante del estudio del año 2009 (figuras 6 y 7). En el año 2005 se midió la mayor concentración de mercurio dentro de la bahía de Fornells, en la estación de Ses Salines sur, donde se detectaron 0,22 mg/kg de mercurio, un valor muy inferior al medido dentro del puerto de Maó en el año 2009, de 0,43 mg/kg. En el estudio del año 2005 también se detectaron 5 puntos de muestreo con valores superiores al valor de corte: 2 dentro de la bahía de Fornells, 2 dentro del puerto de Maó y uno en Ses Roquetes (Ibiza) (Figura 7).



**Figura 8.** Suma de las concentraciones de todos los metales medidos (aluminio, cobre, cromo, hierro, níquel, zinc, arsénico, cadmio, plomo, vanadio y mercurio) en mg de metal por kg de sedimento para los diferentes lugares donde se midió. La línea negra representa la media más la desviación estándar de todas las medidas. FUENTE: Albertí y colaboradores.<sup>1</sup>

#### SUMA DE LAS CONCENTRACIONES DE CADMIO, NÍQUEL, PLOMO Y MERCURIO

El estudio realizado en el año 2005 por Ballesteros y colaboradores<sup>7</sup> no analizó las concentraciones de níquel, por lo que no puede incluirse en este apartado.

La suma de las concentraciones de los metales pesados incluidos en la lista de sustancias prioritarias en el ámbito de la política de aguas (Cd, Ni, Pb y Hg) ha tenido un valor de corte de 29,53 mg/kg (figura de la ficha). Los lugares de estudio que han superado este valor han sido el puerto de Sóller (Mallorca), el puerto de Maó (Menorca), Santa Eulària (Ibiza) y Es Castell (Cabrera) (figura de la ficha).

Los lugares donde la suma de las concentraciones de estos metales pesados tóxicos está por encima del valor de corte son puertos y/o bahías cerradas. En estos lugares, la contaminación por metales se ha ido acumulando a lo largo del tiempo, y se han convertido así en los enclaves con más contaminación de las Baleares de los estudiados.

El puerto de Sóller muestra el valor más elevado de la suma de concentraciones de metales pesados incluidos en la lista de sustancias prioritarias en el ámbito de la política de aguas, con un valor de 90,62 mg/kg: 61,09 mg/kg por encima del valor de corte. Este hecho muestra que es la zona más contaminada por estos metales pesados. También

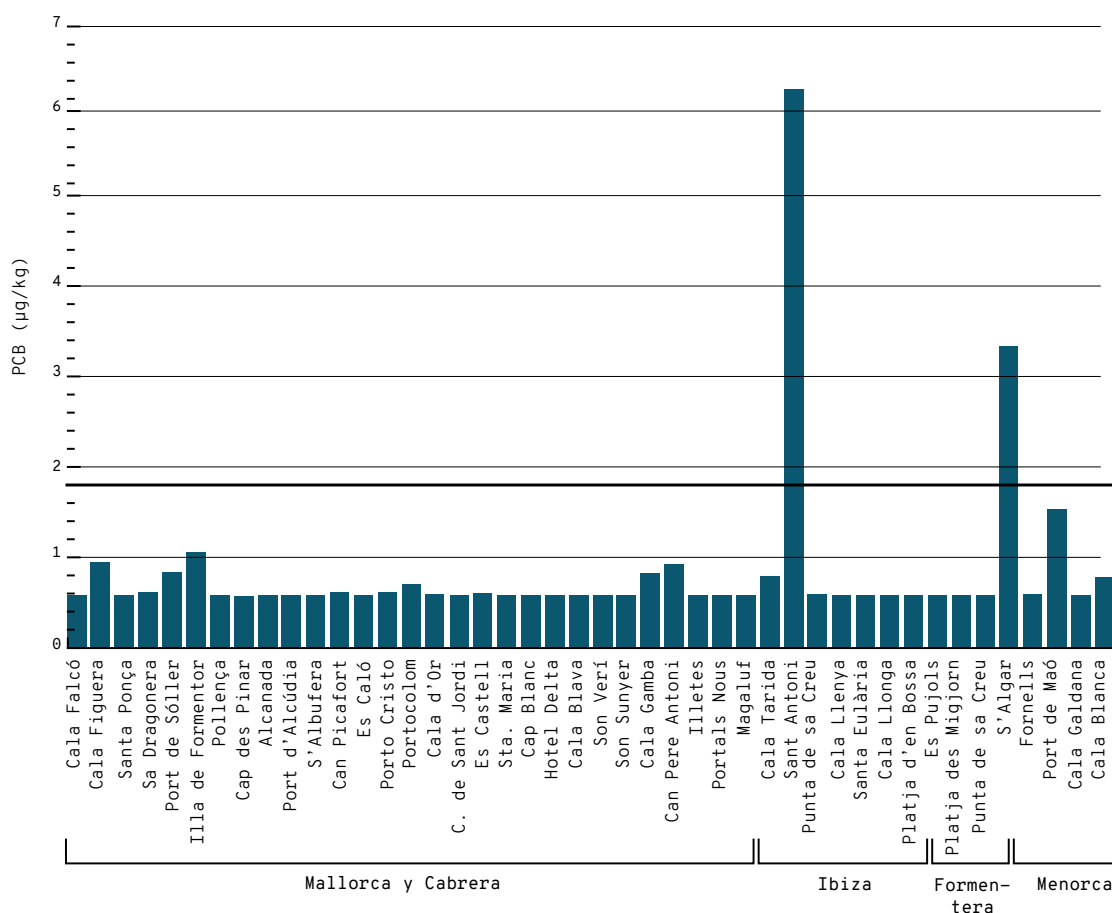
está por encima de los valores de corte de concentraciones de níquel y plomo.

En el puerto de Maó, la suma de las concentraciones de metales pesados incluidos en la lista de sustancias prioritarias en el ámbito de la política de aguas ha sido de 58,98 mg/kg. Este lugar ha superado los valores de corte para níquel, plomo y mercurio. El puerto de Maó es una zona contaminada por metales pesados tóxicos.

#### SUMA DE LAS CONCENTRACIONES DE TODOS LOS METALES MEDIDOS: ALUMINIO, COBRE, CROMO, HIERRO, NÍQUEL, ZINC, ARSÉNICO, CADMIO, PLOMO, VANADIO Y MERCURIO

Nos referiremos solo a los resultados obtenidos en el año 2009 en el estudio de Albertí y colaboradores,<sup>1</sup> ya que en el estudio del año 2005 no se midieron tantos metales pesados como en el primero, lo cual no nos permite comparar los resultados.

Si consideramos todos los metales de estudio (aluminio, cobre, cromo, hierro, níquel, zinc, arsénico, cadmio, plomo, vanadio y mercurio), el valor de corte, resultante de sumar la media y la desviación estándar de todas las medidas, ha sido de 13.087,6 mg/kg. Dos localizaciones han superado este valor de corte: el puerto de Sóller y el puerto de Maó. Estas dos localizaciones son las que presentan más



**Figura 9.** Suma de las concentraciones de todos los compuestos bifenilos policlorados (PCB) en µg por kg de sedimento para los diferentes lugares donde se midió. La línea negra representa la media más la desviación estándar de todas las medidas (valor de corte). FUENTE: Albertí y colaboradores.<sup>1</sup>

contaminación por metales pesados de las Islas Baleares de todas las zonas incluidas en el estudio de Albertí y colaboradores. La posible causa de estas elevadas concentraciones de metales es el pasado industrial de estos puertos (Figura 8).

## 2. Concentración de bifenilos policlorados (PCB) en sedimentos

Los bifenilos policlorados (PCB en sus siglas en inglés) son compuestos aromáticos organoclorados sintéticos (es decir, compuestos químicos de forma plana formados por cloro, carbono e hidrógeno sintetizados artificialmente) y constituyen una serie de 209 compuestos que se forman mediante la cloración del bifenilo. Su fórmula empírica es  $C_{12}H_{10-n}Cl_n$ , donde n puede variar entre 1 y 10. Están muy relacionados con los pesticidas organoclorados.<sup>11-13</sup>

Los PCB se consideran contaminantes orgánicos persistentes. Tienen una alta estabilidad química, por lo que persisten en el ambiente y se bioacumulan en los tejidos animales (sobre todo en la leche y derivados, el tejido adiposo, el cerebro y el hígado). Son tóxicos para los animales y los humanos. Prácticamente todas las personas están expuestas a la entrada de estos compuestos en su organismo a pesar de las restricciones legales en lo referente a su producción industrial, uso y almacenamiento que se han establecido (se prohibieron en los años setenta y ochenta). La compañía

Monsanto produjo más del 50 % de todos los PCB producidos mundialmente entre los años 1930 y 1977.<sup>13</sup>

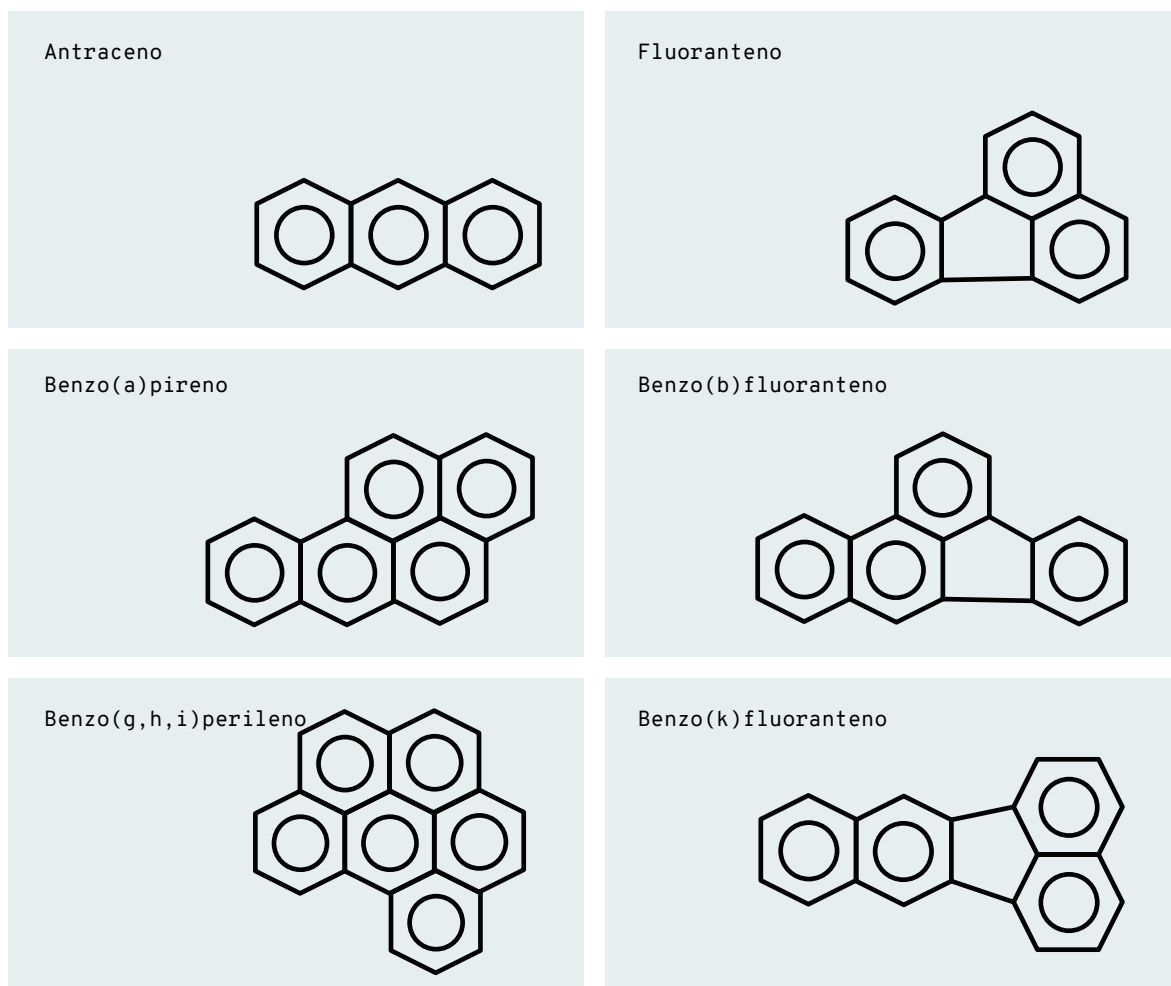
Los PCB se incluyeron en el año 2008 en la lista de sustancias prioritarias en el ámbito de la política de aguas (Directiva 2008/105/CE).

### METODOLOGÍA

Se midieron los siguientes bifenilos policlorados (PCB): PCB-18, PCB-28, PCB-31, PCB-44, PCB-52, PCB-101, PCB-118, PCB-138, PCB-149, PCB-153, PCB-180 y PCB-194. La metodología que se siguió fue: las muestras se liofilizaron durante 48 horas. Se realizó una extracción sólido-líquido mediante Soxhlet con una mezcla de acetona y hexano (1:1) durante 48 horas. Se purificó la muestra con Florisil® PR y cobre pirogénico. Las muestras se analizaron mediante cromatografía de gases (GC) acoplada a un detector de tipo ECD. Posteriormente se confirmaron los compuestos por cromatografía de gases y espectrometría de masas (GC-MS).

### RESULTADOS

La suma de la media y la desviación estándar de las concentraciones de todos los PCB medidos en este estudio dio como resultado un valor de corte de 1,82 µg/kg. Hay dos localizaciones donde se superó este valor



**Figura 10.** Estructura química de los seis hidrocarburos aromáticos policíclicos incluidos en la lista de sustancias prioritarias.

de corte: Sant Antoni, en Ibiza, con una concentración total de PCB de 6,30 µg/kg, y S'Algar, en Menorca, con una concentración de 3,41 µg/kg (Figura 9). Cabe destacar que, aunque no se supera el valor de corte, el punto correspondiente al puerto de Maó, en Menorca, presentó un valor próximo al mismo.

### 3. Concentración de hidrocarburos policíclicos aromáticos (PAH) en sedimentos

Los hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAH) son un grupo de más de cien compuestos orgánicos diferentes formados durante la quema incompleta de carbón, petróleo y gas, residuos orgánicos u otras sustancias orgánicas como el tabaco o la carne, y que tienen dos anillos de benceno o más. Pueden ser de origen natural o causados por actividades humanas.<sup>14</sup> Los PAH suelen encontrarse como una mezcla de dos o más de estos compuestos.

Aunque los efectos sobre la salud humana de los PAH individuales no son exactamente los mismos, algunos se han identificado como tóxicos, mutágenos y cancerígenos.<sup>14</sup>

#### METODOLOGÍA

Se midieron los siguientes PAH en sedimentos: acenaftileno, acenafteno, fluoreno, fenantreno, an-

traceno, fluoranteno, pireno, benzo(a)antraceno, criseno, benzo(b)fluoranteno, benzo(k)fluoranteno, benzo(a)pireno, dibenzo(a,h)antraceno, benzo(ghi)perileno e indeno(1,2,3-cd)pireno utilizando las técnicas siguientes: las muestras se liofilizaron durante 48 horas. Se realizó una extracción sólido-líquido mediante Soxhlet con una mezcla de acetona y hexano (1:1) durante 48 horas. Se purificó la muestra con Florisil® PR y cobre pirogénico. Se analizó mediante cromatografía líquida de alta resolución (HPLC) acoplada a un fluorímetro y a un detector de tipo PDA.

Al igual que para el resto de contaminantes anteriormente tratados, no hay límites establecidos para las concentraciones máximas aconsejables de estos compuestos en sedimentos, ni una línea de base de condiciones prístinas con la que poder comparar estas concentraciones. Con el fin de establecer un valor de corte para poder identificar las zonas que presentan más contaminación, se ha seleccionado la suma de la media y de la desviación estándar de todos los puntos de muestreo para el parámetro estudiado.<sup>1</sup>

#### RESULTADOS

Hay seis hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAH) incluidos en la lista de sustancias prioritarias en el ámbito de la política de aguas: antraceno, fluoranteno, benzo(a)pireno, benzo(b)fluoranteno,

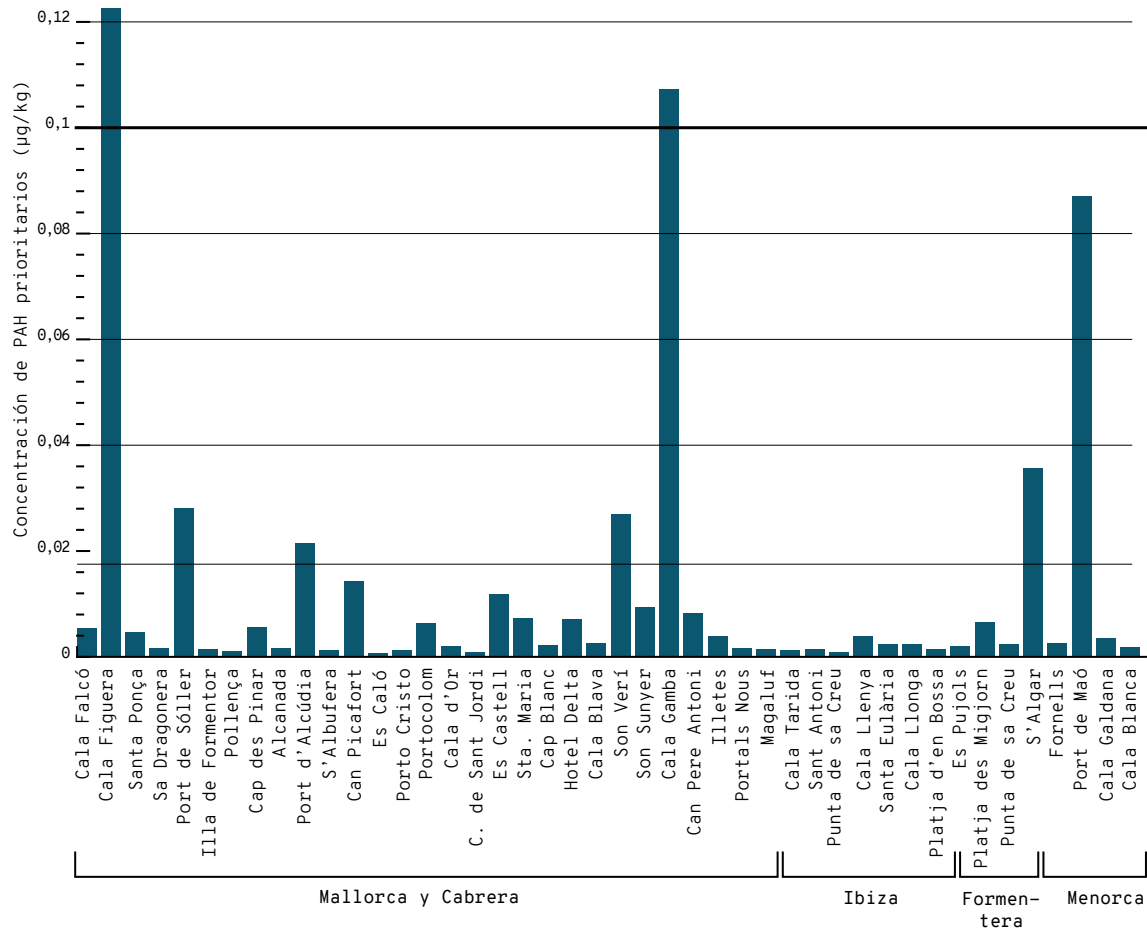


Figura 11. Suma de las concentraciones de hidrocarburos policíclicos aromáticos (PAH) incluidos en la lista de sustancias prioritarias en el ámbito de la política de aguas (antraceno, fluoranteno, benzo(a)pireno, benzo(b)fluoranteno, benzo(ghi)perileno y benzo(k)fluoranteno) en sedimentos. FUENTE: Albertí y colaboradores.<sup>1</sup>

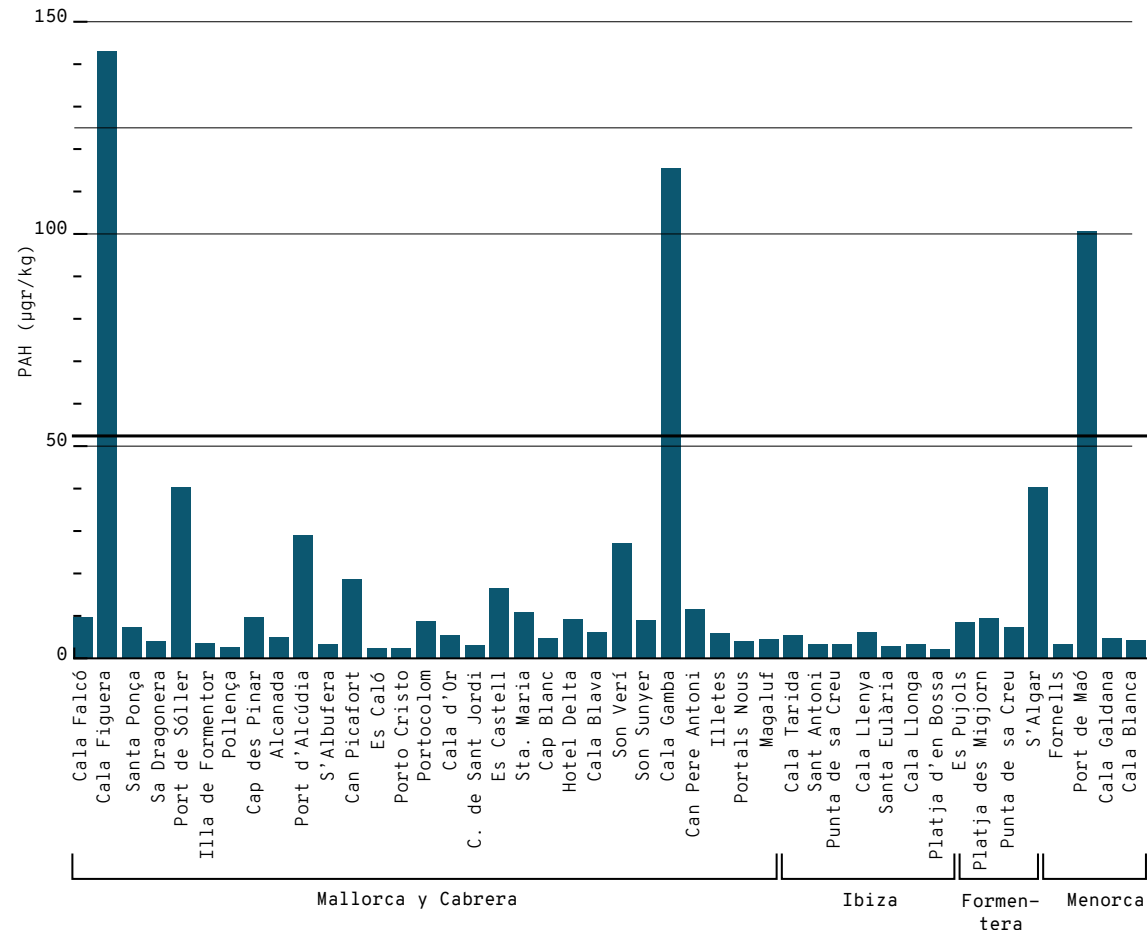
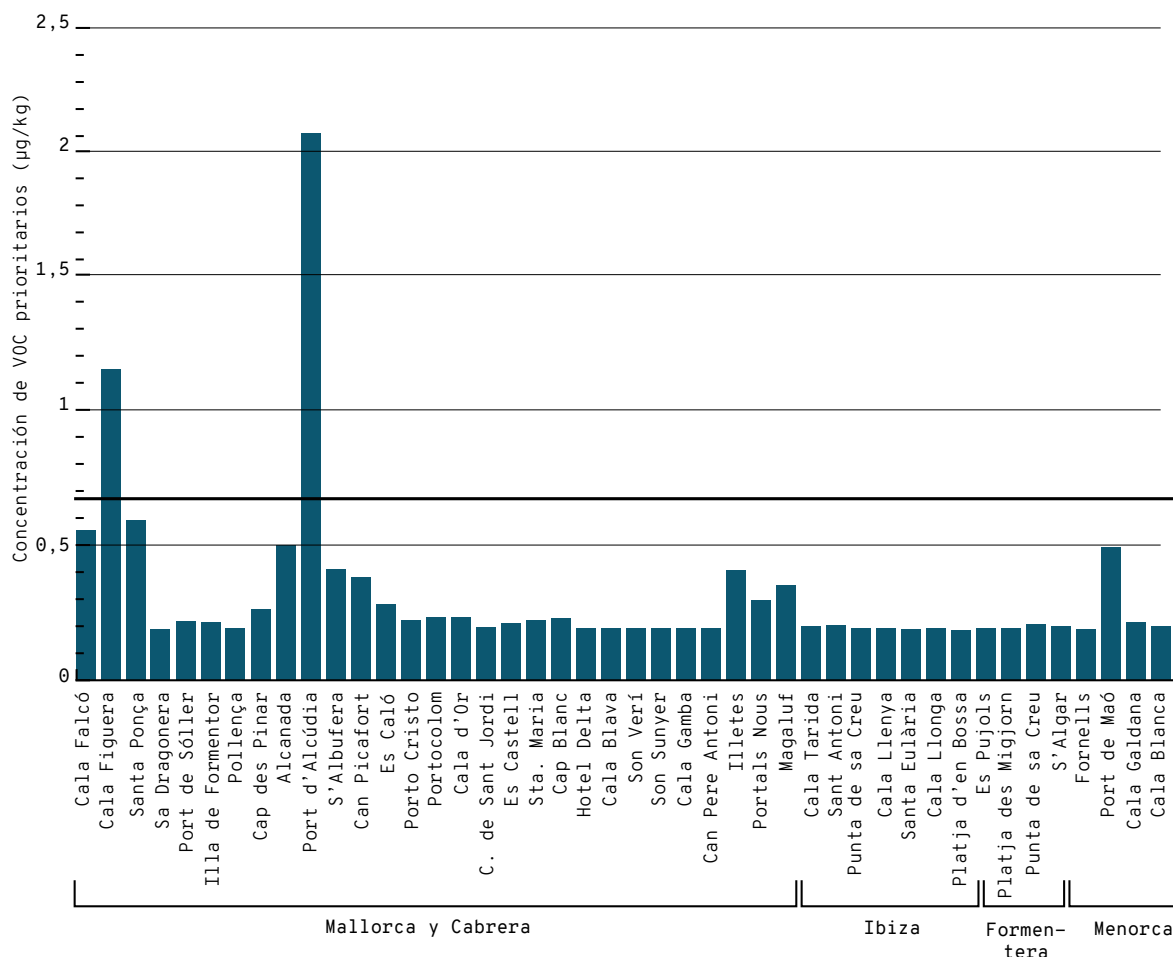


Figura 12. Suma de las concentraciones de todos los hidrocarburos policíclicos aromáticos (PAH) medidos en sedimentos. FUENTE: Albertí y colaboradores.<sup>1</sup>





**Figura 13.** Suma de las concentraciones de compuestos orgánicos volátiles (VOC) incluidos en la lista de sustancias prioritarias en el ámbito de la política de aguas (benceno, 1,2-dicloroetano, naftaleno, 1,2,4-triclorobenceno y cloroformo) en sedimentos. FUENTE: Albertí y colaboradores.<sup>1</sup>

benzo(ghi)perileno y benzo(k)fluoranteno (Figura 10), todos ellos analizados en este estudio. Los PAH en general también se incluyen en esta lista.

La suma de las concentraciones de los PAH incluidos en la lista de sustancias prioritarias en el ámbito de la política de aguas muestra tres estaciones con concentraciones superiores al valor de corte, que ha sido de 20,13 µg/kg: Cala Figuera, con una concentración de 62,18 µg/kg, seguida de Cala Gamba, donde se detectaron 54,37 µg/kg, ambas en Mallorca; y del puerto de Maó, en Menorca, donde se encontraron 44,15 µg/kg (Figura 11).

El lugar donde se midió mayor contaminación por hidrocarburos policíclicos aromáticos (PAH) en sedimentos fue Cala Figuera, con una concentración de 143,15 µg/kg, seguido de Cala Gamba, ambas en Mallorca, donde se detectaron 115,61 µg/kg; y del puerto de Maó, en Menorca, donde se encontraron 100,78 µg/kg. Estos tres lugares de muestreo superaron el valor de corte establecido en 46,67 µg/kg (Figura 12).

#### 4. Concentración de compuestos orgánicos volátiles (VOC) en sedimentos

Los compuestos orgánicos volátiles (VOC en sus siglas en inglés) son compuestos orgánicos que presentan

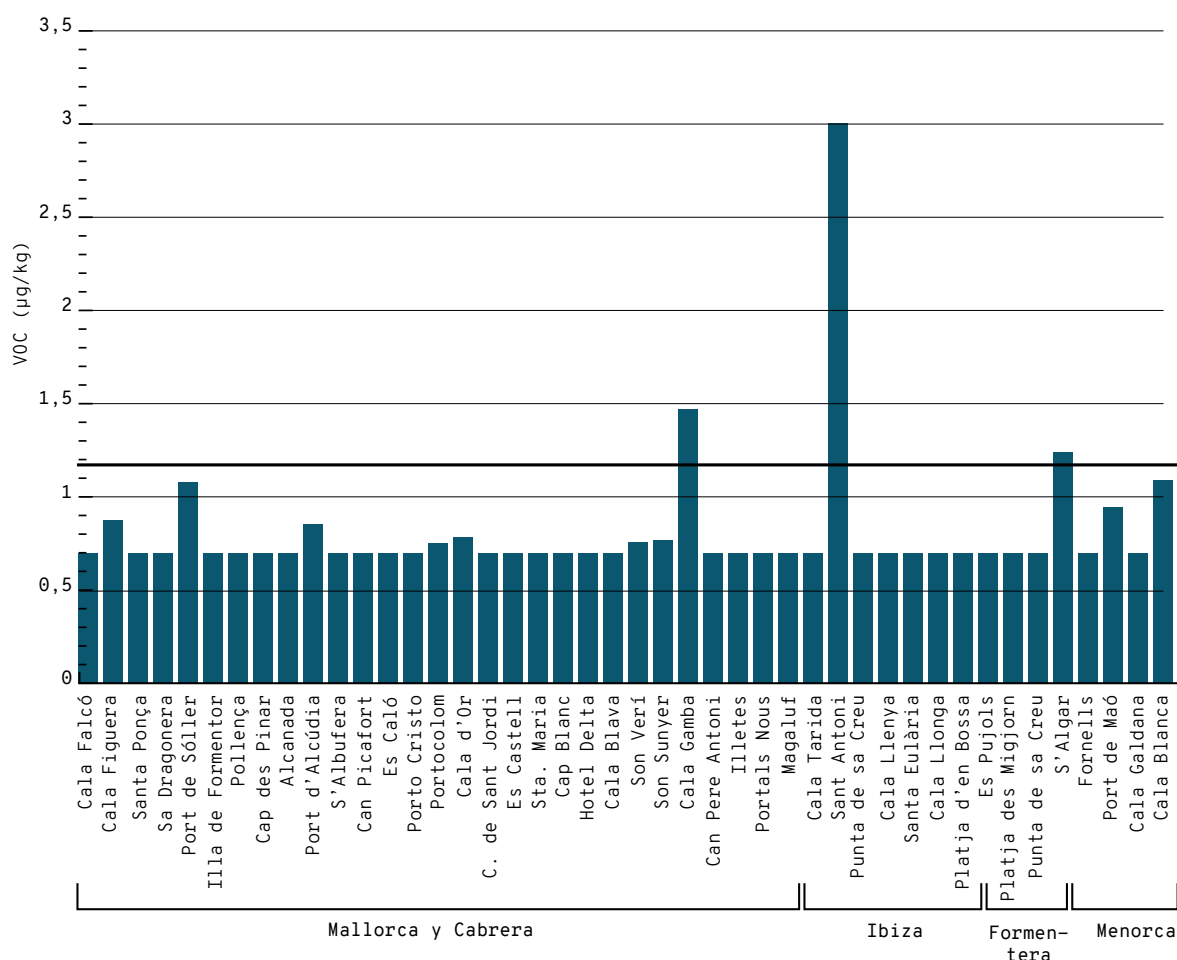
una alta presión de vapor a temperatura ambiente. Los VOC son numerosos, variados y omnipresentes. Incluyen compuestos químicos naturales y también originados por actividades humanas. Algunos VOC son peligrosos para la salud humana o causan daños al medio ambiente. Puesto que las concentraciones suelen ser bajas y los síntomas se desarrollan lentamente, es difícil investigar los VOC y sus efectos.

#### METODOLOGÍA

Se midieron los siguientes compuestos orgánicos volátiles en sedimentos: cloroformo, 1,2-dicloroetano, benceno, tetracloruro de carbono, tricloroetileno, tolueno, tetracloroetileno, clorobenceno, etilbenceno, p-xileno y m-xileno, o-xileno; 1,3-diclorobenceno, 1,4-diclorobenceno, 1,2-diclorobenceno, 1,3,5-triclorobenceno, 1,2,4-triclorobenceno, 1,2,3-triclorobenceno y naftaleno utilizando las siguientes técnicas: las muestras se analizaron directamente en contacto con agua marina mediante un automuestreador agua-sólido acoplado a un cromatógrafo de gases con detector de masas.

#### RESULTADOS

Cinco de los compuestos orgánicos volátiles (VOC) analizados están incluidos en la lista de sustancias



**Figura 14.** Suma de las concentraciones de todos los compuestos orgánicos volátiles (VOC) medidos en sedimentos. FUENTE: Albertí y colaboradores.<sup>1</sup>

prioritarias en el ámbito de la política de aguas: benceno, 1,2-dicloroetano, naftaleno, 1,2,4-triclorobenceno y cloroformo. El valor de corte para la suma de estos compuestos ha sido de 0,66 µg/kg. Dos de los lugares de muestreo tuvieron concentraciones de estos VOC superiores al valor de corte: el puerto de Alcúdia, con una concentración de 2,10 µg/kg, y Cala Figuera, donde se midieron 1,19 µg/kg de VOC incluidos en la lista de sustancias prioritarias (Figura 13).

La suma de todos los VOC medidos durante el estudio tuvo un valor de corte de 3,34 µg/kg. Los lugares de muestreo que presentaron contaminación por VOC con valores superiores al valor de corte fueron los mismos que ya la presentaron para la suma de los VOC incluidos en la lista de sustancias prioritarias en el ámbito de la política de aguas: Cala Figuera, con una concentración total de 10,94 µg/kg, y el puerto de Alcúdia, con 9,27 µg/kg (Figura 14).

## 5. Concentración de pesticidas organoclorados en sedimentos

Los pesticidas organoclorados son unos plaguicidas que fueron ampliamente empleados en la agricultura (como, por ejemplo, el DDT). Pertenecen a una familia de compuestos orgánicos que contienen como mínimo un átomo de cloro. Normalmente son más densos que el agua, razón por la cual se acumulan en los sedimentos. Su uso ha sido drásticamente eliminado en la Unión

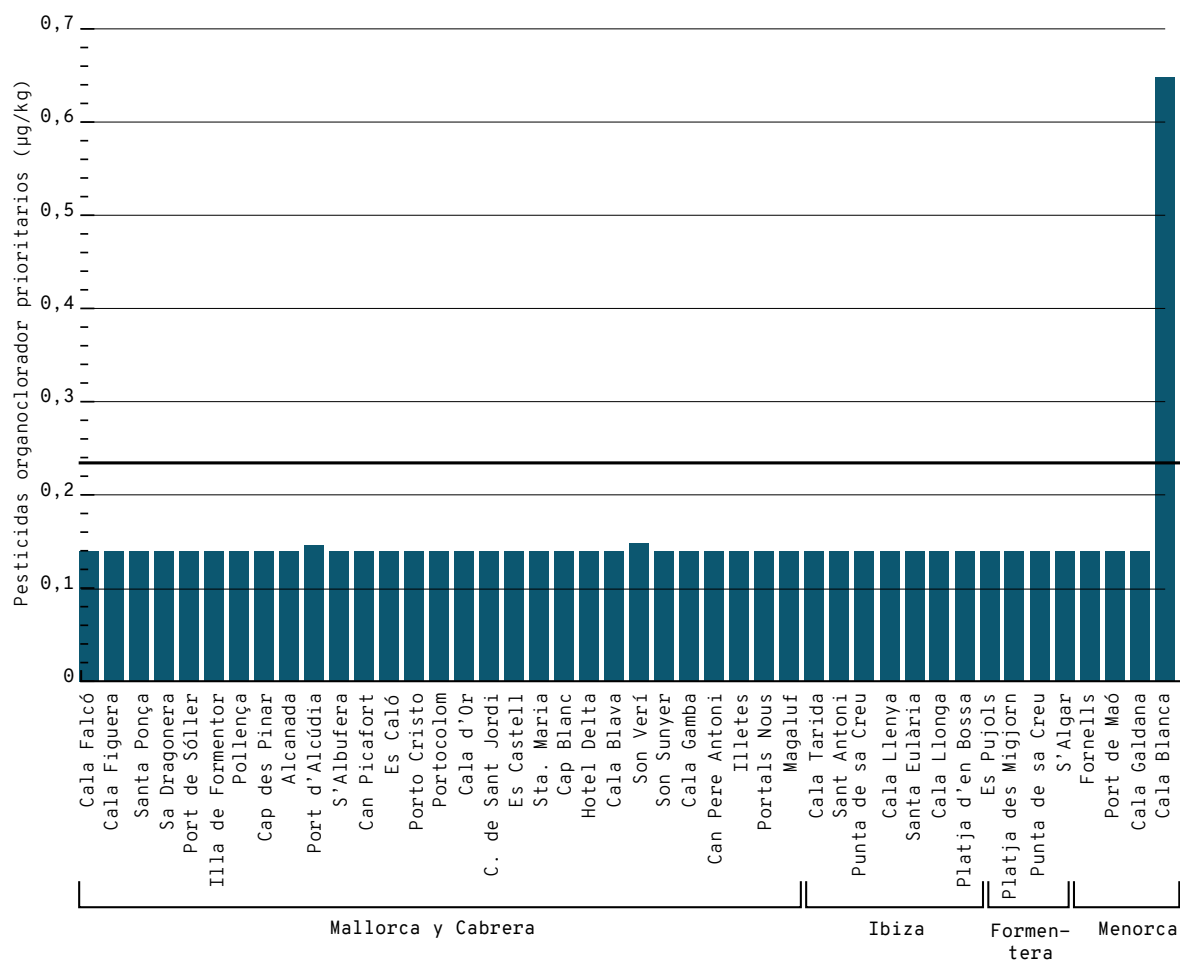
Europea a causa de su elevada persistencia en el medio ambiente y por el hecho de ser bioacumulables en la grasa de los animales.

### METODOLOGÍA

Se midieron los siguientes pesticidas organoclorados: hexaclorobutadieno, hexaclorobenceno, lindano, alacloro, aldrín, isodrin, 2,4-DDE, 4,4-DDE, dieldrina, 2,4-DDD, 4,4-DDD, 2,4-DDT y 4,4-DDT. Se utilizaron las técnicas siguientes: las muestras se liofilizaron durante 48 horas. Se realizó una extracción sólido-líquido mediante Soxhlet con una mezcla de acetona y hexano (1:1) durante 48 horas. Se purificó la muestra con Florisil® PR y cobre pirogénico. Las muestras se analizaron mediante cromatografía de gases (GC) acoplada a un detector de tipo ECD. Posteriormente se confirmaron los compuestos por cromatografía de gases y espectrometría de masas (GC-MS).

### RESULTADOS

Tres de los pesticidas organoclorados evaluados en este estudio están incluidos en la lista de sustancias prioritarias en el ámbito de la política de aguas: alacloro, hexaclorobenceno y hexaclorobutadieno. El valor de corte para estas sustancias prioritarias fue de 0,24 µg/kg. Una única localización ha superado



**Figura 15.** Suma de las concentraciones de pesticidas organoclorados incluidos en la lista de sustancias prioritarias en el ámbito de la política de aguas (alacloro, hexaclorobenceno y hexaclorobutadieno) en sedimentos. FUENTE: Albertí y colaboradores.<sup>1</sup>

este valor de corte: Cala Blanca, en Menorca, donde se midió una concentración de 0,70 µg/kg (Figura 15).

Si se consideran todos los compuestos de pesticidas organoclorados medidos en el estudio, el valor de corte es de 1,17 µg/kg. La concentración más elevada de pesticidas organoclorados se midió en Sant Antoni (Ibiza), donde se estimó una concentración de 2,96 µg/kg, seguido de Cala Blanca (Menorca), con 1,59 µg/kg; de Cala Gamba (Mallorca), con 1,42 µg/kg y, finalmente, de S'Algar (Menorca), con 1,19 µg/kg (Figura 16). Estos cuatro puntos de muestreo superaron el valor de corte y se pueden considerar contaminados por pesticidas organoclorados.

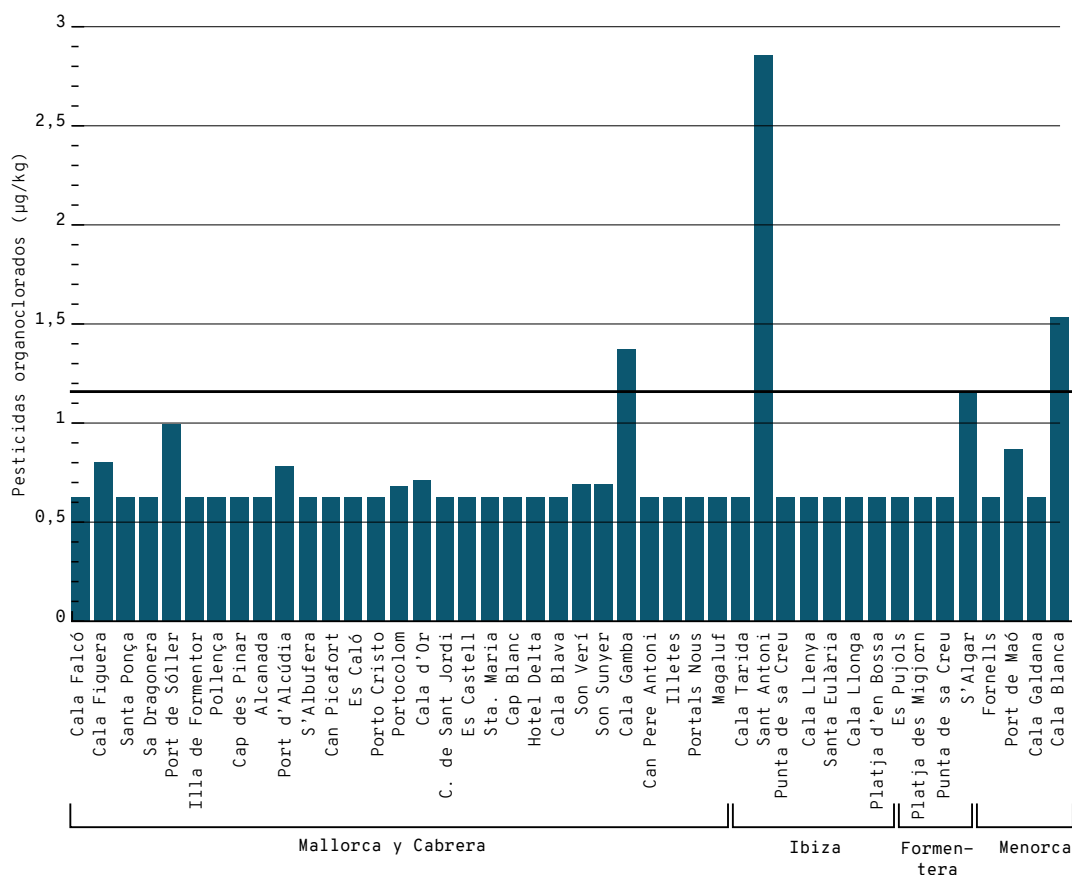
## CONCLUSIONES

- Los metales pesados tienden a acumularse en los sedimentos marinos y se pueden bioacumular y amplificar en la cadena trófica. Así, los predadores reciben dosis mayores, que pueden ser perjudiciales para la salud humana.
- Hay cuatro metales pesados incluidos en la lista de sustancias prioritarias en el ámbito de la política de aguas: cadmio (Cd), níquel (Ni), plomo (Pb) y mercurio (Hg), por sus posibles efectos negativos sobre los organismos marinos y la salud humana.

→ Tanto los metales pesados como otros contaminantes orgánicos se encuentran de forma natural en el medio ambiente y se precisan valores de línea de base para poder determinar si su concentración es natural o debida a actividades humanas. No disponemos de estas líneas de base en las Baleares, por lo que deben emplearse valores de corte basados en las concentraciones medidas. Aquí usamos la suma de la media más la desviación estándar como valor de corte.

→ El valor de corte del cadmio en el año 2009 fue de 0,13 mg/kg, mientras que en el año 2005 fue muy superior: alcanzó los 0,21 mg/kg. Las zonas que presentaron mayor contaminación por cadmio en el año 2009 fueron Magaluf, en Mallorca; Cala Tarida, Sant Antoni y la Punta de sa Creu, en Ibiza; y S'Algar, en Menorca. En el año 2005, 11 de los 76 puntos de muestreo mostraron contaminación por cadmio: 4 en Mallorca, 5 en Menorca (2 dentro de la bahía de Fornells y 3 dentro del puerto de Maó) y 2 en Ibiza (en Cala de Sant Vicenç y en Ses Roquetes).

→ El valor de corte del níquel en los lugares de estudio fue de 10,91 mg/kg. Las zonas con más concentración de níquel fueron los puertos de Sóller y de Alcúdia y la Colònia de Sant Jordi, en Mallorca, y el puerto de Maó, en Menorca.



**Figura 16.** Suma de las concentraciones de todos los pesticidas organoclorados medidos en sedimentos.  
FUENTE: Albertí y colaboradores.<sup>1</sup>

- El plomo es un metal muy tóxico para la salud humana. El valor de corte hallado en los lugares de estudio en el año 2009 fue de 19,45 mg/kg, mientras que en el año 2005 fue de 19,71 mg/kg. Las zonas con más contaminación por plomo en el año 2009 fueron el puerto de Sóller, Es Castell (Cabrera), Santa Eulària y el puerto de Maó. En el año 2005, las zonas más contaminadas por plomo fueron la bahía de Fornells y el puerto de Maó, en Menorca, y Ses Roquetes, en Ibiza.
- El mercurio también tiene efectos nocivos sobre la salud humana. El valor de corte para las muestras analizadas en el año 2009 fue de 0,10 mg/kg, mientras que en el año 2005 fue de 0,08 mg/kg. Donde se encontró más contaminación por mercurio en el año 2009 fue en el puerto de Maó, con valores de 0,43 mg/kg. También se superó el valor de corte en Cala Llenya y en Santa Eulària, en Ibiza. En el año 2005, 5 de los 76 puntos de muestreo mostraron contaminación por mercurio: 2 dentro de la bahía de Fornells y 2 dentro del puerto de Maó, en Menorca, y 1 en Ibiza, en Ses Roquetes.
- La suma de las concentraciones de los cuatro metales pesados incluidos en la lista de sustancias prioritarias en el ámbito de la política de aguas (Cd, Ni, Pb y Hg) ha tenido un valor de corte de 29,53 mg/kg. Los lugares más contaminados, que superan este valor, han sido los puertos de Sóller y de Maó, Santa Eulària y Es Castell (Cabrera).
- La suma de las concentraciones de todos los metales medidos (aluminio [Al], cobre [Cu], cromo [Cr], hierro [Fe], níquel [Ni], zinc [Zn], arsénico [As], cadmio [Cd], plomo [Pb], vanadio [V] y mercurio [Hg]) ha resultado en un valor de corte de 13.087,6 mg/kg. Dos localizaciones han superado este valor de corte: los puertos de Sóller y de Maó, lo que muestra que son las zonas más contaminadas por metales pesados.
- Si solo se tienen en cuenta los resultados provenientes del estudio elaborado en el año 2009, las zonas más contaminadas por metales pesados son los puertos de Sóller y de Maó. Cuando además se consideran los resultados del estudio del año 2005, se ve que la bahía de Fornells y Ses Roquetes también están altamente contaminadas por metales pesados.
- En dos de los lugares de estudio se encontraron concentraciones de PCB mayores que el valor de corte: Sant Antoni (Ibiza) y S'Algar (Menorca).
- Hay tres lugares donde se ha detectado contaminación por hidrocarburos policíclicos aromáticos (PAH), tanto por la suma de las concentraciones de los PAH incluidos en la lista de sustancias prioritarias en el ámbito de la política de aguas como por la suma de todos los PAH analizados: Cala Figuera, Cala Gamba y el puerto de Maó.
- Dos de los puntos de muestreo mostraron contaminación por compuestos orgánicos volátiles (VOC): Cala Figuera y el puerto de Alcúdia, ambos en Mallorca.

- Se ha detectado contaminación por pesticidas organoclorados en Sant Antoni (Ibiza), Cala Blanca (Menorca), Cala Gamba (Mallorca) y S'Algar (Menorca) cuando se considera la suma de todos los pesticidas organoclorados medidos en el estudio; y en el puerto de Alcúdia, cuando solo se consideran los compuestos incluidos en la lista de sustancias prioritarias en el ámbito de la política de aguas.
- Los datos de los que se dispone sobre contaminantes en sedimentos en las Islas Baleares provienen de un único estudio realizado en el año 2009 y, en el caso de algunos de los metales, de un estudio adicional del año 2005, y pueden haber variado con el paso del tiempo. Sería recomendable actualizar estos datos con nuevos estudios para evaluar la evolución de las concentraciones de contaminantes en sedimentos.

## REFERENCIAS

- <sup>1</sup> ALBERTÍ, S. *et al.* (2010). «Informe corresponent als contaminants prioritaris a mostres de sediments marins (BMQ1601-11)». Palma: Direcció General de Recursos Hídrics. Agència Balear de l'Aigua i de la Qualitat Ambiental.
- <sup>2</sup> FERGUSSON, J. E. (1990). *The Heavy Elements: Chemistry, Environmental Impact and Health Effects*. Oxford: Pergamon Press.
- <sup>3</sup> WARREN, L. J. (1981). «Contamination of sediments by lead, zinc and cadmium: A review». *Environmental Pollution Series B, Chemical and Physical*, 2, 401-436.
- <sup>4</sup> TRANCHINA, L. *et al.* (2008). «Distribution of Heavy Metals in Marine Sediments of Palermo Gulf (Sicily, Italy)». *Water Air and Soil Pollution*, 191, 245-256. DOI: 10.1007/s11270-008-9621-3.
- <sup>5</sup> CLARK, R. B. (2001). *Marine Pollution*. 5a ed. Oxford: Oxford University Press.
- <sup>6</sup> TCHOUNWOU, P. B. *et al.* (2012). *Molecular, Clinical and Environmental Toxicology. Volum 3, Environmental Toxicology*. Berlín: Andreas Luch; Springer Basel AG, 133-164.
- <sup>7</sup> BALLESTEROS, E. *et al.* (2007). «Implementació de la Directiva marc de l'aigua a les Illes Balears: avaluació de la qualitat ambiental de les masses d'aigua costaneres utilitzant les macroalgues i els invertebrats bentònics com a bioindicadors (maig 2005 - març 2007)». Palma: Govern de les Illes Balears. Conselleria de Medi Ambient.
- <sup>8</sup> RATHOR, G.; CHOPRA, N.; ADHIKAR, T. (2014). «Nickel as a Pollutant and its Management». *International Research Journal of Environment Sciences*, 3, 94-98.
- <sup>9</sup> AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY (ATSDR) (1999). «Toxicological profile for Lead. (Draft for Public Comment)». Atlanta: US Department of Health and Human Services, Public Health Service.
- <sup>10</sup> TCHOUNWOU, P. B. *et al.* (2003). «Environmental exposure to mercury and its toxicopathologic implications for public health». *Environmental Toxicology*, 18, 149-175. DOI: 10.1002/tox.10116.
- <sup>11</sup> BREIVIK, K. *et al.* (2016). «Tracking the Global Distribution of Persistent Organic Pollutants Accounting for E-Waste Exports to Developing Regions». *Environmental Science & Technology*, 50, 798-805. DOI: 10.1021/acs.est.5b04226.
- <sup>12</sup> BREIVIK, K. *et al.* (2002). «Towards a global historical emission inventory for selected PCB congeners — a mass balance approach: 1. Global production and consumption». *Science of the Total Environment*, 290, 181-198. DOI: 10.1016/S0048-9697(01)01075-0.
- <sup>13</sup> BREIVIK, K. *et al.* (2007). «Towards a global historical emission inventory for selected PCB congeners — a mass balance approach: 3. An update». *Science of the Total Environment*, 377, 296-307. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2007.02.026.
- <sup>14</sup> HARITASH, A. K.; KAUSHIK, C. P. (2009). «Biodegradation aspects of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs): A review». *Journal of Hazardous Materials*, 169, 1-15. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2009.03.137.

## CITAR COM

Vaquer-Sunyer, R.; Barrientos, N.; Martino, S.; Albertí, S.; Martorell, G.; Pablo, J.; Cifre, J.; González, J. F.; Cabra, M.; Cardona, J. M.; García, T.; Tous, E.; Vidal, M. (2020) «Contaminantes en sedimentos». En: Vaquer-Sunyer, R.; Barrientos, N. (ed.). *Informe Mar Balear 2020* <<https://www.informemarbalear.org/es/presiones/imb-contaminants-sediments-esp.pdf>>.

En la elaboración de este capítulo han participado:  
Raquel Vaquer-Sunyer, Natalia Barrientos, Ivan Murray y Macià Blázquez.

# Indicador de presión humana (IPH) de las Islas Baleares

El indicador de presión humana (IPH) estima la carga demográfica real que soporta un territorio en un período determinado. Pretende complementar la información que se desprende de las cifras oficiales de población. En este sentido, se diferencia de los resultados obtenidos tanto de los censos demográficos como del padrón municipal o de las estimas de población actual publicadas por el INE, unas operaciones que se centran únicamente en la población residente. Además, dadas las fuentes estadísticas en que se basa el cálculo del IPH, su desagregación temporal es diaria.

En una comunidad esencialmente turística, donde el número de personas presentes se diferencia significativamente de la población residente, el conocimiento de la carga demográfica real puede ayudar a conseguir una correcta planificación y gestión de los recursos y de los residuos producidos por una población.

---

## FRECUENCIA Y ÁMBITO

El indicador de presión humana (IPH) desarrollado por el Institut d'Estadística de les Illes Balears (IBESTAT) recoge la carga demográfica real que soporta diariamente cada una de las islas que integran el archipiélago. Para el año en curso se publica una serie de avances con frecuencia diaria.

---

## METODOLOGÍA

El indicador de presión humana (IPH) se calcula mediante la suma de las estimas diarias de la población residente y la población estacional. Ello se realiza anualmente a partir de la población empadronada el 1 de enero de cada año, a la que se suman las entradas y salidas de pasajeros a través de puertos y aeropuertos. Estos datos obtenidos

se ajustan posteriormente mediante la aplicación de un factor de corrección para cada año, que se distribuye proporcionalmente en función del peso correspondiente del indicador diario de presión humana de cada día del año. Esto se lleva a cabo para compensar el crecimiento vegetativo y las carencias en los registros de pasajeros. Así, la estima definitiva de la población estacional diaria incorpora dos correcciones que requieren información de carácter anual, hecho que interviene sobre el flujo neto de pasajeros y que influye sobre la población estacional a 31 de diciembre. De esta manera, las estimas de población estacional del año en curso deben considerarse siempre como un avance, puesto que no se dispone de la información total del año y, por tanto, no se pueden realizar las correcciones pertinentes.<sup>1, 2</sup>

En el caso de Ibiza y Formentera, el registro de las llegadas y salidas de pasajeros entre las dos islas no se realiza cada día sino periódicamente, por ello se ha procedido —por falta de coherencia de los datos mensuales— a distribuir los pasajeros anuales entre la proporción de los pasajeros entrantes y salientes diarios a lo largo del año en Ibiza, sin considerar las entradas y salidas a Formentera y desde Formentera.

## ¿QUÉ ES?

El Indicador de Presión Humana (IPH) pretende dar a conocer la población real que, diariamente, hay en las Islas Baleares.

## METODOLOGÍA

El cálculo del IPH se realiza anualmente a partir de la población empadronada más las entradas y salidas de pasajeros a través de los puertos y aeropuertos.

## RESULTADOS

El número máximo de personas que han estado en un mismo día en las Islas Baleares es de 2.071.124 personas. Para la isla de Mallorca, la cifra es de 1.473.873 personas; para Menorca, de 224.486, y para las Pitiusas, de 376.938. Todos estos valores se han registrado el mes de agosto de 2017.

Desde el año 1997 se observa una tendencia de aumento de población, tanto residente como visitante, equivalente a 56,5 personas al día para todas las Baleares, y de 41,0 para Mallorca, 3,0 para Menorca y 12,4 para las Pitiusas.

## ¿POR QUÉ?

Nos indica la población real de cada día del año.

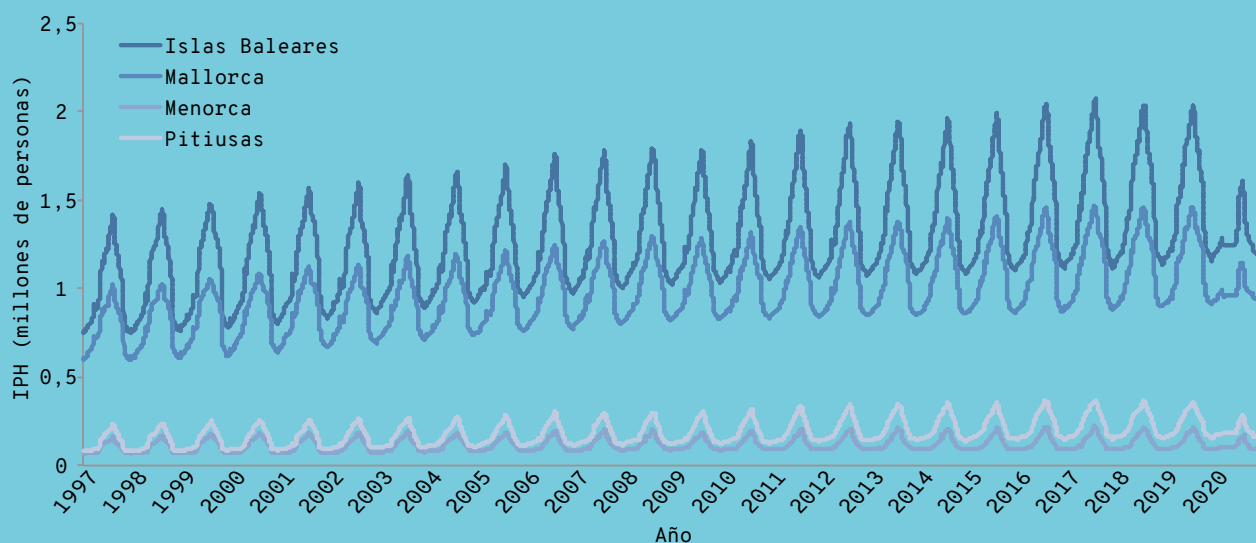
Da una idea de la presión humana a la que están sometidas las Islas Baleares

## LOCALIZACIÓN



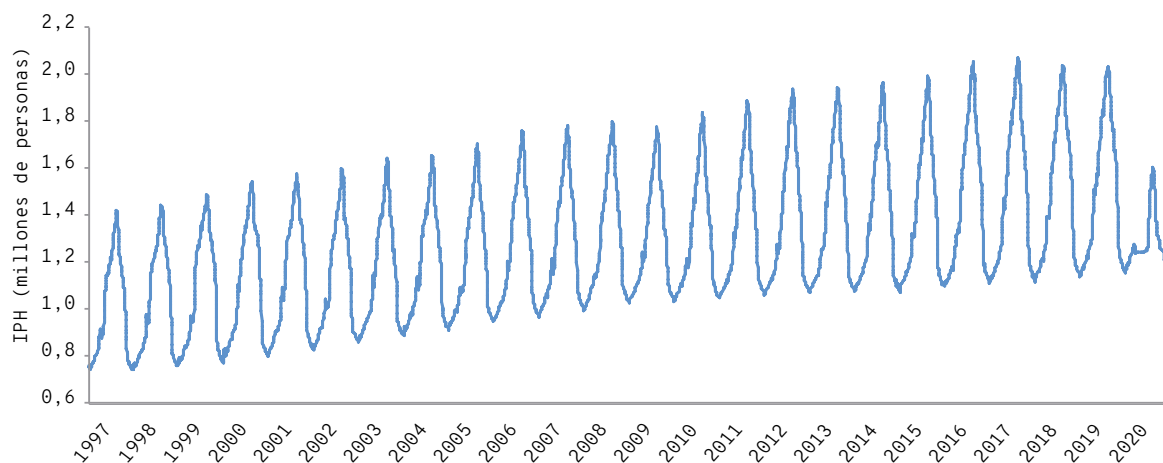
En el caso del IPH medio, el aumento es de 20.367 personas anuales para todas las Islas Baleares, mientras que para la isla de Mallorca es de 17.493, para Menorca de 1.703, y para las Pitiusas de 5.586.

El IPH del 2020 ha sido muy diferente al del resto de años a causa de la crisis social y sanitaria provocada por la COVID-19. Los meses de enero, febrero, mediados de marzo y diciembre registraron un IPH superior al de los años anteriores. A partir de la segunda quincena de marzo, disminuye y se mantiene estable, sin seguir la curva de crecimiento típica de los otros años, a causa de las medidas aplicadas para controlar los contagios de COVID-19 (confinamiento).



Evolución del indicador de presión humana diaria (IPH) en las Islas Baleares desde el 1 de enero de 1997 hasta el 31 de diciembre del año 2020. FUENTE: IBESTAT.





**Figura 1.** Evolución del indicador de presión humana (IPH) diaria desde el 1 de enero de 1997 hasta el 31 de diciembre de 2020. Los datos del año 2019 son provisionales y los de 2020 son un avance, mientras que el resto son definitivos. La línea sólida representa la regresión lineal ( $R^2 = 0,23$ ;  $p < 0,0001$ ). FUENTE: IBESTAT.<sup>1</sup>

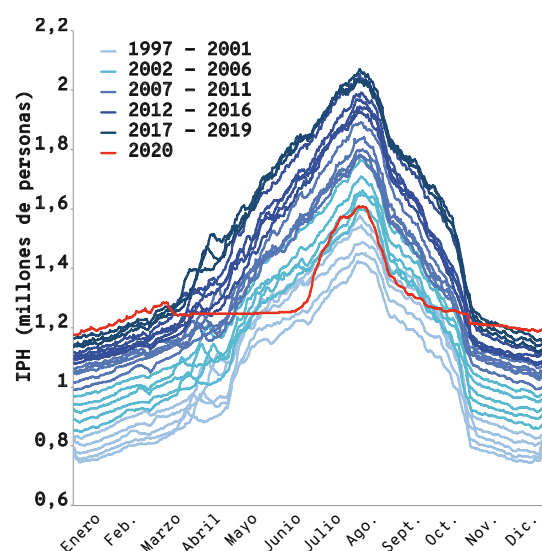
Los datos del IPH provienen del Institut d'Estadística de les Illes Balears (IBESTAT).

#### FUENTES DEL IBESTAT:

- Llegadas y salidas diarias de pasajeros de aeropuertos. Fuente: Aeropuerto de Son Sant Joan, Aeropuerto de Maó y Aeropuerto de Ibiza (AENA, Ministerio de Fomento).
- Llegadas y salidas diarias de pasajeros a los puertos de competencia estatal. Fuente: Explotación propia del IBESTAT a partir de datos de Puertos del Estado (Ministerio de Fomento).
- Llegadas y salidas diarias de pasajeros a los puertos de competencia autonómica. Fuente: Ports de les Illes Balears (Conselleria d'Habitatge i Obres Públiques).
- Estimaciones de población actual y proyecciones de población a corto plazo. Fuente: Instituto Nacional de Estadística (INE) e IBESTAT.
- Se puede encontrar una descripción más detallada de la metodología en el enlace siguiente de la página web del IBESTAT:

[https://ibestat.caib.es/ibfiles/content/files/IPH\\_VVWF\\_esp.pdf](https://ibestat.caib.es/ibfiles/content/files/IPH_VVWF_esp.pdf).

Para analizar las tendencias temporales se han empleado regresiones lineales de mínimos cuadrados, donde  $R^2$  es el coeficiente de determinación del ajuste de la recta y representa la proporción de variación de resultados que explica el ajuste de la recta (un  $R^2$  de 0,80 indicaría que la recta explica el 80 % de los resultados); *p-valor* indica la significancia de la regresión (valores inferiores a 0,05 indican que la regresión es significativa y que la variable X explica los cambios en la variable Y).



**Figura 2.** Evolución del indicador de presión humana (IPH) diaria desde el 1 de enero de 1997 hasta el 31 de diciembre de 2020 para el conjunto de las Islas Baleares. El eje X muestra los meses del año. FUENTE: IBESTAT.<sup>1</sup>

#### RESULTADOS

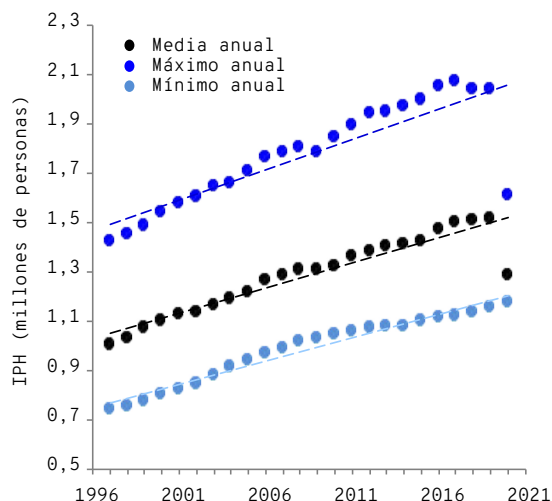
##### Islas Baleares

Se observa una clara tendencia al alza del IPH para el conjunto de las Islas Baleares, lo que demuestra que la carga demográfica que soportan aumenta año tras año hasta el 2020, cuando disminuye a causa de la crisis sanitaria provocada por la COVID-19 (Figs. 1 y 2).

Para todos los datos diarios se puede ver un aumento de la presión humana soportada por las Islas de 56,5 personas diarias ( $R^2 = 0,23$ ;  $p < 0,0001$ ) entre los años 1997 y 2020 (Figura 1).

En el año 2020 se observa una disminución del número máximo de personas que se encuentran en territorio balear a causa de la crisis sanitaria provocada por la COVID-19 (Figs. 1 y 2).

Si se observan los cambios para cada día del año de los diferentes años (Figura 2) se aprecia que, para la inmensa mayoría de los días del año, el



**Figura 3.** Media anual (puntos negros), máximo anual (azul oscuro) y mínimo anual (azul claro) del indicador de presión humana (IPH) de las Islas Baleares para los años 1997-2020. Las líneas discontinuas representan la regresión lineal mediante mínimos cuadrados. Media ( $R^2 = 0,88$ ;  $p < 0,0001$ ), máximo ( $R^2 = 0,73$ ;  $p < 0,0001$ ), mínimo ( $R^2 = 0,96$ ;  $p < 0,0001$ ). FUENTE: IBESTAT.<sup>1</sup>

IPH aumenta cada año excepto en 2020, donde se ven las consecuencias de la crisis provocada por la COVID-19. Los primeros meses de 2020 el IPH es superior al de todos los años anteriores (desde enero hasta mediados de marzo), hasta el momento en que se implantaron las medidas para controlar la COVID-19 (confinamiento), cuando cayó abruptamente. El mes de diciembre, el IPH también superó el de los años anteriores. Cabe recordar que estos datos son un avance y pueden sufrir cambios al disponer de los definitivos. Se observa también la variabilidad debida al cambio de día de las vacaciones de Semana Santa (Figura 2).

En cuanto al número máximo de personas que se encuentran a la vez en las Islas Baleares, también se observa una tendencia al alza. El máximo anual del IPH ha variado entre 1.423.380 y 2.074.124, registrados los días 7 y 9 de agosto de 1997 y 2017, respectivamente (Tabla 1). Este número máximo de personas que se encuentran a la vez en las Islas aumenta en 24.668 personas por año ( $R^2 = 0,73$ ;  $p$

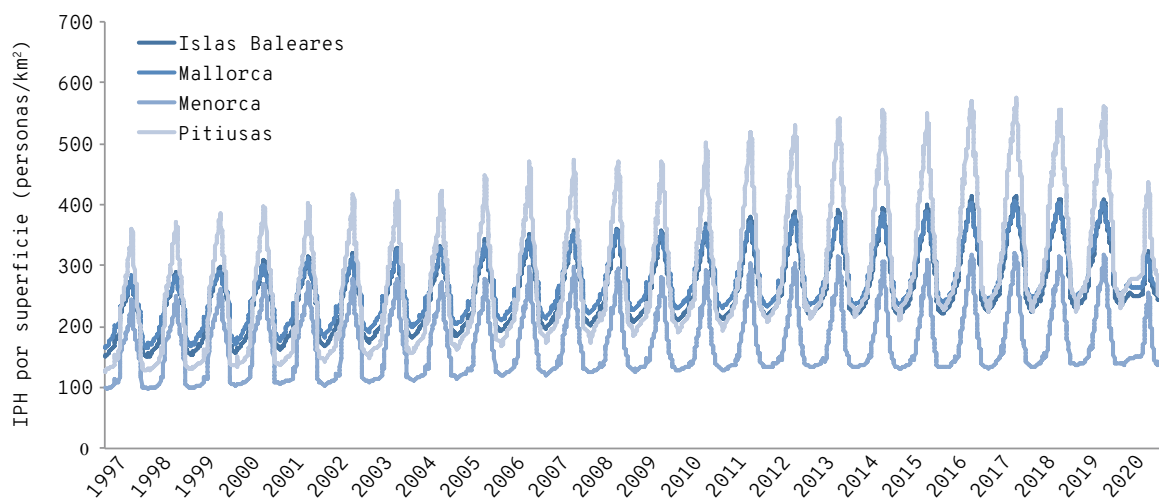
$< 0,0001$ ) (Figura 3). Los únicos años que presentan un máximo anual del IPH inferior al del año anterior son 2009, 2018, 2019 y 2020. La reducción en el máximo del IPH de 2009 respecto al de 2008 podría ser debida a la crisis económica sufrida aquellos años. A partir del año 2017 parece que se estabilizan tanto el número máximo como el mínimo, así como la media de personas que se encuentran a la vez en territorio balear. En 2020 el máximo anual ha sido muy bajo, comparable a los niveles del 2002. Esta reducción drástica es resultado de la crisis sanitaria provocada por la COVID-19.

La media anual del IPH en el período 1997-2020 varió entre 1.004.680 personas en el año 1997 y 1.514.068 en el 2019. Esta media ha ido aumentando en 20.367 personas al año ( $R^2 = 0,88$ ;  $p < 0,0001$ ) (Figura 3).

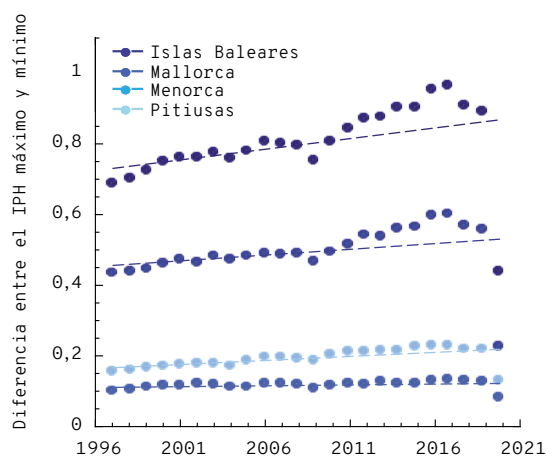
El mínimo anual del indicador de presión humana ha variado entre 743.835 personas registradas el 18 de diciembre de 1997 y 1.175.389 personas el 3 de enero de 2020. El mínimo anual del IPH ha ido aumentando en 18.892 personas al año ( $R^2 = 0,96$ ;  $p < 0,0001$ ) (Figura 3).

Si los datos del IPH se estandarizan por la superficie de las Islas, el máximo número de personas por kilómetro cuadrado que han estado presentes a la vez en las Islas Baleares ha sido de 416,6 personas/km<sup>2</sup> registradas en el año 2017. La media anual de personas por kilómetro cuadrado en las Islas Baleares ha variado entre 202,1 y 304,6 personas/km<sup>2</sup>, registradas en los años 1997 y 2019 respectivamente. La mínima presión humana anual por unidad de superficie durante los 24 años de estudio ha variado entre 149,6 y 225,1 personas/km<sup>2</sup>, registradas en los años 1997 y 2020 respectivamente (Figura 4).

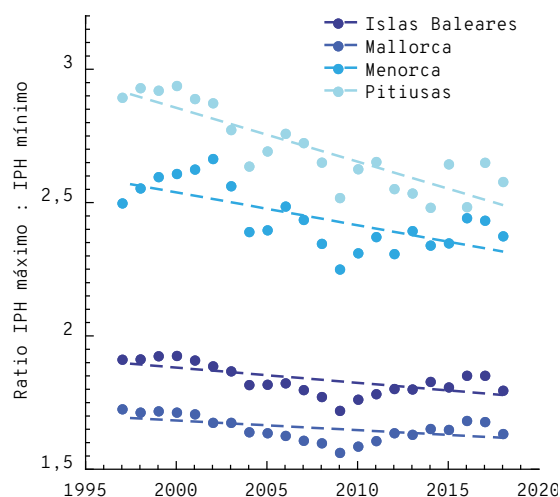
El aumento del máximo anual del IPH ha sido más acentuado que el aumento de la media o el mínimo anual (Figura 3). Ello muestra que el aumento de la población visitante es mayor que el aumento de población residente.



**Figura 4.** Indicador de presión humana (IPH) estandarizado por unidad de superficie en personas por kilómetro cuadrado entre los años 1997 y 2020. FUENTE: IBESTAT.<sup>1</sup>



**Figura 5.** Diferencia entre el IPH máximo y mínimo anual a lo largo del tiempo. Las líneas discontinuas representan la regresión lineal mediante mínimos cuadrados. En todas las Islas Baleares ( $R^2 = 0,22$ ;  $p < 0,003$ ); en Mallorca ( $R^2 = 0,1$ ;  $p < 0,05$ ); en Menorca ( $R^2 = 0,1$ ;  $p > 0,05$ ) y en las Pitiusas ( $R^2 = 0,38$ ;  $p < 0,002$ ). FUENTE: IBESTAT.<sup>1</sup>



**Figura 6.** Ratio de los IPH máximo y mínimo anuales a lo largo del tiempo. Las líneas discontinuas representan la regresión lineal mediante mínimos cuadrados. En todas las Islas Baleares ( $R^2 = 0,36$ ;  $p < 0,002$ ); en Mallorca ( $R^2 = 0,30$ ;  $p < 0,006$ ); en Menorca ( $R^2 = 0,51$ ;  $p < 0,0001$ ), y en las Pitiusas ( $R^2 = 0,69$ ;  $p < 0,0001$ ). FUENTE: IBESTAT.<sup>1</sup>

Si se observa la diferencia entre los valores máximos anuales y los valores mínimos anuales del IPH, se aprecia una tendencia al alza (Figura 5), lo que indica que la población visitante ha ido aumentando a lo largo del tiempo respecto a la población residente. Este aumento en la diferencia entre el IPH máximo y mínimo a lo largo del tiempo también muestra una gran estacionalidad.

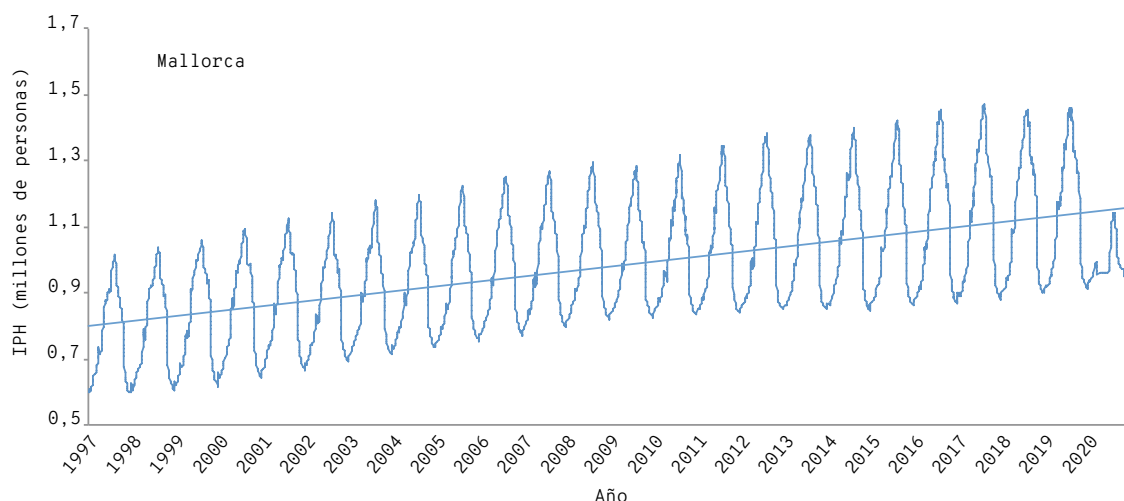
La ratio entre el IPH mínimo y el máximo puede servir como indicador de la saturación a la que se encuentran sometidas las Islas. Serviría como indicador del número de personas no residentes que habría por cada habitante. Esta ratio muestra los valores más altos para las Pitiusas, e indica que son las islas con más presión demográfica y más proporción de población no residente (Figura 6), con una media de 2,7 personas no residentes por cada residente en el período comprendido entre 1997 y 2020. La segunda ratio mayor entre el IPH máximo y mínimo se daría en Menorca, con una media de 2,4 no residentes por cada residente para el mismo período. Mallorca sería la isla que presentaría una ratio más pequeña entre el

IPH máximo y mínimo, con una media de 1,6 no residentes por cada residente en los 22 años de estudio.

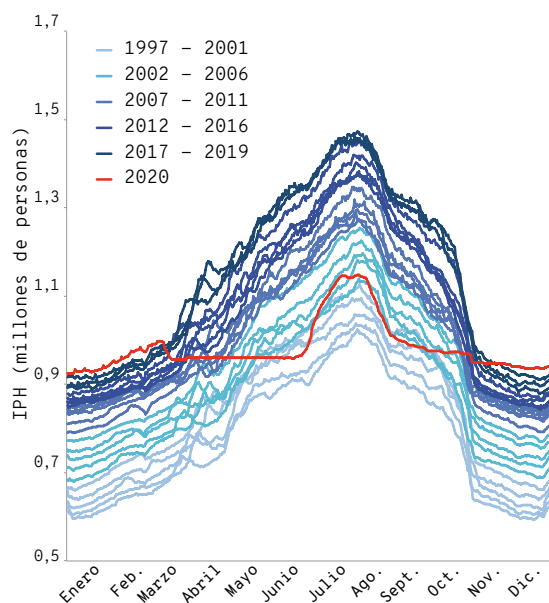
Esta ratio entre el IPH máximo y mínimo ha disminuido a lo largo del tiempo (Figura 6), con una disminución más acentuada en el caso de las Pitiusas y la isla de Menorca. Esta disminución a lo largo del tiempo nos indica que, aunque siga con una gran estacionalidad, la población residente aumenta año tras año, lo que sitúa a las Islas Baleares como una de las principales potencias demográficas de España. También podría indicar un aumento de la afluencia de visitantes durante los meses de invierno.

## Mallorca

La isla de Mallorca presenta, al igual que todas las Islas Baleares, un IPH con una clara tendencia al alza, con una carga demográfica soportada que aumenta año tras año hasta el 2020, cuando se registra una disminución abrupta a causa de la crisis sanitaria provocada por la COVID-19 (Figs. 7 y 8).



**Figura 7.** Evolución del indicador de presión humana (IPH) diaria desde el 1 de enero de 1997 hasta el 31 de diciembre de 2020 en la isla de Mallorca. Los datos del año 2019 son provisionales y los de 2020 son un avance, mientras que el resto son definitivos. La línea sólida representa la regresión lineal ( $R^2 = 0,28$ ;  $p < 0,0001$ ). FUENTE: IBESTAT.<sup>1</sup>

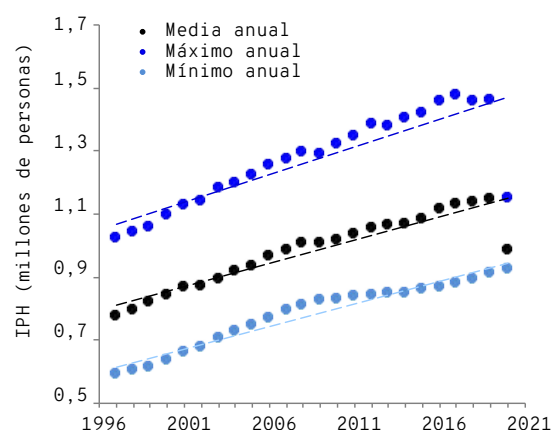


**Figura 8.** Evolución del indicador de presión humana (IPH) diaria desde el 1 de enero de 1997 hasta el 31 de diciembre de 2020 para la isla de Mallorca. El eje X muestra los meses del año. FUENTE: IBESTAT.<sup>1</sup>

Para el conjunto de datos diarios se observa un aumento de la presión humana soportada por la isla de Mallorca de 41 personas diarias ( $R^2 = 0,28$ ;  $p < 0,0001$ ) (Figura 7).

A partir del año 2017 se estabiliza el número máximo de personas que se encuentran a la vez en la isla de Mallorca. En el 2020 este número cae drásticamente hasta hasta los valores medios de 2019 del 2019 a causa de la crisis sanitaria provocada por la COVID-19.

Los cambios para cada día del año de los diferentes años (Figura 8) muestran que la inmensa mayoría de los días del año el IPH va aumentando en años sucesivos —excepto en 2020. Hacia el mes de abril se observa un pico con una cierta variabilidad diaria, que se debe al cambio de fechas de las vacaciones de Semana Santa (Figura 8).



**Figura 9.** Media anual (puntos negros), máximo anual (azul oscuro) y mínimo anual (azul claro) del indicador de presión humana (IPH) de la isla de Mallorca para el período comprendido entre los años 1997 y 2020. Las líneas sólidas representan la regresión lineal mediante mínimos cuadrados. Media ( $R^2 = 0,87$ ;  $p < 0,0001$ ), máximo ( $R^2 = 0,73$ ;  $p < 0,0001$ ), mínimo ( $R^2 = 0,93$ ;  $p < 0,0001$ ). FUENTE: IBESTAT.<sup>1</sup>

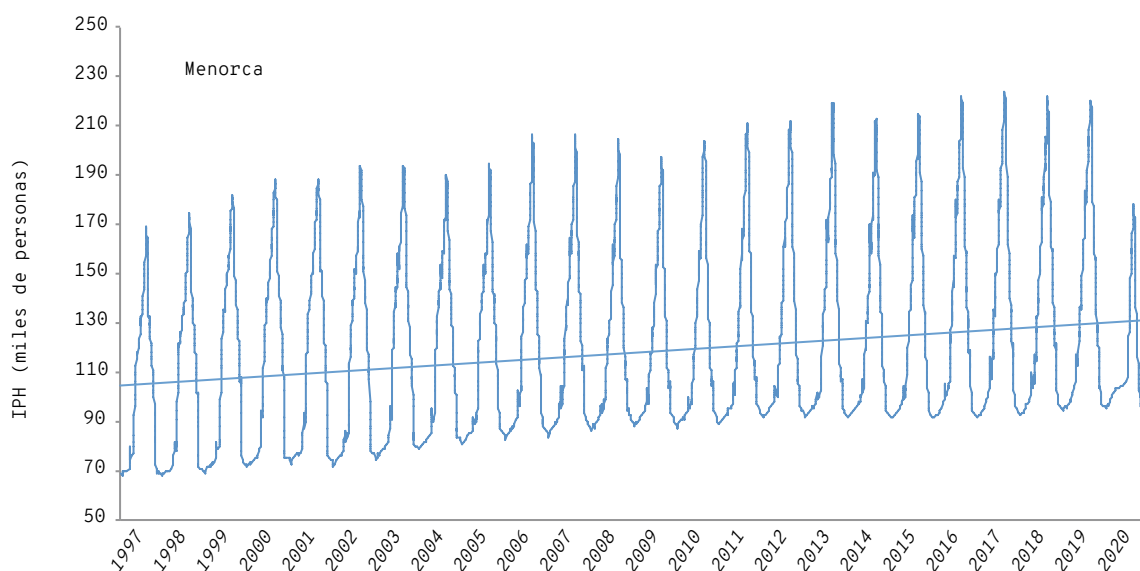
La media anual del IPH para la isla de Mallorca muestra una clara tendencia al alza a lo largo de los años hasta el 2020 (Figura 9). Esta media ha aumentado en 14.829 personas anuales en el período comprendido entre el 1 de enero de 1997 y el 31 de diciembre de 2020 ( $R^2 = 0,87$ ;  $p < 0,0001$ ).

El máximo anual del IPH en la isla de Mallorca ha variado entre 1.023.769 y 1.473.873 personas registradas el 7 de agosto del año 1997 y el 8 de agosto del 2017, respectivamente (Tabla 1).

Este máximo anual ha aumentado a un ritmo de 17.493 personas al año entre 1997 y 2020. El máximo anual del año 2017 ha sido mayor que el de los años posteriores (Figura 9). Parece que a partir del año 2017 se registra una estabilización del número máximo de personas que se encuentran a la vez en Mallorca. Como en todas las Baleares, en la isla de

**Tabla 2.** Resultados de las relaciones lineales temporales para el conjunto de los datos, las medias, los máximos y los mínimos a lo largo del tiempo. FUENTE: IBESTAT.<sup>1</sup>

	ISLAS BALEARES	MALLORCA	MENORCA	PITIUSAS
<b>Conjunto de datos</b>				
(aumento diario del número de personas)	56,5	41,0	3,0	12,4
$R^2$	0,23	0,28	0,04	0,21
p	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001
<b>Media</b>				
(aumento anual de personas)	20.367	14.829	1.069	4.452
$R^2$	0,88	0,87	0,72	0,90
p	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001
<b>Máximo</b>				
(aumento anual de personas)	24.668	17.493	1.703	5.586
$R^2$	0,73	0,73	0,56	0,77
p	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001
<b>Mínimo</b>				
(aumento anual de personas)	18.892	14.205	1.244	3.328
$R^2$	0,96	0,95	0,93	0,98
p	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001



**Figura 10.** Evolución del indicador de presión humana (IPH) diaria desde el 1 de enero de 1997 hasta el 31 de diciembre de 2018 para la isla de Menorca. Los datos del año 2019 son provisionales y los de 2020 son un avance, mientras que el resto de datos son definitivos. La línea sólida representa la regresión lineal ( $R^2 = 0,05$ ;  $p < 0,0001$ ). FUENTE: IBESTAT.<sup>1</sup>

Mallorca el máximo anual se ha incrementado a un ritmo mayor que el de la media o el mínimo anual, lo que indica que el turismo crece a mayor velocidad que la población residente (Tabla 2).

El mínimo anual del IPH en la isla de Mallorca ha variado entre 592.537 y 925.032, datos registrados los días 18 de diciembre de 1997 y el 3 de enero de 2020, respectivamente. Este mínimo anual ha aumentado en 14.205 personas al año en los últimos 24 años.

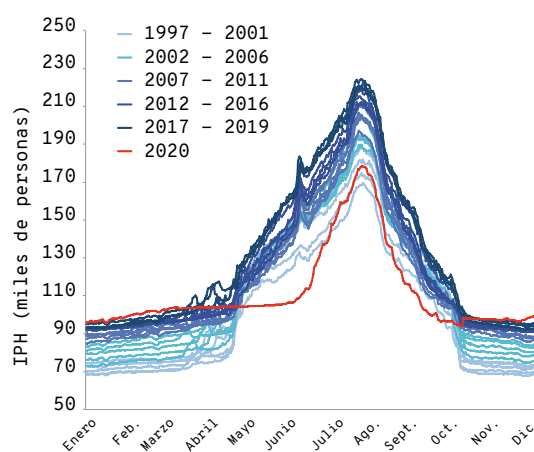
**Tabla 1.** Comparativa de los valores máximos del indicador de presión humana (IPH) para el conjunto de las Islas Baleares y para cada isla con el día en que se alcanzó. FUENTE: IBESTAT.<sup>1</sup>

LUGAR	IPH MÁXIMO	DÍA
Islas Baleares	2.071.124	09/08/17
Mallorca	1.473.873	08/08/17
Menorca	224.486	12/08/17
Pitiusas	376.938	09/08/17

Si estandarizamos los datos anuales del IPH por la superficie de la isla de Mallorca, observamos que la media anual de personas por kilómetro cuadrado en la isla ha variado entre 213,5 y 316,0 personas/km<sup>2</sup> registradas en los años 1997 y 2019, respectivamente. La mínima presión humana anual por unidad de superficie durante los 24 años de estudio en la isla de Mallorca ha variado entre 163,6 y 255,4 personas/km<sup>2</sup> registradas en los años 1997 y 2020, respectivamente. Los máximos anuales estandarizados por superficie variaron entre 282,6 y 406,9 personas/km<sup>2</sup> registradas en los años 1997 y 2017, respectivamente (Figura 4).

## Menorca

La isla de Menorca presenta, al igual que todas las Islas Baleares, un IPH con una clara tendencia al alza, lo que muestra que la carga demográfica que soporta la isla aumenta año tras año (Figs. 10 y 11). Aun así, esta isla muestra un crecimiento inferior respecto al resto de islas.



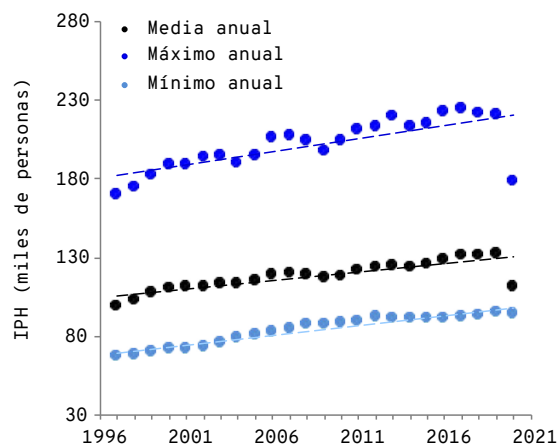
**Figura 11.** Evolución del indicador de presión humana (IPH) diaria desde el 1 de enero de 1997 hasta el 31 de diciembre de 2020 para la isla de Menorca. El eje X muestra los meses del año. FUENTE: IBESTAT.<sup>1</sup>

Para el conjunto de datos diarios se observa un aumento de la presión humana soportada por la isla de Menorca de 3,0 personas diarias ( $R^2 = 0,04$ ;  $p < 0,0001$ ) (Figura 10), muy por debajo de las 41 personas diarias registradas en la isla de Mallorca o del incremento en 56,5 personas diarias para todas las Islas.

En los últimos años (2018-2020) se aprecia una disminución del número máximo de personas que se encuentran a la vez en la isla de Menorca (Figs. 10 y 11).

Los cambios para cada día del año en los diferentes años (Figura 11) muestran la misma tendencia en todas las Islas y en la isla de Menorca, donde la inmensa mayoría de los días del año el IPH va aumentando en años sucesivos. En torno al mes de abril, se observa un pico con cierta variabilidad diaria a causa de los cambios en las fechas de las vacaciones de Semana Santa (Figura 11).

En la isla de Menorca, la media anual del indicador de presión humana ha ido aumentando año tras año hasta



**Figura 12.** Media anual (puntos negros), máximo anual (azul oscuro) y mínimo anual (azul claro) del indicador de presión humana (IPH) de la isla de Menorca para el período comprendido entre 1997 y 2020. Las líneas sólidas representan la regresión lineal mediante mínimos cuadrados. Media ( $R^2 = 0,72$ ;  $p < 0,0001$ ), máximo ( $R^2 = 0,56$ ;  $p < 0,0001$ ), mínimo ( $R^2 = 0,93$ ;  $p < 0,0001$ ). FUENTE: IBESTAT.<sup>1</sup>

el 2017, cuando el crecimiento se estabiliza, (Figura 12). La media anual del IPH en el período de estudio ha variado entre 98.801 y 132.203 personas en los años 1997 y 2019, respectivamente. La media anual de la isla ha aumentado en 1.069 personas al año entre los años 1997 y 2020 ( $R^2 = 0,72$ ;  $p < 0,0001$ ) (Figura 12).

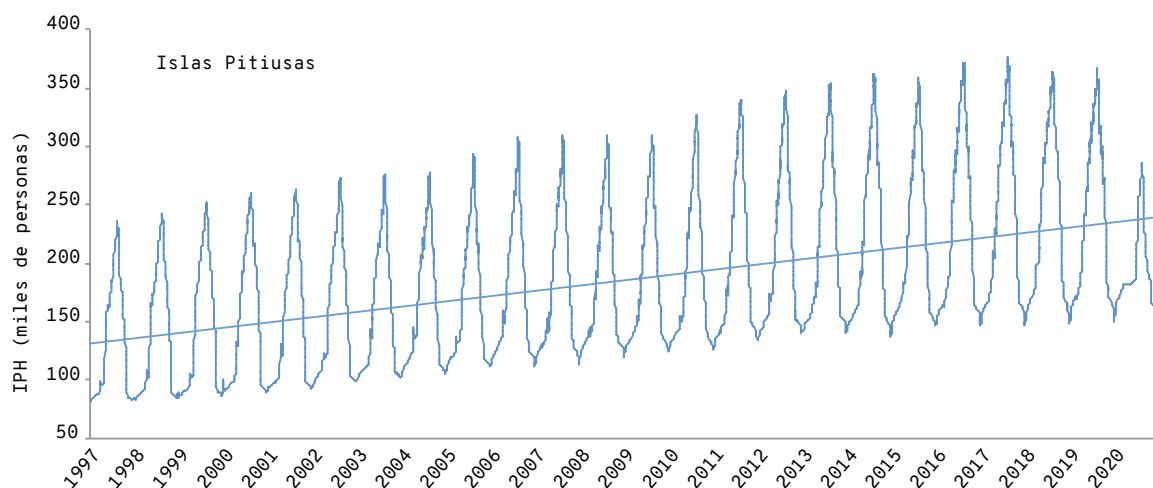
El máximo anual registrado en Menorca ha variado entre 169.374 y 224.486 personas registradas los días 13 de agosto de 1997 y 12 de agosto de 2017, respectivamente. El máximo anual se ha incrementado en 1.703 personas cada año ( $R^2 = 0,56$ ;  $p < 0,0001$ ) (Figura 12).

En la isla de Menorca, el mínimo anual registrado entre los años 1997 y 2020 ha variado entre 67.756 y 94.680 personas registradas los días 23 de diciembre de 1997 y el 18 de enero del año 2019, respectivamente. Este mínimo anual ha aumentado en 1.244 personas al año ( $R^2 = 0,93$ ;  $p < 0,0001$ ) (Figura 12).

Considerando el número de personas por kilómetro cuadrado presentes a la vez en la isla de Menorca, se

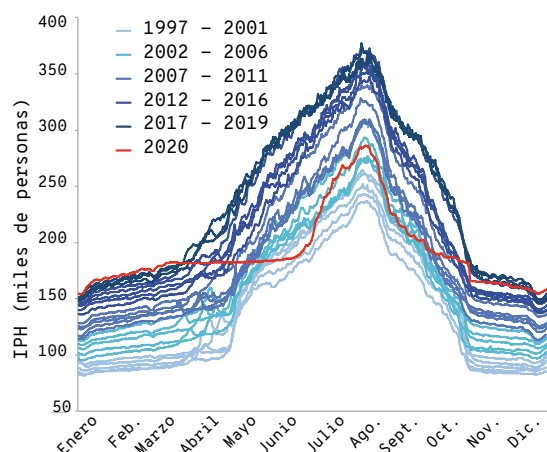
ha observado que el máximo fue de 323,1 personas/km<sup>2</sup> y se registró en el año 2017. Esta densidad de población máxima es inferior a la registrada en el resto de las Islas. La media anual de personas por kilómetro cuadrado en Menorca ha variado entre 142,2 y 190,3 personas/km<sup>2</sup> registradas en los años 1997 y 2019, respectivamente. La mínima presión humana anual por unidad de superficie durante los 24 años de estudio en la isla de Menorca ha variado entre 97,5 y 136,3 personas/km<sup>2</sup>, registradas en los años 1997 y 2019, respectivamente. Los máximos anuales estandarizados por superficie variaron entre 243,8 y 323,1 personas/km<sup>2</sup>, registradas en los años 1997 y 2017, respectivamente. La isla de Menorca es la que presenta una densidad demográfica menor, tanto en valores medios como en valores mínimos, mientras que los valores máximos son comparables a los del resto de islas (Figura 4).

En la isla de Menorca, a diferencia del conjunto de las Islas Baleares y la isla de Mallorca, la media anual ha aumentado a un ritmo inferior a los máxi-



**Figura 13.** Evolución del indicador de presión humana (IPH) diaria desde el 1 de enero de 1997 hasta el 31 de diciembre de 2020 para las Pitiusas. Los datos del año 2019 son provisionales y los de 2020 son un avance, mientras que el resto son definitivos. La línea sólida representa la regresión lineal ( $R^2 = 0,21$ ;  $p < 0,0001$ ). FUENTE: IBESTAT.<sup>1</sup>





**Figura 14.** Evolución del indicador de presión humana (IPH) diaria desde el 1 de enero del año 1997 hasta el 31 de diciembre de 2020 para las Pitiusas. El eje X muestra los meses del año. FUENTE: IBESTAT.<sup>1</sup>

mos y mínimos anuales, mientras que en los otros casos la mínima anual era la que se incrementaba a un ritmo menor.

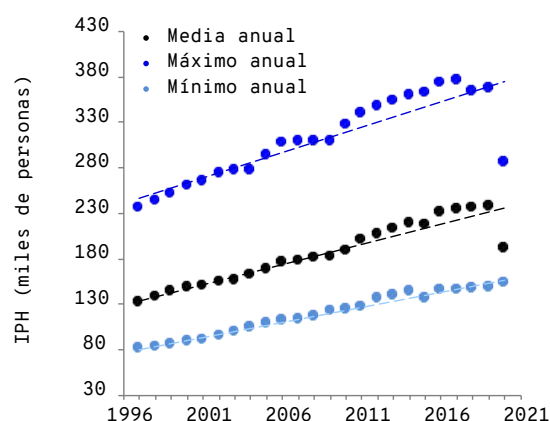
## Pitiusas

Los datos del IPH para las islas de Ibiza y Formentera están agrupados. Estos datos están calculados de manera un poco distinta a los del resto de islas, debido a que el registro de llegadas y salidas de pasajeros entre las dos islas no se realiza diariamente, sino periódicamente; por ello, los datos se calculan distribuyendo los pasajeros anuales entre la proporción de los pasajeros entrantes y salientes diarios a lo largo del año en Ibiza, sin tener en cuenta las entradas y las salidas a Formentera y desde Formentera.

Las Pitiusas muestran un claro aumento en el indicador de presión humana a lo largo del tiempo (figuras 13 y 14). Para todos los datos diarios registrados entre el 1 de enero de 1997 y el 31 de diciembre de 2020 este aumento fue de 12,4 personas diarias ( $R^2 = 0,21$ ;  $p < 0,0001$ ) (Figura 13).

Si estandarizamos los datos del IPH por la superficie de las islas Pitiusas, la media anual de personas por kilómetro cuadrado varió entre 202,6 y 362,5 personas/km<sup>2</sup>, registradas en los años 1997 y 2019, respectivamente. La mínima presión humana anual por unidad de superficie durante los 24 años de estudio ha variado entre 124,8 y 235,5 personas/km<sup>2</sup>, registradas en los años 1997 y 2020, respectivamente. El número máximo de personas por kilómetro cuadrado que han estado presentes a la vez en las Pitiusas ha variado entre 361,5 y 576,1 personas/km<sup>2</sup>, registradas en los años 1997 y 2017, respectivamente. Las Pitiusas son las islas que soportan una carga demográfica mayor por unidad de superficie (Figura 4).

En las Pitiusas, la media anual del IPH ha ido aumentando a un ritmo de 4.452 personas al año (Figura 15). Este incremento es mayor que el de la isla



**Figura 15.** Media anual (puntos negros), máximo anual (azul oscuro) y mínimo anual (azul claro) del indicador de presión humana (IPH) de las Pitiusas para el período comprendido entre 1997 y 2020. Las líneas sólidas representan la regresión lineal mediante mínimos cuadrados. Media ( $R^2 = 0,90$ ;  $p < 0,0001$ ), máximo ( $R^2 = 0,77$ ;  $p < 0,0001$ ), mínimo ( $R^2 = 0,98$ ;  $p < 0,0001$ ). FUENTE: IBESTAT.<sup>1</sup>

de Menorca, pero menor que el de Mallorca y el del conjunto de las Islas Baleares (Tabla 2).

El valor máximo anual para las islas Pitiusas ha sido de 376.938 personas registradas el día 9 de agosto del año 2017 (Tabla 1). Los valores máximos anuales del IPH han aumentado en estas islas a un ritmo de 5.586 personas al año (Figura 15, Tabla 2). El año en que se registró el valor mínimo del máximo anual fue 1997 (el primero del que se dispone de datos), con 236.529 personas el 13 de agosto.

Los valores mínimos anuales para las Pitiusas entre los años 1997 y 2020 han variado entre 81.675 y 154.069 personas, registradas los días 6 de enero de 1997 y el 3 de enero de 2020, respectivamente. Estos valores mínimos anuales han ido incrementándose a un ritmo de 3.329 personas al año (Figura 15, Tabla 2). Este aumento es mayor que el de la isla de Menorca y menor que el de Mallorca y de todas las Islas Baleares.

## CONCLUSIONES

- El indicador de presión humana muestra una clara tendencia al alza en todas las Islas Baleares, con un aumento de 56,5 personas diarias para el conjunto de las Islas. Este aumento es mayor en el caso de la isla de Mallorca, seguido por el de las islas Pitiusas (Ibiza y Formentera) y, en último lugar, por el de Menorca, que es la isla que presenta una tasa de crecimiento poblacional más pequeña, tanto residente como visitante.
- El 2020 ha sido un año anómalo a causa de la crisis social y sanitaria provocada por la COVID-19. Este año, el IPH de los meses de enero, febrero, mediados de marzo y diciembre fue superior al de todos los años anteriores. En cambio, a partir de la segunda quincena de marzo disminuye y se mantiene estable, sin seguir la curva de crecimiento de los otros años, a causa



de las medidas aplicadas para controlar los contagios de COVID-19 (confinamiento).

→ Este indicador es muy relevante y es muy positivo que el IBESTAT lo haya incorporado a sus operaciones estadísticas.

→ El aumento de la población visitante provoca picos de más de 2 millones de personas a la vez en las Islas Baleares (Tabla 1). El crecimiento mayor del IPH se da para los valores máximos anuales (Tabla 2), hecho que demuestra que el turismo es el principal motor de este incremento.

---

## REFERENCIAS

<sup>1</sup> INSTITUT D'ESTADÍSTICA DE LES ILLES BALEARS (IBESTAT). <https://ibestat.caib.es/ibestat/estadistiques/poblacio>, [https://ibestat.caib.es/ibfiles/content/files/IPH\\_VWF\\_esp.pdf](https://ibestat.caib.es/ibfiles/content/files/IPH_VWF_esp.pdf).

<sup>2</sup> MURRAY, I. *et al.* (2010). *Els indicadors de sostenibilitat socioecològica de les Illes Balears (2003-2008)*. Palma: Universitat de les Illes Balears.

---

## CITAR COMO

VAQUER-SUNYER, R.; BARRIENTOS, N.; MURRAY, I.; BLÁZQUEZ, M. (2021) «Indicador de presión humana (IPH) de las Islas Baleares». En: Vaquer-Sunyer, R.; Barrientos, N. (ed.). *Informe Mar Balear 2021* <<https://informe-marbalear.org/es/presiones/imb-iph-esp.pdf>>.

En la elaboración de este indicador han participado:  
Raquel Vaquer-Sunyer, Natalia Barrientos, Joan Moranta y Joaquim Valdivielso.

# Número de turistas y de plazas turísticas

Las Islas Baleares son una comunidad esencialmente turística, ya que el turismo es su principal motor económico, causando gran número de impactos sobre el medio marino. El principal tipo de turismo que acogen las Islas es el de sol y playa, que concentra su actividad en la franja costera. El sector turístico representa el 45 % del producto interior bruto (PIB) de las Islas Baleares, y la mayor parte de la economía gira en torno a los servicios vinculados al turismo y al mercado inmobiliario relacionado, lo que convierte a las Baleares en un caso único en todo el mundo en cuanto a intensidad turística.<sup>1, 2</sup>

El número de turistas que llega cada año modifica otro indicador ya presentado, el de presión humana, ya que altera la carga demográfica y tiene una gran influencia sobre los recursos consumidos y los residuos producidos por la carga demográfica total que soporta un territorio tan frágil como las Islas.

La zona costera está especialmente afectada por el turismo. Según los datos del anuario de turismo del año 2018 de la Agència d'Estratègia Turística de les Illes Balears (AETIB), en los municipios de las Islas con costa se concentra el 99,2 % de todas las plazas turísticas.

## METODOLOGÍA

Los datos referentes al número de plazas turísticas y al número de turistas que visitan las Islas se han obtenido del artículo científico publicado por Valdivielso y Moranta.<sup>2</sup> Sus datos proceden de Murray *et al.*<sup>3</sup>, actualizados con datos de la Agència d'Estratègia Turística de les Illes Balears (AETIB)<sup>4</sup> <<https://www.caib.es/seucaib/ca/organigrama/475>>. La actualización de estos datos, desde el año 2017 hasta el 2020, se ha extraído de la página web del Institut d'Estadística de les Illes Balears (IBESTAT).<sup>5</sup>

## RESULTADOS

El número de turistas que visitan las Islas cada año se ha incrementado de 321.222 turistas en 1959 a 16.561.348 en 2018. Esto supone un incremento de más de 16 millones de turistas (16.240.126) en 59 años (Tabla 1, Figura 1).<sup>2</sup> Este número de turistas se ha doblado a lo largo de este siglo, de 8 a 16 millones, mientras que la población residente es de 1,1 millones de personas, aproximadamente (Tabla 1, Figura 1).<sup>2</sup>

En el año 2019 se registró una pequeña disminución del número de turistas que viajaron a las Baleares, que pasaron de 15,56 millones en 2018 a 16,44 millones en 2019. En 2020, solo 3 millones de turistas vinieron a las Islas Baleares, lo que supone una reducción drástica del número de visitantes debido a la crisis sanitaria provocada por la COVID-19.

Paralelamente al aumento del número de turistas, se ha producido un incremento del número de plazas turísticas, que ha pasado de 14.609 en el año 1959 a 623.624 en 2019; un aumento de más de 600.000 plazas turísticas a lo largo de 60 años.<sup>2</sup>

## ¿QUÉ ES?

Número de plazas turísticas legales registradas en las Islas Baleares entre los años 1959 y 2019.

Número total de turistas que visitan las Baleares entre los años 1959 y 2020.

## METODOLOGÍA

Los datos provienen de Valdivielso y Moranta (2019), procedentes de Murray *et al.* (2017), actualizados con datos de la Agència d'Estratègia Turística de les Illes Balears (AETIB). La actualización de los datos del número de turistas (2017-2020) proviene de la página web del Institut d'Estadística de les Illes Balears (IBESTAT).

## RESULTADOS

El número de turistas que visitan las Islas Baleares cada año se ha incrementado, y ha pasado de 320.000 turistas en el año 1959 a 16,6 millones de turistas en el año 2018, un incremento de más de 16 millones de turistas en 59 años. A lo largo de este siglo la cifra se ha doblado, y ha pasado de 8 a 16 millones.

En 2019 la cifra fue de 16,4 millones, un poco inferior a la de 2018. En 2020 el número de turistas que ha visitado las Islas se ha reducido drásticamente hasta los 3 millones, debido a la crisis sanitaria provocada por la COVID-19.

El número de plazas turísticas ha aumentado de 14.609 plazas en el año 1959 a 623.624 plazas turísticas en el año 2019, con un incremento de más de 600.000 plazas turísticas a lo largo de 60 años.

El incremento tanto del número de plazas turísticas como de turistas que reciben las Islas tiene consecuencias importantes en el consumo de recursos y en la producción de residuos.

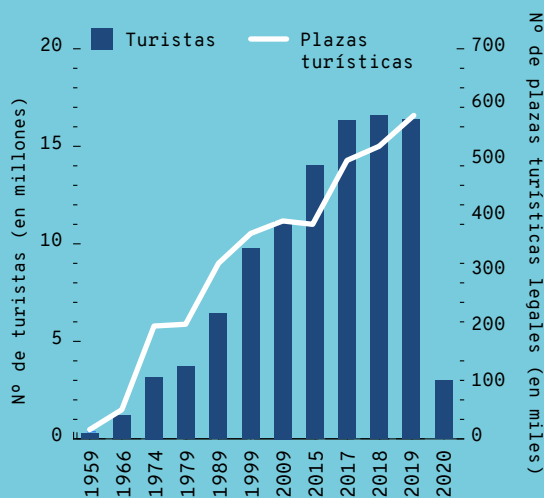
## ¿POR QUÉ?

Las Islas Baleares son una comunidad esencialmente turística, con el turismo como principal motor económico (45 % del PIB), lo que causa numerosos impactos sobre el medio marino.

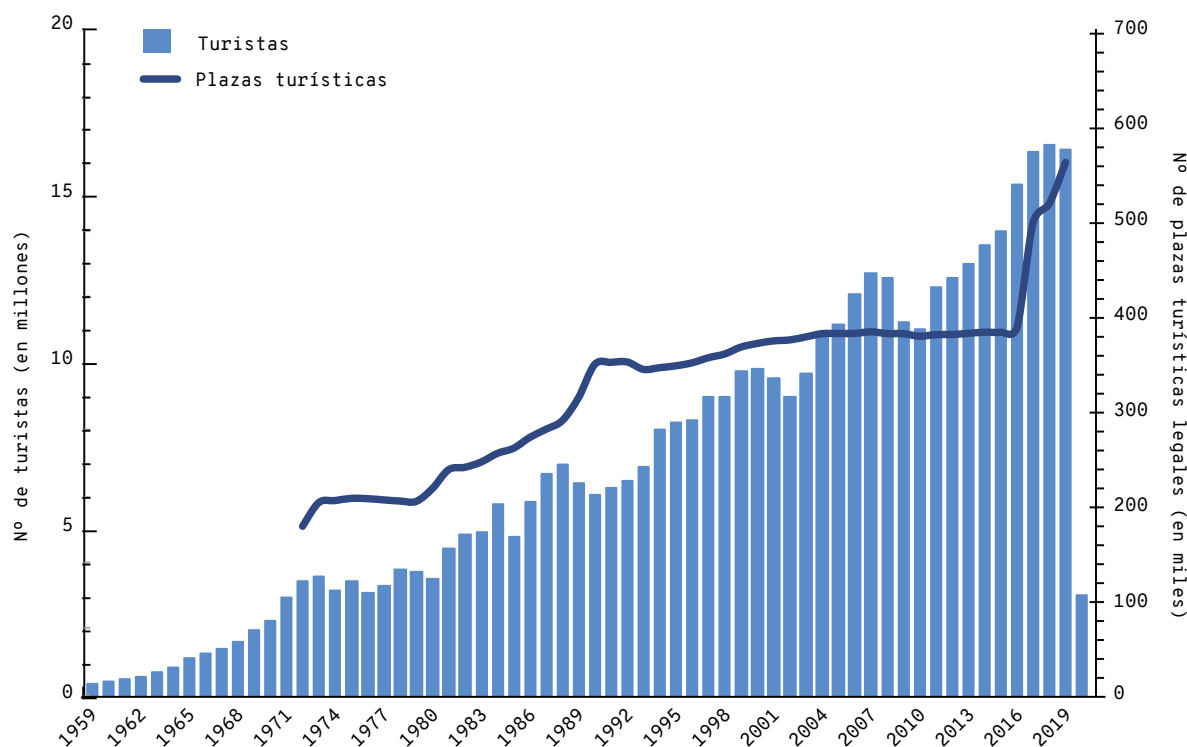
El 99,2 % del total de las plazas turísticas se concentran en municipios con costa.

El número de turistas que llegan cada año modifica el indicador de presión humana (IPH) y altera la carga demográfica que soporta el territorio, al tiempo que ejerce una gran influencia sobre los recursos consumidos y los residuos producidos.

## LOCALIZACIÓN



Evolución del número de turistas (barras) y de plazas turísticas legales (línea blanca) entre el año 1959 y la actualidad. FUENTE: Valdivielso y Moranta (2019) e IBESTAT.



**Figura 1.** Número de turistas (en millones) que visitan las Baleares por año en columnas y número de plazas turísticas legales (en millares). FUENTE: Valdivielso y Moranta<sup>2</sup> e IBESTAT.<sup>5</sup>

Este aumento del número de plazas turísticas y de turistas que visitan las Islas se ha ido produciendo escalonadamente, siguiendo diversos *booms* turísticos. Rullan<sup>5</sup> estableció la tipología de los diferentes *booms* según el modelo territorial de cada uno. Así, el primer *boom* se produjo entre los años 1959 y 1974, con una urbanización intensiva y vertical de hoteles en zonas concretas de la costa. El segundo *boom* se produjo entre los años 1978 y 1989, con una expansión a lo largo de la zona costera con construcciones horizontales de hoteles-apartamento y complejos turísticos. El tercer *boom*, comprendido entre los años 1993 y 2008, llevó las construcciones residenciales al interior de la isla e incorporó propiedades rurales dispersas en el negocio del turismo.

**Tabla 1.** Número de plazas turísticas legales y número de turistas en millones. FUENTE: Valdivielso y Moranta<sup>2</sup> e IBESTAT.<sup>5</sup>

AÑO	PLAZAS TURÍSTICAS LEGALES	Nº DE TURISTAS (MILLONES)
1959	14.609	0,32
1974	227.406	3,17
1978	226.883	3,80
1989	348.019	6,42
1993	381.108	6,88
2008	423.054	12,58
2011	421.782	12,29
2015	424.663	14,01
2017	552.680	16,34
2018	575.196	16,56
2019	623.624	16,44
2020		3,01

En 2017 se aprobó la modificación de la Ley de turismo (Ley 6/2017),<sup>6</sup> en la que se regulaba la comercialización de estancias turísticas en viviendas. Con la aprobación de esta ley se produce un aumento considerable del número de plazas turísticas, así como del número de visitantes que reciben las Islas (Tabla 1, Figura 1). Entre los años 2015 y 2017, el número de plazas turísticas legales aumenta en 128.017 plazas, y el número de turistas, en 2.320.000 (Tabla 1).

## CONCLUSIONES

- El número de turistas y de plazas turísticas ha ido aumentando a lo largo del tiempo hasta el año 2018, con un incremento de más de 16 millones en 59 años. En 2019 fue ligeramente inferior al del año anterior, pasando de 16,56 millones en 2018 a 16,44 en 2019.
- Este incremento ha sido mucho más acentuado durante este siglo, ya que se ha doblado el número de turistas que reciben las Islas Baleares.
- En el año 2020 el número de turistas que han visitado las islas se ha reducido drásticamente, más de un 80 %, hasta llegar a solo 3 millones de turistas debido a la crisis sanitaria provocada por la COVID-19. Estos niveles tan bajos no se repetían desde mediados de los años setenta.
- El incremento tanto del número de plazas turísticas como de turistas que reciben las Islas tiene consecuencias importantes en el consumo de recursos y en la producción de residuos.

---

## REFERENCIAS

- <sup>1</sup> MANERA, C.; NAVINES, F. (2018). *La indústria invisible, 1950-2016: el desenvolupament del turisme a l'economia balear* [The invisible industry, 1950-2016. The development of tourism in the Balearic economy]. Palma: Leonard Muntaner.
- <sup>2</sup> VALDIVIELSO, J.; MORANTA, J. (2019). «The social construction of the tourism degrowth discourse in the Balearic Islands». *Journal of Sustainable Tourism*, 27 (4), 1-17. DOI: 10.1080/09669582.2019.1660670.
- <sup>3</sup> MURRAY, I.; YRIGOY CADENA, I.; BLÁZQUEZ-SALOM, M. (2017). «The role of crises in the production, destruction and restructuring of tourist spaces: the case of the Balearic Islands». *Investigaciones Turísticas*, 13, 1-29. DOI: 10.14461/inturi2017.13.01.
- <sup>4</sup> AGÈNCIA D'ESTRATÈGIA TURÍSTICA DE LES ILLES BALEARS (AETIB).  
<<https://ibestat.caib.es/ibestat/estadistiques/economia/turisme/fluxe-turistes-frontur/043d7774-cd6c-4363-929a-703aaa0cb9e0>>.
- <sup>5</sup> INSTITUT D'ESTADÍSTICA DE LES ILLES BALEARS (IBESTAT).  
<<https://ibestat.caib.es/ibestat/estadistiques/economia/turisme/fluxe-turistes-frontur/043d7774-cd6c-4363-929a-703aaa0cb9e0>>.
- <sup>6</sup> RULLAN, O. (1998). «De la cova de Canet al Tercer Boom turístic: una primera aproximació a la geografia històrica de Mallorca». En: *El medi ambient a les Illes Balears: qui és qui?* [Actes de les Jornades a Can Tàpera]. Palma: "Sa Nostra", Obra Social i Cultural de la Caixa de Balears.
- <sup>7</sup> Ley 6/2017, de 31 de julio, de modificación de la Ley 8/2012, de 19 de julio, del turismo de las Islas Baleares, relativa a la comercialización de estancias turísticas en viviendas. <<https://www.boe.es/eli/es-ib/l/2017/07/31/6>>.

---

## CITAR COMO

Vaquer-Sunyer, R.; Barrientos, N.; Moranta, J.; Valdivielso, J. (2021) «Número de turistas y de plazas turísticas». En: Vaquer-Sunyer, R.; Barrientos, N. (ed.). *Informe Mar Balear 2021*. <<https://www.informemarbalear.org/es/presiones/imb-n-de-places-turistiques-esp.pdf>>.

En l'elaboració d'aquest capítol han participat:  
Raquel Vaquer-Sunyer, Natalia Barrientos e Ivan Murray.

# Superficie de costa urbanizada

El aumento de la urbanización y de las superficies artificiales que han transformado zonas húmedas, marismas, dunas, playas y otras zonas costeras es una amenaza grave para la costa en España. En las comunidades autónomas turísticas, esta urbanización de la costa constituye una amenaza aún más grave, y crece a un ritmo mayor que en las comunidades con menor intensidad turística.

La industria turística y el sector inmobiliario, que son dos de los sectores económicos más importantes, tienen un papel crucial en la transformación de los espacios naturales en espacios artificiales.<sup>1-3</sup> Esta alteración se ha producido durante décadas y ha modificado de manera significativa la zona costera.<sup>3</sup>

Los cambios en la ocupación del suelo, sobre todo a través del proceso de urbanización, son un buen indicador de la pérdida de servicios ecosistémicos de la zona litoral, donde las áreas naturales se transforman y se cubren con edificaciones y zonas cementadas.<sup>2</sup>

## METODOLOGÍA

Los datos sobre la superficie de costa urbanizada se han obtenido del trabajo de fin de master de Jaime Rudolf Rosselló-Beck, dirigido por Ivan Murray en el año 2017 en la Universitat de les Illes Balears (UIB).<sup>3</sup>

Fuentes de Rosselló-Beck (2017):

- Instituto Geográfico Nacional (IGN).<sup>4</sup>
- CORINE Land Cover files 1990 y 2012.<sup>5</sup>
- Línea de costa española.
- NUTS II (Nomenclatura de Unidades Territoriales Estadísticas).

Para poder extraer la información deseada, se realizó un tratamiento de los datos geográficos de cobertura terrestre usando el programa informático de información geográfica ARCGIS. Con este programa se creó una capa de la zona costera de un kilómetro de longitud, y utilizando los datos de cobertura procedentes de CORINE<sup>5</sup> se elaboró una relación

de los datos del tipo de cobertura para cada una de las dos series temporales evaluadas en este estudio. Finalmente, se estimó el cambio de los tipos de cobertura entre los años 2009 y 2012.

Se puede encontrar una descripción más detallada de la metodología en la tesis de fin de master de Rosselló-Beck en el siguiente enlace: <<http://dspace.uib.es/xmlui/handle/11201/146590>>.

## RESULTADOS

Las Islas Baleares tienen una línea de costa de 1.341 km, de los cuales cerca de 1.000 km son áreas rocosas y peñascos<sup>2</sup> difícilmente urbanizables.

La superficie artificial en el primer kilómetro de costa de las Islas Baleares varió entre 97,6 km<sup>2</sup> (12,5 % del total de costa) en el año 1990 y 134,3 km<sup>2</sup> (17,2 %) en el año 2012 (Figura 1). Esto representa un aumento del 37,6 % de la superficie artificial presente en las Islas en 12 años.

Este incremento en el área urbanizada se ha producido en zonas que anteriormente estaban dedicadas a la agricultura, eran bosques, zonas húmedas o masas de agua (Figura 2).

Esta urbanización de la costa es heterogénea en los diferentes municipios de las Islas; por ejemplo, Eivissa (Ibiza) tiene hasta el 85 % (3,2 km<sup>2</sup>) de los primeros 500 metros de costa urbanizados.<sup>2</sup> El segundo municipio de las Islas con un porcentaje mayor de costa artificial es Calvià, con el 63 % de la superficie de la costa urbanizada (11,5 km<sup>2</sup>).<sup>2</sup>

En el año 2005, ocho de los diez municipios con un porcentaje mayor de costa urbanizada pertenecían a la isla de Mallorca (el 80 %); uno a la isla de Ibiza (10 %) y el resto, a la isla de Menorca (10 %) (Tabla 1).<sup>6</sup>

## ¿QUÉ ES?

Superficie artificial en el primer kilómetro de la costa.

## METODOLOGÍA

Los datos sobre la zona de costa urbanizada se han obtenido del trabajo de fin de máster de Jaime Rudolf Rosselló-Beck, dirigido por Ivan Murray en el año 2017 en la Universitat de les Illes Balears (UIB).

## RESULTADOS

En las dos últimas décadas, la presencia de superficies artificiales en el primer kilómetro de costa ha aumentado un 37,6 %, con los consiguientes impactos sobre el medio ambiente.

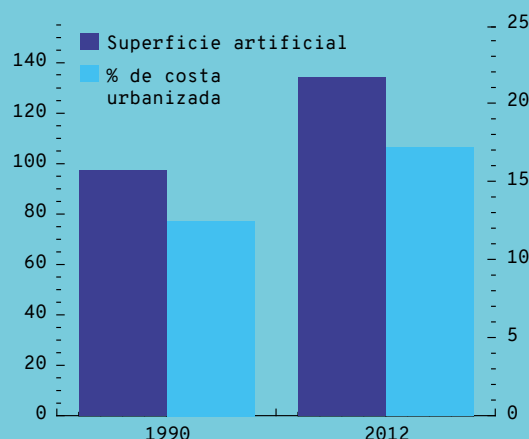
Es necesario disponer de información cartográfica actualizada de los cambios de ocupación del suelo en la zona costera como herramienta de gestión ante los potenciales efectos del cambio climático en esta zona.

## ¿POR QUÉ?

El aumento de la urbanización y de las superficies artificiales es una amenaza grave para la costa, aún más en las comunidades autónomas turísticas, donde crece a un ritmo mayor que en las comunidades con menos intensidad turística.

Los cambios en la ocupación del suelo, sobre todo a través del proceso de urbanización, son un buen indicador de la pérdida de servicios ecosistémicos de la zona litoral, donde las áreas naturales se transforman y se cubren con edificaciones y zonas cementadas.

## LOCALIZACIÓN

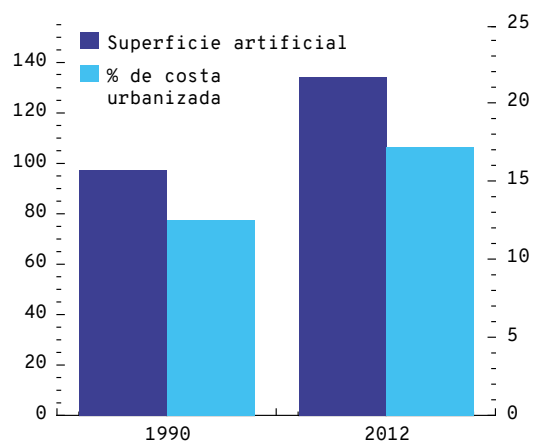


Superficie artificial en kilómetros cuadrados (km²) en el primer kilómetro de costa, en azul oscuro. FUENTE: Rosselló-Beck (2017).



Fotografía aérea de Alcanada, Mallorca. FUENTE: Sebastià Torrens.





**Figura 1.** Superficie artificial en kilómetros cuadrados (km²) en el primer kilómetro de costa, en azul oscuro. Las columnas marcadas en azul claro muestran el porcentaje de costa urbanizada. FUENTE: Rosselló-Beck.<sup>3</sup>

MUNICIPIO	SUPERFICIE	
	ARTIFICIAL	ARTIFICIAL
	(km²)	(%)
<b>Eivissa (Ibiza)</b>	3,18	85
<b>Calvià</b>	11,52	63
<b>Sant Lluís</b>	4,05	57
<b>Son Servera</b>	2	51
<b>Sant Llorenç des Cardassar</b>	1,37	42
<b>Palma</b>	8,53	40
<b>Manacor</b>	3,95	35
<b>Capdepera</b>	3,75	34
<b>Santa Margalida</b>	1,66	34
<b>Muro</b>	0,91	33

**Tabla 1.** Lista de los 10 municipios de las Islas con una superficie artificial mayor en los primeros 500 metros de costa en el año 2005. FUENTE: Murray.<sup>6</sup>

Las zonas protegidas, cuya artificialización no es posible, comprenden una superficie importante: representan el 49,45 % del primer kilómetro de la franja litoral de las Baleares (Figura 3).

Si comparamos el porcentaje de superficie urbanizada en las Islas Baleares con el del resto de comunidades autónomas de España, este ocupaba el séptimo lugar de la lista en el año 2012, mientras que ocupaba el octavo en el año 1990.<sup>3</sup> Ello se debe a que las Islas tienden a tener un menor grado de urbanización de la costa que la Península, debido a factores como el aislamiento geográfico, la estacionalidad y otros factores físicos y socioeconómicos.<sup>7</sup>

## CONCLUSIONES

En las dos últimas décadas, la presencia de superficies artificiales en el primer kilómetro de costa ha aumentado un 37,6 %, principalmente por la expansión urbana y las actividades comerciales relacionadas con el turismo, con los consiguientes impactos sobre el medio ambiente.<sup>3</sup>

Una gestión integrada de la costa resulta crucial para prevenir impactos en el litoral y promover un uso sostenible de los recursos costeros y un desarrollo sostenible.

Es preciso disponer de información cartográfica actualizada de los cambios de ocupación del suelo en la zona costera, particularmente como herramienta de gestión ante los potenciales efectos del cambio climático en esta zona.

## REFERENCIAS

- <sup>1</sup> MIR-GUAL, M. (2014). «Anàlisi, caracterització i dinàmica de les formes erosives Blowout en sistemes dunars de Mallorca i Menorca (Illes Balears)». Palma: Universitat de les Illes Balears. [Trabajo de fin de máster]
- <sup>2</sup> PRIETO, F.; RUIZ, J. B. (2013). *Costas inteligentes*. Estudio realizado para Greenpeace España. Madrid.
- <sup>3</sup> ROSSELLÓ-BECK, J. R. (2017). «The urban transformation of the Spanish coast: Land Cover Change Analysis 1990-2012». Palma: Universitat de les Illes Balears. [Trabajo de fin de máster]
- <sup>4</sup> INSTITUTO GEOGRÁFICO NACIONAL (IGN). Centro de Descargas. <<http://centrodedescargas.cnig.es/CentroDescargas/index.jsp>>.
- <sup>5</sup> COPERNICUS (2015). «Copernicus Land Service – Pan-European Component: CORINE Land Cover». Copenhagen: European Environment Agency. Disponible en: <<http://land.copernicus.eu/user-corner/publications/clc-flyer/view>>.
- <sup>6</sup> MURRAY, I. (2013). «Anàlisi por comunidades autónomas: Illes Balears». En: PRIETO, F.; RUIZ, J. B. *Costas Inteligentes*. Estudio realizado para Greenpeace España. Madrid.
- <sup>7</sup> PONS, A.; RULLAN, O. (2014). «Artificialization and Islandness on the Spanish Tourist Coast». *Miscellanea Geographica: Regional Studies on Development*, 18, 5-16. DOI: 10.2478/mgrsd-2014-0010.

## CITAR COMO

VAQUER-SUNYER, R.; BARRIENTOS, N.; MURRAY, I. (2020) «Superficie de costa urbanizada». En: Vaquer-Sunyer, R.; Barrientos, N. (ed.). *Informe Mar Balear 2020*. <<https://www.informemarbalear.org/es/presiones/imb-costa-urbanitzada-esp.pdf>>.

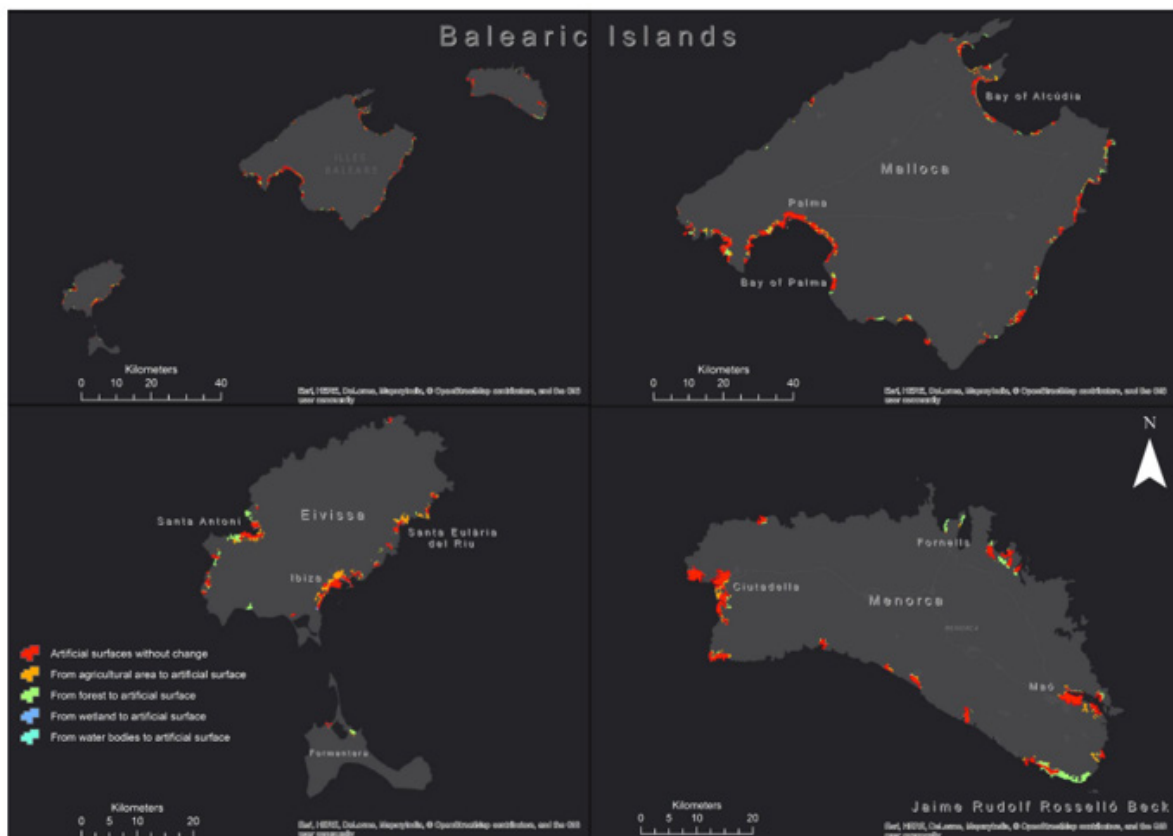


Figura 2. Mapa de los cambios en el uso del suelo del primer kilómetro de franja costera entre los años 1990 y 2012. Se marcan las superficies artificiales y, en diferentes colores, el tipo de uso que tenían antes de pasar a ser artificiales. En rojo se marcan las superficies artificiales sin cambio; en naranja, las superficies que tenían un uso; en verde, las superficies que eran bosque; en azul oscuro, las áreas que eran zonas húmedas, y en azul claro, las zonas que se correspondían con masas de agua. FUENTE: Rosselló-Beck.<sup>3</sup>



Figura 3. Mapa que muestra la superficie natural protegida, en verde; la superficie artificial, en rojo, y la disponible para nuevas construcciones, en gris. FUENTE: Rosselló-Beck.<sup>3</sup>

# Ruido submarino

En el océano hay una gran variedad de sonidos naturales, tanto bióticos como provenientes del medio. Entre estos últimos, se pueden diferenciar los sonidos normales, como el viento o las olas, y los producidos por acontecimientos catastróficos, movimientos sísmicos o volcanes submarinos, que evidentemente pueden causar impactos sobre la fauna.

Entre los sonidos naturales hay algunos de gran intensidad instantánea, como los clics de los cachalotes, que constituyen la fuente sonora animal con mayor potencia. Aun así, los niveles de energía asociados a ellos no son comparables con los de los sónares humanos de alta intensidad, por lo que poner al mismo nivel ambas fuentes sonoras no resulta razonable.<sup>1</sup> Cabe considerar que las especies se han adaptado a lo largo de un tiempo evolutivo a las condiciones acústicas de su medio, mientras que la contaminación acústica humana se ha propagado de forma significativa en los últimos cien años y ha producido cambios de importancia en el ambiente acústico normal de amplias zonas marinas.

Hay que distinguir dos escenarios, recogidos en la Decisión 2010/477/UE, de 1 de septiembre de 2010, sobre los criterios y las normas metodológicas para el buen estado medioambiental de las aguas marinas, que son:

- La presencia de ruidos impulsivos de alta, media y baja frecuencia donde las fuentes sonoras antropogénicas superen los niveles que pueden producir un impacto significativo en los animales marinos, medidos en la banda de frecuencias de 10 Hz a 10 kHz como nivel de exposición sonora (en dB re 1  $\mu$ Pa 2.s) o como nivel de presión acústica de pico (en dB re 1  $\mu$ Pa peak) a un metro.
- El ruido continuo de baja frecuencia o ruido ambiental en las bandas de 1/3 de octava 63 y 125 Hz (frecuencia central) (re 1  $\mu$ Pa RMS).

Aunque este último punto, recogido en las directrices para la *Guía para el control del ruido su-*

*bacuático en aguas europeas*,<sup>2</sup> sugiere el cálculo del ruido ambiente a 1/3 de las bandas de 63 y 125 Hz (centro de frecuencia) re 1  $\mu$ Pa RMS como indicador de la actividad antrópica, otros autores recomiendan también el muestreo sobre las bandas de 250 y 500 Hz, ya que estas se ven más afectadas por las embarcaciones rápidas.<sup>3</sup> Pero, puesto que la información que existe en zonas costeras de baja profundidad es muy reducida, para valorar el efecto de las actividades antrópicas en la banda costera balear —al margen de las bandas citadas— debería calcularse la media de la energía en las bandas de un tercio de octava de 1.000, 2.000, 4.000, 8.000, 16.000 y 32.000.

El ruido producido por las actividades humanas es un contaminante regulado legalmente en España, pero en el ámbito marino la legislación en este sentido presenta un retraso considerable, porque existe un desconocimiento tradicional sobre el uso del sonido por parte de la fauna marina y su papel estructurador en el ecosistema acuático, ya que facilita ciertas funciones vitales de numerosos taxones animales, desde mamíferos a peces e invertebrados.

A pesar de una cierta incertidumbre científica en algunos casos, es evidente que el ruido antrópico marino es una forma de contaminación que daña la vida marina y, por tanto, sería preciso controlar sus emisiones. Un beneficio de este control es que el ruido no sufre bioacumulación, la contaminación acústica desaparece cuando se detiene la fuente de emisión, con lo que las medidas mitigadoras tienen un efecto positivo inmediato.

## ¿QUÉ ES?

El ruido del océano puede ser producido de forma natural (por organismos o por el medio) o de forma humana (desde los últimos ~ 100 años). El ruido antrópico supone una forma de contaminación acústica que se produce en amplias zonas marinas y utiliza frecuencias que compiten con los sonidos naturales, como los que producen los cetáceos para comunicarse. Este indicador proporciona información sobre la cantidad de actividad antrópica que existe en una determinada área marina. Actualmente forma un descriptor del buen estado ambiental marino.

## METODOLOGÍA

Los datos de ruido submarino han sido recogidos en los proyectos realizados por la Asociación Tursiops: Els nostres dofins, CALMA y CALMADOS (estos dos últimos, con el apoyo de Fundación Biodiversidad).

Los censos acústicos se realizan mediante hidrófonos, que se descargan de los barcos. Los resultados muestran las grabaciones de sonidos antrópicos en las áreas marinas protegidas (AMP) de los Freus de Ibiza y Formentera en el año 2018 y de los islotes de Ponent en el año 2019. Se estudian diferentes bandas de frecuencias por meses.

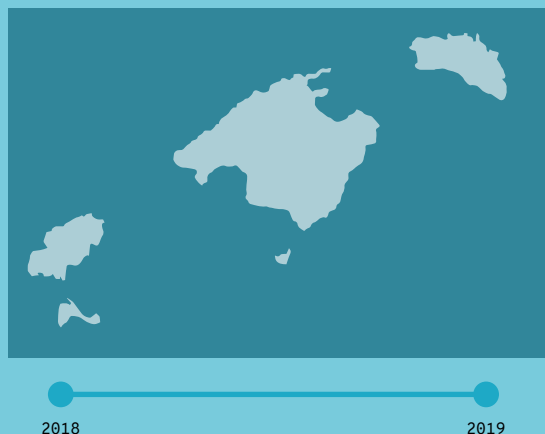
## RESULTADOS

→ Los ruidos detectados en los Freus de Ibiza y Formentera están asociados a las actividades de navegación. En esta AMP la cantidad de energía acústica es mayor en verano (> 15 dB), cuando las embarcaciones rápidas registran las frecuencias más altas.

## ¿POR QUÉ?

Aunque todavía existe desconocimiento general sobre el uso del sonido por parte de la fauna marina, se ha evidenciado que la contaminación acústica afecta a ciertas funciones vitales de mamíferos, peces e invertebrados. Existe normativa y convenios nacionales e internacionales, pero todavía urge tener un mejor control para mitigar este impacto.

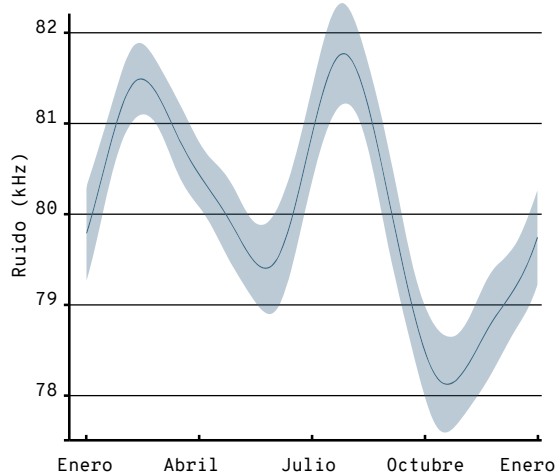
## LOCALIZACIÓN



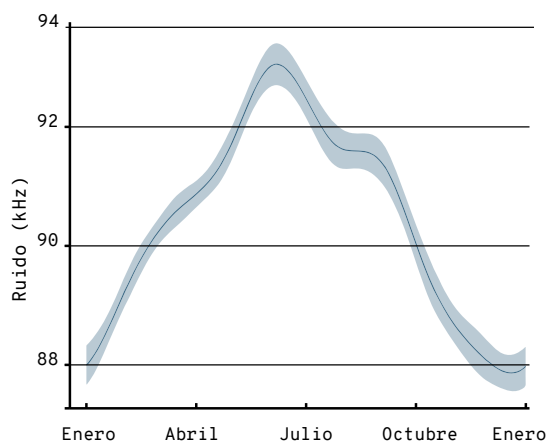
- Durante el año 2019, el ruido submarino de la AMP de los islotes de Ponent muestra un paso intermitente de las embarcaciones en las proximidades del hidrófono.
- Se necesitan más estudios para establecer la relevancia del ruido de origen antrópico, contabilizando la variabilidad de los ruidos naturales de cada área.



Imagen de la instalación de un hidrófono, aparato utilizado para la medición de sonidos submarinos.  
FUENTE: Asociación Tursiops.



**Figura 1.** Generalized Additive Model (GAM) por días (eje con meses), banda 63 Hz. Año 2018, Freus de Ibiza y Formentera. FUENTE: Asociación Tursiops.



**Figura 2.** Generalized Additive Model (GAM) por días (eje con meses), banda 4.000 Hz. Año 2018, Freus de Ibiza y Formentera. FUENTE: Asociación Tursiops.

## METODOLOGÍA

Los datos existentes sobre ruido submarino en las Islas Baleares provienen de los proyectos Els nostres dofins, CALMA y CALMADOS, estos dos últimos con el apoyo de la Fundación Biodiversidad, y todos ellos desarrollados por la Asociación Tursiops. Se han obtenido grabaciones con una tasa de muestreo de 96 kHz con un protocolo de grabación de 3 minutos por 15 en 3 localizaciones de Ibiza y de 4 minutos por 30 en dos montañas submarinas del canal de Mallorca, y se han calculado las presiones sonoras según lo argumentado en la descripción. Se muestran los datos para los Freus de Ibiza y Formentera del año 2018, donde se puede comprobar cómo el paso de embarcaciones rápidas en verano eleva la energía especialmente en la franja de alta frecuencia (Figs. 1 y 2). Ello es constatable fehacientemente observando su paso diario (Figura 3).

En 2019, el hidrófono de los Freus de Ibiza y Formentera se averió y se perdieron los registros, por lo que no se puede actualizar la información de esta localización. Sin embargo, se dispone de datos de la misma naturaleza del año 2019 provenientes de los islotes de Ponent (figura 4).

## RESULTADOS

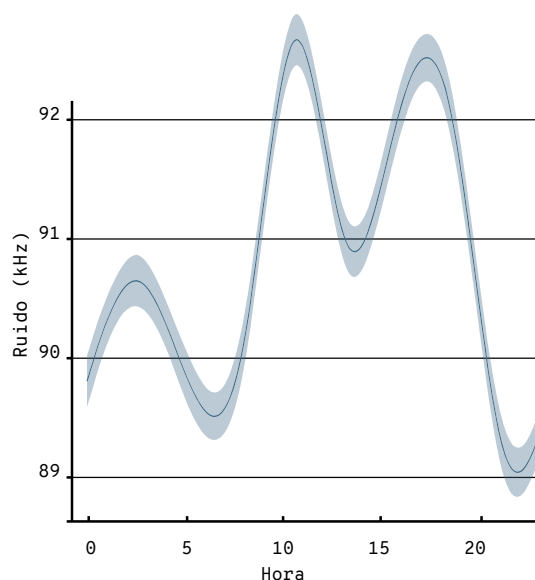
En los Freus de Ibiza y Formentera, en el año 2018 se pudo diagnosticar bien el nivel de ruido submarino asociado a la navegación y describir su patrón. De forma resumida, la cantidad de energía acústica derivada de la navegación aumentó en los meses de verano y superó los 15 dB en las medidas basales. Pero esta contaminación no fue homogénea en las diferentes frecuencias, y fue muy marcado el efecto de las embarcaciones rápidas a altas frecuencias durante el período estival.

En 2019 se obtuvieron datos anuales del nivel de ruido en los islotes de Ponent. Excepto en la banda de 32.000 Hz, los niveles de ruido submarino muestran máximos en primavera y un descenso hasta el mes de septiembre/octubre, con una disminución de pendiente descendiente en verano. Este escenario dificulta la significación del aporte antrópico a la energía sonora. A grandes rasgos se puede describir un área más silenciosa durante los meses perimetrales al verano. La incertidumbre, derivada de registros con grandes diferencias de intensidad, puede responder al paso intermitente de embarcaciones en las proximidades del hidrófono, que se encuentra fuera de las rutas más habituales.

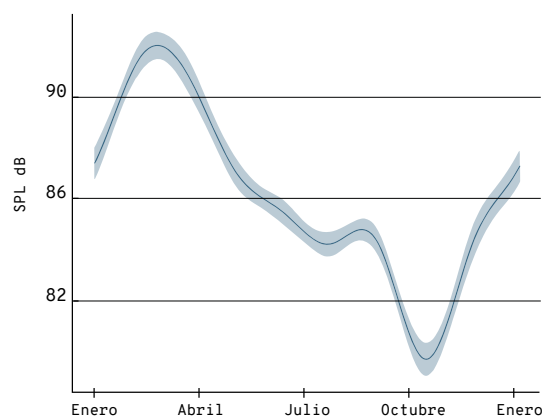
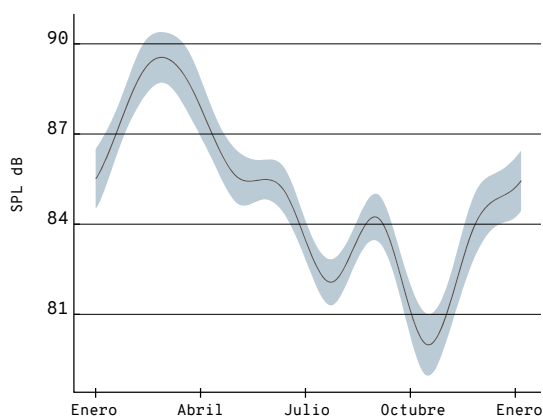
En vista de la gran variabilidad de los niveles sonoros entre localizaciones, bandas de frecuencia y patrones temporales, se hace patente que para la descripción del indicador ruido submarino es necesaria una dedicación mayor de esfuerzos técnicos para determinar la relevancia del ruido de origen antrópico, teniendo en cuenta la variabilidad de los ruidos naturales de cada área.

## NORMATIVA

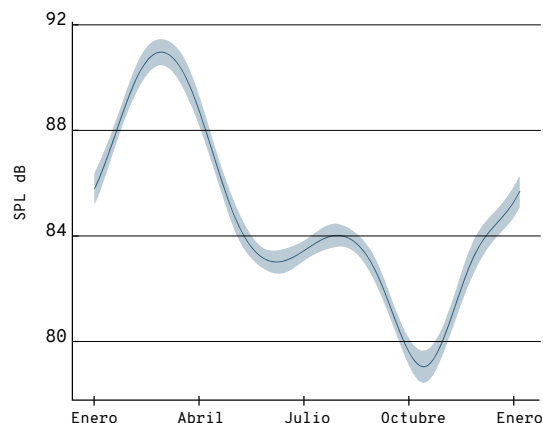
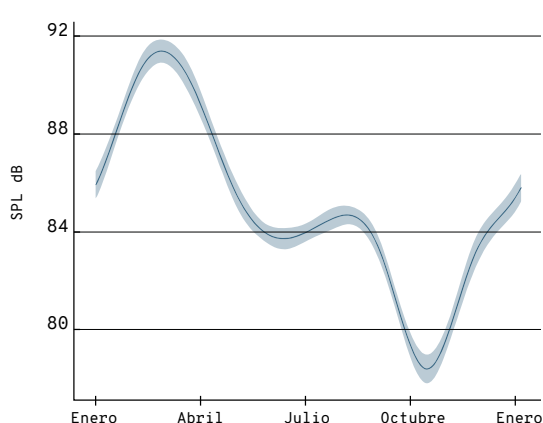
La legislación nacional aplicable actualmente es la Ley 37/2003 de ruido, así como la Ley 41/2010 de protección del medio marino, la Ley 42/2007 del patrimonio natural y la biodiversidad y la Ley 9/2006 de evaluación de impacto ambiental, porque el ruido es una fuente de impacto potencial sobre la vida silvestre y porque la introducción de energía, incluyendo el ruido subacuático, es uno de los descriptores para determinar el buen estado ambiental. Además de la legislación existente en el ámbito nacional, la contaminación acústica marina se incluye en el marco del derecho inter-



**Figura 3.** Generalized Additive Model (GAM) por horas diarias, banda 4.000 Hz. Año 2018, Freus de Ibiza y Formentera. FUENTE: Asociación Tursiops.



**Figura 4.** Generalized Additive Model (GAM) por días (eje con meses), banda 63 Hz (a la izquierda), banda 125 Hz (a la derecha). Año 2019, islotes de Ponent. FUENTE: Asociación Tursiops.

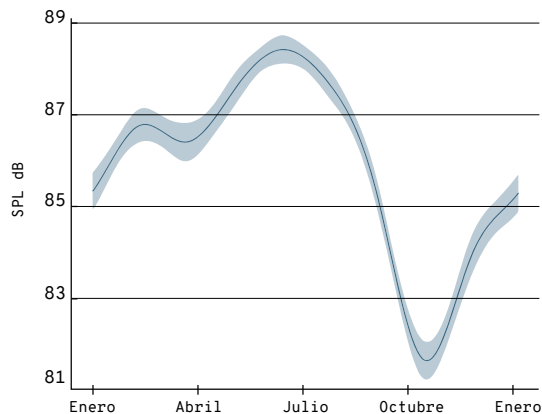
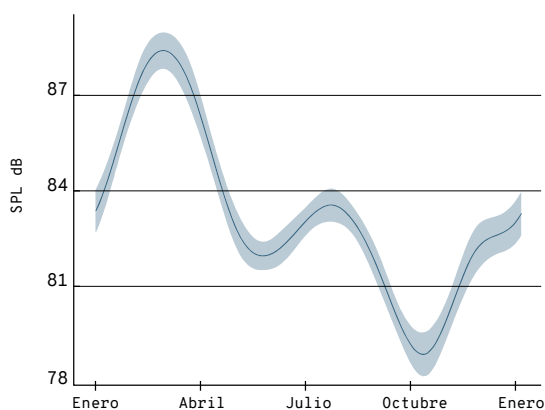


Generalized Additive Model (GAM) por días (eje con meses), banda 250 Hz (a la izquierda), banda 500 Hz (a la derecha). Año 2019, islotes de Ponent. FUENTE: Asociación Tursiops.

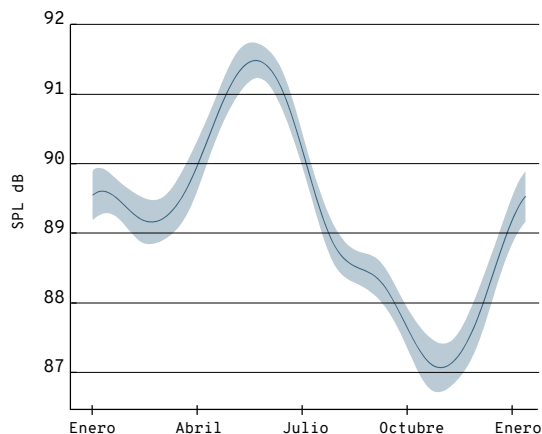
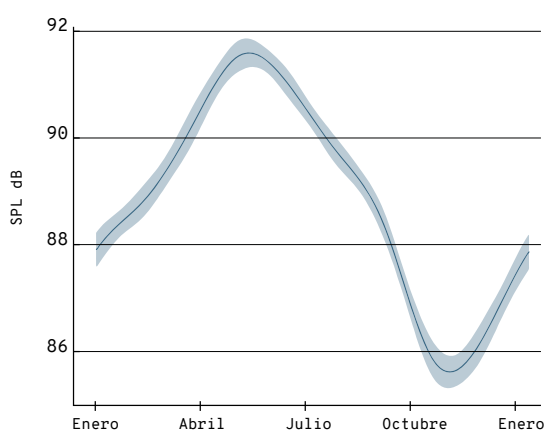
nacional, tanto a través de instrumentos normativos como a través de resoluciones procedentes de diferentes instituciones, como el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (ONU-PNUMA), la Organización Marítima Internacional (OMI), la Convención sobre el Derecho del Mar de las Naciones Unidas (UNCLOS), las instituciones de la Unión Europea y numerosos convenios de gestión y conservación del medio

marino: OSPAR, ACCOBAMS, ASCOBANS, CBI. En estos textos y resoluciones se refleja una preocupación sobre el impacto no regulado de la contaminación acústica y se convoca el principio de precaución y la puesta en marcha de medidas de mitigación de impacto. España participa en la mayor parte de estos convenios internacionales y urge actuar en consecuencia.

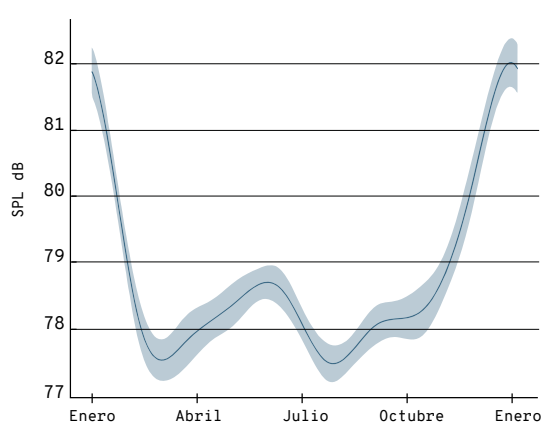
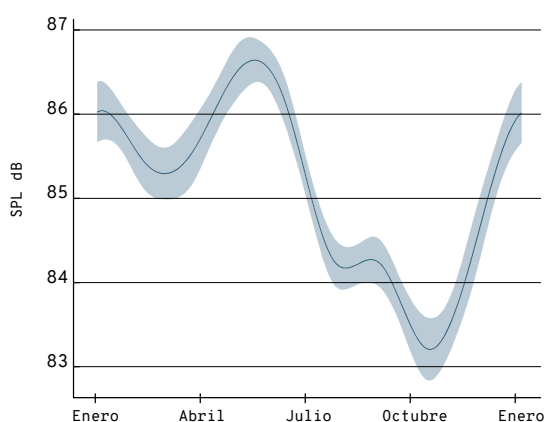




Generalized Additive Model (GAM) por días (eje con meses), banda 1.000 Hz (a la izquierda), banda 2.000 Hz (a la derecha). Año 2019, islotes de Ponent. FUENTE: Asociación Tursiops.



Generalized Additive Model (GAM) por días (eje con meses), banda 4.000 Hz (a la izquierda), banda 8.000 Hz (a la derecha). Año 2019, islotes de Ponent. FUENTE: Asociación Tursiops.



Generalized Additive Model (GAM) por días (eje con meses), banda 16.000 Hz (a la izquierda), banda 32.000 Hz (a la derecha). Año 2019, islotes de Ponent. FUENTE: Asociación Tursiops.

## REFERENCIAS

- <sup>1</sup> MADSEN, P. (2005). «Marine mammals and noise: Problems with root mean square sound pressure levels for transients». *The Journal of the Acoustical Society of America*, 117, 3952-3957.
- <sup>2</sup> DEKELING, R. *et al.* (2014). «Monitoring Guidance for Underwater Noise in European Seas, Part II: Monitoring Guidance Specifications». JRC Scientific and Policy Report EUR 26557 EN. Luxemburgo: Oficina de Publicaciones de la Unión Europea.
- <sup>3</sup> MERCHANT, N. D. *et al.* (2014). «Monitoring ship noise to assess the impact of coastal developments on marine mammals». *Marine Pollution Bulletin*, 78, 85-95.

## CITAR COMO

ASOCIACIÓN TURSIOPS (2021). «Ruido submarino». En: Vaquer-Sunyer, R.; Barrientos, N. (ed.). *Informe Mar Balear 2021* <<https://informemarbalear.org/es/presiones/imb-renou-submari-esp.pdf>>.



En la elaboración de este capítulo han participado:  
Natalia Barrientos, Raquel Vaquer-Sunyer y la Autoridad Portuaria de Baleares.

# Buques en puertos

1. Número total de tránsito de buques por año y puerto
2. Número de cruceros por año y puerto
3. Número de ferris por año y puerto
4. Número de petroleros por año y puerto
5. Número de cementeros por año y puerto
6. Número de buques con carga rodada (*ro-ro*) por año y puerto

Los buques en puerto hacen referencia al número de escalas que diversos tipos de embarcaciones efectúan en los puertos principales de las Baleares. Por tanto, proporcionan una visión sobre el tráfico marítimo profesional que frecuenta las Islas.

Debido al territorio insular, existe una gran dependencia del transporte marítimo del exterior y entre islas. Este hecho supone una frecuentación elevada de embarcaciones que ejerce una presión en el mar Balear.

Principalmente, la presencia de embarcaciones en puertos puede generar impactos de escala ambiental y social. Entre las amenazas ecológicas destacan la contaminación del aire (emisiones atmosféricas producto de la quema de combustibles que emiten gases y partículas contaminantes en suspensión) y del mar (vertidos no controlados y/o accidentales, descargas de aguas de lastre). Adicionalmente, las embarcaciones contribuyen a la contaminación acústica del medio marino producida por el ruido submarino, que genera impactos negativos en la fauna marina.

Por último, los cruceros por el Mediterráneo suponen actualmente una modalidad turística en auge. Dada la creciente actividad de este tipo de turismo en las Baleares, se pueden generar problemas sociales en términos de capacidad de carga humana.

cionales, cruceros turísticos, ferris de carga/pasaje, ferris de pasaje/coches, granelero carbonero, granelero cementero, granelero cerealero, otros buques, buques de pasaje rápidos, pesca litoral, remolcadores, *ro-ro* de carga rodada, *ro-ro* de coches, tanques de gases licuados, tanques de otros líquidos y tanques petroleros.

En los resultados se incluyen los datos de todos los buques (indicador 1) y de los buques por tipo más frecuentes y/o más relacionados con los indicadores de presión humana y turismo (2-6):

- **Cruceros turísticos:** incluye los cruceros mediterráneos que realizan escala en las Islas.
- **Ferris (transbordadores):** incluye ferris de carga/pasaje, ferris de pasaje/coches, buques de pasaje rápidos. Transportan tanto pasajeros como vehículos y suelen tener horarios diarios programados que permiten el tránsito directo entre dos puntos.
- **Petroleros:** tanques petroleros.
- **Cementerio:** granelero cementero.
- **Ro-ro:** *ro-ro* de carga rodada, *ro-ro* de coches, *ro-ro* de contenedores. El nombre de estos barcos proviene del inglés *roll on-roll off*, y hace referencia a buques que transportan carga rodada (camiones contenedores, coches de alquiler, etc.).

## METODOLOGÍA

Se han adquirido los datos en línea de la página web de Ports de Balears.<sup>1</sup> Los datos provienen de los cinco puertos urbanos gestionados por la Autoridad Portuaria de Baleares.

Los tipos de buques hallados se resumen en 17 categorías: buques de guerra nacionales, conven-

## ¿QUÉ ES?

Los buques en puerto hacen referencia al número de escalas de embarcaciones (incluyendo embarque y desembarque) que se producen en los puertos gestionados por la Autoridad Portuaria de Baleares. Se incluyen distintos tipos de embarcaciones: buques de guerra, cruceros, ferris, tanques petroleros, *ro-ro* (buques de carga rodada), granerelos, remolcadores, tanques de gases y líquidos, pesca litoral y otros buques.

## METODOLOGÍA

Se incluyen datos de las escalas realizadas entre 2014-2020 en los 5 puertos gestionados por Ports de Balears (Autoridad Portuaria de Baleares):

- Mallorca: puerto de Palma y puerto de Alcúdia
- Menorca: puerto de Maó
- Ibiza: puerto de Ibiza
- Formentera: puerto de La Savina

Los datos se encuentran publicados en Internet en la página:

[www.portsdebalears.com/es/buques-en-puerto](http://www.portsdebalears.com/es/buques-en-puerto).

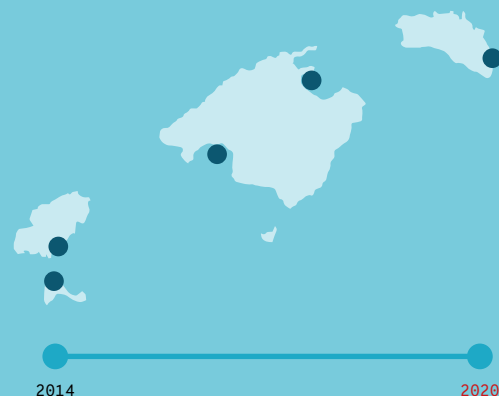
## RESULTADOS

- Entre 2019 y 2020, el número anual de buques en puerto disminuye un 42,3 % (pasando de 54.002 escalas en 2019 a 31.151 en 2020).
- Entre 2014 y 2019, el total mensual de buques en puertos muestra tendencias crecientes del número de escalas. En esos seis años aumentaron las escalas en puertos con aproximadamente 1.000 buques más por mes.
- En general, el número total de escalas muestra estacionalidad, alcanzando los máximos en julio y agosto.
- En 2019 se registran aproximadamente de 2.600 a 7.000 buques mensuales, mientras que en 2020 el número mensual de buques disminuye, con 650 (abril) y 4.518 (agosto).

## ¿POR QUÉ?

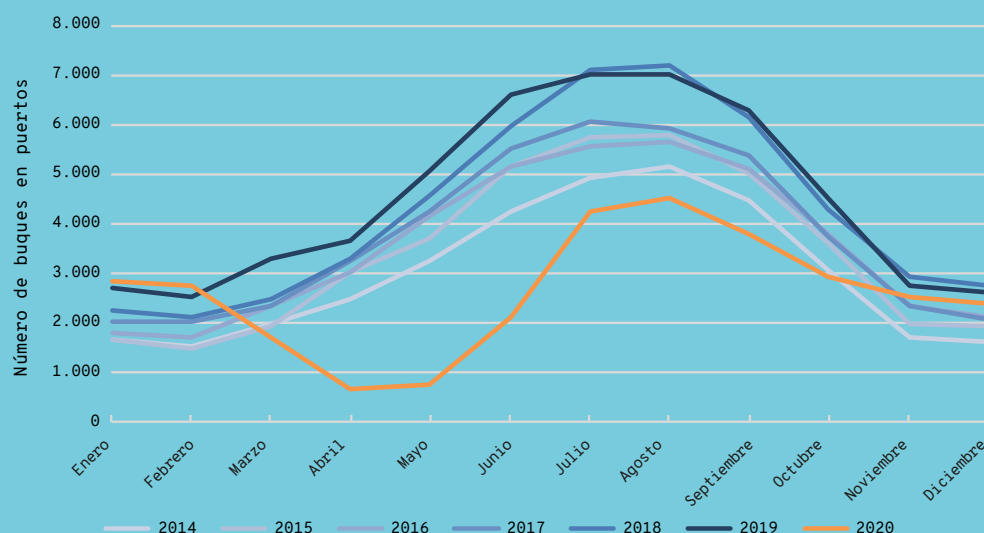
La información sobre el número total y tipo de embarcación proporciona un marco de referencia para entender la presión ambiental a la que se someten el medio marino y terrestre.

## LOCALIZACIÓN

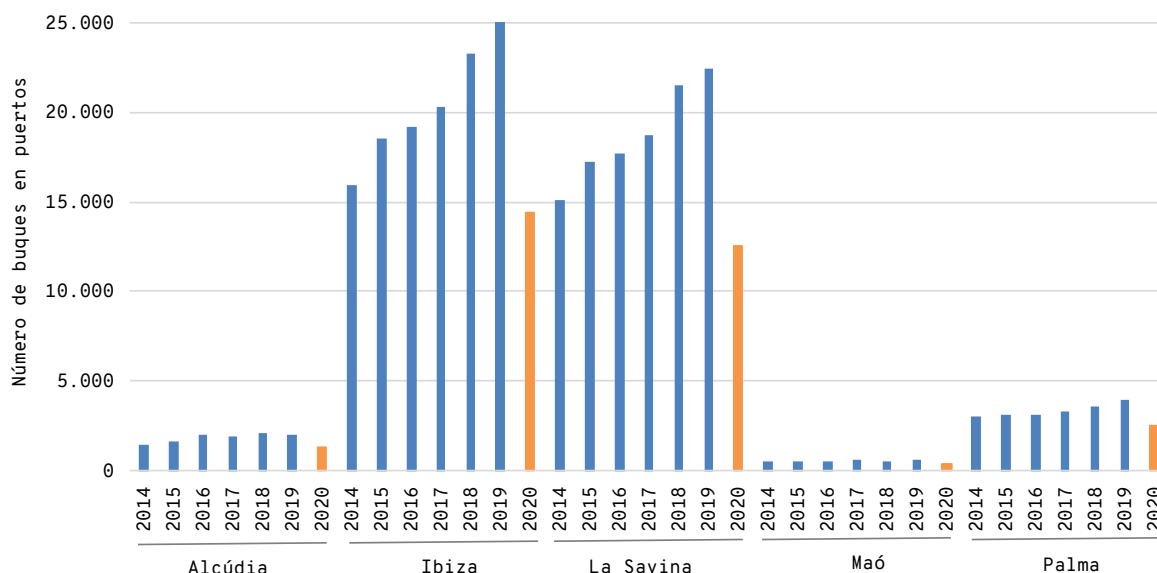


- Los puertos de Ibiza y La Savina son los que registran más navegación de las Islas Baleares (un orden de magnitud mayor). Ello se debe al gran número de ferris que circulan entre Ibiza y Formentera. Estos dos puertos son los que registran una mayor reducción de escalas en 2020 (en torno a - 10.000 buques en cada puerto respecto a 2019).
- En julio y agosto de 2020 los valores aumentan, aunque manteniéndose por debajo de los mismos meses en 2014 (- 600 buques mensuales).

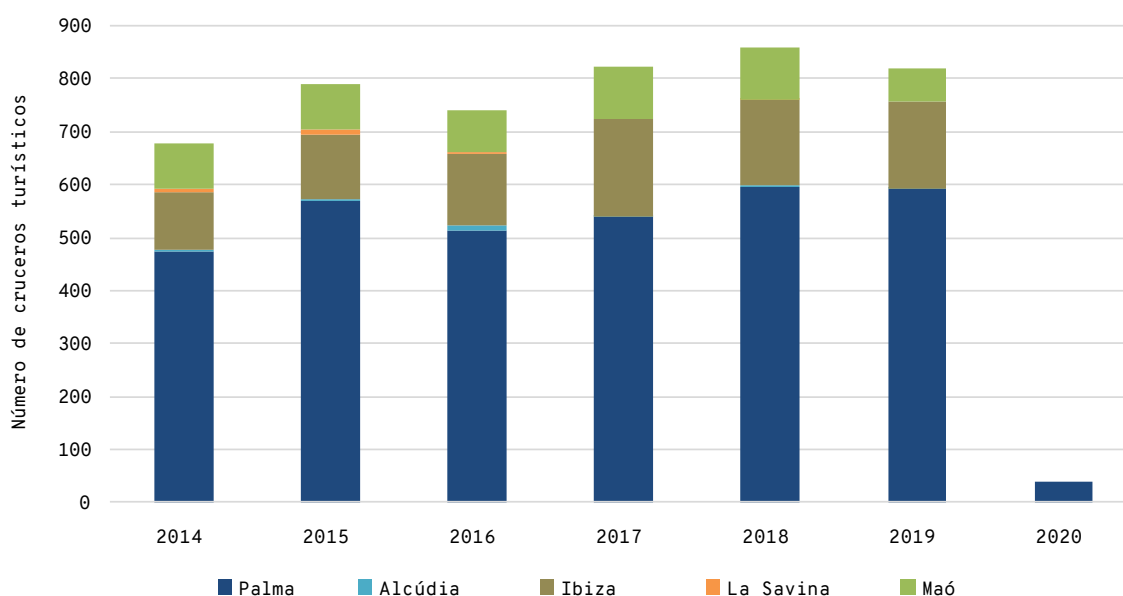
Comparando los años 2019 y 2020, el número de escalas de todos los tipos de buques analizados disminuye excepto para los cementeros, que se mantienen. Los cruceros turísticos son los que más disminuyen, un 95 %; seguidos de los buques que transportan carga rodada (*ro-ro*), un 49 %; los ferris, un 40 %; y los petroleros, un 29 %.



Tránsito total de los buques de todos los puertos de las Baleares (Palma, Alcúdia, Maó, Ibiza y La Savina) por meses entre 2014 y 2020. FUENTE: Autoridad Portuaria de Baleares.



**Figura 1.** Tránsito total de buques en los puertos de Alcúdia, Ibiza, La Savina, Maó y Palma entre 2014-2020. FUENTE: Autoridad Portuaria de Baleares.



**Figura 2.** Número de escalas de cruceros en los puertos de Palma, Alcúdia, Ibiza, La Savina y Maó entre 2014-2020. FUENTE: Autoridad Portuaria de Baleares.

## RESULTADOS

### 1. Número total de tránsito de buques por año y puerto

En 2020, todos los puertos muestran un número de escalas anuales inferior al de 2014 (Figura 1).

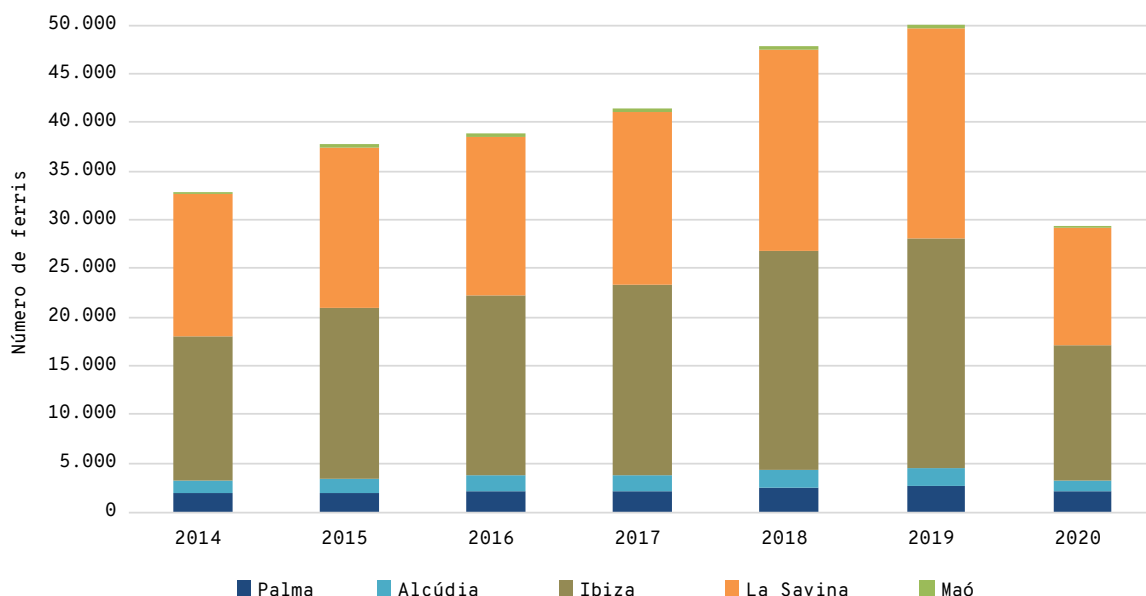
Entre 2014 y 2019, de los cinco puertos de estudio destacan Ibiza y La Savina, que superan hasta en un orden de magnitud el número anual de embarcaciones (máximo de 25.000 buques anuales) del resto de puertos (Figura 1). Ibiza y La Savina muestran un incremento de ~ 8.000 buques desde 2014 hasta 2019.

El puerto de Maó es el que presenta menor tráfico de todos, con un máximo de 616 escalas anuales.

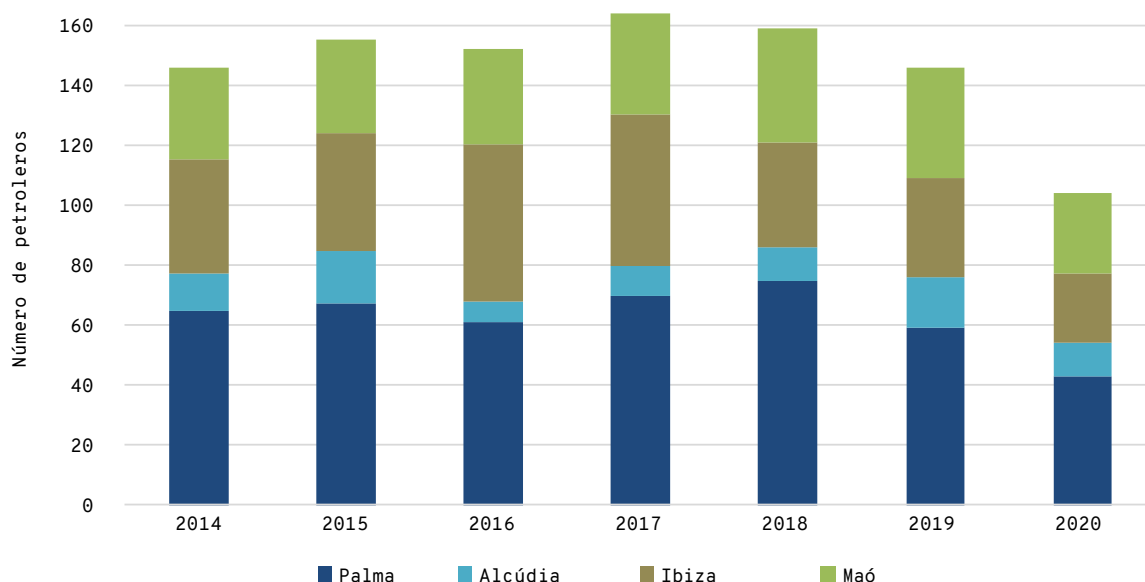
### 2. Número de cruceros por año y puerto

El puerto que recibe mayor número de escalas de cruceros es el de Palma (~ 500-600 anuales), seguido del de Ibiza (~ 100-200 anuales) y el de Maó (~ 50-100 anuales) (Figura 2). Alcúdia y La Savina muestran el menor número anual de cruceros de los cinco puertos de estudio (< 10).

En 2020, el número total de cruceros cae de 819 (en 2019) a 39, lo que supone una disminución del 95 %. Únicamente el puerto de Palma recibe escalas de cruceros turísticos en 2020.



**Figura 3.** Número de escalas de ferris en los puertos de Palma, Alcúdia, Ibiza, La Savina y Maó entre los años 2014-2020. FUENTE: Autoridad Portuaria de Baleares.



**Figura 4.** Número de escalas de petroleros en los puertos de Palma, Alcúdia, Ibiza y Maó entre 2014-2020 (no se muestra el puerto de La Savina, ya que no tiene escalas de este tipo de barcos). FUENTE: Autoridad Portuaria de Baleares.

### 3. Número de ferris por año y puerto

En general, los cinco puertos registran un incremento anual en el número de escalas entre los años 2014-2019 hasta alcanzar los 50.000 ferris (Figura 3). Destacan en número los puertos de las Pitiusas, con un orden de magnitud mayor que el resto.

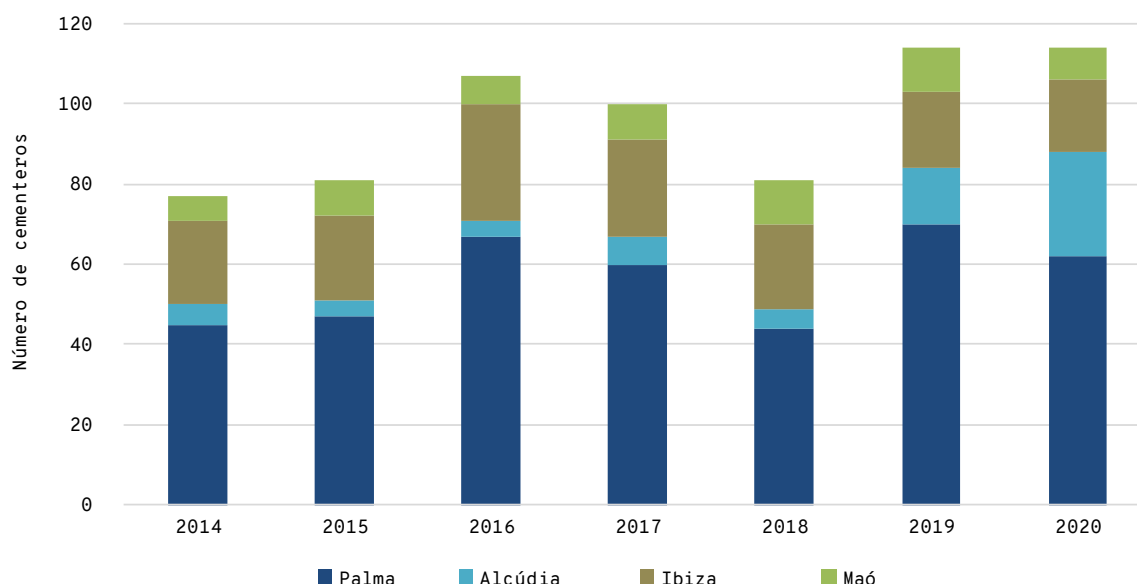
En 2020, el número tal de escalas de ferris es < 30.000. Ello supone un descenso del 40 % (- 20.000 escalas respecto a 2019), derivado especialmente de los puertos de las Pitiusas.

### 4. Número de petroleros por año y puerto

La Savina es el único puerto que no registra petroleros entre 2014-2020. Entre 2014 y 2019 el número anual de petroleros oscila entre 146 y 164 (Figura 4). En 2020, los petroleros alcanzan el mínimo de 104 escalas anuales.

### 5. Número de cementeros por año y puerto

La Savina es el único puerto que no tiene cementeros atracados durante 2014-2020. Desde 2014 hasta 2020 el número de cementeros ha aumentado de 77 a 114, respectivamente (Figura 5). En 2020 las escalas son las mismas (114) que en 2019.



**Figura 5.** Número de escalas de cementeros en los puertos de Palma, Alcúdia, Ibiza y Maó entre 2014-2020 (no se muestra el puerto de La Savina, ya que no tiene escalas de este tipo de barcos). FUENTE: Autoridad Portuaria de Baleares.

## 6. Número de buques con carga rodada (*ro-ro*) por año y puerto

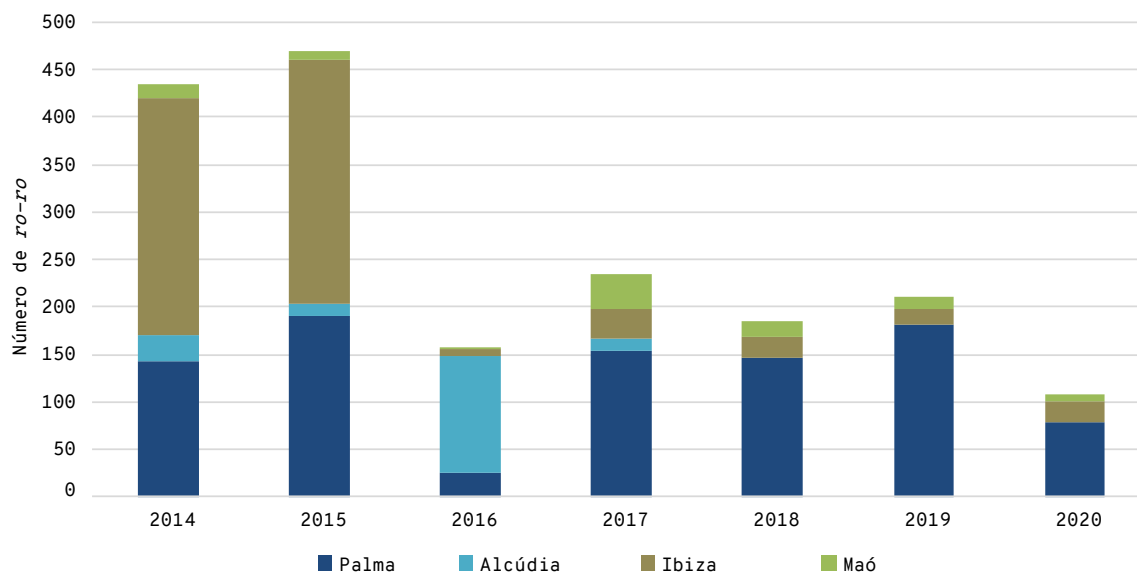
Los buques con carga rodada (*ro-ro*) no efectúan escalas en La Savina, mientras que en Alcúdia únicamente lo hacen entre 2014 y 2017 (Figura 6). Los máximos de escalas de *ro-ro* se alcanzan en 2014 y 2015 (~ 450 buques anuales). Estos máximos provienen principalmente de escalas en Ibiza y, en segundo lugar, en Palma. Entre 2016 y 2019 los valores disminuyen entre 157 y 235 escalas de *ro-ro* anuales, mientras que en 2020 se alcanza el mínimo de 108 escalas.

### CONCLUSIONES

- El total de buques en puertos de las Baleares aumenta temporalmente entre los años 2014-2019.
- En 2020, el total de buques de los cinco puertos principales de las Islas disminuye con valores

inferiores a los de 2014. Entre 2019 y 2020, la disminución es del 42,3 % (pasando de 54.002 escalas en 2019 a 31.151 escalas en 2020).

- Los puertos de las Pitiusas son los que registran más navegación de todas las islas (alcanzando las 25.000 escalas anuales de buques en Ibiza en 2019). Esta diferencia se explica principalmente por el gran número de ferris que frecuentan Ibiza y Formentera.
- En 2020 el número de cruceros disminuye un 95 % respecto a 2019. Entre 2014 y 2019 el número de escalas de cruceros turísticos es mayor en el puerto de Palma (~ 500-600 anuales), seguido del de Ibiza (~ 100-200 anuales) y el de Maó (~ 50-100 anuales). En Alcúdia y La Savina son menos frecuentes (< 10 anuales).
- El número de ferris es el más alto de todos los tipos de buques analizados (alcanzando las 50.000 escalas anuales en 2019) y, por tanto, dirige las



**Figura 6.** Número de escalas de *ro-ro* (buques que transportan carga rodada) en los puertos de Palma, Alcúdia, Ibiza y Maó entre 2014-2020 (no se muestra el puerto de La Savina, ya que no tiene escalas de este tipo de barcos). FUENTE: Autoridad Portuaria de Baleares.

tendencias temporales de todos los buques en puertos. Los puertos de las Pitiusas son los que registran más tráfico de ferris. En 2020, el número total de ferris disminuye un 40 %.

→ En 2020, el número de petroleros disminuye un 29 % respecto a 2019. Las escalas anuales oscilan entre 104 y 164.

→ Los cementeros efectúan entre 77 y 114 escalas anuales. En 2020 se mantiene el número de escalas (114) respecto a 2019.

→ En 2020, las escalas de *ro-ro* (buques con carga rodada) disminuyen un 48,6 % respecto a 2019, alcanzando las 108 escalas.

## REFERENCIAS

<sup>1</sup> PORTS DE BALEARS: <http://www.portsdebalears.com/es/buques-en-puerto>.

## CITAR COMO

BARRIENTOS, N.; VAQUER-SUNYER, R.; AUTORIDAD PORTUARIA DE BALEARES (2021). «Buques en puertos». En: Vaquer-Sunyer, R.; Barrientos, N. (ed.). *Informe Mar Balear 2021* <<https://informemarbalear.org/es/presiones/imb-bucs-a-ports-esp.pdf>>.

En la elaboración de este capítulo han participado:

Lydia Png-Gonzalez, Maria Elena Cefali, Robert Comas González, Enric Ballesteros y Aina Carbonell.

# Especies exóticas e invasoras en el mar Balear

Las especies que desarrollan un carácter invasor suelen ser un pequeño porcentaje del número total de especies exóticas que se establecen en los diferentes hábitats marinos. Entre las especies incluidas en el Catálogo español de especies exóticas invasoras (EEI) (Ley del 42/2007 [BOE-A-2007-21490]) se encuentra un grupo de algas macrófitas marinas que se desarrollan en la zona infralitoral, y en las Baleares se han establecido poblaciones en diferentes localizaciones de las siguientes especies: *Acrothamnion preissii*, *Asparagopsis taxiformis*, *Caulerpa cylindracea*, *Caulerpa taxifolia*, *Halimeda incrassata*, *Lophocladia lallemandii* y *Womersleyella setacea*. Asimismo, desde principios de los años 2000 se incluye también el crustáceo decápodo *Percnon gibbesi*, que se desarrolla en la zona mediolitoral e infralitoral. Más recientemente, el crustáceo decápodo *Callinectes sapidus*, con interés comercial y extendido en las zonas peninsulares, prolifera desde el año 2015 en el archipiélago balear.

La información cualitativa y cuantitativa sobre la abundancia y extensión espacial de estas especies invasoras en un área determinada se considera uno de los criterios establecidos por la Directiva marco de las estrategias marinas (DMEM, Decisión 2017/848/EU) para llevar a cabo una evaluación del buen estado ambiental (BEA). El uso de indicadores (valores métricos de abundancia o cobertura) y descriptivos (extensión y distribución) de estas especies sirve para establecer tendencias en el impacto tanto sobre la biodiversidad como sobre la integridad del fondo marino.

El seguimiento del grupo de algas macrófitas invasoras en Menorca se realiza por parte del personal de la Estación de Investigación Jaume Ferrer (del

Govern de les Illes Balears y el Instituto Español de Oceanografía) (EIJF-GOIB-IEO) en colaboración con el Dr. Enric Ballesteros del Centro de Estudios Avanzados de Blanes del Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CEAB-CSIC), creador y responsable del programa iniciado en el año 2008. La información procedente de este programa de seguimiento<sup>1,2</sup>—de campañas piloto de biodiversidad en la zona infralitoral<sup>3</sup>, de campañas propias,<sup>4</sup> de publicaciones científicas y de ciencia ciudadana<sup>5,6</sup>—se ha empleado para realizar las fichas actualizadas del seguimiento de las especies invasoras en el archipiélago balear. Adicionalmente se incluye información sobre el estatus de cada especie tanto a nivel nacional como europeo (EASIN, European Alien Species Information Network)<sup>7</sup>.



## *Callinectes sapidus* Rathbun, 1896

### ESTATUS NACIONAL

Especie exótica comercial (Listado de denominaciones comerciales de especies pesqueras y de acuicultura admitidas en España, BOE-A-2016-3357).

### ESTATUS EASIN

Especie exótica.

### DISTRIBUCIÓN NATIVA

Especie del Atlántico occidental que vive naturalmente en la costa este de América, desde Nueva Escocia y Canadá hasta el norte de Argentina.<sup>1</sup>

### DISTRIBUCIÓN ESPACIAL

*C. sapidus* fue citada por primera vez en el Mediterráneo oriental en el año 1935.<sup>3</sup> En el año 2005 se encontraron dos larvas megalopas en las aguas oceánicas del mar Balear,<sup>4</sup> pero no fue hasta el año 2015 que ejemplares adultos se identificaron en Ibiza (Santa Eulària des Riu, Ses Salines de Ibiza y Formentera). Posteriormente fueron registrados más ejemplares adultos de la especie en las diferentes islas: 19 en Mallorca (S'Albufera y Port de Pollença) y 3 en Menorca (torrente de Cala Galdana y Albufera des Grau).<sup>5</sup> Desde entonces, la especie se ha ido expandiendo en las aguas salobres, con un incremento considerable de registros en los dos últimos años.<sup>6,7</sup>



Figura 1. Localizaciones de *C. sapidus* en las Islas Baleares obtenidas de publicaciones y ciencia ciudadana. FUENTE: COB-IEO.

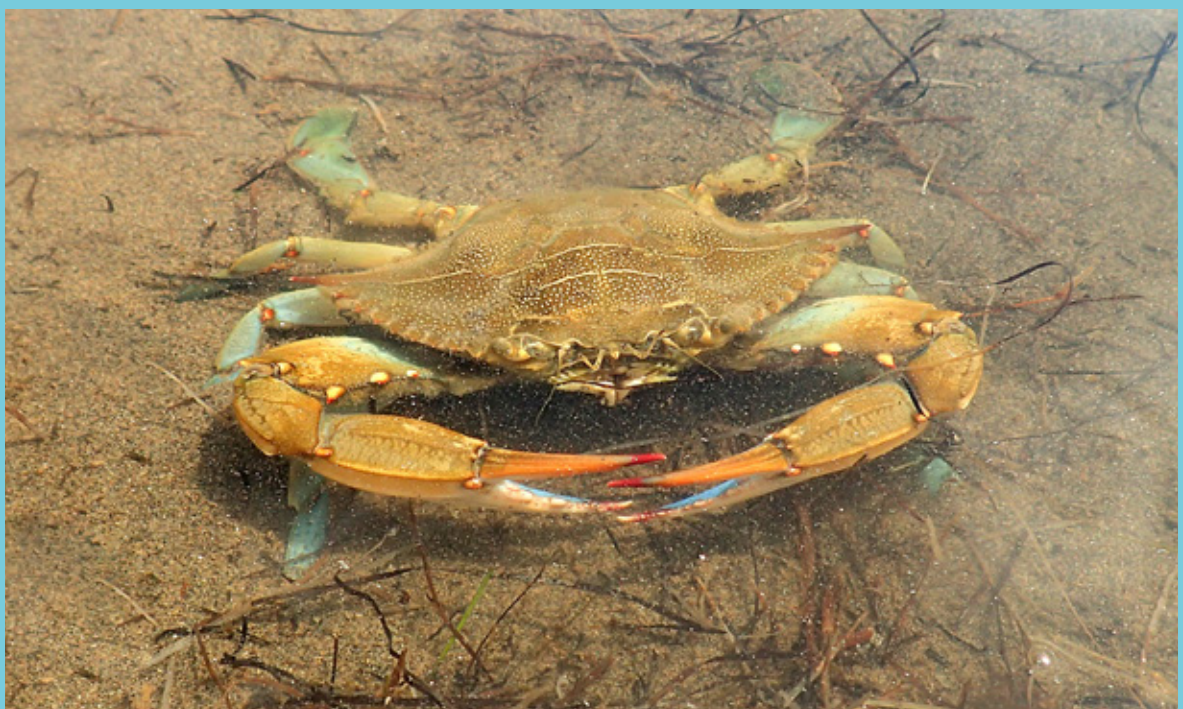


Figura 2. Imagen de *C. sapidus*. FUENTE: Enric Ballesteros

# *Lophocladia lallemandii* (Montagne) F. Schmitz, 1893

## ESTATUS NACIONAL

Especie exótica invasora (Catálogo español de especies exóticas invasoras. Real Decreto 630/2013, de 2 de agosto).

## ESTATUS EASIN

Especie exótica.

## DISTRIBUCIÓN NATIVA

Alga originaria del mar Rojo y la zona Indo-pacífica.

## POSIBLES VÍAS DE INTRODUCCIÓN

Canal de Suez.

## DISTRIBUCIÓN ESPACIAL

*L. lallemandii* se detectó por vez primera en el año 1998 en Ibiza<sup>8</sup> y, desde entonces, se ha ido expandiendo rápidamente por las islas de Formentera<sup>9</sup>, Mallorca<sup>10, 11</sup> y Menorca.<sup>12, 13</sup>

## RESULTADOS

Hasta el año 2014 presentaba una abundancia en cobertura por transecto superior al 50 % al oeste de Menorca y entre el 1 % y el 5 % al norte y al este.<sup>12</sup> Pero en los últimos años se ha observado cómo se ha extendido su distribución al sur y al este de la isla (Figura 1). Sin embargo, su abundancia promedio ha disminuido respecto a los primeros años, representando en la actualidad menos del 25 % de la cobertura por transecto.<sup>13</sup> En relación al rango batimétrico ocupado, el porcentaje promedio de cobertura para toda la isla presenta una elevada variabilidad interanual.<sup>13</sup> En 2020 su cobertura máxima se presentó en el rango batimétrico de 0 y 10 m de profundidad, disminuyendo repentinamente en las cotas más profundas (Figura 2).

2008

2020

Figura 1. Localizaciones de *L. lallemandii* en la red de estaciones del programa de seguimiento en el año 2008 y en el 2020. FUENTE: EIJF (GOIB-IEO).

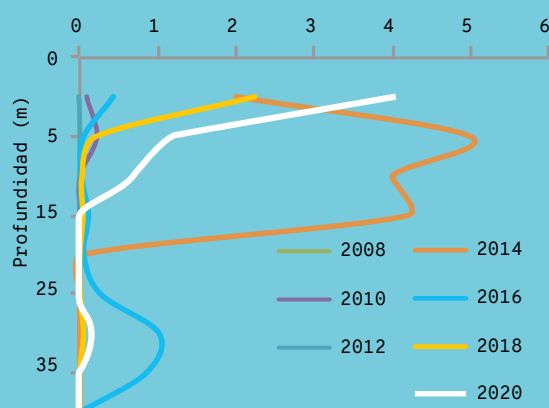


Figura 2. Porcentaje (%) de cobertura promedio de *L. lallemandii* entre 0 y 50 m de profundidad desde el año 2008 hasta el 2020. FUENTE: EIJF (GOIB-IEO)



Figura 3. Localizaciones de *L. lallemandii* obtenidas de publicaciones, programas de seguimiento y ciencia ciudadana. FUENTE: COB-IEO.



Figura 4. Alga invasora *L. lallemandii*. FUENTE: Enric Ballesteros.

# *Caulerpa cylindracea* Sonder, 1845

## ESTATUS NACIONAL

Especie exótica invasora (Catálogo español de especies exóticas invasoras. Real Decreto 630/2013, de 2 de agosto).

## ESTATUS EASIN

Especie exótica.

## DISTRIBUCIÓN NATIVA

Especie de origen australiano, concretamente del sudoeste de Australia.

## DISTRIBUCIÓN ESPACIAL

*C. cylindracea* se encuentra en todo tipo de fondos entre 0 y 70 metros de profundidad. En las Baleares, fue registrada por vez primera en las costas mallorquinas en 1998.<sup>14</sup> Desde entonces se ha expandido notablemente por todo el archipiélago,<sup>10, 12, 13, 15, 16</sup> presentando gran abundancia en zonas determinadas.<sup>15</sup>



Figura 1. Localizaciones de *C. cylindracea* en la red de estaciones del programa de seguimiento en el año 2008 y en el 2020. FUENTE: EIJF (GOIB-IEO).



Figura 3. Localizaciones de *C. cylindracea* obtenidas de publicaciones, programas de seguimiento y ciencia ciudadana. FUENTE: COB-IEO.

## POSIBLES VÍAS DE INTRODUCCIÓN Y EXPANSIÓN

Transporte marítimo (aguas de lastre, *biofouling*) y acuariofilia.

## RESULTADOS

Desde el año 2008 hasta hoy se ha expandido progresivamente desde la Illa de l'Aire a toda Menorca.<sup>12</sup> La cobertura promedio no es muy elevada, y desde 2016 se ha observado una tendencia general decreciente.<sup>13</sup> Actualmente se han registrado valores próximos al 25 % de cobertura solo en dos puntos de muestreo al sudeste y norte de la isla.<sup>13</sup> En cambio, en el resto de la isla su cobertura promedio no supera el 5 % (Figura 1).

Al analizar la serie temporal, a nivel batimétrico y para toda la isla, se puede observar cómo la especie ha ido aumentando su cobertura desde el año 2010, especialmente en las zonas profundas, y en menor medida en los primeros 10 metros de profundidad. Los valores máximos de cobertura se detectaron en el año 2016 a partir de los 25 m. Desde entonces se observa una disminución gradual en la cobertura promedio hasta alcanzar valores inferiores al 1 % en 2020, aunque con presencia en todo el rango batimétrico<sup>13</sup> (Figura 2).

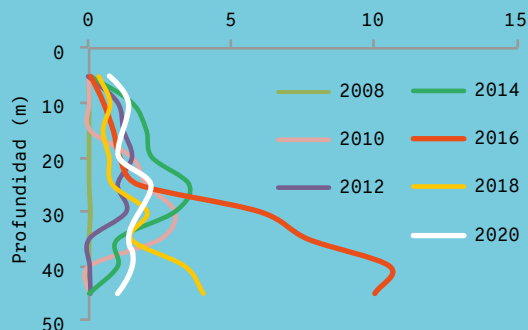


Figura 2. Porcentaje (%) de cobertura promedio de *C. cylindracea* entre 0 y 50 m de profundidad del año 2008 hasta el 2020. FUENTE: EIJF (GOIB-IEO).



Figura 4. Imagen de *C. cylindracea*. FUENTE: Enric Ballesteros.

# *Womersleyella setacea* (Hollenberg) R. E. Norris, 1992

## ESTATUS NACIONAL

Especie exótica invasora (Catálogo español de especies exóticas Invasoras. Real Decreto 630/2013, de 2 de agosto).

## ESTATUS EASIN

Especie exótica.

## DISTRIBUCIÓN NATIVA

Descrita originalmente en las islas hawaianas y posteriormente en regiones tropicales del Pacífico y el Atlántico.

## POSIBLES VÍAS DE INTRODUCCIÓN Y EXPANSIÓN

Transporte marítimo (aguas de lastre) y dispersión por redes de pesca.

## DISTRIBUCIÓN ESPACIAL

Se encuentra en fondos rocosos con comunidades de algas esciáfilas, formando alfombras gruesas y

resistentes.<sup>17</sup> *W. setacea* está establecida en Menorca desde hace un par de décadas,<sup>14</sup> y es más abundante en la zona norte de la isla debido a la morfología de la costa, formada por fondos más profundos y con mayor pendiente, constituidos por hábitats coralígenos y de algas hemiesciáfilas.<sup>12</sup>

## RESULTADOS

Los datos recogidos desde 2008 hasta 2014 mostraban una tendencia a la disminución de la abundancia en toda Menorca<sup>1</sup>, con un cambio en la tendencia de recesión en 2016 y 2018, cuando volvió a ser abundante.<sup>13</sup> Sin embargo, en 2020 vuelve a disminuir de nuevo, especialmente en el sur y oeste de Menorca, llegando a estar ausente en algunas de las estaciones muestreadas.<sup>13</sup>

En la Figura 2 se puede observar cómo *W. setacea* se distribuye entre los 20 y 45 m de profundidad. Hasta el año 2018 presentaba su cobertura máxima a 40 m, con una tendencia decreciente. Sin embargo, en 2020 su cobertura promedio (de todos los puntos de muestreo) presenta los valores históricos más bajos y un ligero desplazamiento de la cota de cobertura máxima, desde los 40 m hasta los 30 m de profundidad.<sup>13</sup>



Figura 1. Localizaciones de *W. setacea* en la red de estaciones del programa de seguimiento en el año 2008 y en el 2020. FUENTE: EIJF (GOIB-IEO).



Figura 3. Localizaciones de *W. setacea* obtenidas de publicaciones, programas de seguimiento y ciencia ciudadana. FUENTE: COB-IEO.

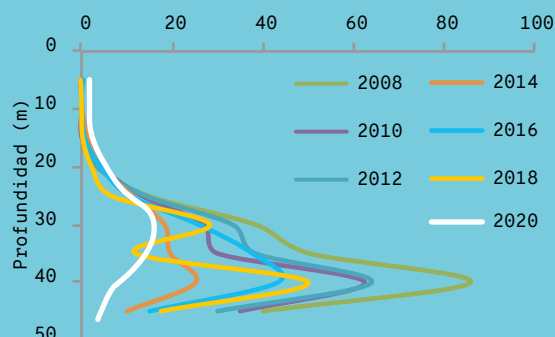


Figura 2. Porcentaje (%) de cobertura promedio de *W. setacea* entre 0 y 50 m de profundidad del año 2008 hasta el 2020. FUENTE: EIJF (GOIB-IEO).

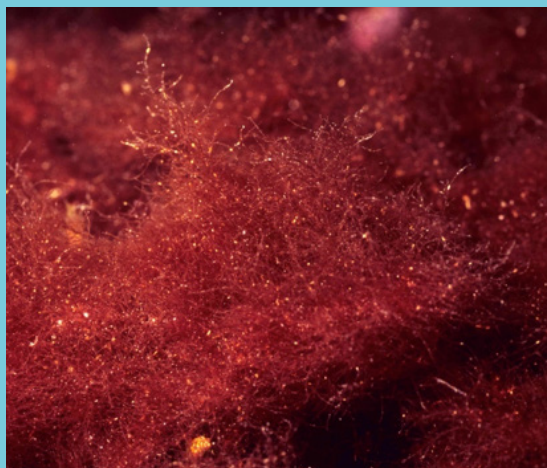


Figura 4. Imagen de *W. setacea*. FUENTE: Enric Ballesteros.



# *Asparagopsis taxiformis* (Delile) Trevisan de Saint-Léon, 1845

## ESTATUS NACIONAL

Especie exótica invasora (Catálogo español de especies exóticas invasoras. Real Decreto 630/2013, de 2 de agosto).

## ESTATUS EASIN

Especie exótica.

## DISTRIBUCIÓN NATIVA

Originaria del oeste de Australia, con una distribución muy amplia en todos los mares tropicales y subtropicales.

## POSIBLES VÍAS DE INTRODUCCIÓN Y EXPANSIÓN

Transporte marítimo (aguas de lastre).

## RESULTADOS

En el programa de seguimiento de algas invasoras de la Estación de Investigación Jaume Ferrer (Menorca) se ha observado que *A. taxiformis* no representa una especie dominante en una comunidad ni desplaza a otras especies; por lo tanto, no presenta un carácter invasor en la isla.<sup>13</sup> Se encuentra presente en todas las islas del archipiélago balear y actualmente se considera un alga establecida en las Baleares.

## DISTRIBUCIÓN ESPACIAL

Se citó por primera vez en las Islas Baleares en el año 1993, concretamente en Ciutadella (Menorca).<sup>18</sup> Actualmente se encuentra ampliamente distribuida por el archipiélago.<sup>10, 12, 13, 15, 16</sup> Se trata de un alga cuyo ciclo de vida presenta dos fases diferenciadas morfológicamente: una fase esporofítica en invierno y primavera, localizada en comunidades fotófilas a poca profundidad, y una fase gametofita, presente todo el año, aunque más común en primavera y verano en comunidades hemiesciáfilas situadas entre 10 y 30 m de profundidad.<sup>12</sup>



Figura 1. Localizaciones de *A. taxiformis* obtenidas de programas de seguimiento y ciencia ciudadana. FUENTE: COB-IEO.



Figura 2. Imagen de *Asparagopsis taxiformis*. FUENTE: Enric Ballesteros.

# *Acrothamnion preissii* E. N. Wollaston, 1968

## ESTATUS NACIONAL

Especie exótica invasora (Catálogo español de especies exóticas invasoras. Real Decreto 630/2013, de 2 de agosto).

## ESTATUS EASIN

Especie exótica.

## DISTRIBUCIÓN NATIVA

Originaria del Indo-Pacífico, nativa del oeste de Australia, Nueva Zelanda, Sudáfrica y Japón.

## POSIBLES VÍAS DE INTRODUCCIÓN Y EXPANSIÓN

Transporte marítimo, incrustaciones en el casco de las embarcaciones (*biofouling*).

## DISTRIBUCIÓN ESPACIAL

Se trata de una especie que crece en lugares donde la luz es atenuada, entre 5 y 70 metros de profundidad. Crece sobre los rizomas de *Posidonia oceanica* y otras algas esciáfilas de la zona infralitoral. Por otra parte, puede formar alfombras densas y llegar a desplazar la flora y fauna de la zona. Se encuentra instalada en las Islas Baleares desde hace al menos veinte años,<sup>19</sup> y ya se considera un alga establecida.<sup>10, 12, 13</sup>

## RESULTADOS

Hasta 2018, el recubrimiento de esta especie presentó un patrón de disminución con valores promedio entre el 5 % y el 25 %.<sup>13</sup> Sin embargo, en 2020 se registró un cambio de tendencia con valores superiores al 50 %, especialmente en el sudeste de la isla y en la costa de Ciutadella.<sup>13</sup>

A nivel batimétrico, *A. preissii* se distribuye desde los 5 hasta los 35 m metros de profundidad aproximadamente. Su cobertura promedio (de todos los puntos de muestreo) ha ido disminuyendo progresivamente a lo largo de los años hasta 2018. Actualmente, la cobertura máxima se localiza en el rango batimétrico entre los 10 y los 20 metros de profundidad, con un promedio del 10 %. No obstante, en 2020, en algunos puntos de muestreo se registraron valores de cobertura máxima de la especie de hasta el 60 %.<sup>13</sup>

2008

2020



Figura 1. Localizaciones de *A. preissii* en la red de estaciones del programa de seguimiento en el año 2008 y en el 2020. FUENTE: EIJF (GOIB-IEO).

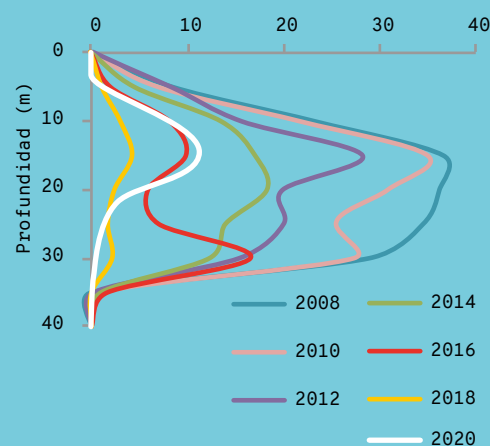


Figura 2. Porcentaje (%) de cobertura promedio de *A. preissii* entre 0 y 40 m de profundidad del año 2008 hasta el 2020. FUENTE: EIJF (GOIB-IEO).



Figura 3. Localizaciones de *A. preissii* obtenidas de programas de seguimiento, publicaciones y ciencia ciudadana. FUENTE: COB-IEO.



Figura 3. Imagen de *A. preissii*. FUENTE: Enric Ballesteros.

## *Percnon gibbesi* (H. Milne Edwards, 1853)

### ESTATUS NACIONAL

Especie exótica invasora (Catálogo español de especies exóticas invasoras. Real Decreto 630/2013, de 2 de agosto).

### ESTATUS EASIN

Especie exótica.

### DISTRIBUCIÓN NATIVA

Se distribuye naturalmente en el océano Pacífico desde Chile hasta California, y en el Atlántico desde Brasil a Florida y desde el Golfo de Guinea hasta Madeira.

### POSIBLES VÍAS DE INTRODUCCIÓN Y EXPANSIÓN

Transporte marítimo (aguas de lastre) y mediante el transporte de larvas por las corrientes.

### DISTRIBUCIÓN ESPACIAL

*Percnon gibbesi* fue citada por primera vez en el Mediterráneo en el año 1999, concretamente en la isla Linosa, en Italia.<sup>20</sup> Ese mismo año fue citada en las Baleares<sup>21, 22</sup> y posteriormente se expandió con rapidez por todo el Mediterráneo. En la actualidad, esta especie muestra poblaciones establecidas y estables en el archipiélago balear,<sup>7, 10, 16</sup> lo que dificulta su erradicación. Vive en hábitats rocosos de la zona infralitoral entre 0,5 y 8 metros de profundidad, en grietas, puertos comerciales y marinas deportivas, con un máximo de abundancia a 1 m de profundidad.<sup>23</sup>



Figura 1. Localizaciones de *P. gibbesi* obtenidas de publicaciones, programas de seguimiento y ciencia ciudadana. FUENTE: COB-IEO.



Figura 2. Imagen de cangrejo araña (*P. gibbesi*). FUENTE: Xavier Salvador.



# *Caulerpa taxifolia* (M. Vahl) C. Agardh, 1817

## ESTATUS NACIONAL

Especie exótica invasora (Catálogo español de especies exóticas invasoras. Real Decreto 630/2013, de 2 de agosto).

## ESTATUS EASIN

Especie exótica.

## DISTRIBUCIÓN NATIVA

Especie del Caribe, el Atlántico sur y el Pacífico, en zonas tropicales y subtropicales.

## VÍA DE INTRODUCCIÓN

De forma accidental en el Mediterráneo occidental debido a un escape de agua con propágulos de los acuarios del Museo Oceanográfico de Mónaco en 1984.<sup>24</sup>

## DISTRIBUCIÓN ESPACIAL

Fue citada por primera vez en 1992 en Cala d'Or (Mallorca),<sup>25</sup> donde se mantuvo presente sin llegar a ocupar mucha extensión.<sup>10, 31, 32</sup>



Figura 1. Localizaciones de presencia de *C. taxifolia* obtenidas de publicaciones y ciencia ciudadana. FUENTE: COB-IE0.



Figura 2. Imagen de *C. taxifolia*. FUENTE: Enric Ballesteros.

## *Halimeda incrassata* (J. Ellis) J. V. Lamouroux, 1816

### ESTATUS NACIONAL

Especie exótica.

### ESTATUS EASIN

Especie exótica.

### DISTRIBUCIÓN NATIVA

Se distribuye naturalmente en el océano Atlántico tropical y el océano Indo-Pacífico.<sup>26</sup>

### POSIBLES VÍAS DE INTRODUCCIÓN Y EXPANSIÓN

Acuicultura y transporte marítimo (incrustaciones en anclas y yates).<sup>27</sup>

### DISTRIBUCIÓN ESPACIAL

*Halimeda incrassata* fue citada por primera vez en el Mediterráneo en el año 2011, específicamente

en la Reserva Marina de la Bahía de Palma, localizada a lo largo de la costa suroeste de la isla de Mallorca.<sup>27</sup> En el año 2014 fue detectada en la parte occidental de la bahía de Palma, en Portals Vells.<sup>27</sup> Actualmente se encuentra extendida por la costa sudoeste de Mallorca,<sup>7, 10, 16</sup> y se posiciona como una nueva especie potencialmente invasora en las Baleares. Crece sobre fondos arenosos, matas de *Posidonia oceanica* y sobre zonas rocosas, y puede llegar a formar praderas muy extensas. Productora de materia orgánica y formadora de carbonato cálcico en sedimentos,<sup>28, 29</sup> presenta una tasa de crecimiento alta<sup>28, 30</sup> e interactúa con especies nativas. Consecuentemente, puede amenazar la estructura y el funcionamiento del ecosistema nativo.



**Figura 1.** Localizaciones de presencia de *H. incrassata* obtenidas de publicaciones, programas de seguimiento y ciencia ciudadana. FUENTE: COB-IEO.



**Figura 2.** Imagen de *Halimeda incrassata*. FUENTE: Enric Ballesteros.

---

**REFERENCIAS**

- <sup>1</sup> WILLIAMS, A. B. (1984). *Shrimps, lobsters, and crabs of the Atlantic Coast of the Eastern United States, Maine to Florida*. Washington, DC: Smithsonian Institution Press.
- <sup>2</sup> GALIL, B. *et al.* (2002). *CIESM Atlas of Exotic Species in the Mediterranean (Vol. 2: Crustaceans: decapods and stomatopods)*. Mónaco: Briand F. (ed.), CIESM Publishers.
- <sup>3</sup> GIORDANI-SOIKA, A. (1951). «Il *Neptunus pelagicus* (L.) nell'alto Adriatico». *Natura*, 42, 18-20.
- <sup>4</sup> CARBONELL, A. *et al.* (2014). «Environmental driving forces determining the epipelagic Decapod larval community distribution in the Balearic Sea (Western Mediterranean)». *Crustaceans*, 87(6), 686-714.
- <sup>5</sup> GARCÍA, L. *et al.* (2018). «The first recorded occurrences of the invasive crab *Callinectes sapidus* Rathbun, 1896 (Crustacea: Decapoda: Portunidae) in coastal lagoons of the Balearic Islands (Spain)». *BioInvasions Records*, 7, 191-196.
- <sup>6</sup> BOX, A. *et al.* (2020). «Next step of the colonization of the Balearic Islands (Spain) by invasive Atlantic blue crab, *Callinectes sapidus* Rathbun, 1896 (Crustacea: Decapoda: Portunidae)». *BioInvasions Records*, 9(2), 259-265.
- <sup>7</sup> BIODIBAL: <https://biodibal.uib.cat>
- <sup>8</sup> PATZNER, R. A. (1998). «The invasion of *Lophocladia* (Rhodomelaceae, Lophotalieae) at the northern coast of Ibiza (Balears, western Mediterranean Sea)». *Bolletí de la Societat d'Història Natural de les Balears*, 41, 75-80.
- <sup>9</sup> FISCHER, ST. *et al.* (2007). «Studies on the ichthyofauna of the coastal waters of Ibiza (Balearic Islands, Spain)». *Rostocker Meeresbiologische Beiträge*, 18, 30-62.
- <sup>10</sup> OBSERVADORES DEL MAR: [www.observadoresdelmar.es](http://www.observadoresdelmar.es)
- <sup>11</sup> DEUDERO, S. *et al.* (2010). «Interaction between the invasive macroalga *Lophocladia lallemandii* and the bryozoan *Reteporella grimaldii* at seagrass meadows: density and physiological responses». *Biological Invasions*, 12, 41-52.
- <sup>12</sup> MASSUTÍ, E. *et al.* (2015). «Convenio de colaboración para la puesta en marcha y el desarrollo científico de la Estación de Investigación Jaume Ferrer (La Mola, Menorca). Informe final 2010-2015». Conselleria d'Innovació, Investigació i Turisme del Govern de les Illes Balears-Instituto Español de Oceanografía (IEO).
- <sup>13</sup> CEFALI, M. E. *et al.* (2020). «Informe final 2016-2020 del Convenio de Colaboración para la Consolidación y el Desarrollo Científico de la Estación de Investigación Jaume Ferrer (La Mola, Menorca)». Conselleria d'Innovació, Investigació i Turisme del Govern de les Illes Balears-Instituto Español de Oceanografía (IEO).
- <sup>14</sup> BALLESTEROS, E. *et al.* (1999). «Contribució al coneixement algològic de la Mediterrània espanyola». *Acta Bot. Barc.*, 44, 29-37.
- <sup>15</sup> VÁZQUEZ-LUIS, M. *et al.* (2018) «Informe de resultados campaña piloto INFRAROCK2016». Instituto Español de Oceanografía-Centro Oceanográfico de Baleares.
- <sup>16</sup> AGUILÓ ARCE, J. (2020). «Caracterización de especies invasoras en la bahía de Palma por métodos de muestreo rápidos y taxonomía integrativa». Universitat de les Illes Balears. [Trabajo de fin de máster].
- <sup>17</sup> CEBRIÁN, E.; RODRÍGUEZ-PRIETO, C. (2012). «Marine invasion in the Mediterranean Sea: the role of abiotic factors when there is no biological resistance». *PloS one*, 7(2): e31135.
- <sup>18</sup> BALLESTEROS, E.; RODRÍGUEZ, C. (1996). «Presència d'*Asparagopsis taxiformis* (Delile) Trevisan a Balears». *Bolletí de la Societat d'Història Natural de les Balears*, 39.
- <sup>19</sup> FERRER, E. *et al.* (1994). «The spread of *Acrothamnion preissii* (Sonder) Wollaston (Rhodophyta, Ceramiales) in the Mediterranean Sea: New record from the Balearic Islands». *Flora Mediterranea*, 4, 163-166.

- <sup>20</sup> RELINI, M. *et al.* (2000). «The exotic crab *Percnon gibbesi* (H. Milne Edwards, 1853) (Decapoda, Grapsidae) in the Central Mediterranean». *Scientia Marina*, 64(3), 337-340.
- <sup>21</sup> GARCÍA, L.; REVIRIEGO, B. (2000). «Presència del cranc subtropical *Percnon gibbesi* a les Illes Balears. Primera cita a la Mediterrània occidental. Biologia». *Bolletí de la Societat d'Història Natural de les Balears*, 43, 81-89.
- <sup>22</sup> MÜLLER, C. (2001). «First record of *Percnon gibbesi* (Crustacea: Brachyura: Grapsidae) for the Balearic Islands». *Senckenbergiana Maritima*, 31, 83-89.
- <sup>23</sup> DEUDERO, S. *et al.* (2005). «Distribution and densities of the decapod crab *Percnon gibbesi*, an invasive Grapsidae, in western Mediterranean waters». *Marine Ecology Progress Series*, 285, 151-156.
- <sup>24</sup> MEINESZ, A.; HESSE, B. (1991). «Introduction et invasion de l'algue tropicale *Caulerpa taxifolia* en Méditerranée nord-occidentale». *Oceanologica Acta*, 14(4), 415-426.
- <sup>25</sup> POU, S. *et al.* (1993). «Sobre la presencia del alga *Caulerpa taxifolia* (Vahl) C. Agardh (Caulerpales, Chlorophyta) en aguas costeras de Mallorca». *Bolletí de la Societat d'Història Natural de les Balears*, 36, 83-90.
- <sup>26</sup> GUIRY, M. D.; GUIRY, G. M. (2016). *ALGAEBASE*. World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway. [www.algaebase.org](http://www.algaebase.org)
- <sup>27</sup> ALÓS, J. *et al.* (2016). «Fast-spreading Green beds of recently introduced *Halimeda incrassata* invade Mallorca island (NW Mediterranean Sea)». *Marine Ecology Progress Series*, 558, 153-158.
- <sup>28</sup> WEFER, G. (1980). «Carbonate production by algae *Halimeda*, *Peniculus* and *Padina*». *Nature*, 285, 323-324.
- <sup>29</sup> MULTER, H. G. (1988). «Growth rate, ultrastructure and sediment contribution of *Halimeda incrassata* and *Halimeda monile*, Nonsuch and Falmouth Bays, Antigua, W.I.». *Coral Reefs*, 6, 179-186.
- <sup>30</sup> VAN TUSSENBROEK, B. I.; VAN DIJK, J. K. (2007). «Spatial and temporal variability in biomass and production of psammophytic *Halimeda incrassata* (Bryopsidales chlorophyta) in a Caribbean reef lagoon 1». *Journal of Phycology*, 43(1), 69-77.
- <sup>31</sup> BOX, A. *et al.* (2010). «Seasonality of caulerpenyne content in native *Caulerpa prolifera* and invasive *C. taxifolia* and *C. racemosa* var. *cylindracea* in the Western Mediterranean Sea». *Botanica Marina*, 53, 367-375.
- <sup>32</sup> INFANTES, E. *et al.* (2011). «Assessment of substratum effect on the distribution of two invasive *Caulerpa* (Chlorophyta) species». *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 91, 434-441.



Desde el año 2016 ha tomado forma el establecimiento de un programa integrado de muestreo y evaluación, con criterios de evaluación para todo el mar Mediterráneo y su costa, denominado Integrated Monitoring and Assessment Programme and Related Assessment Criteria for the Mediterranean Sea and Coast (IMAP), que se enmarca en la Convención de Barcelona (del Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, UNEP) y en el que participan los países ribereños del mar Mediterráneo. El programa se aprobó con el objetivo de asegurar el análisis y la evaluación del medio ambiente marino de forma coherente a nivel subregional y regional en todo el Mediterráneo.

El IMAP promueve la estandarización de los programas de seguimiento en los países contratantes de la Convención de Barcelona para evaluar el buen estado del medio ambiente marino (BEA) en el mar Mediterráneo. En total, el IMAP acordó once objetivos ecológicos (OE), entre los que se encuentra el de conseguir que las especies exóticas e invasoras (EEI) introducidas por la actividad humana se mantengan a niveles que no afecten adversamente el ecosistema (OE2).

Para la evaluación de este objetivo se desarrolló un indicador común (IC6) que se definió como «las tendencias en abundancia, ocurrencia temporal y distribución espacial de especies no nativas, particularmente de especies invasivas, en áreas de riesgo», coincidiendo la definición del IMAP con la establecida por la Directiva marco sobre la estrategia marina de la Unión Europea. Los indicadores son el instrumento de planificación del medio marino que se establecen en el marco de acción de la UE (Directiva de la Comisión EU 2017/845; Decisión de la Comisión EU 2017/848 aplicada en las Estrategias marinas de España, EEMM).

La definición de EEI se establece diferenciando las especies exóticas —que son especies introducidas fuera de su área de distribución normal—, de las especies exóticas invasoras, que son especies que al establecerse fuera de su área de distribución y al propagarse modifican los ecosistemas, los hábitats u otras especies. Dentro del indicador se distinguen dos criterios: el criterio primario de nuevas introducciones (D2C1), que establece el número de nuevas especies alóctonas introducidas por la actividad humana por periodo de evaluación (cada 6 años); y el primer criterio secundario para las especies establecidas (D2C2), que mide su tendencia de abundancia y distribución espacio-temporal, mientras que el segundo criterio secundario (D2C3) mide la proporción (tasa) de estas especies en relación a las especies nativas y estudia su efectos adversos.

Los principales vectores de introducción debidos a la actividad humana (introducción primaria) son el transporte marítimo —tanto por la liberación de aguas de lastre como por transporte de organismos bioincrustantes que viajan en los cascos de las embarcaciones—, y la introducción de organismos no nativos por la acuicultura o la liberación al mar de

ejemplares exóticos del comercio de acuariofilia. Otra vía de introducción (en este caso secundaria, por la expansión del área de distribución) es el corredor del Canal de Suez, que favorece la introducción y la expansión en el mar Mediterráneo de especies más típicas de zonas circuntropicales del océano Índico.

El éxito de la introducción y establecimiento de EEI depende de las cantidades y frecuencia con que llegan los propágulos o primeros individuos. La secuencia desde una introducción a una invasión comienza desde la fase I, cuando la especie aparece en el nuevo hábitat; la fase II, cuando la especie es capaz de reproducirse en el nuevo hábitat; la fase III, cuando pasa a ser considerada localizada y rara; la fase IVa, cuando se considera extendida y poco abundante; la fase IVb, cuando se considera extendida y abundante; y la fase V, se considera invasora cuando la especie deviene dominante en el hábitat, afectando a la biodiversidad o alterando la red trófica del ecosistema.

Un inventario actualizado de la lista de especies exóticas sitúa el número de especies registradas hasta el año 2017 en 249 EEI para todo el Mediterráneo occidental.<sup>8</sup> Este número aparece bastante estable, con una ligera disminución en relación a la lista de referencia de especies establecidas hasta el año 2011.<sup>9</sup>

La lista de EEI de las Islas Baleares contempla las especies detectadas y establecidas en el archipiélago. Esta lista, que se ha actualizado respecto a la publicada en el INFORME MAR BALEAR 2020, elimina especies de algas unicelulares que pueden causar floraciones marinas nocivas (dinoflagelados), microorganismos como bacterias y protozoos parásitos causantes potenciales de mortalidad masiva en los moluscos bivalvos —al no haberse comprobado su origen exótico—, y especies macrobentónicas y pelágicas de las que no se han encontrado referencias a la presencia de ejemplares adultos.

## BASES DE DATOS

La lista de especies EEI que se encuentran en el mar Balear se ha elaborado de acuerdo con registros y publicaciones almacenadas en la base de datos SIEAI del Instituto Español de Oceanografía (<http://barretosm.md.iao.es/arcgis/reest/services/MSFD-Spain>), y con la revisión y consulta de diversas fuentes de datos propios y externos, incluyendo medios de comunicación y plataformas en línea de biodiversidad (<https://biodibal.uib.cat/>), específicas sobre especies alóctonas (<https://easin.jrc.ec.europa.eu/easin>) e información y validaciones procedentes de la ciencia ciudadana (<http://www.observadoresdelmar.es/>). Las especies criptogénicas y criptoexpandibles —aquellas sin evidencia definitiva de ser nativas o no debido a no ser clara la procedencia de la introducción desde su área o rango de distribución original, o bien a la falta de datos suficientes— no se incluyen en la lista, que se centra en especies macrobentónicas tanto sésiles como vágiles.

El estatus de EEI<sup>10, 11</sup> se valora para las especies de las que se dispone de información de acuerdo con la clasificación siguiente (Tabla 1):

**a) CASUAL** es una especie que se ha registrado una o dos veces.

**b) ESTABLECIDA** es una especie de la que al menos se conoce una población en la naturaleza, incluso si no hay evidencia de reproducción.

**c) INVASORA** si la especie establecida se está extendiendo rápidamente, con impactos documentados en el ecosistema.

**d) ALIEN** cuando no se puede determinar con fiabilidad su estatus.

**Tabla 1.** Lista actualizada para el período 2018-2024 de las especies exóticas invasoras en el mar Balear. A: Alien; I: invasora; Est: establecida; Cas: casual.

REG.	ESPECIE	ESTATUS
<b>Grupo algas</b>		
1	<i>Acrothamnion preissii</i> (Sonder) E. M. Wollaston, 1968	Est
2	<i>Anotrichium furcellatum</i> (J. Agardh) Baldock, 1976	A
3	<i>Antithamnion amphigeneum</i> A. Millar, 1990	Est
4	<i>Apoglossum gregarium</i> (E. Y. Dawson) M. J. Wynne, 1985	Est
5	<i>Asparagopsis armata</i> Harvey, 1855	I
6	<i>Asparagopsis taxiformis</i> (Delile) Trevisan de Saint-Léon, 1845	Est
7	<i>Bonnemaisonia hamifera</i> Hariot, 1891	Est
8	<i>Bryopsis plumosa</i> (Hudson) C. Agardh, 1823	A
9	<i>Caulerpa cylindracea</i> Sonder, 1845	I
10	<i>Caulerpa taxifolia</i> (M. Vahl) C. Agardh, 1817	I
11	<i>Chondria dasyphylla</i> (Woodward) C. Agardh, 1817	A
12	<i>Codium fragile</i> subsp. <i>fragile</i> (Suringar) Hariot, 1889	I
13	<i>Colaconema codicola</i> (Børgesen) H. Stegenga, J. J. Bolton & R. J. Anderson, 1997	A
14	<i>Colpomenia sinuosa</i> (Mertens ex Roth) Derbès & Solier, 1851	A
15	<i>Goniotrichopsis sublittoralis</i> G. M. Smith, 1943	A
16	<i>Grateloupia filicina</i> (J. V. Lamouroux) C. Agardh, 1822	Est
17	<i>Halimeda incrassata</i> (J. Ellis) J. V. Lamouroux, 1816	A
18	<i>Hypnea spinella</i> (C. Agardh) Kützinger, 1847	Est
19	<i>Lophocladia lallemandii</i> (Montagne) F. Schmitz, 1893	I
21	<i>Polysiphonia atlantica</i> Kapraun & J. N. Norris, 1982	Est
22	<i>Pyropia koreana</i> (M. S. Hwang & I. K. Lee) M. S. Hwang, H. G. Choi Y. S. Oh & I. K. Lee, 2011	A
23	<i>Pyropia suborbiculata</i> (Kjellman) J. E. Sutherland, H. G. Choi, M. S. Hwang & W. A. Nelson, 2011	Est
24	<i>Sargassum muticum</i> (Yendo) Fensholt, 1955	I
25	<i>Womersleyella setacea</i> (Hollenberg) R. E. Norris, 1992	I
<b>Grupo poliquetos</b>		
26	<i>Branchiomma bairdi</i> (McIntosh, 1885)	A
27	<i>Branchiomma luctuosum</i> (Grube, 1870)	Est
28	<i>Erinaceusyllis serratosetosa</i> (Hartmann-Schröder, 1982)	A
29	<i>Ficopomatus enigmaticus</i> (Fauvel, 1923)	I
30	<i>Hydroides dianthus</i> (Verrill, 1873)	Est
31	<i>Hydroides dirampha</i> Mörch, 1863	Est
32	<i>Hydroides elegans</i> (Haswell, 1883) [nomen protectum]	Est
33	<i>Leiochrides australis</i> Augener, 1914	A
34	<i>Lumbrineris perkinsi</i> Carrera-Parra, 2001	A
35	<i>Lysidice collaris</i> Grube, 1870	Est
36	<i>Neanthes agulhana</i> (Day, 1963)	Est
37	<i>Novafabricia infratorquata</i> (Fitzhugh, 1973)	A
38	<i>Pista unibranchia</i> Day, 1963	Est
39	<i>Polydora cornuta</i> Bosc, 1802	A
40	<i>Sigambra parva</i> (Day, 1963)	Est

REG .	ESPECIE	ESTATUS
<b>Grupo crustáceos</b>		
41	<i>Callinectes sapidus</i> Rathbun, 1896	A
42	<i>Caprella scaura</i> Templeton, 1835	Est
43	<i>Paracaprella pusilla</i> Mayer, 1890	A
44	<i>Paranthura japonica</i> Richardson, 1909	A
45	<i>Penaeus japonicus</i> Spence Bate, 1888	Est
46	<i>Percnon gibbesi</i> (H. Milne Edwards, 1853)	I
47	<i>Processa macrodactyla</i> Holthuis, 1952	Cas
<b>Grupo peces</b>		
48	<i>Diodon hystrix</i> Linnaeus, 1758	A
49	<i>Distaplia bermudensis</i> Van Name, 1902	A
50	<i>Epinephelus aeneus</i> (Geoffroy Saint-Hilaire, 1817)	A
51	<i>Epinephelus fasciatus</i> (Forsskål, 1775)	A
52	<i>Fistularia commersonii</i> Rüppell, 1838	Cas
53	<i>Lagocephalus sceleratus</i> (Gmelin, 1789)	A
54	<i>Psenes pellucidus</i> Lütken, 1880	A
55	<i>Scorpaena maderensis</i> Valenciennes, 1833	A
<b>Moluscos</b>		
56	<i>Biueve fulvipunctata</i> (Baba, 1938)	Est
57	<i>Bursatella leachii</i> Blainville, 1817	Est
58	<i>Magallana gigas</i> (Thunberg, 1793)	A
59	<i>Pinctada imbricata radiata</i> (Leach, 1814)	A
60	<i>Ruditapes philippinarum</i> (Adams & Reeve, 1850)	Est
<b>Grupo cnidarios</b>		
61	<i>Aurelia coerulea</i> von Lendenfeld, 1884	A
62	<i>Clytia hummelincki</i> (Leloup, 1935)	A
63	<i>Clytia linearis</i> (Thorneley, 1900)	A
64	<i>Eucheilota paradoxia</i> Mayer, 1900	A
65	<i>Filellum serratum</i> (Clarke, 1879)	Est
66	<i>Haliscera bigelowi</i> Kramp, 1947	Cas
<b>Grupo ascidias</b>		
67	<i>Clavelina lepadiformis</i> (Müller, 1776)	Est
68	<i>Cystodytes dellechiaiei</i> (Della Valle, 1877)	A
69	<i>Distaplia bermudensis</i> Van Name, 1902	A
70	<i>Microcosmus squamiger</i> Michaelsen, 1927	A
71	<i>Styela plicata</i> (Lesueur, 1823)	A
<b>Grupo briozoos</b>		
72	<i>Bugula neritina</i> (Linnaeus, 1758)	Est
73	<i>Schizoporella errata</i> (Waters, 1878)	A
<b>Grupo ctenóforos</b>		
74	<i>Mnemiopsis leidyi</i> A. Agassiz, 1865	Est
<b>Grupo equinodermos</b>		
75	<i>Protoreaster nodosus</i> (Linnaeus, 1758)	A
<b>Grupo esponjas</b>		
76	<i>Paraleucilla magna</i> Klautau, Monteiro & Borojevic, 2004	Est



---

## NORMATIVA

- Decisión (UE) 2017/848 de la Comisión, de 17 de mayo de 2017, por la que se establecen los criterios y las normas metodológicas aplicables al buen estado medioambiental de las aguas marinas, así como especificaciones y métodos normalizados de seguimiento y evaluación, y por la que se deroga la Decisión 2010/477/UE (texto pertinente a efectos del EEE) [en línea]. <http://data.europa.eu/eli/dec/2017/848/oj>.
- Directiva (UE) 2017/845 de la Comisión, de 17 de mayo de 2017, por la que se modifica la Directiva 2008/56/CE del Parlamento Europeo y del Consejo en lo que se refiere a las listas indicativas de elementos que deben tomarse en consideración a la hora de elaborar estrategias marinas (texto pertinente a efectos del EEE) [en línea]. <http://data.europa.eu/eli/dir/2017/845/oj>.
- Real Decreto 630/2013, de 2 de agosto, por el que se regula el Catálogo español de especies exóticas invasoras (BOE-A-2013-8565).
- UNEP/MAP (2016). Integrated Monitoring and Assessment Programme of the Mediterranean Sea and Coast and Related Assessment Criteria UNEP/MAP.
- Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del patrimonio natural y de la biodiversidad. Capítulo III. Prevención y control de las especies exóticas invasoras. Artículo 64. Catálogo español de especies exóticas invasoras (BOE-A-2007-21490).
- Resolución, de 28 de marzo de 2016, de la Secretaría General de Pesca, por la que se publi-

ca el listado de denominaciones comerciales de especies pesqueras y de acuicultura admitidas en España (BOE-A-2016-3357).

---

## RESULTADOS

En el mar Balear se han confirmado 76 EEI (Tabla 1), de las que 25 son algas macrófitas —7 de ellas son especies invasoras (RD 630/2013)—; 15 corresponden a poliquetos introducidos en ambientes portuarios por las aguas de lastre y en cascos de barcos por bioincrustaciones; les sigue el grupo de los peces (8 especies); crustáceos decápodos (7 especies); moluscos y ascidias (5 especies). El resto de grupos —briozoos, ctenóforos, equinodermos y esponjas— se presentan con una o dos especies más.

---

## FUENTES DE DATOS PÚBLICOS EMPLEADOS

### EASIN:

<https://easin.jrc.ec.europa.eu/easin/>

### Ciencia ciudadana:

<http://www.observadoresdelmar.es/> ;

<https://biodibal.uib.cat/>

### WoRMS (2016):

<http://www.marinespecies.org>

### IEO:

<http://barretosm.md.ieo.es/arcgis/rest/services/MSFD-Spain>

---

## REFERENCIAS

- <sup>1</sup> MASSUTÍ, E. *et al.* (2015). «Convenio de colaboración para la puesta en marcha y el desarrollo científico de la Estación de Investigación Jaume Ferrer (La Mola, Menorca). Informe final 2010-2015». Conselleria d'Innovació, Investigació i Turisme del Govern de les Illes Balears-Instituto Español de Oceanografía (IEO).
- <sup>2</sup> CEFALÌ, M. E. *et al.* (2020). «Informe final 2016-2020 del Convenio de Colaboración para la Consolidación y el Desarrollo Científico de la Estación de Investigación Jaume Ferrer (La Mola, Menorca)». Conselleria d'Innovació, Investigació i Turisme del Govern de les Illes Balears-Instituto Español de Oceanografía (IEO).
- <sup>3</sup> VÁZQUEZ-LUIS, M. *et al.* (2018) «Informe de resultados campaña piloto INFRAROCK2016». Instituto Español de Oceanografía-Centro Oceanográfico de Baleares.
- <sup>4</sup> AGUILÓ ARCE, J. (2020). «Caracterización de especies invasoras en la bahía de Palma por métodos de muestreo rápidos y taxonomía integrativa». Universitat de les Illes Balears. [Trabajo de fin de máster].
- <sup>5</sup> OBSERVADORES DEL MAR: [www.observadoresdelmar.es](http://www.observadoresdelmar.es).
- <sup>6</sup> BIODIBAL: <https://biodibal.uib.cat>.
- <sup>7</sup> EASIN-EUROPEAN ALIEN SPECIES INFORMATION NETWORK: <https://easin.jrc.ec.europa.eu/easin>
- <sup>8</sup> TSIAMIS, K. *et al.* (2020). «JRC Technical Report. Marine Strategy Framework Directive Descriptor 2, Non-indigenous species». [Informe inédito].
- <sup>9</sup> TSIAMIS, K. *et al.* (2019). «Non-indigenous species refined national baseline inventories: A synthesis in the context of the European Union's Marine Strategy Framework Directive». *Marine Pollution Bulletin*, 145, 429-435.
- <sup>10</sup> ZENETOS, A. *et al.* (2017). «Uncertainties and validation of alien species catalogues: The Mediterranean as an example». *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 191, 171-187. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecss.2017.03.031>.
- <sup>11</sup> ZENETOS, A. *et al.* (2018). «Deep cleaning of alien and cryptogenic species records in the Greek Seas (2018 update)». *Management of Biological Invasions*, 9. DOI: 10.3391/mbi.2018.9.3.04.

---

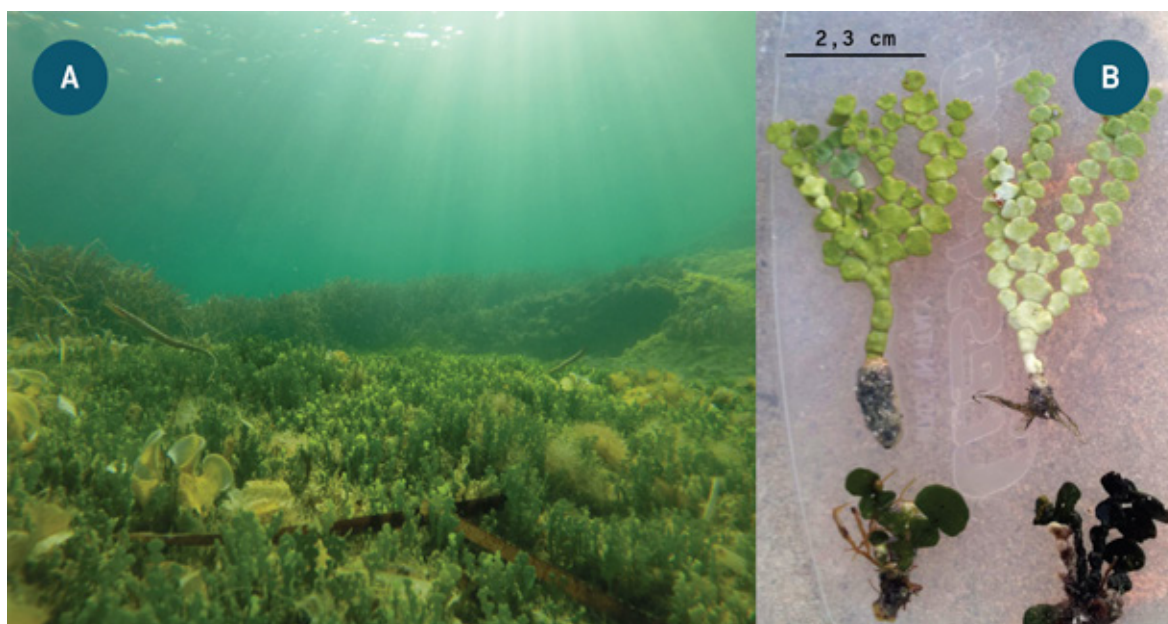
## CITAR COMO

PNG-GONZALEZ, L.; CEFALÌ, M. E.; COMAS-GONZÁLEZ, R.; BALLESTEROS, E.; CARBONELL, A. (2021). «Especies exóticas e invasoras en el mar Balear». En: Vaquer-Sunyer, R.; Barrientos, N. (ed.). *Informe Mar Balear 2021* <<https://informemarbalear.org/es/presiones/imb-especies-invasores-esp.pdf>>.

En la elaboración de este capítulo han participado:  
Raquel Vaquer-Sunyer, Natalia Barrientos, Fiona Tomàs, Antoni Vivó i Josep Alós.

# Área colonizada por el alga invasora *Halimeda incrassata*

El calentamiento global propicia la colonización del mar Mediterráneo por parte de especies de origen tropical y subtropical. Este fenómeno se conoce como tropicalización del Mediterráneo.<sup>1</sup> La tropicalización lleva asociado un cambio en la distribución de las especies, en la biodiversidad y en el funcionamiento de los ecosistemas. Una de las especies tropicales que se ha establecido en estos últimos años en aguas del Mediterráneo es la macroalga invasora *Halimeda incrassata*.



**Figura 1.** A. Fotografía de un fondo colonizado por la especie invasora *Halimeda incrassata*. B. Individuos de la especie invasora *Halimeda incrassata* (parte superior) comparados con la especie nativa *H. tuna* (parte inferior). FUENTE: Fiona Tomàs (A) y Laura Royo (B).

La macroalga *Halimeda incrassata* (Bryopsidales, Chlorophyta) es un alga verde calcárea tropical (figuras 1 y 2). En 2011 se localizó por primera vez en las Islas Baleares, concretamente dentro de la Reserva Marina de la Bahía de Palma.<sup>2</sup> Puesto que se trata de un alga calcárea, tiene el potencial de variar las condiciones de las zonas donde se establece porque es una importante productora de arena y puede cambiar la morfología del hábitat.

Realizar un seguimiento de la variación en la distribución resulta esencial para poder conocer el esta-

do de invasión de la especie y los posibles efectos que puede causar sobre la diversidad y las funciones de los ecosistemas que coloniza.

## METODOLOGÍA

Desde que se identificó su presencia en la Reserva Marina de la Bahía de Palma, investigadores del Institut Mediterrani d'Estudis Avançats (IMEDEA) han realizado un seguimiento de su distribución en esta área marina protegida.

## ¿QUÉ ES?

La macroalga *Halimeda incrassata* (Bryopsidales, Chlorophyta) es un alga verde calcárea tropical. En el año 2011 se localizó por primera vez en las Islas Baleares, dentro de la Reserva Marina de la Bahía de Palma.

## ¿POR QUÉ?

El calentamiento global propicia la colonización del mar Mediterráneo por parte de especies de origen tropical y subtropical, un fenómeno conocido como tropicalización del Mediterráneo. La tropicalización conlleva un cambio en la distribución de las especies, en la biodiversidad y en el funcionamiento de los ecosistemas.

Realizar un seguimiento de la variación en su distribución resulta esencial para poder saber cuál es el estado de invasión de la especie y los posibles efectos que puede causar sobre la diversidad y las funciones de los ecosistemas que coloniza.

## METODOLOGÍA

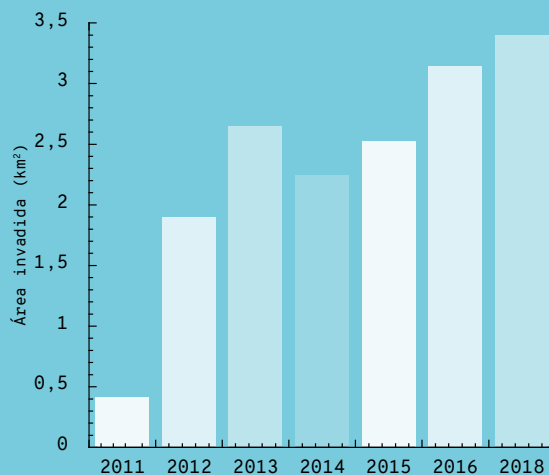
Desde que se identificó su presencia en la Reserva Marina de la Bahía de Palma, un grupo de investigadores del Institut Mediterrani d'Estudis Avançats han realizado su seguimiento. Dicho seguimiento se ha llevado a cabo mediante videocámaras submarinas en un área de estudio de 6,4 km<sup>2</sup>, fondeadas cada mes de agosto entre los años 2011 y 2018. Los videos se analizaron y se determinó la presencia o la ausencia de la macroalga *Halimeda incrassata* en cada punto geográfico evaluado. Su distribución y área colonizada se estimaron empleando herramientas de análisis espacial, por interpolación lineal convencional basada en una malla de celdas de 50 x 50 metros para predecir su presencia o ausencia en el área de estudio.

## LOCALIZACIÓN

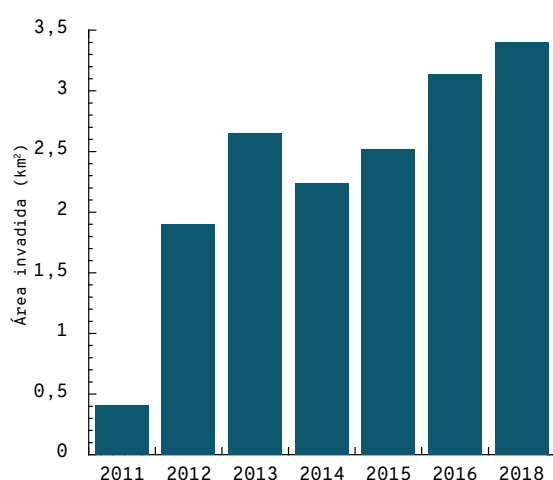


## RESULTADOS

La macroalga invasora *Halimeda incrassata* está colonizando rápidamente la zona arenosa de la Reserva Marina de la Bahía de Palma. En el año 2011, el área colonizada era de 0,41 km<sup>2</sup>, cifra que representaba un 6,25 % del área de estudio, mientras que en el año 2018 ya era de 3,4 km<sup>2</sup> (el 52,5 % del área evaluada). Ello representa un incremento de 8 veces en 7 años.



Área colonizada por la macroalga invasora *Halimeda incrassata* dentro de la Reserva Marina de la Bahía de Palma entre los años 2011 y 2018.



**Figura 2.** Área colonizada por la macroalga invasora *Halimeda incrassata* dentro de la Reserva Marina de la Bahía de Palma en los diversos años de estudio (entre 2011 y 2018). FUENTE: Vivó.<sup>3</sup>

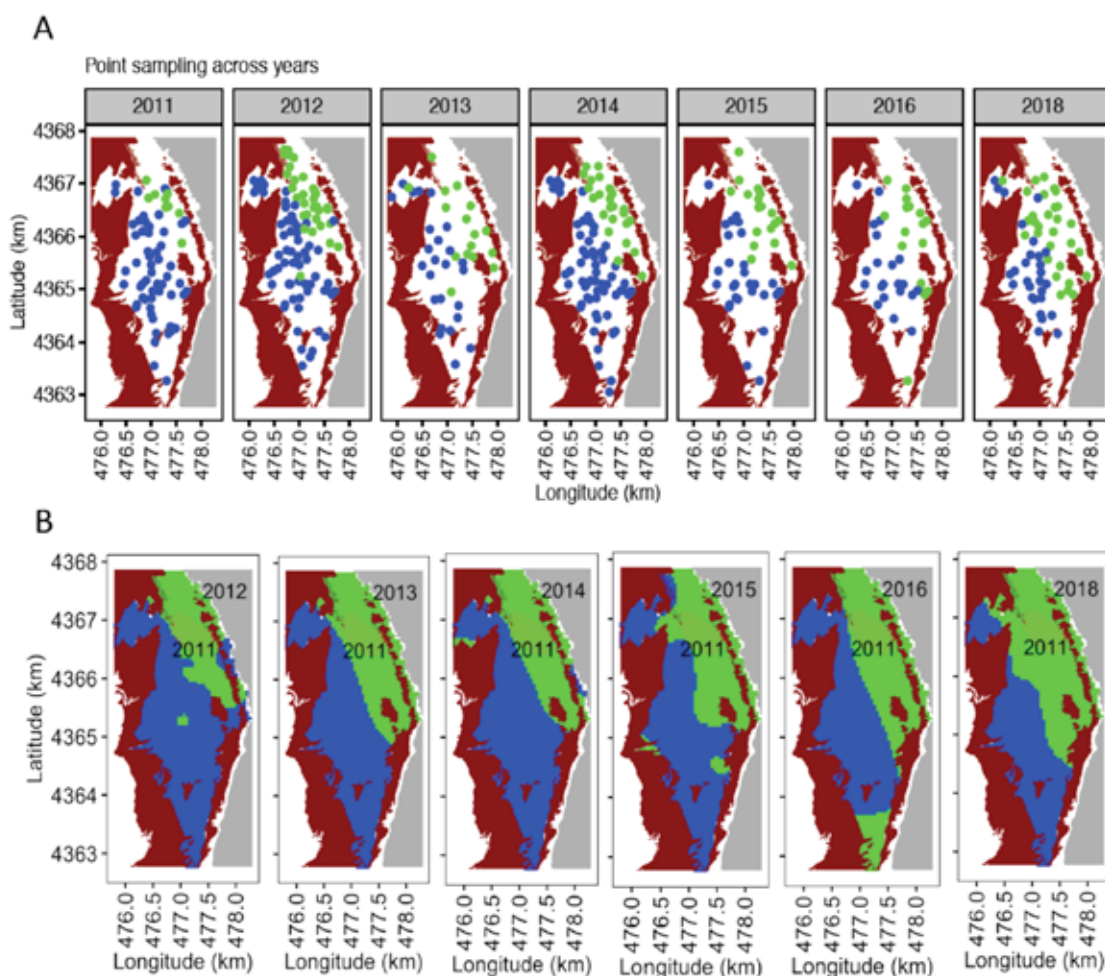
El seguimiento ha consistido en fondear cámaras submarinas en un área de estudio de 6,4 km<sup>2</sup>. Las cámaras de vídeo se fondearon cada mes de agosto entre los años 2011 y 2018 en un número diferente de puntos geográficos aleatorios dentro de la zona de estudio. Estos vídeos se realizaron y se determinó la presencia o la ausencia de la macroalga *Halimeda incrassata* en cada punto geográfico evaluado. La distribución de la macroalga y su área colonizada se estimó empleando herramientas de análisis espacial. Se utilizó la interpolación lineal convencional basada en una malla de celdas de 50 x 50 metros para predecir la presencia o la ausencia de esta especie invasora en el área de estudio. Para poder evaluar el área colonizada mediante interpolación lineal, es un requisito que los datos estén autocorrelacionados espacialmente, y para comprobarlo se estimó la autocorrelación espacial de los datos empleando el índice de autocorrelación I de Moran. Los resultados demostraron que los datos estaban espacialmente autocorrelacionados. Los análisis se llevaron a cabo empleando el programa R (R Core Team 2015).<sup>2, 3</sup>

## RESULTADOS

Cuando se realizó el primer seguimiento, en el año 2011, el área colonizada por *Halimeda incrassata* era de 0,41 km<sup>2</sup>, cifra que representaba un 6,25 % del área de estudio (Figura 2 y Alós *et al.*, 2016). En el año 2018 esta área se había incrementado hasta los 3,4 km<sup>2</sup> (el 52,5 % del área evaluada).<sup>3</sup>

Esta especie ha colonizado rápidamente los fondos arenosos, con preferencia por arenas finas, de la zona de estudio. Entre los años 2011 y 2015 aumentó casi 7 veces su área de distribución (un aumento de 6,75 veces en 4 años);<sup>2</sup> mientras que entre los años 2011 y 2018 este incremento ha sido de 8 veces<sup>3</sup> (figuras 2 y 3). Ello demuestra que en los últimos años se ha moderado la velocidad de dispersión.

Aunque durante los últimos años las nuevas áreas invadidas dentro del área de estudio han aumentado a un ritmo inferior, esta especie invasora se ha localizado en diferentes áreas fuera de la reserva marina. Ya ha sido identificada en la zona de la



**Figura 3.** A. Puntos de muestreo de los diferentes años de estudio en la Reserva Marina de la Bahía de Palma. La presencia de *Halimeda incrassata* está marcada con puntos de color verde, y la ausencia, con puntos de color azul. B. Extensión ocupada por la especie invasora *H. incrassata* estimada mediante interpolación lineal para los diversos años estudiados. FUENTE: Vivó.<sup>3</sup>

Colònia de Sant de Jordi y dentro del puerto de Cabrera, lo cual indica que tiene una gran capacidad de dispersión (Tomàs, comentario personal, Observadores del Mar).

#### POSIBLES IMPLICACIONES

Las especies invasoras —especies exóticas que se establecen y dispersan con éxito en una nueva área— pueden tener diversos impactos sobre los ecosistemas que colonizan. Estos impactos pueden afectar la biodiversidad, la biogeoquímica y las funciones de los ecosistemas que invaden, y de esta manera pueden causar pérdidas económicas importantes.<sup>4-6</sup>

Esta especie invasora puede tener efectos negativos, positivos o neutros sobre las comunidades en las que se establece. Hasta ahora existen pocos estudios que muestren los efectos que la colonización de esta especie pueda provocar sobre los ecosistemas invadidos.

Se ha demostrado que la macroalga invasora *Halimeda incrassata* produce estrés oxidativo a una especie de macroalga nativa, *Dasycladus vermicularis*, mientras que no afecta a la fanerógama marina *Posidonia oceanica*.<sup>7</sup> De hecho, la presencia de *P. oceanica* induce estrés oxidativo a la macroalga invasora *H. incrassata*, y posiblemente ello impide que esta especie invasora colonice áreas donde hay praderas de posidonia.<sup>7</sup> Por tanto, el primer caso sería un ejemplo de interacción negativa entre la macroalga invasora y la nativa *D. vermicularis*; mientras que el segundo caso mostraría una interacción neutra con la fanerógama *P. oceanica*, a la que no provocaría estrés oxidativo.

Esta especie invasora también tiene la capacidad de variar las dinámicas de oxígeno y carbono en las áreas que coloniza. Puesto que se trata de un productor primario, esta especie produce oxígeno mediante la fotosíntesis y lo consume con la respiración. El balance entre estas dos tasas metabólicas afecta a las dinámicas de oxígeno del hábitat que ha colonizado. Se ha observado que en las praderas de la



fanerógama marina *Cymodocea nodosa* colonizadas por *Halimeda incrassata* la producción primaria neta se torna negativa con el aumento de temperatura.<sup>8</sup> Ello significa que el consumo biológico de oxígeno es mayor que su producción y lleva a una reducción del oxígeno disuelto disponible en este ecosistema. Por otro lado, las praderas colonizadas por *H. incrassata* aumentaron notablemente la producción de dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) al aumentar la temperatura, con los consiguientes efectos sobre el calentamiento global.<sup>8</sup>

La presencia de esta macroalga invasora también afecta a la distribución y la abundancia de diversas especies de peces.<sup>3</sup> En particular, se ha visto que el raor (galán o lorito) (*Xyrichtys novacula*), una especie muy importante para la pesca recreativa, se siente atraído por las áreas colonizadas por *Halimeda incrassata*.<sup>9</sup> El hecho de que la presencia de esta especie invasora atraiga a los raors (galanes) se debe probablemente a que la macroalga favorece un incremento de diversas especies de crustáceos<sup>10</sup> que sirven de alimento a este pez.<sup>11</sup>

## CONCLUSIONES

- La macroalga invasora *Halimeda incrassata* está colonizando rápidamente la zona arenosa de la Reserva Marina de la Bahía de Palma. En el año 2011, el área colonizada era de 0,41 km<sup>2</sup>, cifra que representaba un 6,25 % del área de estudio, mientras que en el año 2018 ya era de 3,4 km<sup>2</sup> (el 52,5 % del área evaluada). Ello representa un incremento de 8 veces en 7 años.
- Sería conveniente continuar realizando el seguimiento de la evolución de la colonización de esta especie invasora y ampliar el área.
- Otra medida que nos podría ayudar a tener una visión más global sobre los posibles efectos de esta especie invasora sería ampliar el número de estudios sobre los efectos y las interacciones que produce sobre las especies y las comunidades nativas y sobre los ciclos biogeoquímicos de los hábitats que coloniza. Se ha comprobado que la presencia de *Halimeda incrassata* hace disminuir la producción primaria neta cuando aumenta la temperatura.

## REFERENCIAS

- <sup>1</sup> BIANCHI, C. M.; MORRI, C. (2003). «Global sea warming and "tropicalization" of the Mediterranean Sea: biogeographic and ecological aspects». *Biogeographia*, 24, 319-327.
- <sup>2</sup> ALÓS, J. *et al.* (2016). «Fast-spreading green beds of recently introduced *Halimeda incrassata* invade Mallorca island (NW Mediterranean Sea)». *Marine Ecology Progress Series*, 558, 153-158. DOI: 10.3354/meps11869.
- <sup>3</sup> VIVÓ, A. (2019). «Dispersion and effect on native fish communities by the invasive seaweed *Halimeda incrassata*». Palma: Universitat de les Illes Balears. [Trabajo de fin de máster].
- <sup>4</sup> ANTON, A. *et al.* (2019). «Global ecological impacts of marine exotic species». *Nature Ecology & Evolution*, 3, 787-800. DOI: 10.1038/s41559-019-0851-0.
- <sup>5</sup> BAX, N. *et al.* (2003). «Marine invasive alien species: a threat to global biodiversity». *Marine Policy*, 27, 313-323. DOI: 10.1016/s0308-597x(03)00041-1.
- <sup>6</sup> CATFORD, J. A.; BODE, M.; TILMAN, D. (2018). «Introduced species that overcome life history tradeoffs can cause native extinctions». *Nature Communications*, 9. DOI: 10.1038/s41467-018-04491-3.
- <sup>7</sup> SUREDA, A. *et al.* (2017). «Oxidative stress response in the seagrass *Posidonia oceanica* and the seaweed *Dasycladus vermicularis* associated to the invasive tropical green seaweed *Halimeda incrassata*». *Science of the Total Environment*, 601, 918-925. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.05.261.
- <sup>8</sup> BARCONS, J. (2017). «Efectos del aumento de la temperatura sobre el metabolismo de praderas de *Cymodocea nodosa* afectadas por la macroalga invasora *Halimeda incrassata*». Palma: Universitat de les Illes Balears. [Trabajo de fin de máster].
- <sup>9</sup> ALÓS, J. *et al.* (2018). «Spatial distribution shifts in two temperate fish species associated to a newly-introduced tropical seaweed invasion». *Biological Invasions*, 20, 3193-3205. DOI: 10.1007/s10530-018-1768-2.
- <sup>10</sup> ZABARTE, I. (2017). «Estudio de la mesofauna en fondos arenosos y de *Halimeda incrassata* (Chlorophyta, Bryopsidales) del Cap Enderrocat, Mallorca». La Coruña: Universidade da Coruña. [Trabajo de fin de máster].
- <sup>11</sup> CASTRIOTA, L.; GRAZIA FINOIA, M.; ANDALORO, F. (2005). «Trophic interactions between *Xyrichtys novacula* (Labridae) and juvenile *Pagrus pagrus* (Sparidae) in the central Mediterranean Sea». *Electronic Journal of Ichthyology*, 1, 54-60.

## CITAR COMO

VAQUER-SUNYER, R.; BARRIENTOS, N.; TOMAS, F.; VIVÓ, A.; ALÓS, J. (2020). «Área colonizada por *Halimeda incrassata*». En: Vaquer-Sunyer, R.; Barrientos, N. (ed.). *Informe Mar Balear 2020* <<https://informemarbalear.org/es/presiones/imb-halimeda-incrassata-esp.pdf>>.



En la elaboración de este indicador han participado:

Natalia Barrientos, Raquel Vaquer-Sunyer, Pere Ferriol, Antoni M. Sureda y Julio A. Díaz.

# *Paraleucilla magna*:

## 1. Localización

## 2. Biomarcadores de estrés oxidativo

Actualmente, la esponja *Paraleucilla magna* es la única declarada invasora en el Mediterráneo.<sup>1, 2</sup>



**Figura 1.** Imagen de la esponja invasora *Paraleucilla magna* (blanca) junto al alga roja *Peyssonellia squamaria*. FUENTE: Julio A. Díaz (UIB).

Esta esponja es de composición calcárea, frágil y de color blanco crudo. Mide entre 1-10 cm, formando lóbulos o tubos cortos que terminan en orificios de 2 a 6 mm de diámetro (Figura 1). Tiene un ciclo de vida estacional.<sup>3</sup> Tolera hábitats del litoral rocoso con sombra y ha sido observada como epífita, viviendo sobre otras esponjas, algas, moluscos (e.g. mejillones) o directamente sobre rocas. Por tanto, puede competir por alimentos con otros organismos marinos nativos.

Se desconoce el lugar de procedencia de *P. magna*. El carácter invasor de esta especie fue descrito por primera en 2004 en la bahía de Río de Janeiro (Brasil).<sup>4</sup> Inicialmente colonizaba zonas eutrofizadas,

aunque actualmente también se observa en aguas con buena calidad del litoral mediterráneo.<sup>1,3</sup>

En el mar Balear no se dispone, por ahora, de un seguimiento continuado ni exhaustivo, pero se sabe que tiene periodos en los que aparece y desaparece.<sup>5</sup>

### NORMATIVA

→ Estrategias Marinas: especie incluida en los «Programas de Seguimiento Segundo Ciclo (2018-2024). Estrategia de seguimiento de especies alóctonas invasoras y programas de seguimiento asociados».<sup>6</sup>

## ¿QUÉ ES?

*Paraleucilla magna* es una especie de esponja blanca de composición calcárea que mide entre 1-10 cm.

## METODOLOGÍA

A través de inmersiones de apnea y submarinismo se ha observado la presencia de *P. magna* en el litoral balear. La especie fue reconocida a través de la identificación de su estructura bajo el microscopio.

El efecto que *P. magna* tiene cuando crece sobre otras especies autóctonas —el alga roja *Peyssonellia squamaria*— se evalúa mediante la presencia de biomarcadores de estrés oxidativo producidos por la esponja (catalasa, superóxido dismutasa, glutatión peroxidasa y glutatión reductasa).

## RESULTADOS

Se ha detectado presencia de *P. magna* en siete localizaciones: (1) Puerto de Maó, (2) Bahía de Alcúdia, (3) Bahía de Pollença, (4) Cala Morlanda, (5) Cap de ses Salines, (6) Cala Portals Vells, (7) Puerto de Ibiza. Se trata de localizaciones con frecuencia de tráfico marítimo, lo cual ha podido suponer un posible medio de introducción.

## ¿POR QUÉ?

Es la única esponja declarada invasora del mar Mediterráneo y su procedencia es desconocida. Ya ha sido observada colonizando las costas rocosas del litoral balear.

Por tanto, es necesario conocer su distribución y los posibles efectos que induce sobre la fauna y flora autóctonas del mar Balear.

## LOCALIZACIÓN

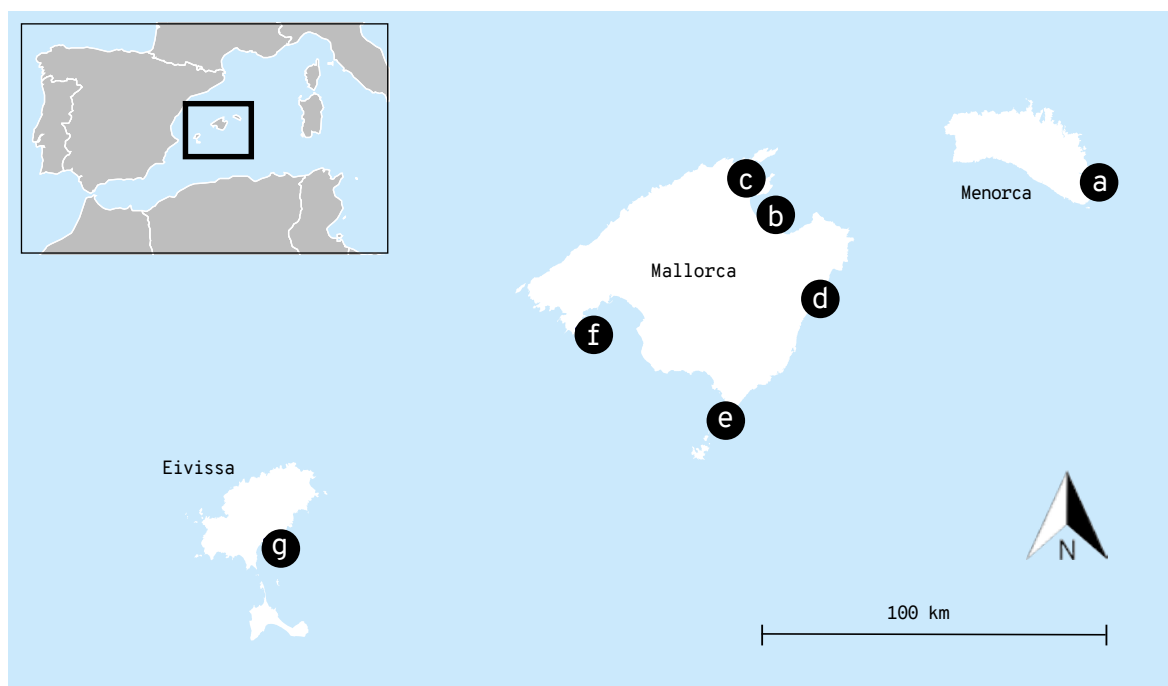


Se ha evidenciado que esta especie tiene un ciclo de vida estacional (mayor ocurrencia en primavera y otoño).

Los resultados de biomarcadores muestran que *P. magna* produce estrés al alga roja nativa *Peyssonellia squamaria* cuando crece sobre ella.



Imagen de *Paraleucilla magna*. FUENTE: Julio A. Díaz Sancho.



**Figura 2.** Mapa de las Islas Baleares mostrando las localizaciones de la esponja invasora *Paraleucilla magna*. FUENTE: Guzzetti *et al.*<sup>5</sup>

## METODOLOGÍA

Los datos presentados proceden del estudio de Guzzetti *et al.*<sup>5</sup> Se han detectado las localizaciones que coloniza *P. magna* en base a inmersiones de apnea o submarinismo en 2018. Cabe considerar que la elección de las zonas de muestreo no se realizó exprofeso.

La identificación de esta especie de esponja se realiza observando su estructura (espículas y disposición esquelética) bajo el microscopio, tanto convencional como de barrido.

Adicionalmente, se estudia el efecto de esta esponja cuando crece sobre alga roja marina *Peyssonellia squamaria*, nativa del mar Balear. En fondos rocosos, se colectaron muestras de *P. squamaria* sin *P. magna* (grupo de control) e individuos de *P. squamaria* epifitados por *P. magna*. En estas algas se realizaron análisis de biomarcadores del estrés oxidativo producidos por la esponja invasora. Los enzimas antioxidantes estudiados son: catalasa, superóxido dismutasa, glutatión peroxidasa y glutatión reductasa.

## RESULTADOS

Las zonas del mar Balear donde se ha detectado la presencia de *P. magna* son siete (Figura 2):

(a) Puerto de Maó, (b) Bahía de Alcúdia, (c) Bahía de Pollença, (d) Cala Morlanda, (e) Cap de ses Salines, (f) Cala Portals Vells, (g) Puerto de Ibiza.

Estas localizaciones se encuentran directamente relacionadas con zonas de alto transporte marítimo, que es uno de los principales vehículos de introducción de especies.

En estas zonas que coloniza, se observa que el alga roja (nativa) *P. squamaria* responde al epifitismo por esta esponja con un aumento de las actividades de todos los enzimas antioxidantes estudiados. Esto implica que el alga tiene una respuesta adaptativa a la presencia de la esponja que se evidencia con una inducción de los mecanismos de defensa antioxidante.

El metabolismo oxidativo de las células origina de forma fisiológica especies reactivas de oxígeno, que

si no se eliminan de forma eficaz pueden reaccionar con biomoléculas y provocar daño celular.<sup>7,8</sup> Frente a una situación estresante, como es la presencia de una especie invasora, se produce un aumento en la producción de especies reactivas como respuesta metabólica al estrés. En consecuencia, el aumento de los enzimas antioxidantes se interpreta como una respuesta adaptativa del alga nativa debida a una competición directa de la esponja invasora.

Finalmente, en las zonas de estudio en aguas costeras de Mallorca se observa que *P. magna* muestra un ciclo de vida estacional,<sup>5</sup> apareciendo durante la primavera y otoño y desapareciendo durante el invierno. De ahí se deriva que sus efectos en el ecosistema puedan verse restringidos a los meses más cálidos.

---

## CONCLUSIONES

Se reporta la presencia de la especie invasora *P. magna* en Mallorca (5 zonas), Menorca (1 zona) e Ibiza (1 zona). No obstante, posiblemente esto solo sea una pequeña muestra de todas las zonas que podría colonizar, ya que todavía no se ha realizado un seguimiento exhaustivo de la presencia de esta especie en el litoral balear.

Se ha observado un ciclo de vida estacional de *P. magna*, con mayor aparición en primavera y otoño.

A través del estudio de biomarcadores se deriva que, cuando la especie invasora *P. magna* cohabita sobre *P. squamaria*, su presencia induce estrés en el alga nativa.

---

## REFERENCIAS

- <sup>1</sup> LONGO, C.; MASTROTOTARO, F.; CORRIERO, G. (2007). «Occurrence of *Paraleucilla magna* (Porifera: Calcarea) in the Mediterranean Sea». *J. Mar. Biol. Assoc. United Kingdom*, 87, 1749-1755.
- <sup>2</sup> GUARDIOLA, M.; FROTSCHER, J.; URIZ, M. J. (2016). «High genetic diversity, phenotypic plasticity, and invasive potential of a recently introduced calcareous sponge, fast spreading across the Atlanto-Mediterranean basin». *Mar. Biol.*, 163(5), 1-16. DOI: 10.1007/s00227-016-2862-6.
- <sup>3</sup> LONGO, C. *et al.* (2012). «Life-cycle traits of *Paraleucilla magna*, a calcareous sponge invasive in a coastal Mediterranean Basin». *PLoS One* 7(8):e42392-e42392. 10.1371/journal.pone.0042392.
- <sup>4</sup> KLAUTAU, M.; MONTEIRO, L.; BOROJEVIC, R. (2004). «First occurrence of the genus *Paraleucilla* (Calcarea, Porifera) in the Atlantic Ocean: *P. magna* sp.nov». *Zootaxa*, 710. DOI: 10.5281/zenodo.158320.
- <sup>5</sup> GUZZETTI, E. *et al.* (2019). «Oxidative stress induction by the invasive sponge *Paraleucilla magna* growing on *Peyssonnelia squamaria* algae». *Marine Environmental Research*, 150:104763. DOI: 10.1016/j.marenvres.2019.104763.
- <sup>6</sup> MINISTERIO PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA Y EL RETO DEMOGRÁFICO (2018). «Estrategias Marinas. Programas de Seguimiento Segundo Ciclo (2018-2024)». Estrategia de seguimiento de especies alóctonas invasoras y programas de seguimiento asociados». Madrid: Gobierno de España. Vicepresidencia Cuarta del Gobierno.
- <sup>7</sup> LIVINGSTONE, D. R. (2001). «Contaminant-stimulated Reactive Oxygen Species Production and Oxidative Damage in Aquatic Organisms». *Marine Pollution Bulletin*, 42(8), 656-66. DOI: 10.1016/s0025-326x(01)00060-.
- <sup>8</sup> REGOLI, F. *et al.* (2002). «Oxidative stress in ecotoxicology: from the analysis of individual antioxidants to a more integrated approach». *Marine Environmental Research*, 54(3), 419-423. DOI: 10.1016/s0141-1136(02)00146-0.

---

## CITAR COMO

BARRIENTOS, N.; VAQUER-SUNYER, R.; FERRIOL, P.; SUREDA, A. M.; DÍAZ, J. A. (2021) «*Paraleucilla magna*». En: Vaquer-Sunyer, R.; Barrientos, N. (ed.). *Informe Mar Balear 2021* <<https://www.informemarbalea.org/es/presiones/imb-presiones-p-magna-esp.pdf>>.

# Respuesta social

Número de boyas de amarre de  
bajo impacto

Servicio de Vigilancia de la  
Posidonia

Educación ambiental marina

Ciencia ciudadana marina

Recogida de residuos flotantes



En la elaboración de este capítulo han participado:  
Natalia Barrientos, Raquel Vaquer-Sunyer, Institut Balear de la Natura (IBANAT) y  
Conselleria de Medi Ambient i Territori.

# Número de boyas de amarre de bajo impacto

En los últimos años, durante la temporada estival se ha producido un incremento en el número de embarcaciones de recreo que fondean en el litoral balear. La planta marina *Posidonia oceanica* se encuentra protegida a nivel europeo, nacional y autonómico como especie y como hábitat, y se ha observado que el fondeo mediante cabo o cadena utilizando anclas o muertos la erosiona<sup>1</sup> (Figura 1). Esta erosión producida por las malas prácticas del fondeo puede acabar con praderas que se han acumulado durante miles de años<sup>2</sup> debido al lento crecimiento de esta planta ( $\sim 2$  cm/año)<sup>3</sup>.



**Figura 1.** Ejemplos de abrasión producidos por (a) anclas o (b) cadenas sobre fondos con *Posidonia oceanica*. FUENTE: Conselleria de Medi Ambient i Territori del Govern de les Illes Balears.

La conservación de esta planta es fundamental debido a los numerosos beneficios ecológicos que aporta a las aguas mediterráneas, como la oxigenación, la absorción de nutrientes y carbono y la generación de hábitats propicios para el aumento de la productividad y la biodiversidad.

Para mitigar la abrasión de los fondos de *Posidonia oceanica* se han instalado boyas flotantes de amarre adaptadas al anclaje de embarcaciones de diferentes esloras (Figura 2).

## NORMATIVA

### Directivas europeas:

- Directiva 92/43/CEE del Consejo, de 21 de mayo de 1992, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y la flora silvestre.
- Decisión de la Comisión, de 19 de julio de 2006, por la cual se adopta, de conformidad con la Directiva 92/43/CEE, la lista de Lugares de Importancia Comunitaria (LIC) de la región biogeográfica mediterránea (DOCE 2006/613/CE).

## ¿QUÉ ES?

La Conselleria de Medi Ambient i Territori del Govern de les Illes Balears dispone de zonas de fondeo regulado mediante boyas de fondeo de bajo impacto ecológico en Lugares de Importancia Comunitaria (LIC) de las Islas Baleares.

## METODOLOGÍA

En los resultados únicamente se incluyen los campos de boyas en zonas LIC, que son los gestionados por la Conselleria de Medi Ambient i Territori (CMAT). Actualmente la empresa CBBA, adjudicataria del concurso público, se encarga de la gestión diaria de estos campos. Las boyas se encuentran a disposición de los navegantes del 1 de junio al 30 de septiembre.

Los campos de boyas en LIC gestionados actualmente por la CMAT son:

- Mallorca (2): Cala Blava y Sant Elm
- Menorca (2): Bahía de Fornells e Illa d'en Colom
- Ibiza (1): Ses Salines
- Formentera (2): S'Espalmador y Caló de s'Oli

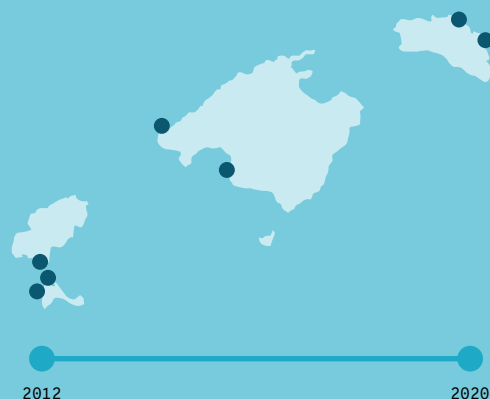
Adicionalmente, existen campos de fondeo mediante boyas en la isla de Cabrera, gestionados por el Parque Nacional Marítimo-terrestre del Archipiélago de Cabrera.

Cabe considerar que existe una amplia diversidad de organismos que gestionan campos de boyas fuera de los LIC de las Baleares (por ejemplo: Ports IB, Fundació Nous Vents, asociaciones de vecinos, etc.). Intentar recopilar toda esta información será el objetivo de futuras versiones del INFORME MAR BALEAR.

## ¿POR QUÉ?

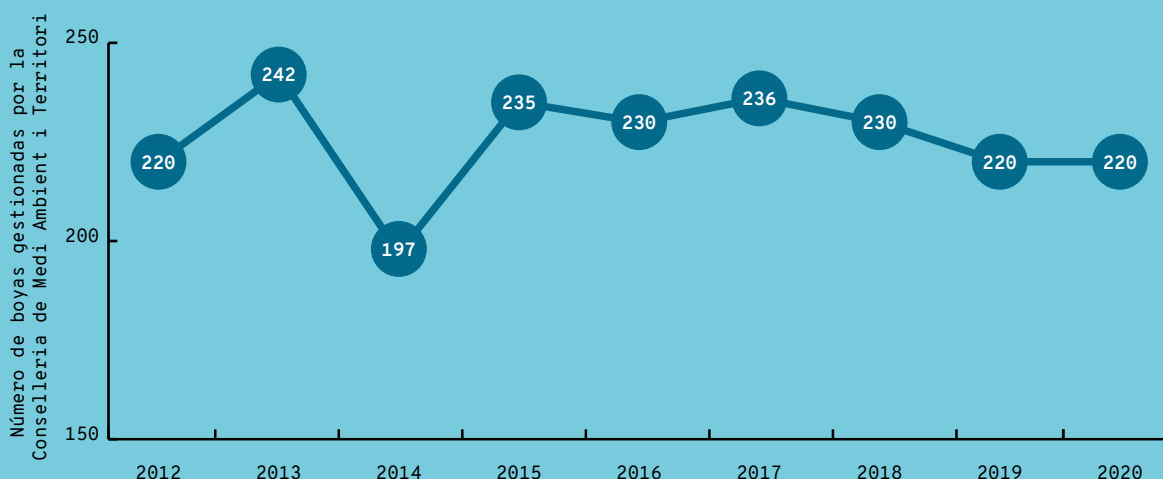
La gestión de estas boyas proporciona una medida de respuesta ambiental con el objetivo de hacer compatibles la navegación recreativa y la protección de las praderas de *Posidonia oceanica*.

## LOCALIZACIÓN



## RESULTADOS

- El número de boyas gestionadas por la CMAT desde 2012 ha variado entre 197 (2014) y 242 (2013).
- El mínimo de 197 boyas se explica debido a la cesión de la gestión de cuatro campos de boyas.
- En 2019 y 2020 la CMAT ha gestionado 220 boyas en Mallorca, Menorca y las Pitiusas, repartidas en siete zonas LIC.
- El Parque Nacional de Cabrera gestiona 100 boyas, de las cuales 50 se encuentran instaladas todo el año, mientras que las 50 restantes se instalan entre mayo-octubre en el puerto (20) y en Es Burrí (30).
- En 2020, en las Baleares hay un total de 320 boyas gestionadas por la CMAT y el Parque Nacional de Cabrera.



Número de boyas en Mallorca, Menorca y las Pitiusas gestionadas entre los años 2012-2020 por la Conselleria de Medi Ambient i Territori. Si consideramos también las de Cabrera, hay que sumar 100 boyas a estas cifras. FUENTE: IBANAT, Conselleria de Medi Ambient i Territori.





**Figura 2.** Embarcaciones de recreo ancladas por medio de boyas de amarre de bajo impacto en Sant Elm (Mallorca). FUENTE: Conselleria de Medi Ambient i Territori del Govern de les Illes Balears.

#### Legislación estatal:

- Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del patrimonio natural y de la biodiversidad (BOE núm. 299, 14/12/2007).
- Real Decreto 1421/2006, de 1 de abril, por el cual se modifica el Real Decreto 1997/1995, de 7 de diciembre, por el que se establecen medidas para contribuir a garantizar la biodiversidad mediante la conservación de los hábitats naturales de la fauna y de la flora silvestres (BOE núm. 288, 2/12/2006).
- Real Decreto 139/2011, de 4 de febrero, para el desarrollo del listado de especies silvestres en régimen de protección especial y del catálogo español de las especies amenazadas (BOE núm. 46, 23/2/2011).
- Real Decreto 1431/1992, de 27 de noviembre, por el que se aprueba el plan de ordenación de los recursos naturales del Parque Nacional Marítimo-terrestre del Archipiélago de Cabrera.
- Decreto 19/2007, de 16 de marzo, por el que se aprueba el plan de ordenación de los Recursos Naturales de la Serra de Tramuntana.
- Acuerdo de Consejo de Gobierno, de 16 de mayo de 2003, por el que se aprueba definitivamente el Plan de Ordenación de los Recursos Naturales de la Albufera des Grau.
- Decreto 29/2006, de 24 de marzo, por el que se aprueba la ampliación de la lista de LIC y se declaran más Zonas de Especial Protección para las Aves (ZEPA) en el ámbito de las Islas Baleares.

#### Legislación autonómica:

- Ley 5/2005, de 26 de mayo, para la conservación de los espacios de relevancia ambiental (LECO).
- Decreto 25/2018, de 27 de julio, sobre la conservación de la *Posidonia oceanica* en las Islas Baleares.
- Decreto 132/2005, de 23 de diciembre, por el que se aprueba el plan de uso y gestión del Parque Natural de las Salinas de Ibiza y Formentera.
- Decreto 58/2006, de 1 de julio, por el que se aprueba el plan de uso y gestión del Parque Nacional Marítimo-terrestre del Archipiélago de Cabrera para el período 2006-2012.
- Acuerdo del Consejo de Gobierno, de 3 de marzo de 2006, por el que se aprueba definitivamente la lista de LIC aprobada por el Acuerdo del Consejo de Gobierno de 28 de julio de 2000 en el ámbito de las Islas Baleares.
- Decreto 25/2007, de 30 de marzo, de conformidad con la Ley de Gestión del LIC de Sa Dragonera (ES 0000221).
- Decreto 26/2007, de 30 de marzo, por el que se aprueba el plan de gestión del LIC del Área Marina del Sur de Menorca (ES 5310036).
- Decreto 27/2007, de 30 de marzo de 2007, por el que se aprueba el plan de gestión del LIC del Archipiélago de Cabrera-sección Área Costera del Migjorn de Mallorca (ES 0000083).
- Decreto 28/2007, de 30 de marzo, por el que

se aprueba el plan de gestión del LIC de Ad-daia en S'Albufera (ES 0000233) y S'Albufera des Grau (ES 000234).

- Decreto 29/2007, de 30 de marzo, por el que se aprueba el plan de gestión del LIC del Área Marina del Norte de Menorca (ES 5310035).
- Decreto 32/2007, de 30 de marzo, por el que se aprueba el plan de gestión del LIC Cap de Barbaria (ES 5310025).
- Decreto 33/2007, de 30 de marzo, por el que se aprueba el plan de gestión del LIC Cap En-derrocat-Cap Blanc (ES 0000081).
- Decreto 34/2007, de 30 de marzo, por el que se aprueba el plan de gestión del LIC Es Vedrà-Es Vedranell (ES 0000078).
- Decreto 35/2007, de 30 de marzo, por el que se aprueba el plan de gestión del LIC La Mola (ES 5310024).
- Decreto 36/2007, de 30 de marzo, por el que se aprueba el plan de gestión del LIC Costa de Llevant de Mallorca (ES 5310030).
- Decreto 37/2007, de 30 de marzo, por el que se aprueba el plan de gestión del LIC Illots de Ponent de Ibiza (ES 5310023).
- Decreto 38/2007, de 30 de marzo, por el que se aprueba el plan de gestión del LIC Tagomago (ES 0000082).
- Decreto 47/2015, de 22 de mayo, por el que se aprueba el Plan de Gestión Natura 2000 del Archipiélago de Cabrera.
- Decreto 48/2015, de 22 de mayo, por el que se aprueba el plan de Gestión Natura 2000 de las Salinas de Ibiza y Formentera.
- Decreto 49/2015, de 22 de mayo, por el que se aprueba el plan de Gestión Natura 2000 de la Serra de Tramuntana.

## METODOLOGÍA

La instalación de campos de boyas en el litoral balear se inició en 2004 en el marco del proyecto LIFE Posidonia Balears «Protección de praderas de Posidonia en Lugares de Interés Comunitario (LIC) de Baleares» (LIFE00 NAT/E/007303), por petición de la Conselleria de Medi Ambient del Govern de les Illes Balears. Este proyecto contó con la colaboración de la Direcció General de Pesca, la Fundació Bosch i Gimpera y el Instituto Mediterráneo de Estudios Avanzados. Las zonas de instalación se localizan principalmente en áreas catalogadas como LIC. Desde su establecimiento, se han implantado campos de boyas en las siguientes zonas:

→ Mallorca:

- **Punta de l'Avançada (Pollença).** No vigente desde el año 2014.
- **Bahía de Formentor.** Campo de boyas gestionado por la Fundació Nous Vents (vinculada a la ONG Projecte Home Balears), que actualmente consta de 94 boyas ( $23 \leq 8$  m;  $28 \leq 15$  m;  $17 \leq 25$  m;  $7 \leq 35$  m;  $4 > 40$  m; 15 boyas para residentes  $> 10$  m).
- **Sant Elm.\***
- **Cala Blava.\***
- **Portopetro,** gestionado por Ports IB (Club Nàutic de Porto Petro) desde 2014.
- **Portocolom,** gestionado por Ports IB (Club Nàutic de Porto Petro) desde 2014.

→ Menorca:

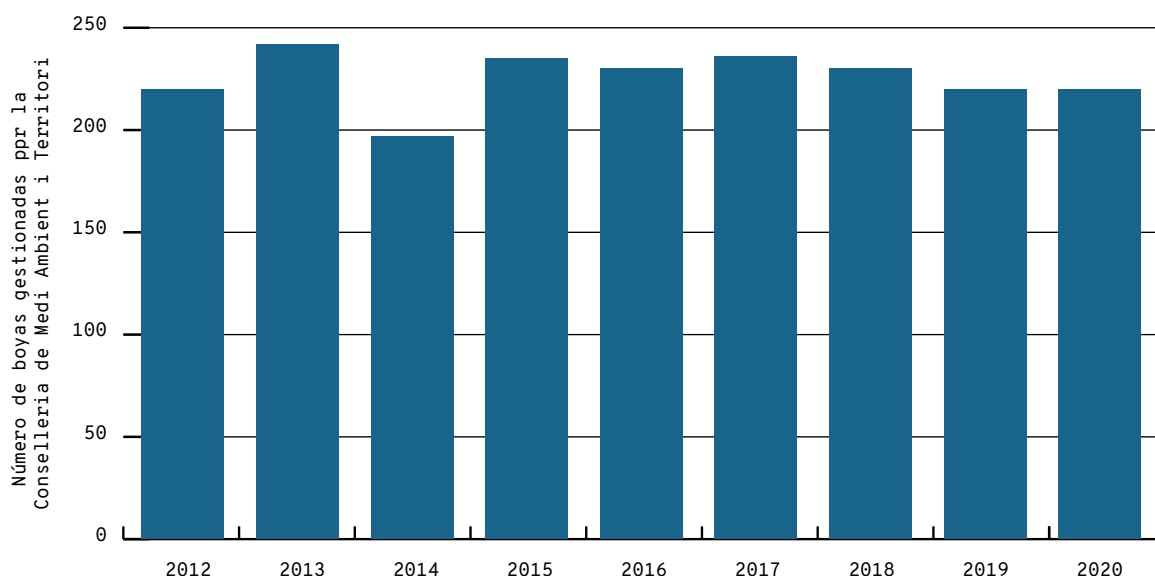
- **Bahía de Fornells.\***
- **Illa d'en Colom-Es Tamarells.\***
- Existen zonas de Menorca, como S'Albufera des Grau, donde los campos de boyas están gestionados por asociaciones de vecinos.

→ Ibiza:

- **Ses Salines.\***

→ Formentera:

- **S'Espalmador.\***
- **Caló de s'Oli.\***



**Figura 3.** Número de boyas para el fondeo de bajo impacto gestionadas por la Conselleria de Medi Ambient i Territori entre los años 2012-2020. No se incluyen los datos de campos de boyas de Cabrera. FUENTE: IBANAT, Conselleria de Medi Ambient i Territori.

→ Cabrera:

**- Campos de fondeo gestionados por el Parque Nacional Marítimo-terrestre del Archipiélago de Cabrera.** Existe un campo en funcionamiento todo el año que consta de 50 boyas nocturnas de pago. Desde mayo hasta octubre, el parque dispone de 50 boyas más, diurnas y gratuitas: 20 en el puerto de Cabrera y 30 en Es Burrí.

(\*) Indica los campos de boyas gestionados directamente la Conselleria de Medi Ambient i Territori del Govern de les Illes Balears. Los resultados de la evolución del número de boyas se basan en estos siete campos.

Existen diferentes tipos de boyas de amarre que, en general, se diferencian en función de la eslora de la embarcación, que otorga un radio de borneo diferente:

→ ≤ 8 m eslora.

→ ≤ 15 m de eslora.

→ ≤ 20 m de eslora (desde 2018).

→ ≤ 25 m de eslora (desde 2018).

→ ≤ 35 m de eslora (hasta 2012).

Según el tipo de hábitat de fondo, los fondeos de bajo impacto son de diferentes tipos:

- Fondos arenosos: muertos de hormigón.
- Fondos de posidonia: hélix.
- Fondos rocosos: mediante taco químico que consiste en hierros fijados en roca con epoxi.

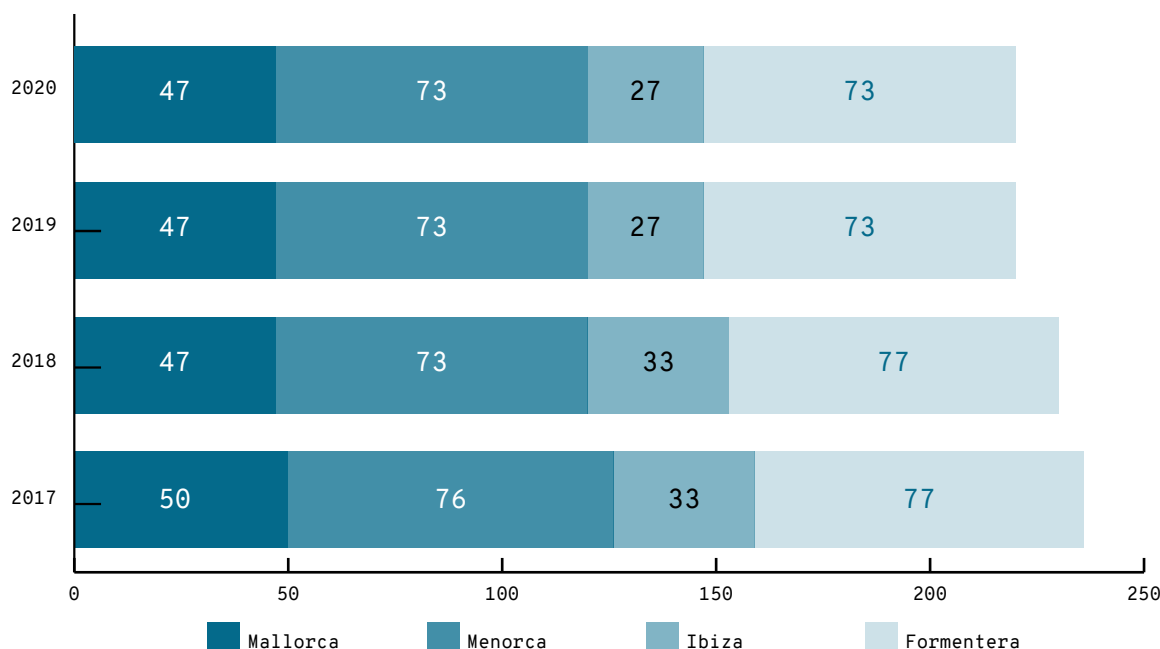
El período de disposición de las boyas se extiende del 1 de junio al 30 de septiembre, y los mayores porcentajes de ocupación se producen desde mediados de julio hasta finales de agosto. Hasta 2011 la ocupación de boyas fue gratuita. Actualmente la mayoría de boyas se alquilan, y su precio varía entre, aproximadamente, 10 y 200 € diarios (por propuesta de la empresa adjudicataria) en función de los metros de eslora de cada embarcación.

Las limitaciones para interpretar el número de boyas radican en el hecho de estar gestionadas por diferentes organismos y con diversos métodos de gestión a lo largo del tiempo. Han sido gratuitas, de pago, un año no se instalaron (2011), etc., lo que imposibilita tener una visión completa de las tendencias en el tiempo, aunque sí orientativa.

## RESULTADOS

El número de boyas de amarre gestionadas por la Conselleria de Medi Ambient i Territori desde 2013 (sin contabilizar Cabrera) muestra valores que oscilan entre 197-242 boyas (Figura 3). El mínimo de 197 boyas se alcanza en 2014, debido en parte a la entrega de la gestión de las boyas a otros organismos—como es el caso del campo de boyas de Formentor, que se cedió a la Fundació Nous Vents. Además, se eliminó el campo de boyas de Punta de l'Avançada (Pollença) y se cedió a Ports IB la gestión de los campos de boyas de Portopetro y Portocolom.

En general, las disminuciones también pueden interpretarse por el hecho de que algunas fijaciones de boyas no se han encontrado o bien se han deteriorado.



**Figura 4.** Detalle por islas del número de boyas gestionadas por la Conselleria de Medi Ambient i Territori entre los años 2017-2020. FUENTE: IBANAT, Conselleria de Medi Ambient i Territori.

Los datos de los últimos cuatro años por islas muestran que Formentera (73-77 boyas) y Menorca (76-73 boyas) disponen de mayor número de boyas, seguidas de Mallorca (47-50 boyas) e Ibiza (27-33 boyas) (Figura 4). En 2019 y 2020 disminuyen las boyas en las Pitiusas con respecto a las de 2018 (con 6 boyas menos en Ibiza y 4 boyas menos en Formentera).

## CONCLUSIONES

→ La gestión de las boyas de amarre de bajo impacto ha ido variando desde su establecimiento. En 2020, al igual que en 2019, la Conselleria de Medi Ambient i Territori gestiona 220 boyas en siete campos de boyas de junio a septiembre. Si agregamos a estos datos los del Parque Na-

cional de Cabrera, en 2020 se gestiona un total de 320 boyas.

→ La mayor disminución en el número de boyas se observa en 2014, debido a la finalización de la gestión de cuatro campos de boyas por parte de la Conselleria de Medi Ambient i Territori.

→ En las Pitiusas, en 2019 y 2020 se gestionan 10 boyas menos que en 2018.

En próximas versiones del INFORME MAR BALEAR se incluirán mejoras en la implementación de este indicador con la introducción de todos los organismos que gestionan campos de boyas (Fundació Nous Vents, Ports IB, sector privado, etc.).

## REFERENCIAS

- <sup>1</sup> DEMARTINI, C. *et al.* (2010). «Stratégie méditerranéenne de gestion des mouillages des navires de plaisance». DREAL PACA; Préfecture Maritime de la Méditerranée; Centre d'Etudes Techniques de l'Équipement Méditerranée.
- <sup>2</sup> MATEO, M. A. *et al.* (1997). «Dynamics of millenary organic deposits resulting from the growth of the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica*». *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 44, 103-110. DOI:10.1006/ecss.1996.0116.
- <sup>3</sup> MARBÀ, N.; DUARTE, C. M. (1998). «Rhizome elongation and seagrass clonal growth». *Marine Ecology Progress Series*, 174, 269-280. DOI:10.3354/meps174269.

## CITAR COMO

BARRIENTOS, N.; VAQUER-SUNYER, R.; IBANAT; CONSELLERIA DE MEDI AMBIENT I TERRITORI (2021) «Número de boyas de amarre de bajo impacto». En: Vaquer-Sunyer, R.; Barrientos, N. (ed.). *Informe Mar Balear 2021* <<https://informemarbalear.org/es/respuesta-social/imb-resposta-social-boies-baix-impacte-esp.pdf>>.

En la elaboración de este capítulo han participado:  
Natalia Barrientos, Raquel Vaquer-Sunyer e Institut Balear de la Natura (IBANAT).

# Servicio de Vigilancia de la Posidonia

1. Número de embarcaciones de vigilancia
2. Número de embarcaciones informadas / asesoradas / comprobadas / movidas
3. Número de infracciones por fondeo indebido

La presencia de embarcaciones en el litoral balear va en aumento. La vigilancia de los fondeos sobre la planta marina *Posidonia oceanica* supone un requisito fundamental para su protección y conservación, y tiene como objetivo concienciar a la sociedad de la obligatoriedad de cumplir la normativa de no fondear sobre ella.

El Servicio de Vigilancia de *Posidonia oceanica* del mar Balear es pionero en el Mediterráneo en lo referente a vigilar que los barcos respeten la prohibición de fondear sobre posidonia. Este servicio funciona en todas las Islas y se encarga principalmente de informar, asesorar al fondeo y reubicar las embarcaciones mal fondeadas. Esta respuesta promueve los buenos hábitos del fondeo sobre arena o utilizando boyas de amarre, mitigando así los impactos futuros sobre los hábitats frágiles del fondo marino.

## NORMATIVA

### Protección de la posidonia y legislación ambiental

- Decreto 25/2018, de 27 de julio, sobre la conservación de *Posidonia oceanica* en las Islas Baleares (BOIB núm. 93 de 28 de julio de 2018). Supone la legislación donde se prohíbe fondear sobre su superficie.
- Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del patrimonio natural y de la biodiversidad.
- Real Decreto 139/2011, de 4 de febrero, para el desarrollo del Listado de especies en régimen de protección especial y del Catálogo español de especies amenazadas.
- Decreto 132/2005, de 23 de diciembre, por el que se aprueba el Plan rector de uso y gestión del Parque Natural de Ses Salines de Ibiza y Formentera. Se prohíbe por primera vez el fondeo sobre posidonia y otras fanerógamas marinas.

- Ley 5/2005, de 26 de mayo, para la conservación de los espacios de relevancia ambiental (LECO). Establece diferentes penalizaciones en caso de infracción.
- Directiva Hábitats 92/43/CEE del Consejo, de 21 de mayo, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestre (Anexo I: el hábitat 1120 *Posidonia oceanica* es un tipo de hábitat prioritario para la conservación).

### Declaración de los Lugares de Importancia Comunitaria (LIC) Natura 2000 Islas Baleares.

- Acuerdo del Consejo de Gobierno, de día 3 de marzo de 2006, por el que se aprueba definitivamente la lista de LIC aprobada por el Acuerdo del Consejo de Gobierno de 28 de julio de 2000 en el ámbito de las Islas Baleares.

## METODOLOGÍA

El Servicio de Vigilancia de la Posidonia de la Consejería de Medi Ambient i Territori del Govern de les Illes Balears utiliza embarcaciones y patrones profesionales con la titulación necesaria para prestar el servicio y llevar una embarcación de lista sexta para realizar vigilancia (Figura 1). Únicamente los agentes de Medio Ambiente (AMA) pueden levantar actas de denuncia por infracción, y acompañan al servicio de vigilancia una media de 3 a 4 días por semana. Se suman a la vigilancia las embarcaciones del Institut Balear de la Natura (IBANAT), organismo público encargado de gestionar el Parque Natural de S'Albufera des Grau en Menorca, el Parque Natural de Ses Salines de Ibiza y Formentera,

## ¿QUÉ ES?

El Servicio de Vigilancia de *Posidonia oceanica* es un equipo marítimo que se encarga de informar, asesorar y comprobar el fondeo sobre esta planta marina protegida. En caso de encontrar embarcaciones mal fondeadas, tal y como dicta la normativa (Decreto 25/2018), se mueven a zonas de fondeo permitidas sin posidonia y se pueden sancionar.

## METODOLOGÍA

Se contabilizan las actuaciones del servicio en todas las islas sin incluir Cabrera. Este servicio está gestionado por la Conselleria de Medi Ambient i Territori del Govern de les Illes Balears y opera principalmente en aguas de los Lugares de Importancia Comunitaria (LIC) Natura 2000 de las Islas Baleares. Si a bordo de las embarcaciones de vigilancia se encuentra un agente de Medio Ambiente (AMA) se pueden levantar actas. La temporada de vigilancia se extiende del 15 de mayo al 30 de septiembre en las Pitiusas, y del 1 de junio al 30 de septiembre en Mallorca y Menorca. En 2020, la temporada se ha realizado en todas las islas entre el 1 de junio y el 30 de septiembre.

## RESULTADOS

Desde la implantación del servicio en 2017 en todas las islas y hasta 2019, se observa un aumento en el tiempo del número de embarcaciones de vigilancia, el número de embarcaciones asesoradas y movidas y el número de actas de infracción. Esto muestra una mejora significativa de gestión de este servicio con el paso del tiempo.

En 2020 se observa un descenso del número de embarcaciones asesoradas, movidas y actas de infracción.

Cada año se reduce más el porcentaje de las embarcaciones revisadas que presentan un fondeo indebido sobre posidonia, pasando del 17 % (en 2018) al 7,8 % (en 2020).

## ¿POR QUÉ?

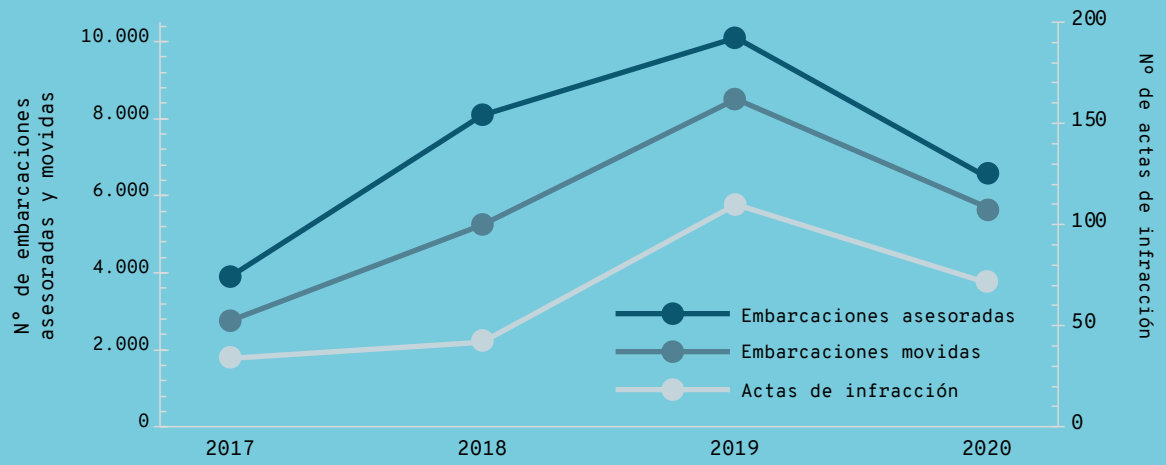
Los datos sobre el Servicio de Vigilancia proporcionan una visión sobre el comportamiento de la sociedad ante la prohibición de fondear sobre esta planta. Esta respuesta se puede utilizar para mejorar la gestión ambiental de los hábitats de posidonia.

## LOCALIZACIÓN

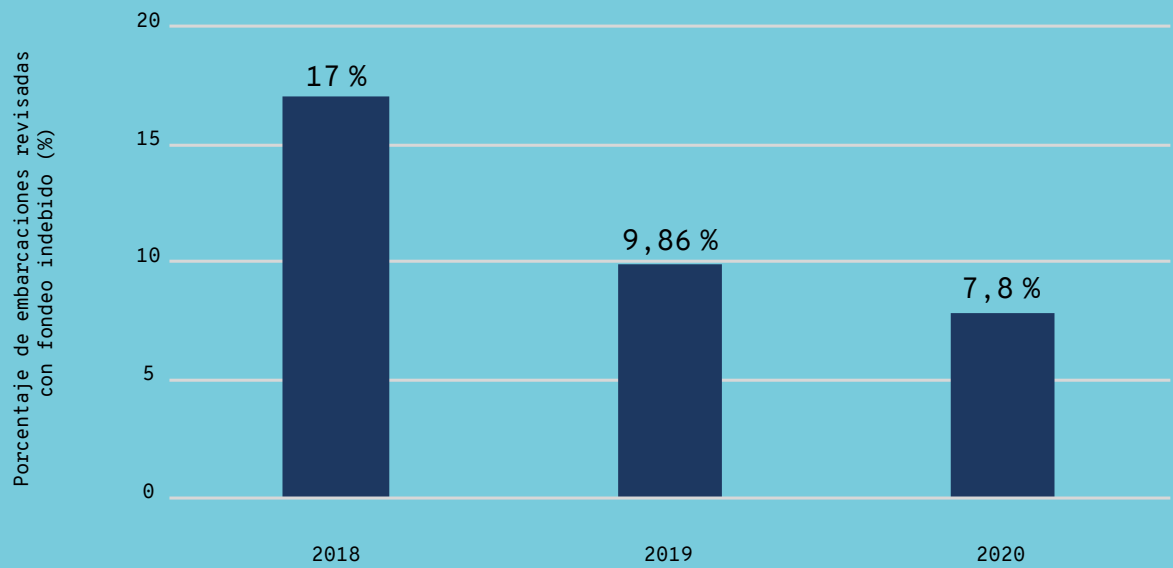


### Servicio de Vigilancia de la Posidonia

	2017	2018	2019	2020
Nº de embarcaciones de vigilancia	10	15	15	15
Nº de embarcaciones asesoradas	3.914	8.083	10.104	6.467
Nº de embarcaciones movidas	2.764	5.239	8.504	5.694
Nº de actas de infracción	34	42	110	71

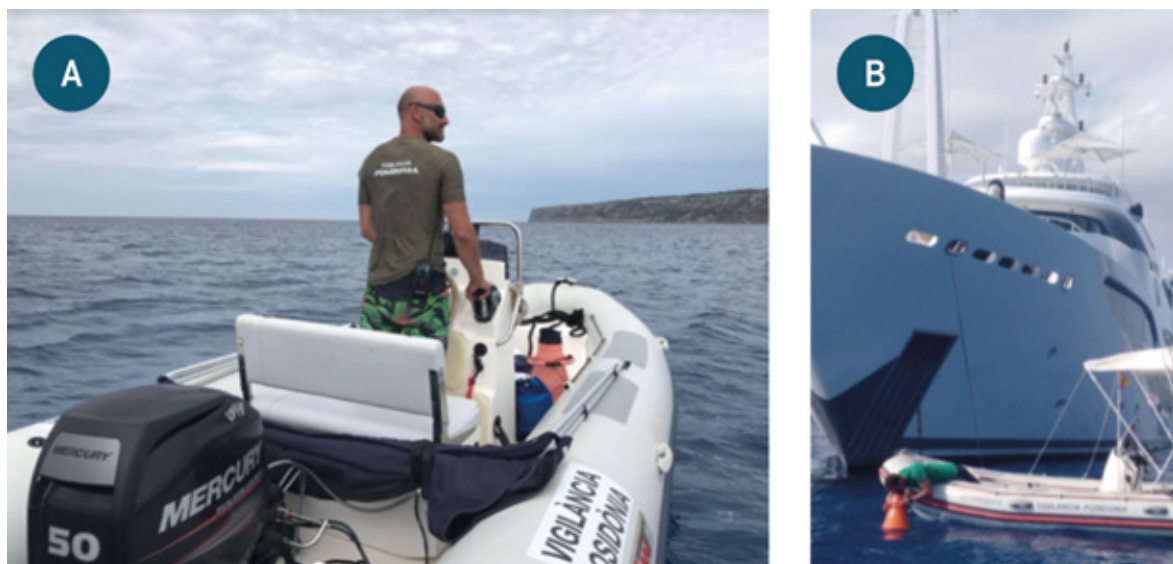


Número de actuaciones (embarcaciones asesoradas, embarcaciones movidas y actas de infracción) del Servicio de Vigilancia de la Posidonia entre los años 2017-2020. FUENTE: Conselleria de Medi Ambient i Territori e IBANAT.



Porcentaje del total de embarcaciones revisadas en Mallorca, Menorca y las Pitiusas que presentan un fondeo indebido sobre posidonia entre los años 2018-2020. FUENTE: Conselleria de Medi Ambient i Territori e IBANAT.





**Figura 1.** Actuaciones del Servicio de Vigilancia de la Posidonia con embarcación (A) y realizando comprobaciones superficiales del fondeo con mirafondos (B). FUENTE: IBANAT.

las reservas naturales de Es Vedrà, Es Vedranell y los islotes o Illots de Ponent, en Ibiza, y del Parque Nacional Marítimo-terrestre del Archipiélago de Cabrera.

En 2012 se inicia un protocolo de vigilancia compartido con todos los agentes competentes (reservas marinas, Servicio Marítimo de la Guardia Civil, IBANAT, AMA) en Formentera, específicamente en el Parque Natural de Ses Salines de Ibiza y Formentera. Este servicio se inicia en esta zona porque presenta una alta frecuencia de fondeos de embarcaciones recreativas de gran eslora y una alta afluencia de barcos en general durante la temporada estival, que al no caber en las manchas de arena producían fondeos y afecciones muy graves sobre los fondos, sancionables por el Decreto 132/2005. En 2013 se establece el Servicio de Vigilancia como tal y en 2017 se implanta en el resto de las islas.

El periodo de vigilancia se realiza del 15 de mayo al 30 de septiembre en las Pitiusas, mientras que en Mallorca y Menorca se establece del 1 de junio al 30 de septiembre. No obstante, en la temporada de 2020 se ha realizado del 1 de junio al 30 de septiembre en todas las islas, debido a la situación derivada de la COVID-19. Los ciudadanos también pueden contribuir llamando al 112 para activar el protocolo de vigilancia; el 112 contacta con la Central de Incendios Forestales del IBANAT, desde donde se envía un patrón de vigilancia a la zona, un AMA o un agente de la Guardia Civil. Si las embarcaciones están mal fondeadas sobre posidonia se desplazan a una zona de fondeo adecuado. En caso de que se encuentre un AMA en la embarcación de vigilancia, se puede levantar un acta.

En la actualidad, la información que se colecta por parte del IBANAT, los patrones de vigilancia y los AMA consta de:

- 1) Número de embarcaciones de vigilancia
- 2) Número de embarcaciones informadas
- 3) Número de embarcaciones asesoradas
- 4) Número de embarcaciones comprobadas
- 5) Número de embarcaciones movidas

6) Número de actas de infracción por fondeo indebido. Aunque no se dispone de un registro continuo temporal de toda esta información, se presenta en los resultados toda la información facilitada. Se excluye de los resultados la información referente a la isla de Cabrera, que se intentará recopilar en futuras versiones del INFORME MAR BALEAR.

En cuanto al número de embarcaciones, en estos resultados se hace referencia exclusivamente a las del Servicio de Vigilancia de la Posidonia del IBANAT. Actualmente, el servicio está formado por 15 embarcaciones en todas las islas: 5 en Mallorca (repartidas entre Palma, Colònia de Sant Jordi, Portocolom, Colònia de Sant Pere, bahías de Pollença y Alcúdia, Cap de Cala Figuera y Calvià); 2 en Menorca (Ciutadella y Maó); 3 en Ibiza y 5 en Formentera (Parque Natural de Ses Salines, Platja de Tramuntana, Cala Saona y Tagomago).

Entre los años 2017-2020 se dispone de más información y se estandarizan los resultados por número de embarcación de vigilancia para facilitar la comparación entre años y entre islas (Tabla 1).

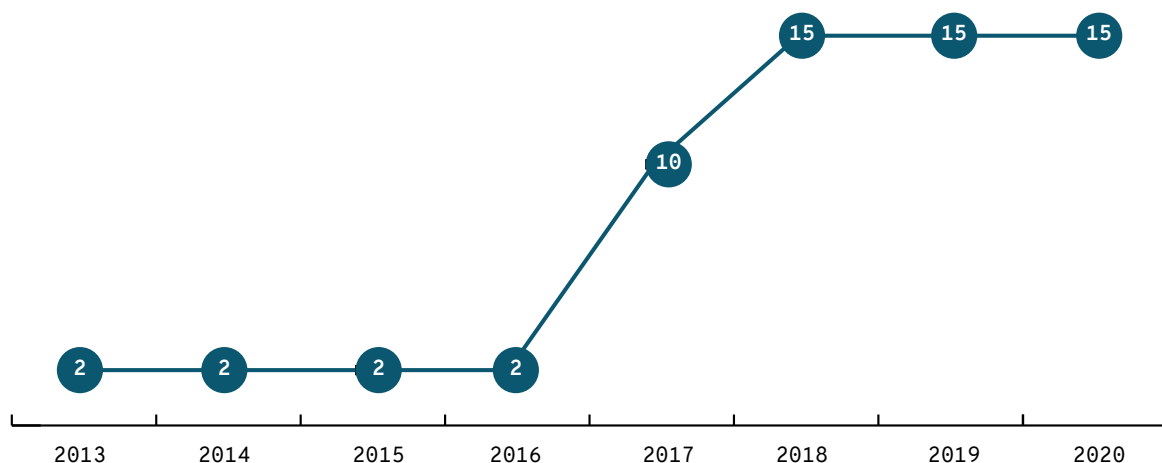
**Tabla 1.** Número de embarcaciones por isla y por año utilizadas para la estandarización de las actuaciones. FUENTE: Conselleria de Medi Ambient i Territori e IBANAT.

#### Embarcaciones de vigilancia

	2017	2018	2019	2020
Mallorca	3	5	5	5
Menorca	1	2	2	2
Ibiza	2	3	3	3
Formentera	4	5	5	5

#### RESULTADOS

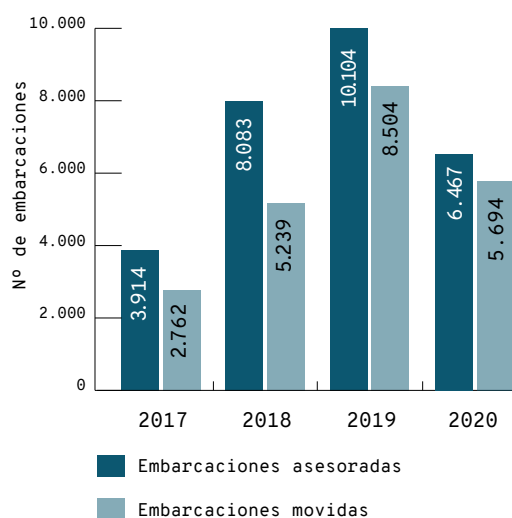
El número de embarcaciones del Servicio de Vigilancia de la Posidonia ha aumentado desde 2013 de 2 a 15 embarcaciones (Figura 2). Estos valores han



**Figura 2.** Número de embarcaciones del Servicio de Vigilancia de la Posidonia entre los años 2013-2020. FUENTE: Conselleria de Medi Ambient i Territori e IBANAT.

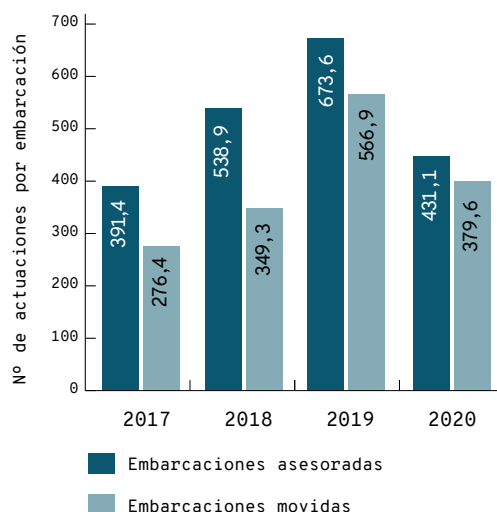
ido oscilando con los mínimos de 2 embarcaciones, únicamente en Formentera, entre los años 2013-2016. En 2017 aumenta a 10 embarcaciones (3 en Mallorca, 4 en Formentera, 2 en Ibiza y 1 en Menorca). Desde 2018 el número de embarcaciones de vigilancia es de 15 (5 en Mallorca, 2 en Menorca, 3 en Ibiza y 5 en Formentera). En cada embarcación va un patrón de vigilancia.

Entre 2017 y 2019 se muestra un aumento del número de embarcaciones asesoradas al fondeo y del número de embarcaciones movidas (Figura 3). Este incremento puede relacionarse con un aumento de la efectividad del operativo con el paso de los años, disponiendo de más tiempo para patrullar debido al conocimiento de los patrones de embarcación de sus zonas y al tener que asesorar menos a los barcos de gran eslora en algunas áreas. En 2020, el número de embarcaciones asesoradas y el de movidas disminuye, a pesar de disponer del mismo número de embarcaciones de vigilancia que en 2018 y 2019 (15).



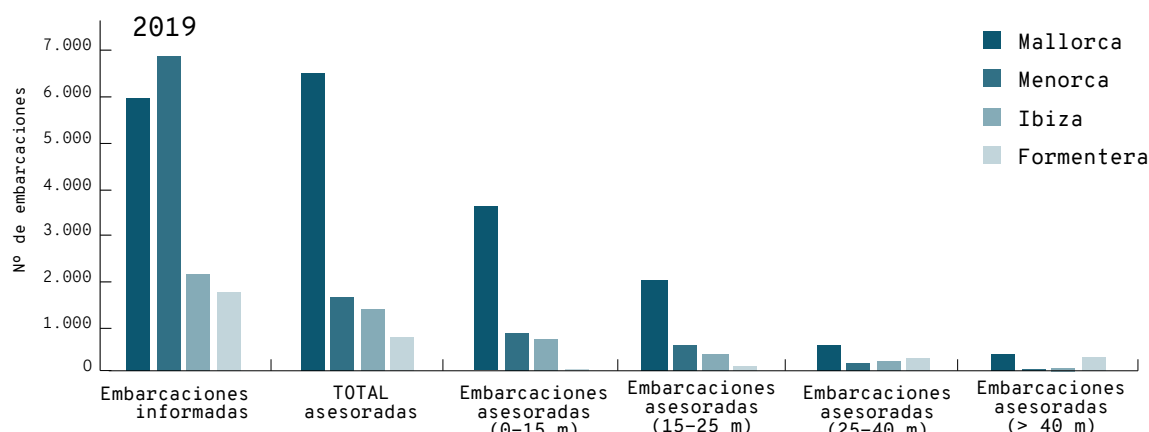
**Figura 3.** Número de embarcaciones asesoradas/informadas para el fondeo y número de embarcaciones movidas del Servicio de Vigilancia de la Posidonia de todas las islas (años 2017-2020). FUENTE: Conselleria de Medi Ambient i Territori e IBANAT.

Cuando se analizan los datos de todas las actuaciones por embarcación de vigilancia, el número de embarcaciones movidas sube de 276 por embarcación en 2017 a 567 embarcaciones movidas por embarcación en 2019 (Figura 4). En 2020, estos datos disminuyen a 431 embarcaciones asesoradas y 380 movidas.

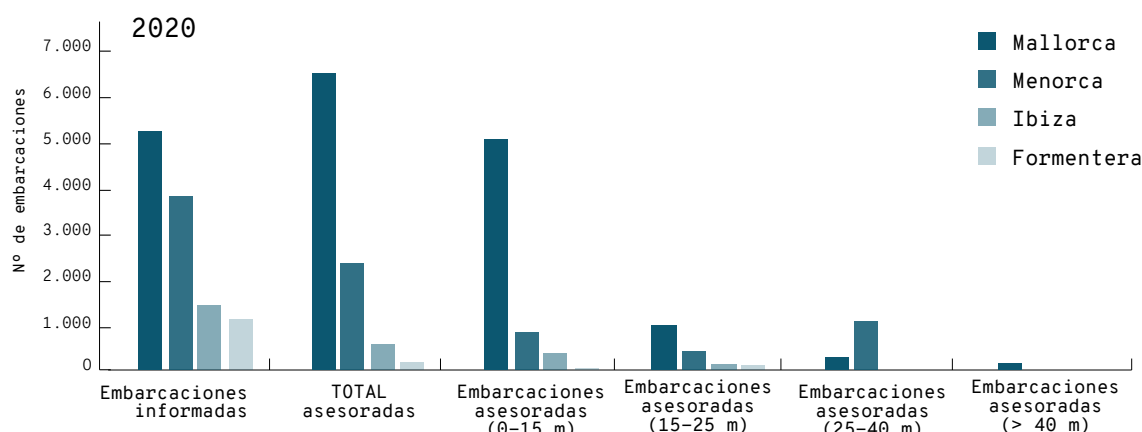


**Figura 4.** Número de intervenciones estandarizadas por embarcación de vigilancia del Servicio de Vigilancia de la Posidonia para el asesoramiento de fondeo (azul claro) y para recolocar embarcaciones mal fondeadas (azul oscuro). En 2017 hay 10 embarcaciones de vigilancia, mientras que en 2018-2020 hay 15 embarcaciones de vigilancia. FUENTE: Conselleria de Medi Ambient i Territori e IBANAT.

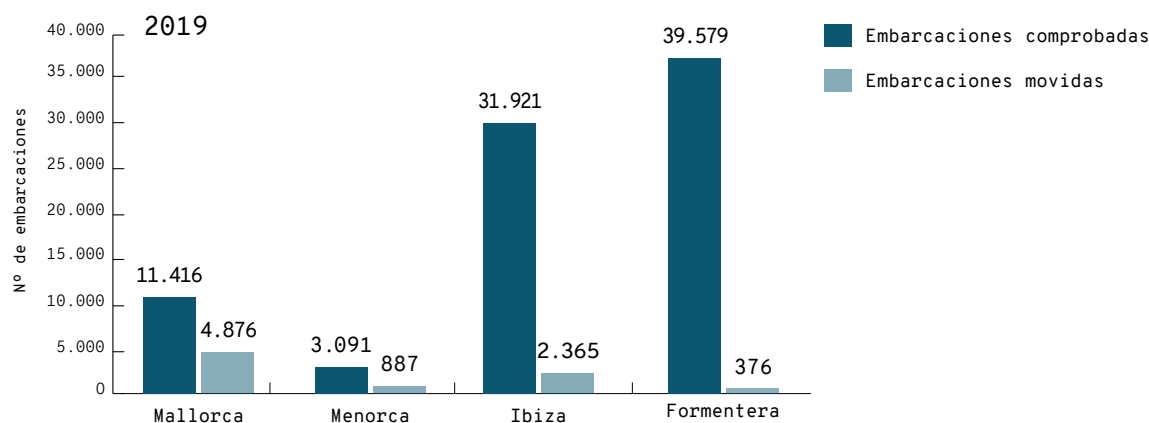
En 2019, el número de embarcaciones informadas se ha incrementado sobre todo en Menorca con ~ 6.800 (Figura 5). Este aumento en tareas informativas en Menorca deriva de la poca frecuencia de barcos de gran eslora (> 25 m) en su litoral, por lo que el servicio dedica más tiempo a informar que a asesorar. En Mallorca predomina el asesoramiento a embarcaciones de pequeña y mediana eslora (hasta 15 m), con un total de 3.550 embarcaciones, mientras que en el Parque Natural de Ses Salines de Ibiza y Formentera las embarcaciones asesoradas son de esloras superiores (> 25 m).



**Figura 5.** Número de embarcaciones informadas y asesoradas por tipo de eslora por islas en 2019 entre mayo y septiembre. Datos elaborados en base a los resultados de las 15 embarcaciones del Servicio de Vigilancia de la Posidonia de la Conselleria de Medi Ambient i Territori del Govern de les Illes Balears. FUENTE: Conselleria de Medi Ambient i Territori e IBANAT.



**Figura 6.** Número de embarcaciones informadas y asesoradas por tipo de eslora por islas en 2020 entre junio y septiembre. Datos elaborados en base a los resultados de las quince embarcaciones del Servicio de Vigilancia de la Posidonia de la Conselleria de Medi Ambient i Territori del Govern de les Illes Balears. FUENTE: Conselleria de Medi Ambient i Territori e IBANAT.



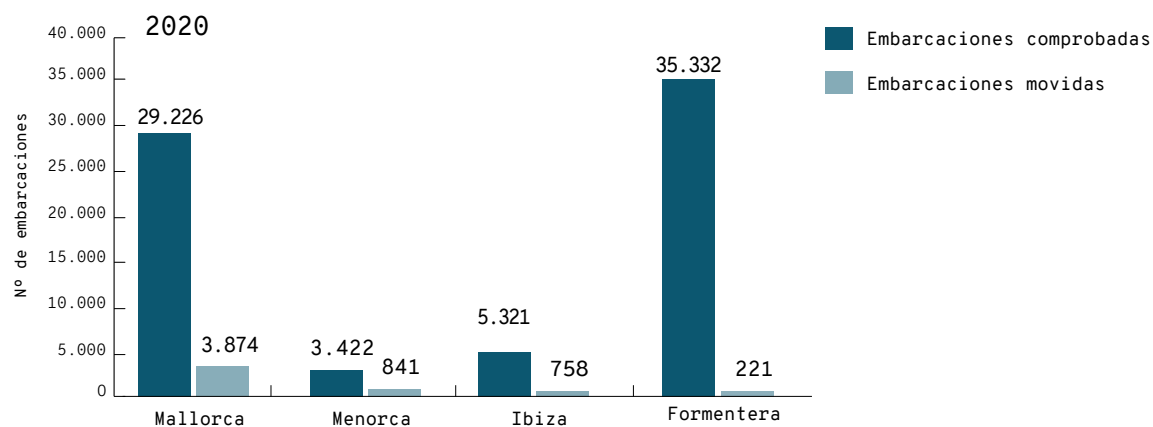
**Figura 7.** Número de embarcaciones comprobadas y movidas por islas en 2019. FUENTE: Conselleria de Medi Ambient i Territori e IBANAT.

En 2020, el número total de embarcaciones asesoradas e informadas disminuye respecto a 2019 (figuras 5 y 6). Destaca Mallorca, con un mayor número de embarcaciones de pequeña eslora (0-15 m) asesoradas al fondeo (3.381).

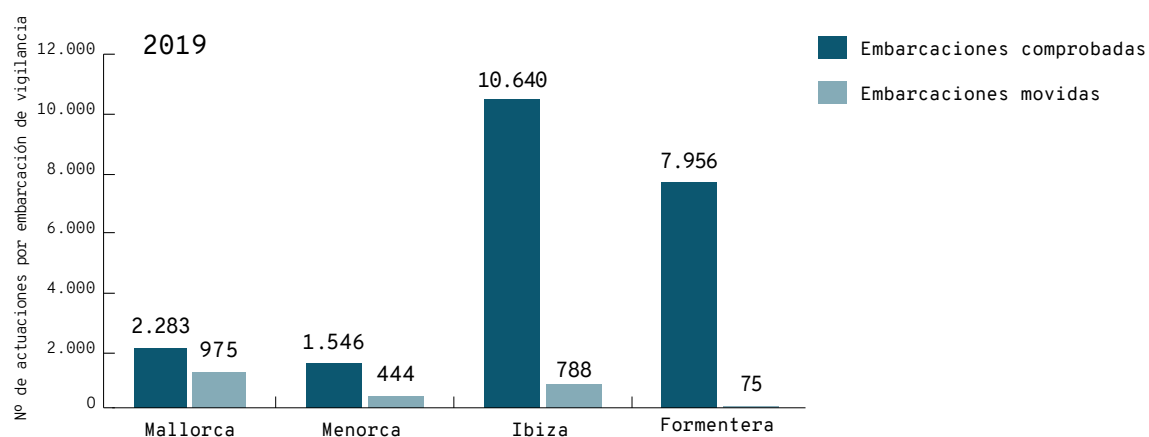
En 2019, el mayor número de comprobaciones se realiza en Formentera, con casi 40.000, seguido de Ibiza (31.921), Mallorca (11.416) y Menorca (3.091) (Figura 7). En Menorca se comprueba una cifra mucho menor que en otras islas, posiblemente debido a

un menor número de embarcaciones de gran eslora y a unas aguas con más visibilidad del fondo.

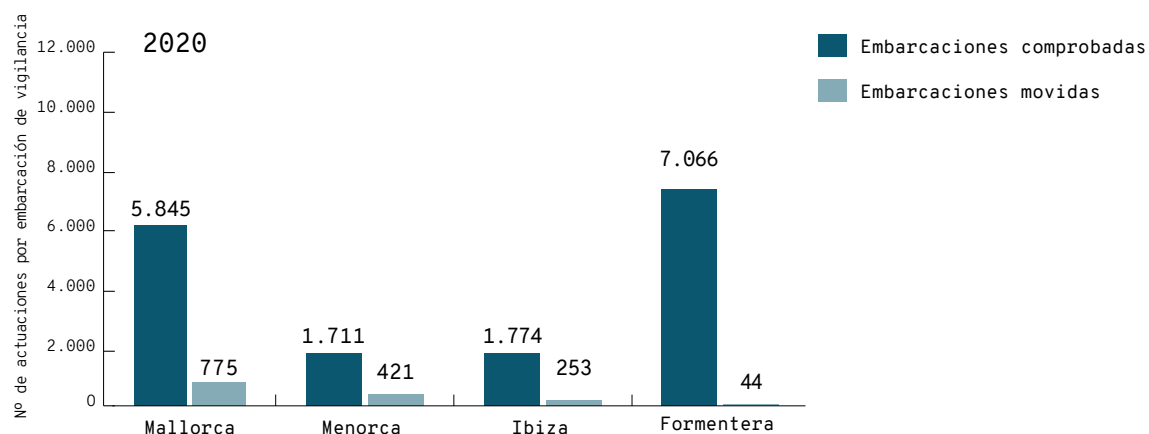
En 2020, aumentan las comprobaciones en Mallorca de 11.416 (en 2019) a 29.226 (figuras 7 y 8). En Menorca se mantienen estables respecto a la temporada anterior, mientras que en Ibiza disminuyen considerablemente, pasando de 31.921 a 5.321. Por último, Formentera sigue siendo la isla con más comprobaciones (> 35.000) y muestra un mejor hábito de fondeo, con 221 embarcaciones movidas (Figura 8).



**Figura 8.** Número de embarcaciones comprobadas y movidas por islas en 2020. FUENTE: Conselleria de Medi Ambient i Territori e IBANAT.



**Figura 9.** Número de embarcaciones comprobadas y movidas por islas en 2019 dividido por embarcación de vigilancia. FUENTE: Conselleria de Medi Ambient i Territori e IBANAT.



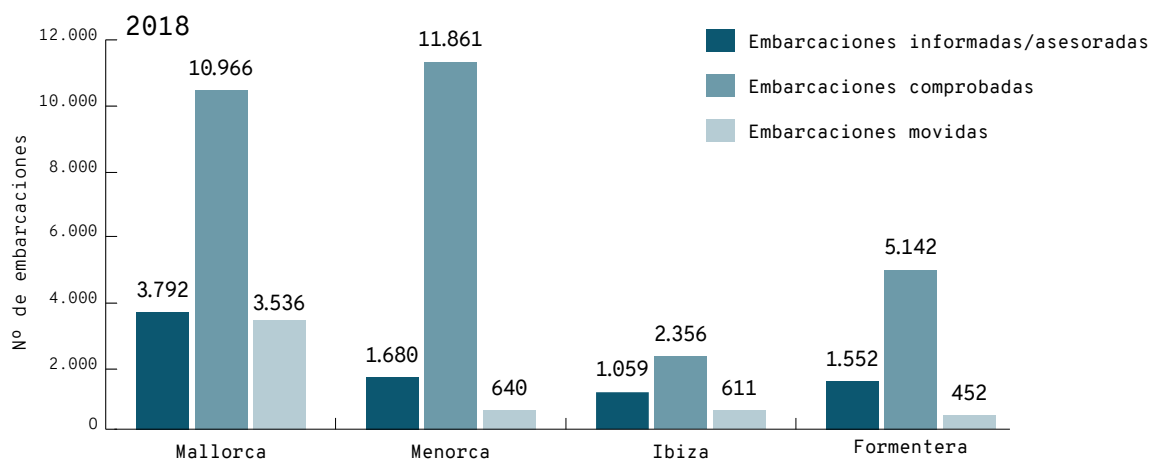
**Figura 10.** Número de embarcaciones comprobadas y movidas por islas en 2020 dividido por embarcación de vigilancia. FUENTE: Conselleria de Medi Ambient i Territori e IBANAT.

Cuando se analizan las actuaciones por embarcación de vigilancia en 2019, Ibiza presenta un mayor número de comprobaciones por embarcación (10.640) (Figura 9). El porcentaje de las embarcaciones revisadas con fondeo incorrecto en 2019 es de un 9,9 % (en 2018 fue de un 17 %). El mayor número de fondeos indebidos ocurre en Mallorca (42,7 %), seguido de Menorca (28,7 %), Ibiza (7,4 %) y Formentera (1 %).

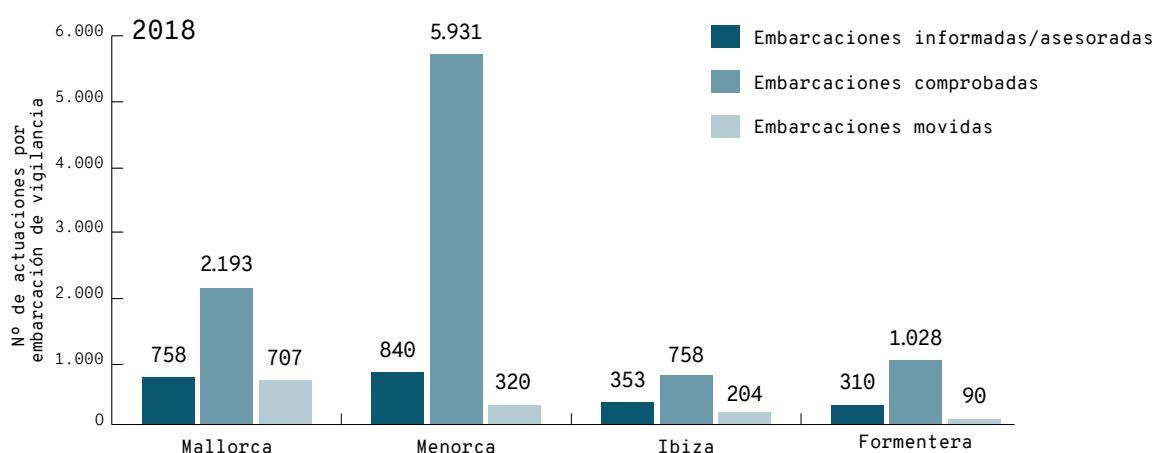
En 2020, respecto a la temporada anterior, aumentan las comprobaciones por embarcación de vigilancia en Mallorca y Menorca, con 3.562 y 165, respectiva-

mente (Figura 10). En Ibiza es donde más se reducen las comprobaciones por embarcación de vigilancia (- 8.866), mientras que en Formentera es donde se comprueban más fondeos por embarcación de vigilancia, > 7.000 (Figura 10).

En 2018 se informa a ~ 8.000 embarcaciones y se comprueba el fondeo sobre todo en Menorca (11.861 comprobaciones) y Mallorca (10.966 embarcaciones) (Figura 11). De todas las embarcaciones comprobadas en 2018, un 32,2 % fueron movidas en Mallorca, 5,4 % en Menorca, 25,9 % en Ibiza y 8,8 % en Formentera.



**Figura 11.** Número de embarcaciones informadas, comprobadas y movidas por islas en 2018. FUENTE: Conselleria de Medi Ambient i Territori e IBANAT.



**Figura 12.** Número de embarcaciones informadas, comprobadas y movidas por embarcación de vigilancia y por islas en 2018. FUENTE: Conselleria de Medi Ambient i Territori e IBANAT.

Las actuaciones de 2018 divididas por embarcación de vigilancia también muestran que en Menorca se produce un mayor número de acciones de asesoramiento y comprobación (Figura 12).

En 2017, el número de embarcaciones asesoradas y movidas es un orden de magnitud mayor en las Pitiusas que en el resto de las islas (Figura 13).

El número de actuaciones por embarcación de vigilancia en 2017 en las Pitiusas es el mayor, tanto de asesoramiento al fondeo como de embarcaciones movidas (Figura 14).

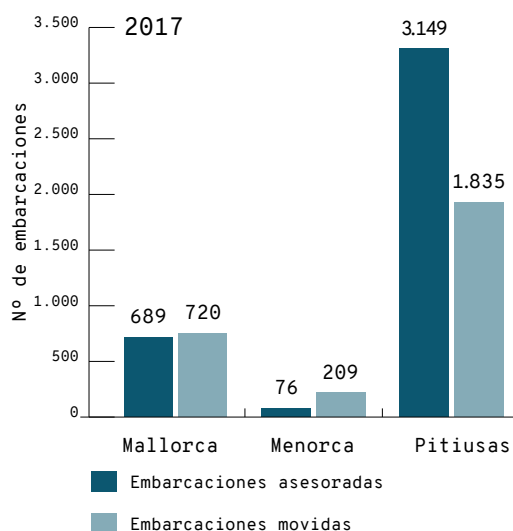
Con respecto al número de infracciones, estas aumentan desde 2018 (año de aprobación del Decreto Posidonia). En 2020, los AMA levantan 71 actas en Mallorca, Menorca y las Pitiusas —31 menos que el pasado año— (Figura 15). En 2019, fueron 110 actas (80 en Mallorca, 21 en Menorca y 9 en Ibiza). En 2018, las actas se reducen a 42, mientras que en 2017 se presentan 34 actas (Figura 15). Nota: no están contabilizadas las sanciones de Cabrera.

## CONCLUSIONES

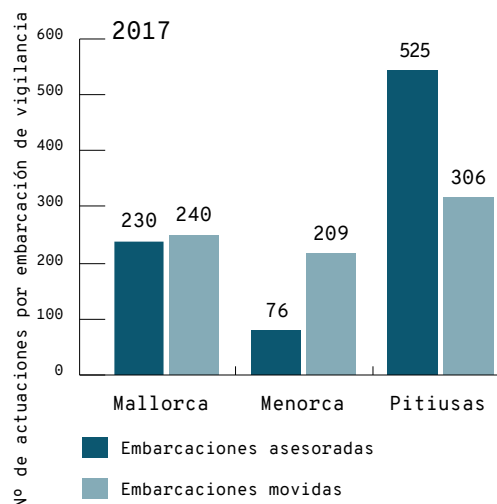
→ Con los años, y en especial desde que se aprobó el Decreto Posidonia en 2018, se ha impulsado una mejora del Servicio de Vigilancia de la Posidonia por medio de un aumento en las embarcaciones que vigilan los fondeos en todas las Islas. Este hecho permite ampliar la vigilancia a otras zonas.

→ Desde que se estableció el servicio en todas las Islas en 2017, el número de actuaciones (embarcaciones informadas, asesoradas y movidas con asesoramiento) ha aumentado gradualmente. En 2019 se comprobó ~ 4 veces más el fondeo que en 2018. Sin embargo, en 2020 disminuye el número de embarcaciones informadas, asesoradas al fondeo y movidas por fondeo indebido, a pesar de disponer del mismo número de embarcaciones de vigilancia que en 2018 y 2019 (15).

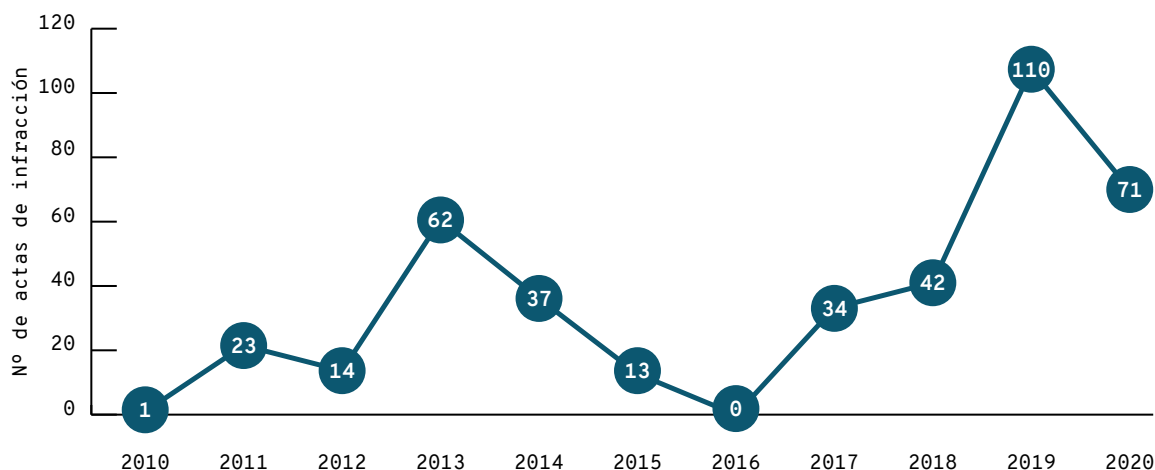
→ En 2020, se registran más comprobaciones por embarcación de vigilancia en Formentera (7.066) y en Mallorca (5.845). En Ibiza se



**Figura 13.** Número de embarcaciones comprobadas y movidas por islas en 2017. FUENTE: Conselleria de Medi Ambient i Territori e IBANAT.



**Figura 14.** Número de actuaciones por número de embarcaciones de vigilancia en cada isla en 2017. FUENTE: Conselleria de Medi Ambient i Territori e IBANAT.



**Figura 15.** Número de actas de infracción por fondeo indebido de los Agentes de Medio Ambiente en todas las Islas Baleares, sin incluir Cabrera. FUENTE: Conselleria de Medi Ambient i Territori e IBANAT.

- observa una disminución de las comprobaciones con respecto a la temporada anterior (pasando de 10.640 a 1.774).
- En 2020, la isla donde se deben mover más barcos —por embarcación de vigilancia— con fondeo indebido sobre posidonia es Mallorca (775), seguida de Menorca (421), Ibiza (253) y Formentera (44).
- El número de embarcaciones revisadas con fondeo indebido disminuye del 17 % en 2018 al 9,9 % en 2019, y al 7,8 % en 2020.
- El tipo de embarcación que más se ha asesorado para el fondeo en la temporada 2020 es la de pequeña eslora (0-15 m) de Mallorca, con un total de 3.381. Las embarcaciones asesoradas de mayor eslora (> 25 m) se concentran en las Pitiusas (en 2019) y en Menorca (en 2020).
- Desde el año de aprobación del Decreto Posidonia (2018, 42 actas), las actas de infracción por fondeos indebidos sobre fondos de posidonia ascienden a más del doble en 2019 (110 actas). En 2020 se levantan 31 actas de infracción menos que el año anterior (71).

#### CITAR COMO

BARRIENTOS, N.; VAQUER-SUNYER, R.; IBANAT (2021) «Servicio de Vigilancia de la Posidonia». En: Vaquer-Sunyer, R.; Barrientos, N. (ed.). *Informe Mar Balear 2021* <<https://informemarbalear.org/es/respuesta-social/imb-servei-de-vigilancia-posidonia-esp.pdf>>.

En la elaboración de este capítulo han participado:  
Natalia Barrientos, Raquel Vaquer-Sunyer y Blanca Ribas-Villalta.

# Educación ambiental marina

1. Porcentajes de interés
2. Porcentajes de oferta y demanda
3. Porcentajes de barreras más citadas en actividades de educación ambiental marina)

Se entiende por educación ambiental marina aquella práctica que pretende acercar las personas al mar para que este mejore su estado. Los objetivos de la educación ambiental marina consisten en promover (1) la acción para la mejora ambiental, (2) el trato de las problemáticas existentes y (3) el cambio social, utilizando herramientas de comunicación, divulgación, información, concienciación y sensibilización.

Una de las claves para la mejora de los ecosistemas marinos es implicar a la sociedad en actividades de educación ambiental marina. Estas actividades pueden ser realizadas por parte de todos los sectores de las Islas Baleares (sector público, privado y tercer sector). Por tanto, para mejorar la situación de la educación ambiental marina es necesario conocer el interés de cada sector en promover actividades de este tipo, la oferta y la demanda existentes y las principales barreras encontradas.

## METODOLOGÍA

Los resultados proceden de tres estudios internos de consultorías de Mallorca,<sup>1</sup> Menorca<sup>2</sup> y las Pitiusas<sup>3</sup> encargados por la Fundación Marilles para el análisis de las siguientes preguntas:

- ¿Qué entidades se dedican a la educación ambiental marina o tienen interés en ello?
- ¿Cuál es la oferta y la demanda existentes?
- ¿Qué barreras limitantes se encuentran para la expansión de la oferta educativa?

Las principales herramientas utilizadas para responder estas preguntas constan de:

- A. Una búsqueda inicial en la red de los principales agentes identificados en educación ambiental marina.
- B. Realización de cuestionarios *online* a las distintas entidades encontradas en (A) utilizando la extensión Google Forms (Tabla 1). Los cuestionarios se complementaron con entrevistas telefónicas/presenciales para la constatación y mejora de la información adquirida y recogida de percepciones.

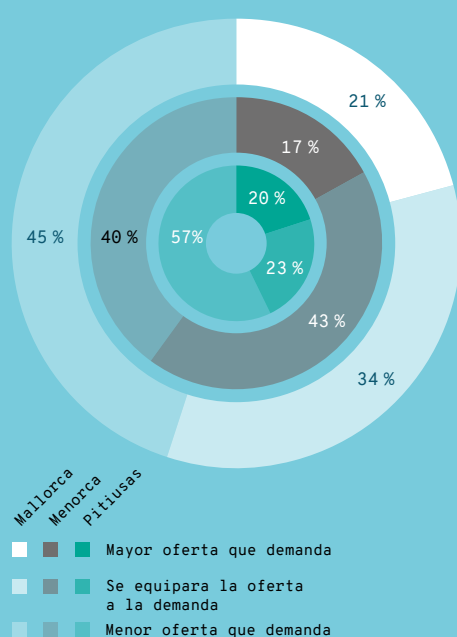


## ¿QUÉ ES?

Actividad que utiliza herramientas de comunicación, divulgación, información y concienciación para acercar las personas al mar. Tiene como objetivo principal mejorar el estado del mar, ya que su práctica invita a la actuación, a tratar las problemáticas existentes y al cambio social. Estas prácticas pueden realizarse por parte de todos los sectores de las Islas (público, privado y tercer sector).

## RESULTADOS

Se identifican 5 sectores implicados en educación ambiental marina en Baleares: (1) instituciones públicas, (2) tercer sector, (3) centros educativos, (4) sector privado y (5) entidades de tiempo libre. En general, existe oferta de actividades entre los distintos sectores, pero todavía la demanda de actividades es mayor que la oferta en todas las Islas.

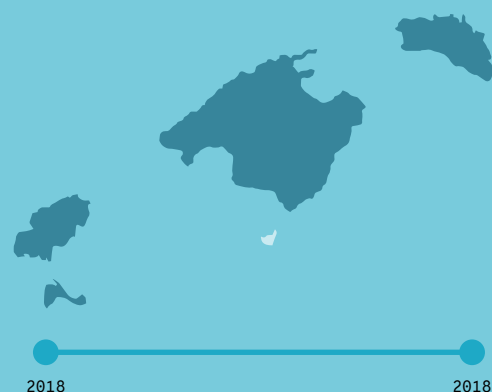


Relación del porcentaje de oferta y demanda en actividades de educación ambiental marina de todos los sectores de las Islas Baleares. FUENTES: Ribas-Villalta (2018), Viladomat-Rojo (2018), Pi-Cunningham (2019).

## ¿POR QUÉ?

Ofrece una orientación sobre la respuesta y el interés de la sociedad en conocer el medio marino para promover su buen estado de conservación. También identifica las problemáticas principales que impiden cubrir la demanda de actividades de educación ambiental marina.

## LOCALIZACIÓN

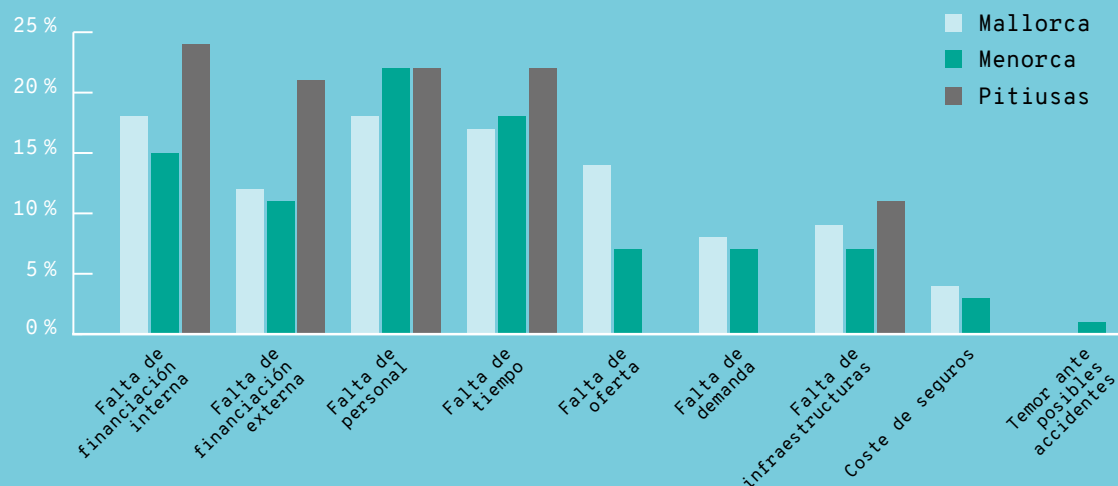


## METODOLOGÍA

Se analizan las siguientes preguntas por medio de encuestas:

- ¿Qué entidades se dedican a la educación ambiental marina o muestran interés en ella?
- ¿Cuál es la oferta y la demanda existentes?
- Qué barreras limitantes se encuentran para la expansión de la oferta educativa?

Las principales barreras encontradas para la realización de actividades de educación ambiental marina son similares en todas las Islas. Se citan principalmente: la falta de recursos económicos tanto internos como externos, la falta de personal y la falta de tiempo.



Porcentaje de barreras más citadas por islas en la realización de actividades de educación ambiental marina. FUENTE: Ribas-Villalta (2018), Viladomat-Rojo (2018), Pi-Cunningham (2019).

Questionario 1	Educación ambiental marina en las Islas Baleares
Datos generales	Nombre, localidad, sector, página web
Datos de contacto	Persona responsable, nombre, cargo, teléfono, correo electrónico
Oferta	¿Llevan a cabo actividades de educación ambiental marina? (Sí/No) ¿Estarían interesados/as en promoverlas? (Sí/No) "En el caso de representar a un centro escolar: ¿se ofrecen actividades extraescolares del sector marino/marítimo/náutico? (Sí/No)" ¿Estarían interesados/as en ampliar la oferta extraescolar de su centro? (Sí/No)
Demanda	¿Qué demanda general real existe de actividades de educación ambiental marina? (Mayor oferta que demanda / Se equipara la oferta a la demanda / Menor oferta que demanda)
Barreras	"¿Qué barreras les impiden llevar a cabo más actividades en el sector de la educación ambiental marina? (Falta de tiempo, falta de recursos económicos internos, falta de financiación externa, falta de infraestructura, falta de personal, falta de oferta, falta de demanda, temor ante posibles accidentes, coste de los seguros, otros)"
Recomendaciones	"Sugerencias o recomendaciones para solventar las barreras y para ampliar la oferta de equipamientos"

**Tabla 1.** Cuestionario empleado para conocer la situación de la educación ambiental en Baleares. FUENTES: Ribas-Villalta,<sup>1</sup> Viladomat-Rojo,<sup>2</sup> Pi-Cunningham.<sup>3</sup>

Las principales limitaciones en la metodología de este estudio radican en el muestreo incompleto (bajo volumen de respuestas por parte de las entidades) y, por lo tanto, los resultados estadísticos no deben considerarse extrapolables al sector o área de estudio. También es preciso considerar que algunas preguntas de los cuestionarios se han podido confundir o malinterpretar, lo cual afecta a la fiabilidad de los datos. Para solucionar este punto se complementaron los cuestionarios con el contacto telefónico o presencial.

## RESULTADOS

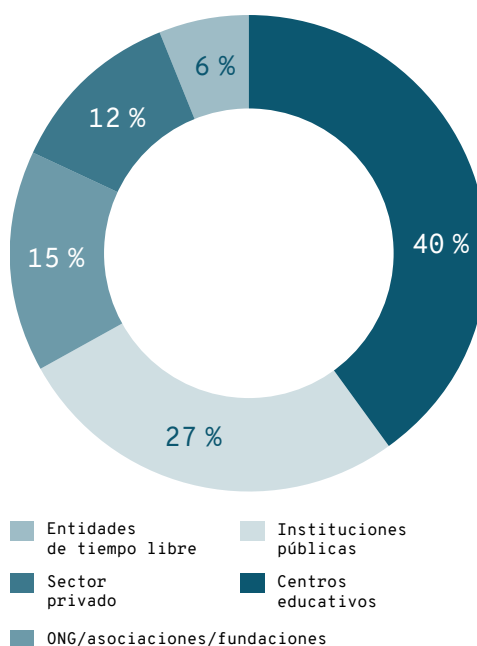
Se han identificado cinco sectores implicados en educación ambiental marina en Baleares:

- 1. Instituciones públicas (estatal, autonómico, insular, local).
- 2. Tercer sector (ONG/asociaciones/fundaciones).
- 3. Centros educativos (públicos, privados, concertados). El número de centros educativos ecoambientales de la Conselleria d'Educació, Universitat i Recerca para el curso 2018/2019 es de 143: 82 en Mallorca, 38 en Ibiza, 16 en Menorca y 4 en Formentera.
- 4. Sector privado, representantes mayoritarios de la oferta de actividades (empresas que se dedican a la educación ambiental, asociaciones de trabajadores, clubs de buceo, clubs náuticos).

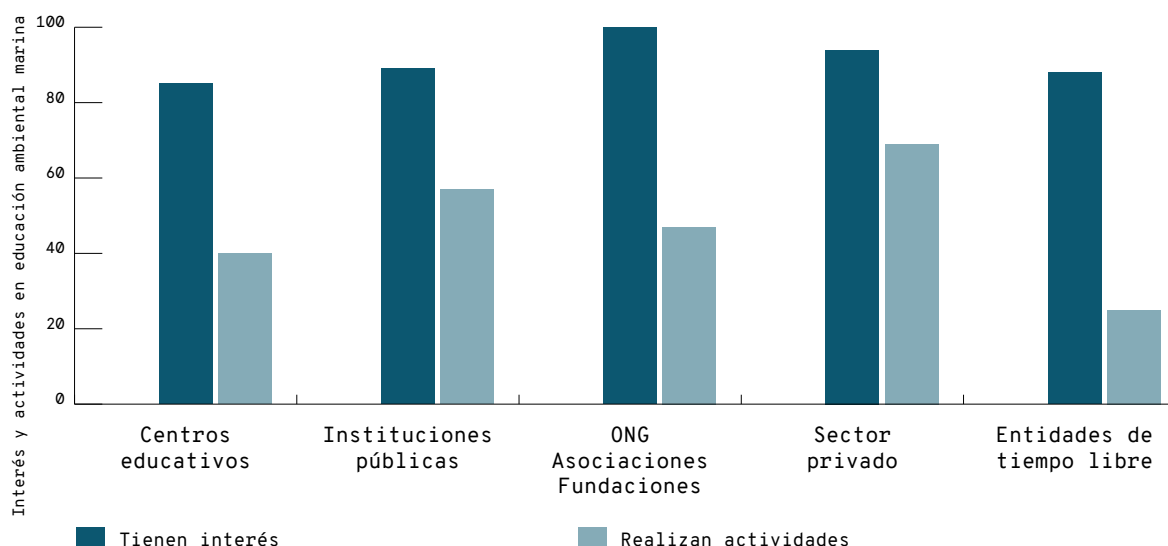
- 5. Entidades de tiempo libre (centros de educación para el tiempo libre, escuelas).

## Mallorca

El volumen de respuestas al cuestionario es bajo: 131 respuestas (22 % de participación). El porcentaje de respuestas por sectores muestra, de mayor a menor participación: centros educativos (40 %), instituciones públicas (27 %), ONG/asociaciones/fundaciones (15 %), sector privado (12 %) y entidades de tiempo libre (6 %) (Figura 1).



**Figura 1.** Porcentajes de participación del cuestionario (Tabla 1) de los distintos actores de Mallorca implicados en educación ambiental marina. FUENTE: Ribas-Villalta.<sup>1</sup>



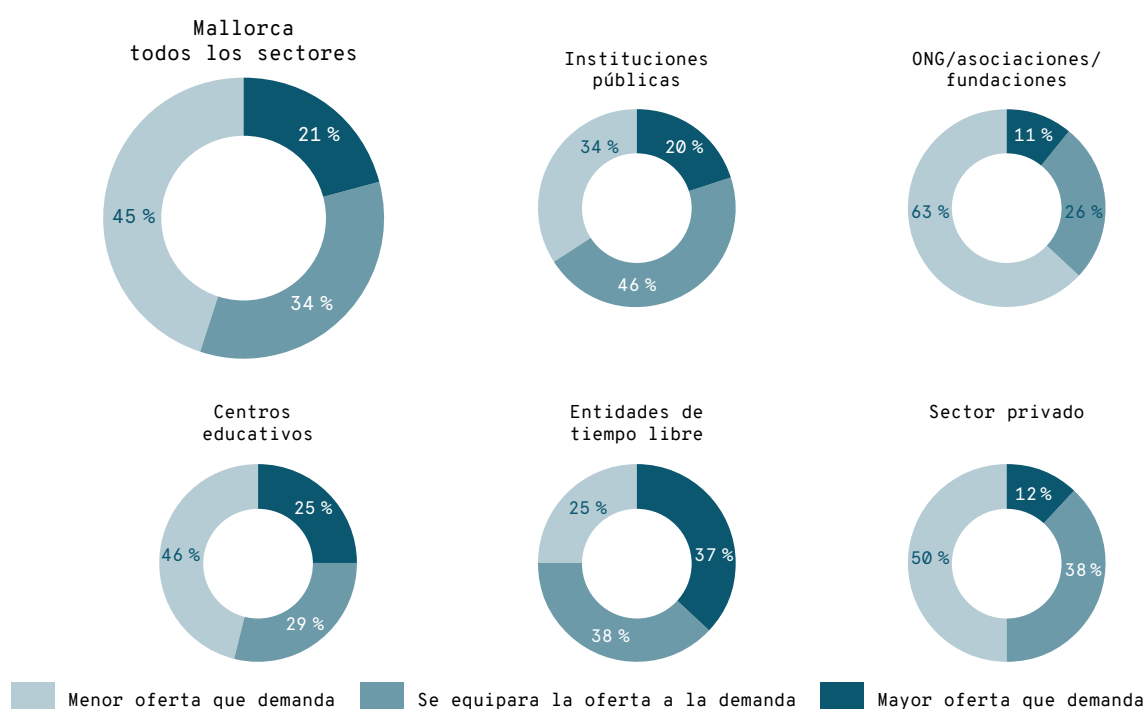
**Figura 2.** Porcentajes de interés en actividades de educación ambiental marina por parte de los cinco sectores en Mallorca. FUENTE: Ribas-Villalta.<sup>1</sup>

El porcentaje de interés en promover actividades relacionadas con la educación ambiental marina refleja una elevada demanda (>80 %) por parte de todos los sectores de Mallorca (Figura 2). La realización de actividades es menor al interés en todos los sectores, siendo superior en el sector privado (69 %), seguido de las instituciones públicas (57 %), ONG/asociaciones/fundaciones (47 %), centros educativos (40 %) y, por último, entidades de tiempo libre (25 %).

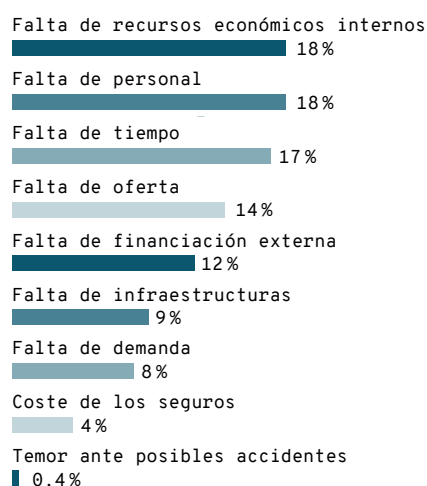
En los sectores de Mallorca suele ser menor la oferta que la demanda de actividades de educación ambiental marina, a excepción de las instituciones públicas y las entidades de tiempo libre (Figura 3). El sector que mayor demanda tiene frente a la oferta es el de ONG/asociaciones/fundaciones, con un

63 %. El sector con mayor oferta frente a la demanda son las entidades de tiempo libre, con un 37 %.

Los principales factores limitantes más citados en el desarrollo de iniciativas en Mallorca son: la falta de personal y recursos económicos internos/externos, la falta de tiempo, la falta de oferta/demanda y la falta de infraestructuras (Figura 4). Además de las barreras citadas en la Figura 4, la proximidad al mar también se ha mencionado como barrera en los municipios de interior, donde los centros educativos, ayuntamientos y entidades de tiempo libre suelen enfocarse hacia otras áreas de la educación ambiental. Los centros educativos y las asociaciones destacan la falta de coordinación y apoyo entre las distintas entidades que forman sus sectores.



**Figura 3.** Porcentajes de oferta vs. demanda en actividades de educación ambiental marina de todos los sectores de Mallorca. FUENTE: Ribas-Villalta.<sup>1</sup>



**Figura 4.** Porcentajes de las barreras más citadas para impulsar actividades de educación ambiental marina en Mallorca. FUENTE: Ribas-Villalta.<sup>1</sup>

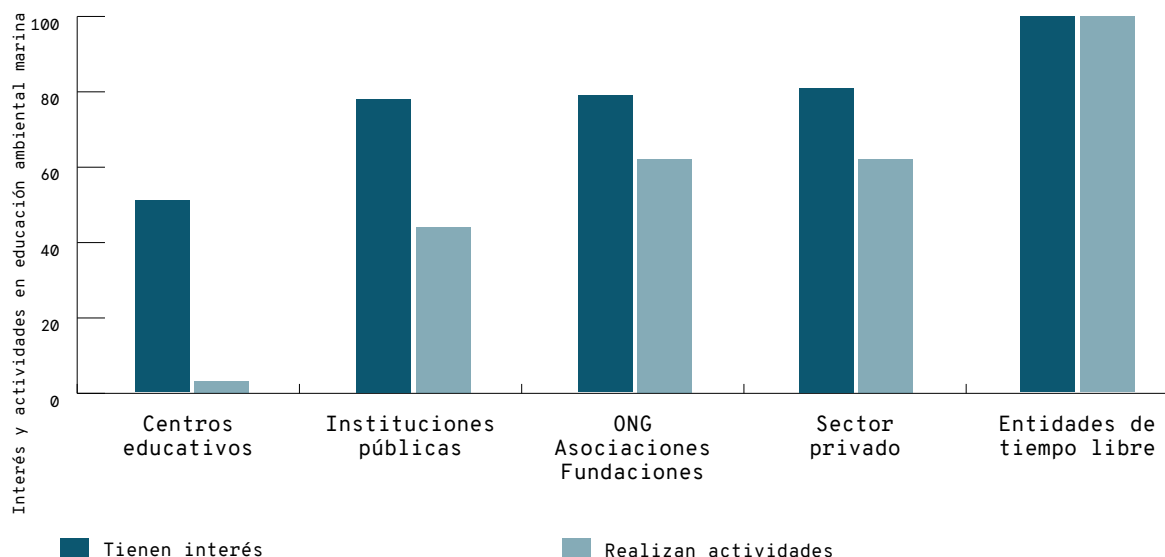
## Menorca

En Menorca, se enviaron 167 cuestionarios *online*, se contactó por teléfono con 92 entidades y se realizaron 11 entrevistas presenciales (7 a centros educativos y 4 a instituciones públicas).

El 69 % de todas las entidades están interesadas en promover la educación ambiental marina

(Figura 5). Por sectores, un 100 % de entidades de tiempo libre; un 81 % de ONG/asociaciones/fundaciones; un 79 % de instituciones públicas; un 78 % de sector privado y, en último lugar, un 51 % de centros educativos.

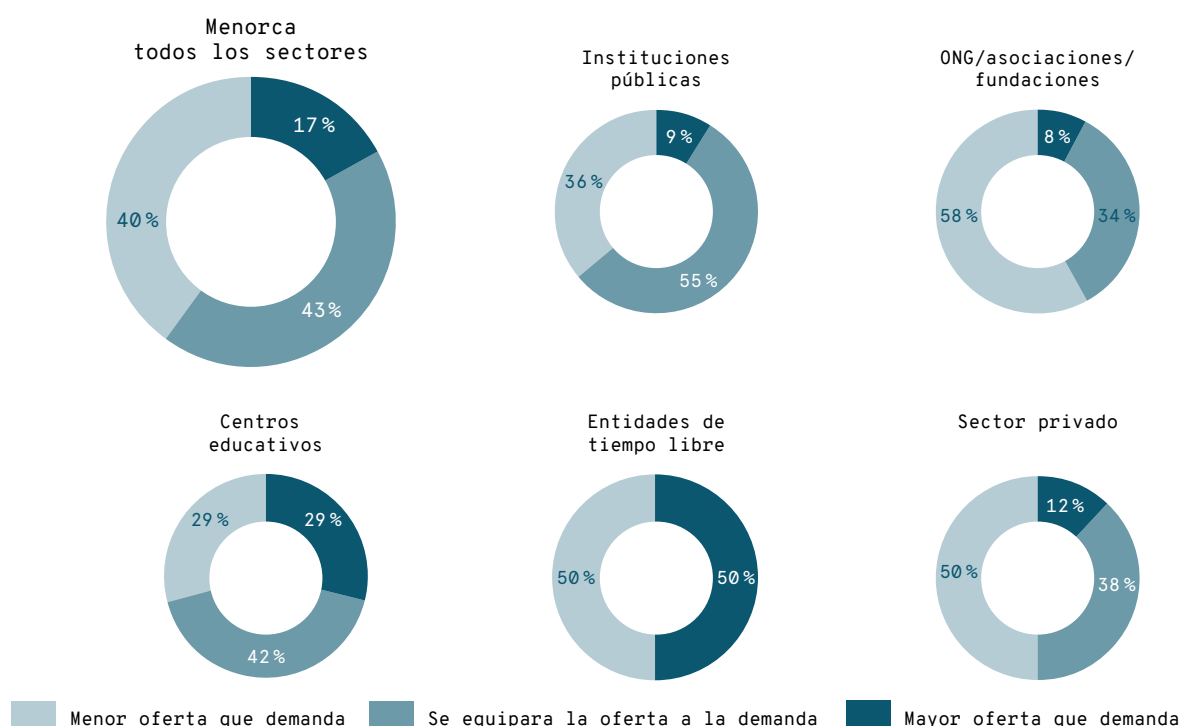
La mayor parte de las entidades consultadas no realizan actividades de educación ambiental marina, pero sí relacionadas con la educación ambiental. Ello puede deberse al mayor desconocimiento del ecosistema marino por parte de la sociedad. El 63 % de las entidades estudiadas no realizan actividades relacionadas con la educación ambiental marina. Sí que realizan actividades el 3 % de los centros educativos, el 44 % del sector privado, el 62 % de instituciones públicas y ONG/asociaciones/fundaciones y el 100 % de entidades de tiempo libre (Figura 6). Destaca el bajo porcentaje por parte de los centros educativos, aunque es preciso considerar que los resultados solo hacen referencia a los recursos internos de cada entidad (muchas escuelas traen personal externo para realizar talleres, charlas o salidas).



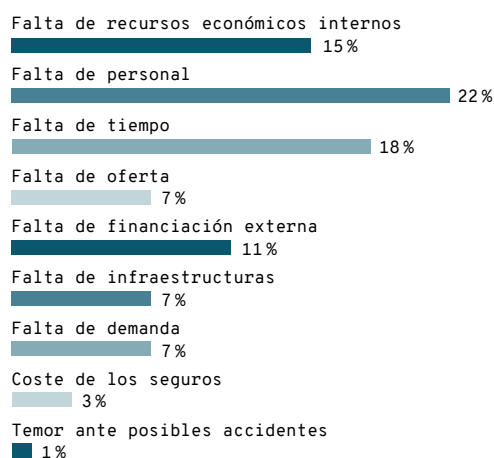
**Figura 5.** Porcentajes de interés en realizar actividades de educación ambiental marina por parte de los distintos sectores de Menorca. FUENTE: Viladomat-Rojo.<sup>2</sup>

La demanda se equipara o es mayor que la oferta cuando se analizan todos los sectores de Menorca en conjunto (Figura 6). La oferta es baja (17 %), aunque las entidades se disponen a fomentar actividades de educación ambiental marina. Se suele conocer la oferta local pero no resulta fácil encontrar la información de entidades que trabajan en planos más amplios. Por sectores, las entidades de tiempo libre son las que muestran mayor oferta que demanda (50 %), y el tercer sector, el que menor (8 %).

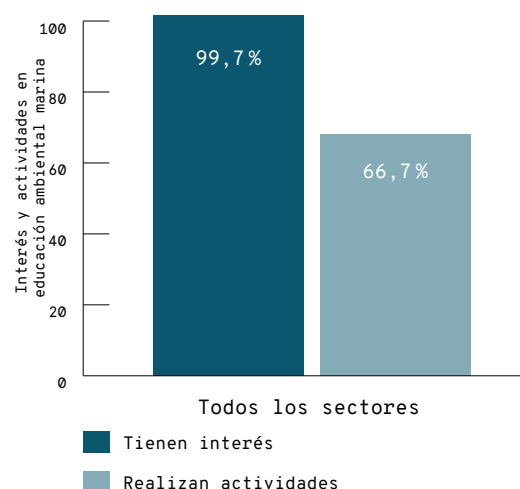
Las principales barreras citadas en los sectores de Menorca han sido la falta de personal, de tiempo, de recursos económicos internos/externos (Figura 7). En particular, las instituciones públicas y el sector de ONG, asociaciones y fundaciones mencionan la falta de personal como barrera principal. Las entidades de tiempo libre y los centros educativos citan con mayor frecuencia la falta de tiempo. El sector privado cita ambas opciones, falta de tiempo y falta de personal.



**Figura 6.** Porcentajes de oferta vs. demanda de actividades de educación ambiental marina de todos los sectores de Menorca. FUENTE: Viladomat-Rojo.<sup>2</sup>



**Figura 7.** Datos porcentuales por tipo de barrera presentes en conjunto y en cada una de las 5 entidades estudiadas de Menorca. FUENTE: Viladomat-Rojo.<sup>2</sup>



**Figura 8.** Porcentaje de interés y actividades en educación ambiental marina de todos los sectores de las Pitiusas en conjunto. FUENTE: Pi-Cunningham.<sup>3</sup>

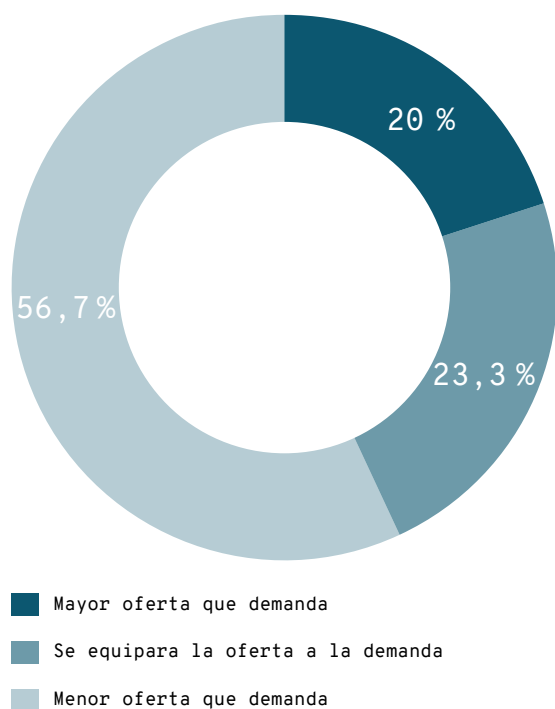
## Islas Pitiusas

En Ibiza y Formentera se enviaron 240 cuestionarios que fueron contestados por 98 entidades, lo que supone un 41 % de participación.

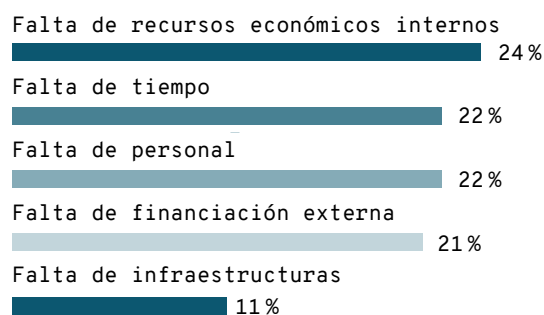
El 66,7 % de todos los sectores en conjunto realiza actividades de educación ambiental marina y el 96,7 % tiene interés en promoverlas (Figura 8). En los centros escolares, el 12,8 % ofrece actividades extraescolares de educación ambiental marina y el 63,9% estaría interesado en ampliar la oferta.

En el 56,7 % de todos los sectores es menor la oferta que la demanda (Figura 9). Lo contrario se considera en un 20 %, mientras que se equiparan la oferta y demanda en un 23,3 %. No existen datos aislados de cada sector de las Pitiusas, solo en conjunto.

Las principales barreras para fomentar la educación ambiental marina en las Pitiusas se atribuyen a la falta de recursos económicos internos (24 %), falta de tiempo (23 %), falta de personal (22 %), falta de financiación externa (21 %) y, en menor cantidad, falta de infraestructuras (11%) (Figura 10).



**Figura 9.** Relación del porcentaje de oferta y demanda en actividades de educación ambiental marina de todos los sectores de Ibiza. FUENTE: Pi-Cunningham.<sup>3</sup>



**Figura 10.** Porcentaje de barreras citadas para el fomento de actividades de educación marina en todos los sectores de Ibiza. FUENTE: Pi-Cunningham.<sup>3</sup>

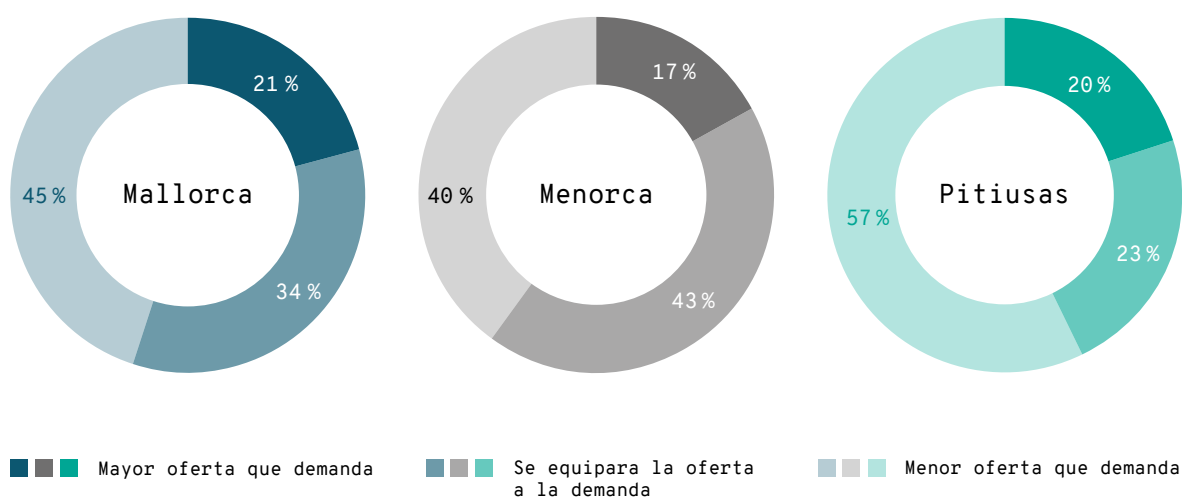
## CONCLUSIONES

En general, existe una oferta bastante amplia de actividades en todas las islas, pero no llega a cubrir la demanda (Figura 11). Los porcentajes de oferta mayor a la demanda son bastante similares en todas las Baleares, variando entre el 17-21 %. En los casos donde se igualan la oferta y la demanda, existe más heterogeneidad en los resultados entre islas. Menorca presenta el mayor porcentaje (43 %), seguida de Mallorca (34 %) y las Pitiusas (23 %). Finalmente, en las Pitiusas la oferta es menor que la demanda en el 57 % de los casos; les sigue Mallorca con un 45 % y Menorca con un 40 %.

Sería preciso aprovechar el interés de las entidades de los diferentes sectores para potenciar actividades de educación ambiental marina.

Las principales limitaciones reportadas son (1) falta de coordinación e información; (2) falta de diversificación de la oferta en cuanto a contenidos y destinatarios; y (3) falta de personal cualificado y de tiempo, lo que se traduce en una falta de financiación.

Aunque los datos presentados son bastante limitantes, es preciso considerar que su riqueza radica en la recogida de contactos e información cualitativa por medio de encuestas. A través de encuestas anuales podrían realizarse mejoras en la información sobre indicadores de educación ambiental marina. Deberían añadirse nuevos indicadores como, por ejemplo, el número de alumnos que realizan actividades de educación ambiental marina en las Baleares.



**Figura 11.** Porcentajes de oferta respecto a la demanda en actividades de educación ambiental marina en todas las Islas Baleares. FUENTES: Ribas-Villalta,<sup>1</sup> Viladomat-Rojo,<sup>2</sup> Pi-Cunningham.<sup>3</sup>

---

## REFERENCIAS

<sup>1</sup> RIBAS-VILLALTA, B. (2018). «Mallorca: Educación ambiental marina. Agentes implicados, oferta, demanda y barreras». [Informe inédito para la Fundación Marilles].

<sup>2</sup> VILADOMAT-ROJO, M. (2018). «Menorca: Educación ambiental marina. Agentes implicados, oferta, demanda y barreras». [Informe inédito para la Fundación Marilles].

<sup>3</sup> PI-CUNNINGHAM, A. (2019). «Pitiusas: Educación ambiental marina. Agentes implicados, oferta, demanda y barreras». [Informe inédito para la Fundación Marilles].

---

## CITAR COMO

BARRIENTOS, N.; VAQUER-SUNYER, R.; RIBAS-VILLALTA, B. (2020) «Educación ambiental marina». En: Vaquer-Sunyer, R.; Barrientos, N. (ed.). *Informe Mar Balear 2020* <<https://www.informemarbalear.org/es/respuesta-social/imb-educacion-ambiental-marina-esp.pdf>>



En la elaboración de este capítulo han participado:

Raquel Vaquer-Sunyer, Natalia Barrientos, Macarena Marambio, Sandra Espeja y Joaquim Garrabou.

# Ciencia ciudadana marina

1. Número de proyectos
2. Número de observaciones (totales y validadas)
3. Número de observaciones en áreas marinas protegidas
4. Número de especies por grupo taxonómico
5. Impacto científico: número de publicaciones y número de presentaciones en congresos

Para lograr mejorar la conservación marina se requiere optimizar la gestión, y para ello sin duda se necesita información que respalde unas actuaciones y no otras. Si bien el sector de la investigación debe cubrir esa necesidad de información, es imposible saber todo lo que sucede solo con la implicación de los equipos científicos actuales. Por ello, la aportación ciudadana se hace imprescindible. La ciencia ciudadana es muy importante, ha tomado mucha fuerza y ha venido para quedarse, ya que cualquier persona puede convertirse en los ojos de la ciencia.

Cualquiera puede encontrarse en el momento adecuado en el lugar correcto para hallar una evidencia científica importante. Bajo esta premisa, la ciencia ciudadana es de vital importancia y una pieza fundamental en la recolección de datos científicos (elementos esenciales para llevar a cabo cualquier investigación científica). Además de su potencial como generadora de datos, esta disciplina ayuda a difundir y sensibilizar sobre conservación marina. Mediante la propia experiencia, las personas que colaboran aprenden y aumentan su conocimiento mientras ayudan a equipos científicos.

Con la suma de toda la información adquirida de maneras muy diversas, los proyectos científicos se nutren de datos para generar conocimiento más riguroso que pueda ayudar a la Administración a tomar decisiones de gestión más adecuadas a la realidad.

## DEFINICIÓN

«La ciencia ciudadana se refiere a la participación del público en general en las actividades de investigación científica, donde la ciudadanía contribuye activamen-

te a la ciencia, ya sea con su esfuerzo intelectual, con conocimiento o con sus herramientas y sus recursos» (Libro blanco sobre ciencia ciudadana).<sup>1</sup>

## ANTECEDENTES

La ciencia ciudadana se está consolidando en las Islas Baleares. Actualmente coexisten diversas iniciativas (cada una con sus especificidades) que comparten el mismo objetivo: generar espacios donde la población pueda contribuir a la generación de datos. Por un lado, se encuentra la plataforma de ciencia ciudadana marina Observadores del Mar, coordinada desde centros del Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC) (ICM, CEAB e IMEDEA) y que cuenta con la participación de expertos de diferentes centros de investigación, nacionales e internacionales; empezó a funcionar en 2012 en el Institut de Ciències del Mar (ICM), pero enseguida se unió a los equipos científicos de investigación del Institut Mediterrani d'Estudis Avançats (IMEDEA) y del Centre Oceanogràfic de Balears-Instituto Español de Oceanografía (COB-IEO), entre otros.

## ¿QUÉ ES?

Se refiere a la participación del público en las actividades de investigación científica, donde la ciudadanía contribuye activamente con su esfuerzo intelectual, con conocimiento o con sus herramientas y sus recursos.<sup>1</sup>

## ¿POR QUÉ?

La ciencia ciudadana marina aúna ciencia y sociedad. Por un lado, la sociedad aporta datos relevantes para la ciencia y, por el otro, la ciencia se acerca a la sociedad y ayuda a sensibilizar sobre problemas de conservación marina. En los últimos años la ciencia ciudadana se está consolidando en las Islas Baleares.

## METODOLOGÍA

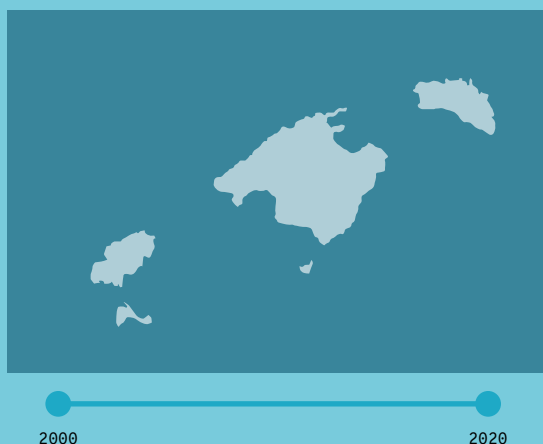
Actualmente coexisten diversas iniciativas:

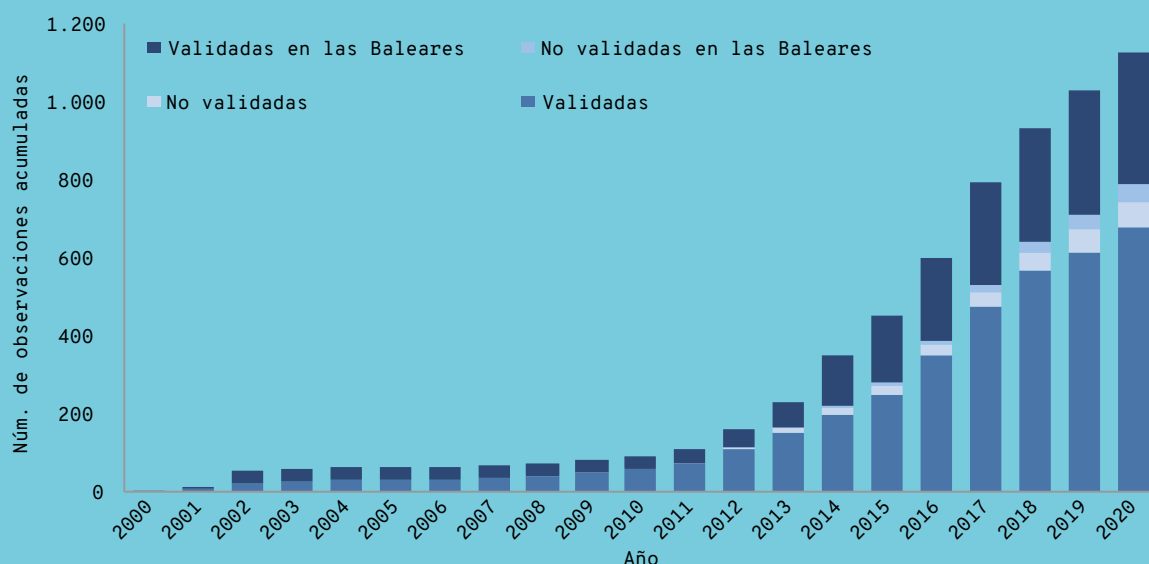
- La plataforma de ciencia ciudadana marina Observadores del Mar (coordinada desde centros del Consejo Superior de Investigaciones Científicas, CSIC).
- Proyecto DAPER —Datos de Peces Raros— del Servei de Protecció d'Espècies de la Conselleria de Medi Ambient y el Servei de Recursos Marins de la Conselleria d'Agricultura, Pesca i Alimentació del Govern de les Illes Balears.
- Proyecto BiodiBal, de la Universitat de les Illes Balears (UIB), mediante un convenio de colaboración entre la UIB y Red Eléctrica de España.
- Proyecto «Los ojos del mar», iniciado en 2020 por el Observatori Socioambiental de Menorca (OBSAM).

Presentamos datos de Observadores del Mar, por ser la plataforma en la que encontramos mayor diversidad de datos.<sup>2</sup> En versiones futuras del INFORME MAR BALEAR esperamos poder incluir datos del resto de iniciativas de ciencia ciudadana marina.

Los datos sobre el número de observaciones se presentan según el número de observaciones totales subidas a la plataforma ([www.observadoresdelmar.es](http://www.observadoresdelmar.es)) y las observaciones validadas (verificadas por expertos que conforman los equipos científicos responsables de cada proyecto posteriormente a su subida a la plataforma).

## LOCALIZACIÓN





Número de observaciones acumuladas, validadas y sin validar, de todas las áreas y de las Baleares entre los años 2000 y 2020. El total de la columna indica el número total de observaciones, mientras que los colores indican la procedencia (Baleares, otros) o si han sido validadas o no (ver leyenda). FUENTE: Observadores del Mar.<sup>2</sup>

## RESULTADOS

- Actualmente, Observadores del Mar agrupa 15 proyectos activos y cuenta con un equipo de 98 investigadores pertenecientes a 46 instituciones de 15 países diferentes. Cada proyecto cuenta con una media de 360 seguidores que participan activamente en la recolección de datos y envío de observaciones.
- Se han contabilizado un total de 11.345 observaciones, de las cuales 10.261 están validadas por los equipos científicos (el 90,4 %).
- En las Baleares se han realizado 3.834 observaciones, de las cuales 3.401 están validadas. Por lo tanto, el 33,8 % de las observaciones totales y el 33,1 % de las observaciones validadas se han producido en aguas baleares.
- El número de observaciones totales por año alcanzó su máximo en 2017, con 1.975 observaciones. Para las Baleares, el año con mayor número de observaciones fue 2014, con 673 observaciones, representando un 56,5 % del total; es decir, en 2014 más de la mitad de las observaciones se realizaron en aguas baleares.
- Un total de 1.846 observaciones validadas se han realizado en zonas pertenecientes a la Red Natura 2000 de las Islas Baleares entre los años 2012 y 2020. De las observaciones totales validadas en áreas marinas protegidas (AMP), un 38,8 % se han realizado en las Baleares y el 60,8 % de las observaciones validadas de las Baleares entre 2012 y 2020 se han producido en AMP.
- En la plataforma Observadores del Mar hay observaciones de 486 especies: 243 peces, 114 crustáceos, 62 aves, 24 medusas, 18 corales, 18 algas, 5 plantas marinas y 2 moluscos.
- Entre los años 2011 y 2020 se han publicado un total de 18 artículos científicos y se han presentado 10 ponencias en congresos científicos como resultado de los datos obtenidos en esta plataforma de ciencia ciudadana.

## REFERENCIAS

<sup>1</sup> SERRANO SANZ, F. *et al.* (2014). «White Paper on Citizen Science for Europe». Socientize consortium; Universidad de Zaragoza; Zentrum für Soziale Innovation; Tecnar; Universidade Federal Campina Grande; Universidade de Coimbra, Museu da Ciência da Universidade de Coimbra. [en línea]. [https://ec.europa.eu/futurium/en/system/files/ged/socientize\\_white\\_paper\\_on\\_citizen\\_science.pdf](https://ec.europa.eu/futurium/en/system/files/ged/socientize_white_paper_on_citizen_science.pdf).

<sup>2</sup> GARRABOU, J. *et al.* (2021). «Observadores del Mar. Informe científico anual. LIFE IP INTEMARES. Gestión integrada, innovadora y participativa de la Red Natura 2000 en el medio marino español». Consejo Superior de Investigaciones Científicas; Proyecto LIFE IP INTEMARES.

Por otro lado, el Servei de Protecció d'Espècies de la Conselleria de Medi Ambient y el Servei de Recursos Marins de la Conselleria d'Agricultura, Pesca i Alimentació del Govern de les Illes Balears iniciaron en 2015 DAPER (Datos de Peces Raros).

La Universitat de les Illes Balears (UIB) también trabaja con ciencia ciudadana (sobre todo con datos de ámbito terrestre) en el proyecto BiodiBal, nacido en 2017 mediante un convenio de colaboración entre la UIB y Red Eléctrica de España.

En el año 2020, el OBSAM —Observatori Socioambiental de Menorca—, con el proyecto «Los ojos del mar» ha lanzado una petición a la ciudadanía para que ayude a detectar las posibles presiones o amenazas que pueden encontrarse en el mar. Cabe destacar que este proyecto ya establece sinergias con Observadores del Mar en varios de sus proyectos específicos.

De las iniciativas citadas, aquella donde se encuentra mayor diversidad de datos (en cuanto a rango temporal, diferentes especies y proyectos) es Observadores del Mar. Por ello iniciamos este indicador con sus datos con la intención de ir sumando información de otros proyectos en próximas ediciones del INFORME MAR BALEAR.

## METODOLOGÍA

La plataforma de ciencia ciudadana marina Observadores del Mar propone retos y proporciona protocolos científicos directos y sencillos para poder responder preguntas y acercar la ciencia a la ciudadanía. Actualmente agrupa 15 proyectos activos con su propio equipo científico experto y con diferentes objetivos y retos. Cualquier persona puede participar, darse de alta en la plataforma ([www.observadoresdelmar.es](http://www.observadoresdelmar.es)), elegir uno o más proyectos y subir una observación. Cada observación aporta los siguientes datos: posición geográfica, fotografía, fecha, tipo de evento, profundidad y atributos específicos y de contexto de cada proyecto (como por ejemplo, observación de floración, nivel de mortalidad, abundancia de basura, tipo de hábitats, etc.). El control de calidad de la base de datos generada está garantizado por parte de los equipos científicos responsables de cada proyecto, encargados de verificar todas las observaciones subidas a la plataforma. Cuando una observación ha sido verificada por el equipo científico responsable, se considera una observación validada.

La ciudadanía genera recogida de datos (observaciones) a nivel individual o colectivo (centros o clubs de buceo, organizaciones ambientales, clubs náuticos, entre otros) después de haberse registrado en la página web y haber subido una observación rellenando las fichas disponibles de cada proyecto.

Aquí presentamos datos de indicadores referidos a la actividad en esta plataforma, aportados por el equipo de

coordinación de Observadores del Mar que se extraen de su informe científico anual de 2020.<sup>2</sup> En el siguiente apartado se incluyen resultados sobre: número de proyectos; número de observaciones (totales, validadas); número de observaciones en áreas marinas protegidas (AMP) de las Islas Baleares; número de especies objeto de seguimiento y el impacto científico, número de publicaciones científicas y de presentaciones en congresos científicos. En los resultados del número de observaciones no se incluyen las del proyecto Microplastic Watchers, por tratarse de muestreos y no ser comparables con las observaciones del resto de proyectos.

En cuanto al número de observaciones por año, cabe destacar que puede haber datos anteriores al inicio del proyecto. Ello sucede porque en la plataforma de Observadores del Mar es posible subir información de cualquier año, de modo que puede nutrirse de observaciones anteriores a la fecha en la que se realiza la introducción de una observación en la página web.

## RESULTADOS

### 1. Número de proyectos

En enero de 2021, Observadores del Mar cuenta con un equipo de 98 investigadores pertenecientes a 46 instituciones de 15 países, 22 de ellas españolas y 24 instituciones extranjeras.<sup>2</sup> Actualmente, agrupa 15 proyectos activos con su propio equipo científico experto y diferentes objetivos y retos:

1. Alerta medusas
2. Algas invasoras
3. ¡Atención corales!
4. Aves marinas
5. Basura marina
6. Crustáceos decápodos
7. Desiertos submarinos
8. Familia signátidos
9. Microplastic Watchers
10. Nacras
11. Peces exóticos
12. Peces mediterráneos
13. Peces y calentamiento
14. Praderas marinas en reproducción
15. Tiburones y rayas

Cada proyecto activo tiene una media de 360 seguidores que participan activamente en la recolección de datos y el envío de observaciones.<sup>2</sup>

### 2. Número de observaciones (totales y validadas)

El número total de observaciones es de 11.345, de las cuales 10.261 están validadas (verificadas) por los equipos científicos (Tabla 1). Estos valores no incluyen resultados del proyecto Microplastic Watchers por no ser comparable con el resto de proyectos. De estas, 3.834 son observaciones realizadas en las Islas Baleares, de las que 3.401 están validadas. Ello implica que el 33,8 % de las observaciones totales y el 33,1 % de las observaciones validadas se han producido en el mar Balear.

**Tabla 1.** Número de observaciones totales (Obs. totales), observaciones validadas (Obs. validadas), observaciones totales en las Baleares (Obs. en Baleares), observaciones validadas en las Baleares (Obs. validadas en Baleares) y porcentaje de observaciones totales (% obs. totales) y validadas (% obs. validadas) realizadas en las Islas Baleares por proyecto. FUENTE: Observadores del Mar.

Proyecto	Obs. totales	Obs. validadas	Obs. en Baleares	Obs. validadas en Baleares	% obs. totales	% obs. validadas
Alerta medusas	1.451	1.281	270	246	18,6	19,2
Algas invasoras	670	637	374	348	55,8	54,6
¡Atención corales!	799	720	230	209	28,8	29,0
Aves marinas	1.059	1.059	376	373	35,5	35,2
Basura marina	234	195	77	59	32,9	30,3
Crustáceos decápodos	2.469	2.039	995	725	40,3	35,6
Desiertos submarinos	149	145	10	10	6,7	6,9
Familia signátidos	343	338	97	96	28,3	28,4
Proyecto nacras	524	447	222	192	42,4	43,0
Peces exóticos	274	272	14	14	5,11	5,1
Peces mediterráneos	3.044	2.811	1.090	1.050	35,8	37,4
Praderas marinas	259	256	79	79	30,5	30,9
Peces y calentamiento	70	61	0	0	0,0	0,0
<b>TOTAL</b>	<b>11.345</b>	<b>10.261</b>	<b>3.834</b>	<b>3.401</b>	<b>33,8</b>	<b>33,1</b>

El proyecto que cuenta con mayor número de observaciones en las Baleares es el de peces mediterráneos, con un total de 1.090 observaciones —lo que representa un 35,8 % del total de observaciones—, seguido por el de crustáceos decápodos, con 995 —40,3 % de las observaciones totales— (Tabla 1, Figura 2).

El proyecto con mayor peso de las observaciones realizadas en las Baleares es el de algas invasoras, en el que más de la mitad de observaciones provienen de sus aguas —en concreto, el 55,8 % de las observaciones— (Tabla 1, Figs. 1 y 2).

Se analizan las observaciones desde el año 2000 (Tabla 2), por lo que hay observaciones anteriores al inicio de proyectos concretos o incluso al inicio de la plataforma (2012). Ello sucede porque la herramienta web permite subir información de cualquier año, de manera que no se pierdan datos guardados de momentos anteriores al de subir una observación en la página web.

El número de observaciones totales por año ha variado entre 16 en 2005, cuando la plataforma aún no se había iniciado, y 1.975 en 2017 (Tabla 2, Figs. 1 y 3). Para las Baleares, el año con mayor número de observaciones fue 2014, con 673 observaciones, que representan un 56,5 % del total; es decir: en 2014 más de

la mitad de las observaciones se realizaron en aguas baleares (Tabla 2, Figs. 2 y 4). Este peso específico de las Baleares durante ese año es remarcable, ya que en esta plataforma se recogen datos de 28 países diferentes, sobre todo —aunque no exclusivamente— del Mediterráneo. El 87 % de observaciones a las que se puede asignar un país (10.260 observaciones que no se han registrado en aguas internacionales) provienen del Estado español. Otros países con un número considerable de observaciones son Italia, Francia, Grecia, Turquía, el Líbano y Chipre.

La media de observaciones por proyecto es de 873 observaciones, y el proyecto con mayor cantidad de observaciones, 3.044, es peces mediterráneos (Tabla 1, Figura 1). Para el cálculo de estos datos se consideraron solo 14 proyectos, ya que el proyecto de tiburones y rayas se activó en los últimos días del año 2020 y, por tanto, no se incluyó en los análisis.

### 3. Número de observaciones en áreas marinas protegidas

La plataforma ciudadana Observadores del Mar ha recopilado un total de 4.760 observaciones validadas dentro de áreas marinas protegidas (AMP) de la Red Natura 2000 entre los años 2012 y 2020.

Tabla 2. Número de observaciones totales (Obs. totales), observaciones totales en las Baleares (Obs. en Baleares), porcentaje de observaciones totales (% obs. totales) realizadas en las Baleares, observaciones validadas totales (Obs. validadas totales) y observaciones validadas en las Baleares (Obs. validadas en Baleares) por años. FUENTE: Observadores del Mar.

Año	Obs. totales	Obs. en Baleares	% obs. totales	Obs. validadas totales	Obs. validadas en Baleares
2000	19	0	0,0	19	0
2001	111	65	58,6	111	65
2002	391	231	59,1	391	231
2003	60	21	35,0	60	21
2004	30	2	6,7	30	2
2005	16	0	0,0	16	0
2006	26	4	15,4	26	4
2007	27	3	11,1	24	3
2008	62	3	4,8	62	3
2009	71	6	8,5	71	6
2010	113	11	9,7	111	11
2011	152	22	14,5	149	17
2012	510	86	16,9	472	81
2013	720	224	31,1	632	211
2014	1191	673	56,5	1.080	629
2015	1033	485	47,0	966	450
2016	1439	373	25,9	1.368	349
2017	1.975	626	31,7	1.801	545
2018	1.384	366	26,4	1.205	301
2019	958	367	38,3	725	251
2020	987	266	27,0	880	221

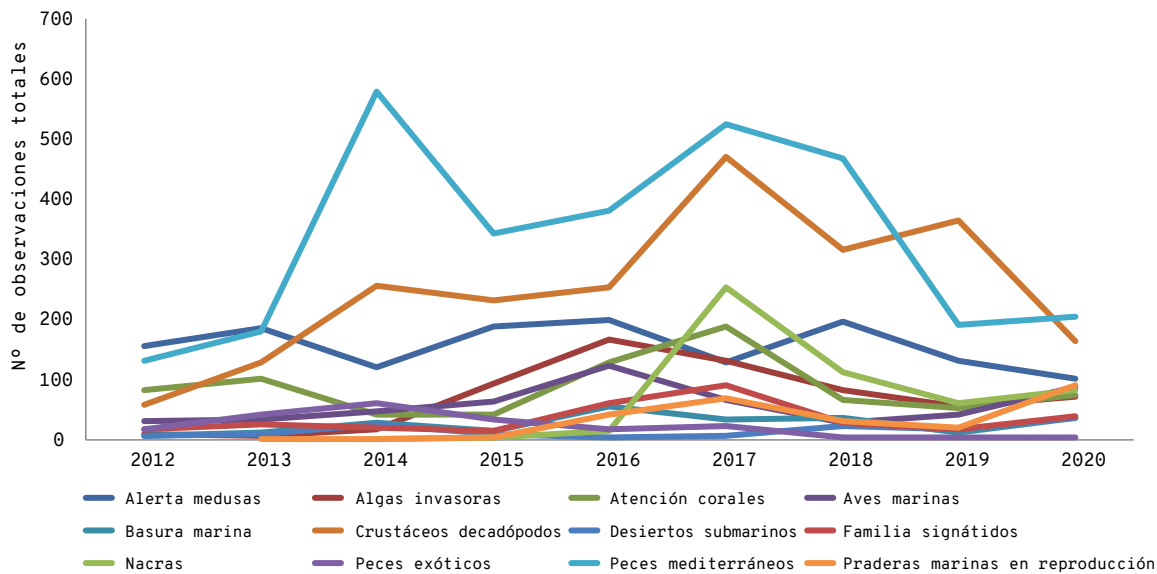
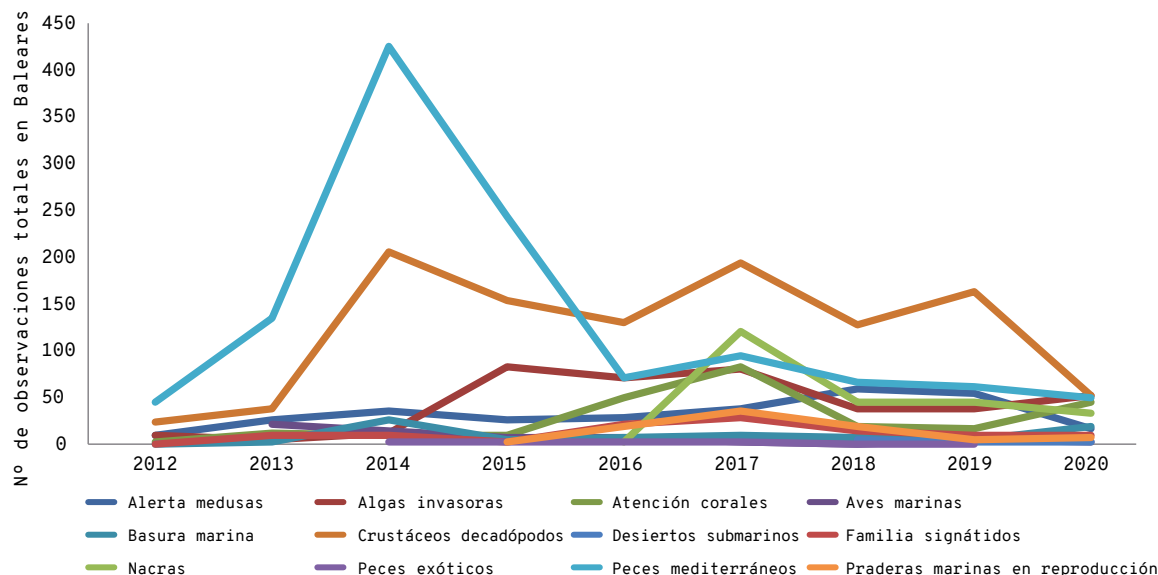
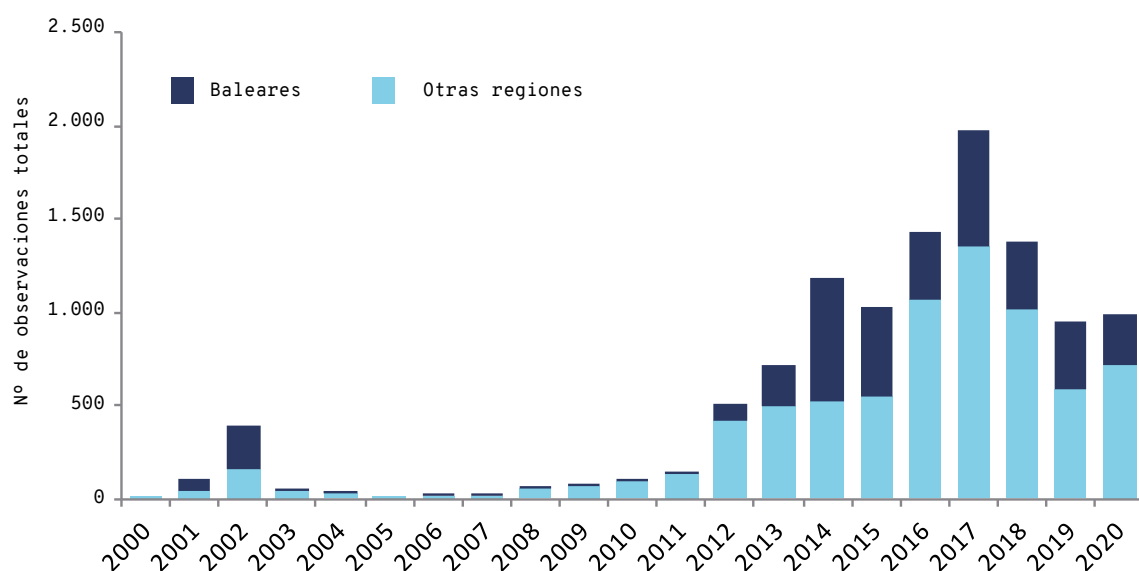


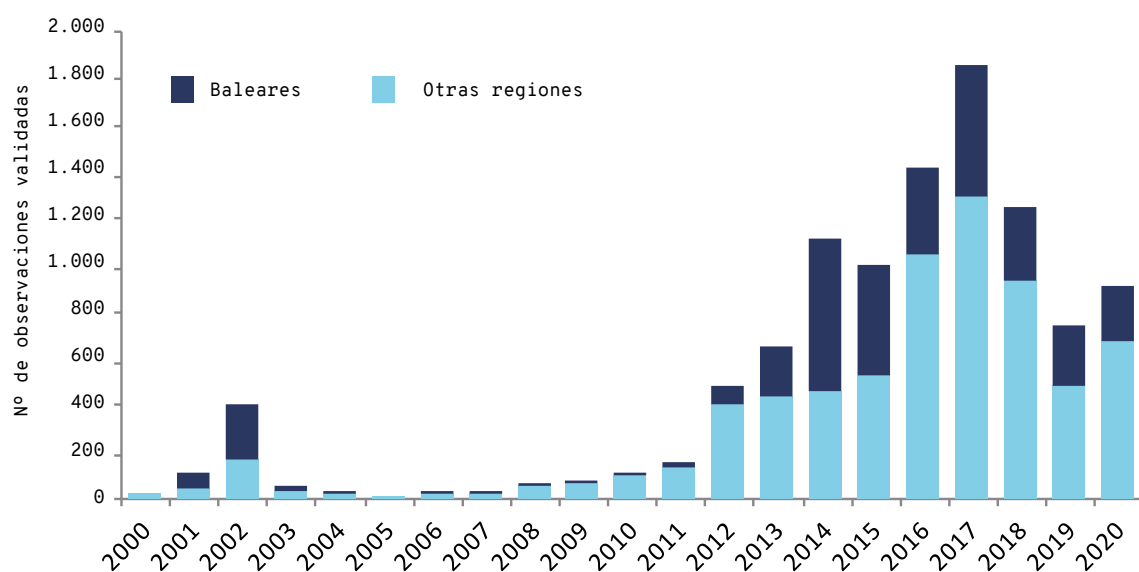
Figura 1. Número de observaciones totales por proyecto y año entre 2012 y 2020. FUENTE: Observadores del Mar.<sup>2</sup>



**Figura 2.** Número de observaciones totales en las Baleares por proyecto y año entre 2012 y 2020. FUENTE: Observadores del Mar.



**Figura 3.** Número de observaciones totales para el conjunto de observaciones y para las Baleares (en azul oscuro) entre los años 2000 y 2020. FUENTE: Observadores del Mar.



**Figura 4.** Número de observaciones validadas para el conjunto de observaciones y para las Baleares (en azul oscuro) entre los años 2000 y 2020. FUENTE: Observadores del Mar.



**Taula 3.** Número de observaciones validadas realizadas en áreas marinas protegidas de la Red Natura 2000 (RN2000) de las Islas Baleares entre los años 2012 y 2020. FUENTE: Observadores del Mar.<sup>2</sup>

Figura	Nombre del espacio RN2000	Número de observaciones
ZEPA	Espacio marino del poniente de Mallorca	856
LIC	Bahías de Pollença y Alcúdia	129
LIC	Canal de Menorca	124
LIC	Sa Dragonera	98
LIC	Archipiélago de Cabrera	77
LIC	Costa de Llevant	77
LIC	Ses Salines de Ibiza y Formentera	56
ZEPA	Espacio marino del norte de Mallorca	48
LIC	Cap Enderrocat y Cap Blanc	47
LIC	Costa oeste de Ibiza	34
LIC	Islotes de Ponent de Ibiza	26
LIC	Área marina del norte de Menorca	25
LIC	Área marina del Sur de Ciutadella	25
LIC	Montañas de Artà	22
LIC	Área marina de Tagomago	20
LIC	Cap Llentrisca - Sa Talaia	20
ZEPA	Espacio marino del levante de Ibiza	19
LIC	Área marina Punta Prima - Illa de l'Aire	16
LIC	S'Estaca - Punta de Deià	13
ZEPA	Espacio marino del sur de Mallorca y Cabrera	12
ZEPA	Espacio marino del norte y oeste de Menorca	11
LIC	Portocolom	10
LIC	De Cala de Llucalari a Cales Coves	9
ZEPA	Espacio marino de Formentera y del sur de Ibiza	9
LIC	Punta Redona - Arenal d'en Castell	9
LIC	S'Albufera des Grau	8
LIC	Área marina de Platja de Migjorn	6
LIC	Costa de Es Amunts	4
LIC	De Addaia a S'Albufera	4
LIC	Sa Costera	4
LIC	Área marina de Cala Saona	3
LIC	Cap Vermell	3
LIC	Port des Canonge	3
LIC	De Es Alocs a Fornells	2
LIC	La Trapa	2
ZEPA	Muleta	2
ZEPA	Sa Foradada	2
ZEPA	Área marina Cap de Cala Figuera	1
ZEPA	Área marina Costa de Llevant	1
LIC	Bàltx	1
LIC	Cala Figuera	1
LIC	Cap de Barbaria	1

Figura	Nombre del espacio RN2000	Número de observaciones
LIC	De S'Albufera a La Mola	1
LIC	Es Vedrà - Es Vedranell	1
ZEP	Espacio marino del poniente y norte de Ibiza	1
LIC	Punta de n'Amer	1
LIC	Son Real	1
LIC	Tagomago	1
	<b>TOTAL obs. validadas RN2000 Baleares</b>	<b>1.846</b>
	<b>% del total de observaciones en RN2000</b>	<b>38,8</b>

De estas, 1.846 observaciones pertenecen a AMP de las Islas Baleares (Tabla 3). Por lo tanto, de las observaciones validadas en AMP, un 38,8 % se han realizado en las Baleares. De las observaciones de las Baleares realizadas entre los años 2012 y 2020, más de la mitad (el 60,8 %) se han producido en áreas marinas protegidas.

#### 4. Número de especies por grupo taxonómico

El número total de especies registradas en observaciones de la plataforma Observadores del Mar es de 486, pertenecientes a 335 géneros. El mayor número de especies corresponde a los peces, con 243 especies, mientras que el grupo con menor representación son los moluscos, con 2 especies (nacra y nacra de roca). Algunos grupos taxonómicos no están recogidos en esta plataforma, como es el caso de los cetáceos o de los reptiles.

**Tabla 4.** Número de especies para las que hay observaciones en la plataforma de ciencia ciudadana marina Observadores del Mar por grandes grupos taxonómicos. FUENTE: Observadores del Mar.<sup>2</sup>

GRUPO	NÚM. DE ESPECIES
Peces	243
Aves	62
Corales	18
Medusas	24
Crustáceos	114
Plantas marinas	5
Moluscos	2
Algas	18
<b>Total</b>	<b>486</b>

#### 5. Impacto científico: número de publicaciones y número de presentaciones en congresos

Una de las maneras de medir el impacto científico de la plataforma de ciencia ciudadana Observadores del Mar es cuantificar el número de publicaciones científicas y de presentaciones a congresos.

**Tabla 5.** Número de publicaciones científicas (Núm. publicaciones) y de presentaciones en congresos científicos (Núm. presentaciones en congresos) derivadas de datos obtenidos por la plataforma de ciencia ciudadana Observadores del Mar. FUENTE: Observadores del Mar.<sup>2</sup>

AÑO	Núm. publicaciones	Núm. presentaciones en congresos
2020	5	1
2019	2	2
2018	4	1
2017	2	1
2016	1	5
2015	2	
2014	0	
2013	1	
2012	0	
2011	1	

Entre los años 2011 y 2020 ha habido un total de 18 publicaciones científicas derivadas de la plataforma Observadores del Mar. Se observa una tendencia al aumento en el número de publicaciones a lo largo del tiempo, llegando a 5 publicaciones en el año 2020 (Tabla 5).<sup>2</sup>

Entre los años 2016 y 2020 ha habido un total de 10 presentaciones en congresos derivadas de Observadores del Mar. Hubo un máximo de 5 presentaciones en el año 2016, mientras que el resto de años se han mantenido en valores de 1 o 2 presentaciones anuales (Tabla 5).<sup>2</sup>

#### CONCLUSIONES

→ Se han realizado un total de 11.345 observaciones, de las que 10.261 están validadas por los equipos científicos. Un total de 3.834 observaciones han sido realizadas en las Islas Baleares, de las que 3.401 están validadas. Por tanto, el 33,8 % de las observaciones totales y el 33,1 % de las observaciones validadas se han producido en aguas de las Baleares.

→ Se han recogido 4.760 observaciones validadas en áreas marinas protegidas (AMP) de la Red Natura 2000. De estas, 1.846 observaciones pertenecen a AMP de las Islas Baleares. De las observaciones validadas en AMP, un 38,8 % se han realizado en las Baleares; el 60,8 % de las observaciones validadas de las Baleares entre los años 2012 y 2020 se han producido en áreas marinas protegidas.

- Los diferentes proyectos recogen observaciones de un total de 486 especies: 243 peces, 114 crustáceos, 62 aves, 24 medusas, 18 corales, 18 algas, 5 plantas marinas y 2 moluscos.
- El impacto científico de los datos recogidos por la plataforma de ciencia ciudadana marina

Observadores del Mar se puede medir con el número de publicaciones y presentaciones en congresos científicos, que ha sido de 18 artículos científicos y 10 presentaciones, respectivamente, entre los años 2011 y 2020.

---

## REFERENCIAS

<sup>1</sup> SERRANO SANZ, F. *et al.* (2014). «White Paper on Citizen Science for Europe». Socientize consortium; Universidad de Zaragoza; Zentrum für Soziale Innovation; Tecnara; Universidade Federal Campina Grande; Universidade de Coimbra, Museu da Ciência da Universidade de Coimbra. [en línea]. [https://ec.europa.eu/futurium/en/system/files/ged/socientize\\_white\\_paper\\_on\\_citizen\\_science.pdf](https://ec.europa.eu/futurium/en/system/files/ged/socientize_white_paper_on_citizen_science.pdf).

<sup>2</sup> GARRABOU, J. *et al.* (2021). «Observadores del Mar. Informe científico anual. LIFE IP INTEMARES. Gestión integrada, innovadora y participativa de la Red Natura 2000 en el medio marino español». Consejo Superior de Investigaciones Científicas; Proyecto LIFE IP INTEMARES.

---

## CITAR COMO

VAQUER-SUNYER, R.; BARRIENTOS, N.; MARAMBIO, M.; ESPEJA, S.; GARRABOU, J. (2021) «Ciencia ciudadana marina». En: Vaquer-Sunyer, R.; Barrientos, N. (ed.). *Informe Mar Balear 2021* <<https://informemarbalear.org/es/respuesta-social/imb-ciencia-ciudadana-marina-esp.pdf>>.

En la elaboración de este capítulo han participado:  
Natalia Barrientos, Raquel Vaquer-Sunyer, Servei de Coordinació de Neteja de Litoral (ABAQUA),  
Montserrat Compa, Carme Alomar y Salud Deudero.

# Número de embarcaciones de limpieza de litoral y abundancia de residuos flotantes recogidos en el mar

Se define como residuo marino «cualquier material sólido persistente (manufacturado o procesado) que termina siendo descartado, depositado o abandonado en el ambiente marino y costero» (Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente).

Estos residuos afectan negativamente a las especies y a los hábitats marinos.<sup>1</sup> Por ejemplo, los plásticos suponen una de las mayores amenazas para la biodiversidad, ya que causan degeneraciones fisiológicas y biológicas en los organismos marinos por ingesta y/o impactos físicos externos. Además, ya se ha demostrado la incorporación de los plásticos en la cadena alimentaria<sup>2</sup>, cuyas repercusiones son objeto de estudio.

No solo los plásticos tienen efectos negativos sobre los organismos marinos, ya que también hay que considerar los contaminantes que se añaden a estas partículas durante su manufacturación o los que se absorben o adhieren a ellos en el medio marino,<sup>3</sup> los cuales pueden causar disrupciones endocrinas, daños celulares, alteraciones histológicas y/o tumores.<sup>4</sup>

Se tiene constancia de que el 80 % de la basura marina tiene un origen terrestre (ciudades y ríos), mientras que el 20 % restante proviene de actividades relacionadas con el mar como la pesca, la acuicultura y el transporte marítimo, entre otros.<sup>5</sup> Sin embargo, las corrientes, la hidrografía y el clima pueden transportar las basuras a zonas alejadas de su fuente de origen.<sup>6</sup> En el litoral balear se han identificado zonas más propensas a la acumulación de residuos y zonas aparentemente sin residuos, en función de los vientos y de las corrientes superficiales oceánicas.<sup>7</sup> En la actualidad, se están dirigiendo esfuerzos de investigación a monitorear los patrones de distribución de los residuos marinos en el mar Balear. Un estudio sobre los patrones espacio-temporales de residuos flotantes recogidos en aguas costeras de las Islas Baleares durante 11 años ha demostrado una distribución heterogénea, con mayores concentra-

ciones en el litoral balear principalmente durante el mes de agosto.<sup>8</sup> Adicionalmente, se ha observado que las condiciones de mar en calma facilitan la recogida y el monitoreo de los residuos marinos flotantes.

Aunque la solución directa a la contaminación marina reside en las buenas prácticas de la sociedad en materia de gestión de residuos, el sistema de recogida de residuos flotantes con embarcaciones es altamente efectivo a la hora de retirar contaminantes del litoral balear<sup>8</sup>, contribuyendo así a paliar los diversos impactos marinos que originan.

## METODOLOGÍA

En el año 2004, la Administración balear inició un plan pionero de limpieza del litoral en el Mediterráneo, llamado Coordinació de Neteja del Litoral (CNL), gestionado por el departamento de la Agència Balear de l'Aigua i la Qualitat Ambiental (ABAQUA) del Govern de les Illes Balears. El equipo de CNL se encarga del sistema de recogida de residuos flotantes mediante embarcaciones para mejorar la calidad y el aspecto de las playas y el mar Balear. En 2019, el equipo dispone de alrededor de 40 personas y 30 barcos de recogida de residuos.

En 2015, 2018-2019, la temporada de recogida se ha ampliado del 15 de mayo al 30 de septiembre, mientras que en el resto de años se llevaba a cabo de junio a septiembre. Entre los años 2004-2007 el número de embarcaciones se reforzaba durante los meses de julio y agosto.

Los residuos se clasifican en seis categorías: aceites (gasóleo, alquitrán, limpieza de sentinas), materia orgánica

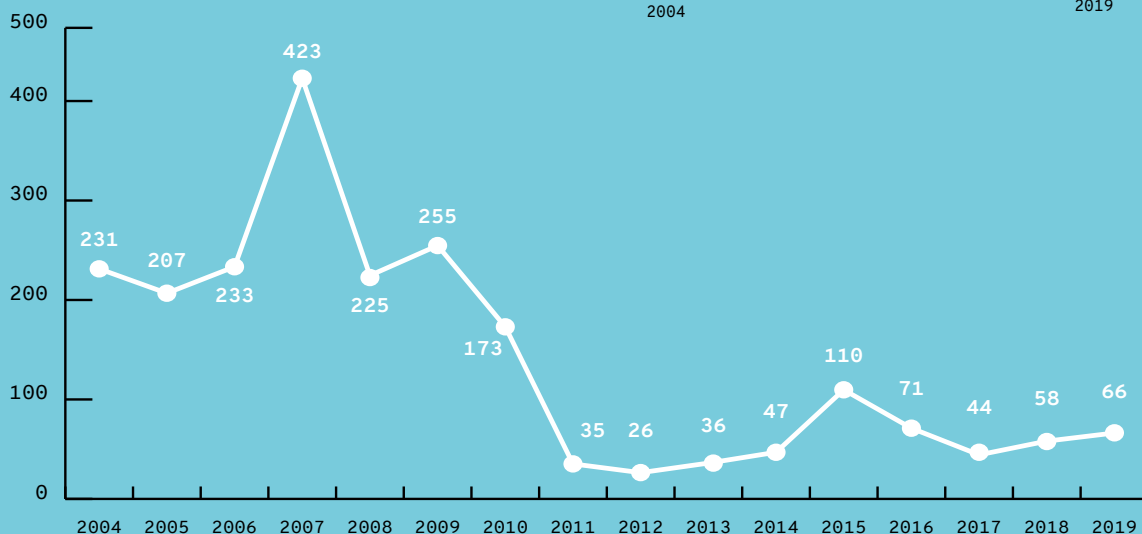
## ¿QUÉ ES?

El servicio de embarcaciones de recogida de residuos flotantes es un plan pionero en el litoral balear encargado de pesar y clasificar los materiales encontrados durante la temporada estival. Los residuos se pesan y se clasifican entre las siguientes sustancias: plásticos, maderas, vegetación, materia orgánica y otros.

## METODOLOGÍA

Desde 2004, el servicio de Coordinació de Neteja de Litoral (CNL) del ente público ABAQUA (Agència Balear de l'Aigua i la Qualitat Ambiental) se encarga de recoger residuos flotantes del litoral balear entre los meses de mayo y septiembre.

El equipo está compuesto por diferentes tipos de embarcaciones en función de su capacidad de recogida (de mayor a menor: litoral, semilitoral y playa), lo que condiciona la cantidad total de residuos que puede ser recogida. En el año 2019, existen en las Islas Baleares 26 embarcaciones de tipo playa (recogen residuos en primera línea de mar) y 4 embarcaciones de tipo semilitoral (más rápidas que las anteriores).



Evolución temporal de la cantidad de residuos flotantes recogidos en todas las Islas Baleares por embarcaciones de limpieza de litoral. FUENTE: CNL (ABAQUA).

## RESULTADOS

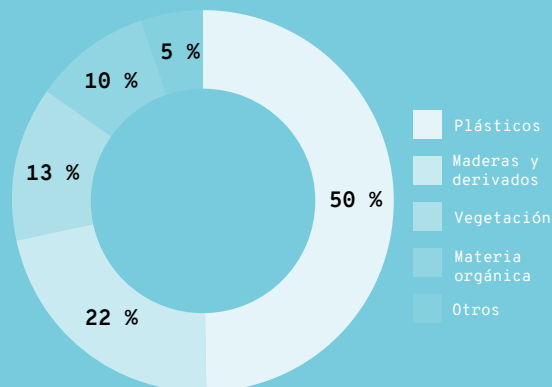
Desde 2004 hasta 2019, el servicio de CNL ha recogido 2.240 t de residuos, lo que supone una media de 140 t al año. Estas cantidades recogidas no son homogéneas a lo largo de los años, ya que la cantidad disminuye notablemente a partir de 2011 ( $\leq 110$  t) debido a la eliminación de las embarcaciones tipo litoral.

En la temporada de 2019, 30 embarcaciones de limpieza han recogido un total de 66 t de residuos flotantes: 42 t en Mallorca, 13 t en Menorca, 10 t en Ibiza y 2 t en Formentera. De estos, la mitad de la cantidad en peso recogida del litoral balear es plástico. Le siguen las maderas y derivados (22 %), vegetación (13 %), materia orgánica (10 %) y otros. No se han recogido cantidades significativas de vertidos de aceites (0,1 %).

## ¿POR QUÉ?

La información sobre el número de embarcaciones de limpieza de litoral y la cantidad en peso y tipo de material recogidos permite obtener un seguimiento de los residuos marinos que frecuentan el mar Balear. La extracción de estos residuos es de gran importancia, ya que generan impactos negativos medioambientales y económicos (especialmente en el sector pesquero y turístico). Estos datos contribuyen a definir mejoras en la gestión de residuos marinos y a conocer mejor los modelos de distribución de los mismos en el litoral balear.

## LOCALIZACIÓN



Porcentaje en peso de tipo de residuo recogido del litoral balear por las 30 embarcaciones operativas de 2019. FUENTE: CNL (ABAQUA).



Figura 1. Imagen de embarcación de tipo litoral (Pelicà) recogiendo residuos. FUENTE: CNL (ABAQUA).

(medusas, restos de animales y alimentos), maderas (troncos naturales, palés, tablones y derivados), vegetación (hojas, frutos o restos de *Posidonia oceanica* mezclados con material orgánico o plástico), plásticos (botellas, bolsas, fragmentos) y otros.

Las embarcaciones de recogida se propulsan con gas propano y carga solar. Existen tres tipos de embarcaciones, en función de su tamaño, que han ido variando a lo largo de los años, lo cual afecta a la cantidad de residuos y la zona desde donde se recogen:

- 1) Embarcaciones tipo playa o tipo Viroto (2004-2019): pequeñas y capacitadas para recoger residuos acumulados en la primera línea de mar. Forman la mayoría de la flota.
- 2) Embarcaciones tipo litoral o tipo Pelicà (2004-2010) o tipo Esquit (2009-2010): tienen una eslora  $\geq 10$  m y 2 tripulantes. Están capacitadas para trabajar mar adentro y solapan las zonas de costa de las embarcaciones tipo playa.
- 3) Embarcaciones tipo semilitoral (2017-2019): eslora de 6-9m y 1 solo tripulante (Minipelicà, Viroto, Corb Marí). Trabajan en la primera línea de costa, pero son más rápidas que las de tipo playa, lo que permite realizar mayor número de desplazamientos en menos tiempo.

## RESULTADOS

Para poder comparar los datos entre años hay que considerar las variaciones en el tipo y cantidad de embarcaciones, ya que ello condiciona la cantidad total de peso recogida para cada año (Tabla 2). Entre 2004-2010 operaban barcas tipo playa y litoral; entre 2011-2016 únicamente se disponía de barcas

de limpieza tipo playa coincidiendo con el periodo de crisis económica; y entre 2017-2019 se vuelve a disponer de las barcas tipo playa y semilitoral.

El peso de recogida total por año muestra una tendencia de decrecimiento en la cantidad de residuos flotantes recogidos (Figura 2). Esto se debe a dos motivos principales: (i) una disminución de embarcaciones del servicio (entre 37-40 embarcaciones durante 2004-2010) y (ii) la eliminación de la flota de tipo litoral en 2011 (Tabla 1, Figura 2).

En el año 2007, debido al hundimiento en Ibiza del barco Don Pedro, se muestra el mayor peso de residuos recogidos por vertidos de aceite. La disminución en la cantidad de residuos recogidos a partir del año 2011 se manifiesta claramente como respuesta a la eliminación de las embarcaciones de tipo litoral (Pelicà). En 2015 se observa un incremento en la cantidad recogida de residuos (110 t). Este aumento se vio propiciado por el buen tiempo de vientos térmicos (conocido como *embat*) alrededor de todas las Islas, prácticamente durante los 5 meses de recogida. Ello originó una mayor recogida de residuos, ya que el servicio de limpieza pudo trabajar durante más horas. Por último, entre 2018-2019 se observa un ligero aumento gradual en la cantidad recogida, a pesar de reducirse en 3 el número de embarcaciones, posiblemente debido a que se implantaron las embarcaciones de semilitoral (Tabla 1, Figura 2).

El peso total de recogida de residuos por Islas disminuye a partir del 2011 hasta la actualidad (Figura 3) debido de nuevo a la disminución en el número de embarcaciones (Tabla 1). Mallorca reduce sus recogidas un 79 %; Menorca, un 73 %; Ibiza, un 80 % (valor alto debido al vertido del 2007); y Formentera, un 72 %. La isla que presenta una mayor



# NÚMERO DE EMBARCACIONES

AÑO	DE PLAYA					DE LITORAL					DE SEMILITORAL					Total
	Mallorca	Menorca	Ibiza	Formentera	Total	Mallorca	Menorca	Ibiza	Formentera	Total	Mallorca	Menorca	Ibiza	Formentera	Total	
2004	10	5	4	2	21	8	3	3	1	15						36
2005	12	6	5	2	25	8	3	3	1	15						40
2006	12	6	5	2	25	8	3	3	1	15						40
2007	12	6	5	2	25	8	3	3	1	15						40
2008	11	5	5	2	23	9	3	3	1	16						39
2009	11	5	5	2	23	9	3	4	1	17						40
2010	11	5	5	2	23	9	3	4	1	17						40
2011	12	5	4	2	23											23
2012	9	6	6	2	23											23
2013	9	6	6	2	23											23
2014	15	8	8	2	33											33
2015	15	8	8	2	33											33
2016	15	8	8	2	33											33
2017	13	6	6	1	26						1	1	1	1	4	30
2018	13	6	6	1	26						1	1	1	1	4	30
2019	13	6	6	1	26						1	1	1	1	4	30

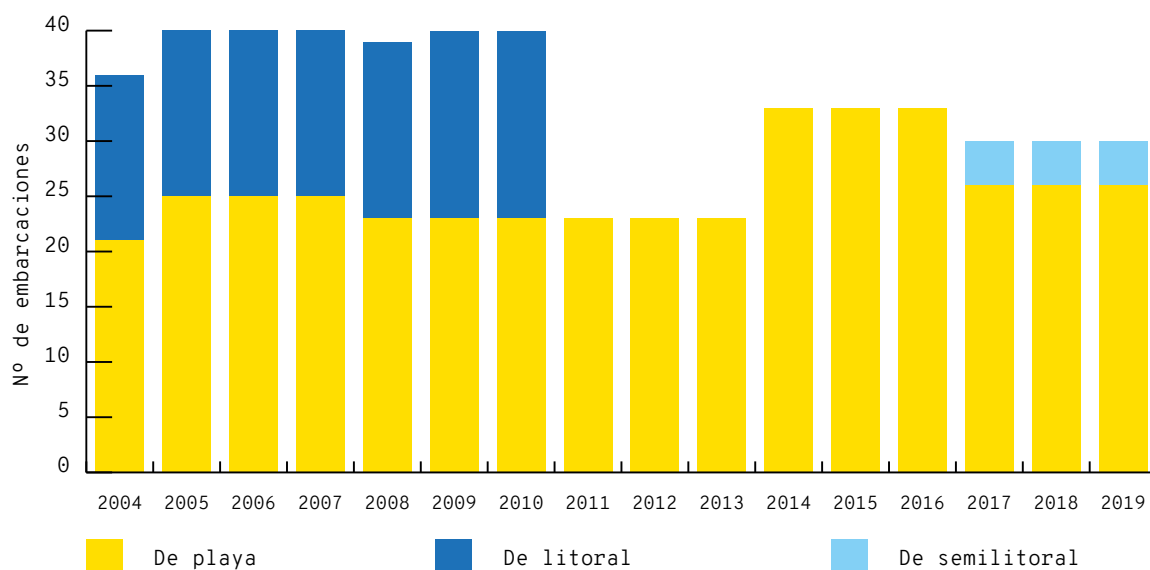
**Tabla 2.** Número de embarcaciones de recogida de residuos por año (2004-2019) y por tipo (playa, litoral y semilitoral). Se ha señalado el número de máximo de embarcaciones en servicio por temporada. FUENTE: CNL (ABAQUA).

disminución en la recogida de residuos es Mallorca, pasando de > 100 t de residuos recogidos entre los años 2004-2010 a < 50 t entre 2011-2019 (a excepción del año 2015, alcanzando las 65,3 t).

En Mallorca se recoge mayor cantidad de residuos, sobre todo durante 2004-2010 (> 100 t), cuando se utilizaban las embarcaciones de tipo litoral, 8 embarcaciones en Mallorca frente a 3 en Menorca e Ibiza y 1 en Formentera (Figura 3, Tabla 1). En Mallorca se recoge una media del 58 % del total recogido, en Menorca un 20 %, en Ibiza un 18 % y en Formentera un 4 %. Las excepciones se encuentran en el año 2007, cuando se recogieron más residuos

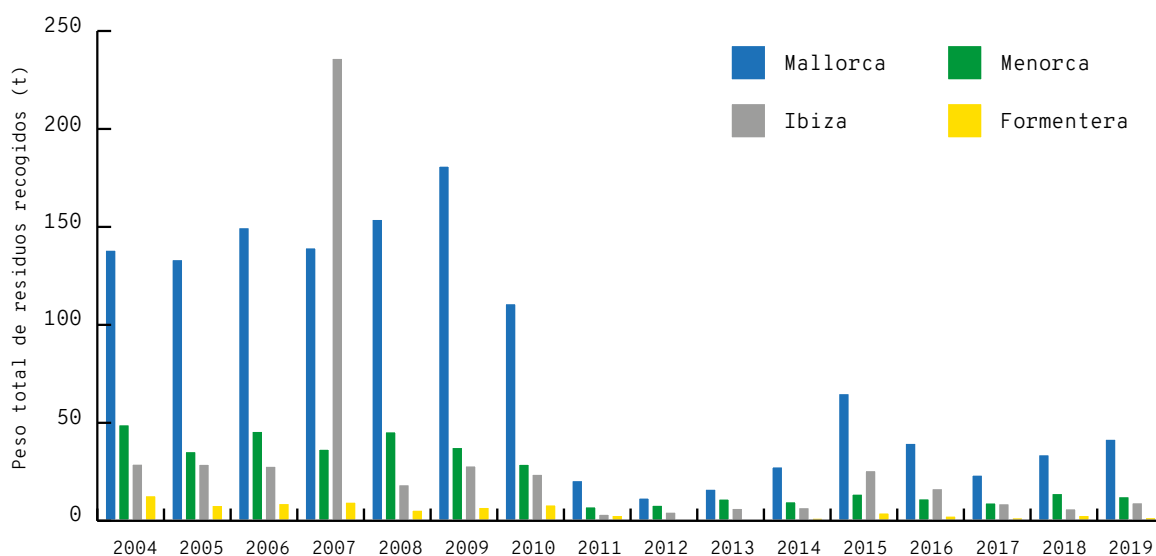
del tipo aceites en Ibiza debido al hundimiento del barco Don Pedro. Otras dos excepciones se encuentran en Ibiza en los años 2015 y 2016, que superan el peso de recogida de Menorca.

Datos anuales desde el 2004 muestran que, en general, el tipo de residuo con mayor porcentaje en peso es plástico, seguido de maderas y derivados, vegetación, materia orgánica, otros y aceites (Figura 4). La mayor excepción ocurre en 2007, cuando los aceites se convierten en el residuo más recogido debido al hundimiento del barco Don Pedro en Ibiza. Desde 2015 hasta 2019, alrededor de la mitad del % en peso recogido es plástico (49,6 %).



**Figura 2.** Peso total recogido en toneladas (línea naranja) y número de embarcaciones de limpieza de litoral por tipo (playa, litoral y semilitoral) entre los años 2004-2019. FUENTE: CNL (ABAQUA).





**Figura 3.** Peso total de recogida de residuos flotantes en toneladas por Islas entre los años 2004-2019. FUENTE: CNL (ABAQUA).

### POSIBLES IMPLICACIONES

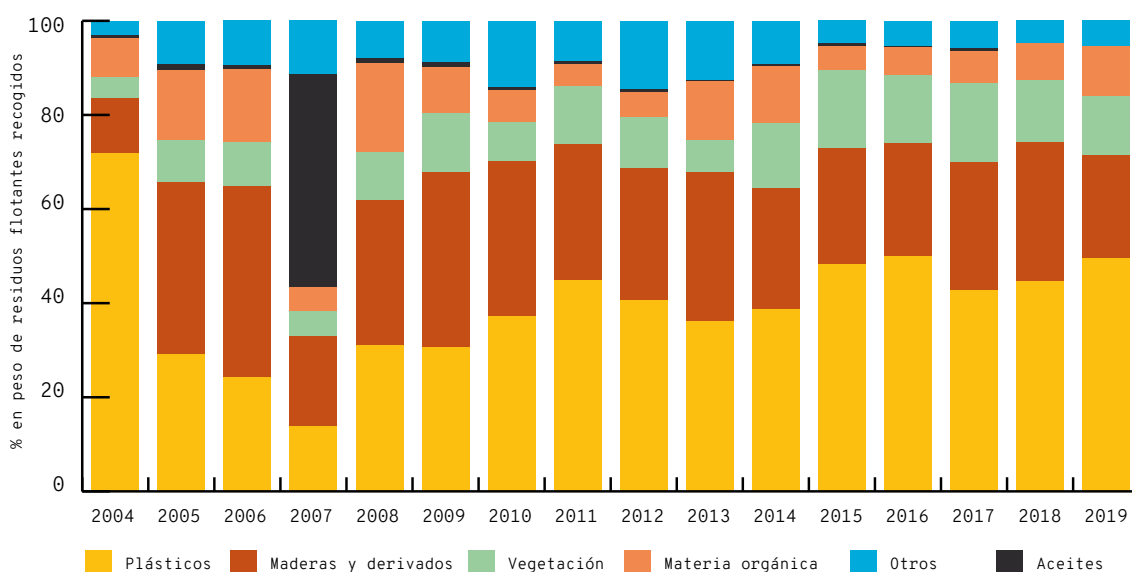
Los residuos marinos tienen diversas implicaciones para los ecosistemas marinos. Por un lado, pueden provocar que algunos organismos queden enredados y sufran ahogamiento, pueden dañar ecosistemas frágiles como corales o praderas de plantas marinas, también pueden ser vectores de especies invasoras y, finalmente, pueden ser ingeridos por animales marinos.

En el mar Balear se ha documentado la ingesta de microplásticos tanto en especies pelágicas como demersales, con valores medios que oscilan entre  $0 \pm 0,00$  y  $3,75 \pm 0,25$  microplásticos/individuo (Tabla 1)<sup>9-12</sup>. No solo la ingesta de plásticos es una realidad en esta zona, sino que se ha observado la activación de ciertas enzimas, concretamente la Glutathione-S-Transferasa (GST), como respuesta de especies ícticas (peces) a la exposición de plásticos en el medio marino.<sup>12</sup> Además, existen predicciones de exposición a la contaminación por plásticos

que señalan que la biodiversidad de la zona costera de estas islas está sometida a un mayor riesgo por contaminación por plásticos que otras zonas del Mediterráneo.<sup>13</sup>

### CONCLUSIONES

- El tipo de embarcación utilizada en el servicio de limpieza de litoral condiciona la cantidad de toneladas recogidas anualmente. Las embarcaciones de tipo litoral (Pelica) son las más efectivas, ya que se recogió mayor peso anualmente (173-423 t) durante los años en que fueron operativas (2004-2010). Posteriormente (años 2011-2019), la cantidad recogida no supera las 110 t anuales.
- En 2011 se observa una reducción en la recogida de residuos de todas las Islas, debido a la desaparición de las embarcaciones tipo litoral de la flota.



**Figura 4.** Porcentaje en peso de residuos flotantes recogidos por tipo (plásticos, maderas y derivados, vegetación, materia orgánica, otros y aceites) durante los años 2004-2019. FUENTE: CNL (ABAQUA).

**Tabla 1.** Ocurrencia y valor medio de microplásticos por individuo encontrados en 6 especies de peces analizadas en el mar Balear con la referencia correspondiente.

Especie	Número de individuos analizados	Ocurrencia microplásticos (%)	Ingestión de microplásticos	Referencia
<b>Boga</b> ( <i>Boops boops</i> )	337/24	57,80/16,67	$3,75 \pm 0,25/0,33 \pm 0,87$	Nadal <i>et al.</i> , 2016 <sup>9</sup> / Ríos-Fuster <i>et al.</i> , 2019 <sup>10</sup>
<b>Pintarroja</b> ( <i>Galeus melastomus</i> )	125	16,80	$0,34 \pm 0,07$	Alomar, Deudero, 2017 <sup>11</sup>
<b>Salmonete</b> ( <i>Mullus surmuletus</i> )	417	27,30	$0,42 \pm 0,04$	Alomar <i>et al.</i> , 2017 <sup>12</sup>
<b>Sardina</b> ( <i>Sardina pilchardus</i> )	7	14,29	$0,14 \pm 0,38$	Ríos-Fuster <i>et al.</i> , 2019 <sup>10</sup>
<b>Boquerón</b> ( <i>Engraulis encrasicolus</i> )	24	0	0	Ríos-Fuster <i>et al.</i> , 2019 <sup>10</sup>

→ La cantidad de residuos recogidos por isla muestra que el servicio recoge de media un 58 % de los residuos en Mallorca, un 20 % en Menorca, un 18 % en Ibiza y un 4 % en Formentera.

→ El mayor componente de residuo recogido es el plástico (~ 50 %), seguido de maderas y derivados (~ 30 %).

## REFERENCIAS

<sup>1</sup> DEUDERO, S.; ALOMAR, C. (2015). «Mediterranean marine biodiversity under threat: reviewing influence of marine litter on species». *Marine Pollution Bulletin*, 98 (1-2), 58-68, DOI: 10.1016/j.marpolbul.2015.07.012.

<sup>2</sup> FARRELL, P.; NELSON, K. (2013). «Trophic level transfer of microplastic: *Mytilus edulis* (L.) to *Carcinus maenas* (L.)». *Environmental Pollution*, Vol. 177, 1-3.

<sup>3</sup> ROCHMAN, C. M. *et al.* (2013). «Ingested plastic transfers hazardous chemicals to fish and induces hepatic stress». *Nature, Scientific Reports* 3 (3263), DOI: <http://doi.org/10.1038/srep03263>.

<sup>4</sup> WRIGHT, S. L. *et al.* (2013). «The physical impacts of microplastics on marine organisms: a review». *Environmental Pollution*, 178, 483-492.

<sup>5</sup> JAMBECK, J. R. *et al.* (2015). «Plastic waste inputs from land into the ocean». *Science*, 347, 768-777, DOI: <https://doi.org/10.1126/science.1260352>.

<sup>6</sup> LIUBARTSEVA, S. *et al.* (2019). «Are Mediterranean Marine Protected Areas sheltered from plastic pollution?». *Marine Pollution Bulletin*, 140, 579-587, DOI: 10.1016/j.marpolbul.2019.01.022.

<sup>7</sup> RUIZ-OREJÓN, L. F. *et al.* (2019). «Quarterly variability of floating plastic debris in the marine protected area of the Menorca Channel (Spain)». *Environmental Pollution*, 252, 1.742-1.754, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.06.063>.

<sup>8</sup> COMPA, M. *et al.* (2019). «Spatio-temporal monitoring of coastal floating marine debris in the Balearic Islands from sea-cleaning boats». *Marine Pollution Bulletin*, 141, 205-214, DOI: 10.1016/j.marpolbul.2019.02.027.

<sup>9</sup> NADAL, M. A. *et al.* (2016). «High levels of microplastic ingestion by the semipelagic fish bogue *Boops boops* (L.) around the Balearic Islands». *Environmental Pollution*, 214, 517-532.

<sup>10</sup> RÍOS-FUSTER, B. *et al.* (2019). «Anthropogenic particles ingestion in fish species from two areas of the western Mediterranean Sea». *Marine Pollution Bulletin*, 144, 325-333. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.04.064>.

<sup>11</sup> ALOMAR, C.; DEUDERO, S. (2017). «Evidence of microplastic ingestion in the shark *Galeus melastomus* Rafinesque, 1810 in the continental shelf off the western Mediterranean Sea». *Environmental Pollution*, 223, 223-229. DOI: 10.1016/j.envpol.2017.01.015.

<sup>12</sup> ALOMAR, C. *et al.* (2017). «Microplastic ingestion by *Mullus surmuletus* Linnaeus, 1758 fish and its potential for causing oxidative stress». *Environmental Research*, 159, 135-142. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envres.2017.07.043>.

<sup>13</sup> COMPA, M. *et al.* (2019). «Risk assessment of plastic pollution on marine diversity in the Mediterranean Sea». *Science of The Total Environment*, 678, 188-196.

## CITAR COMO

BARRIENTOS, N.; VAQUER-SUNYER, R.; SERVEI DE COORDINACIÓ DE NETEJA DE LITORAL (ABAQUA); COMPA, M.; ALOMAR, C.; DEUDERO, S. (2020) «Recogida de residuos flotantes». En: Vaquer-Sunyer, R.; Barrientos, N. (ed.). *Informe Mar Balear 2020* <<https://www.informemarbalear.org/es/respuesta-social/imb-residus-flotants-esp.pdf>>