

Estrategia de conservación de la nacra (*Pinna nobilis*) en España

Noviembre de 2022



INDICE

1.	INTRODUCCIÓN	6
2.	IDENTIFICACIÓN DE LA ESPECIE	8
1.1	Biología y Ecología	8
1.2	Distribución y abundancia.....	10
1.3	Evento de Mortalidad Masiva	11
3.	ÁMBITO GEOGRÁFICO DE APLICACIÓN DE LA ESTRATEGIA.....	13
4.	IDENTIFICACIÓN DE PRESIONES LIMITANTES Y AMENAZAS	15
4.1	Principales amenazas.....	15
4.2	Análisis de amenazas y presiones de las poblaciones existentes	20
4.3	Análisis de amenazas y presiones en el Mar Menor	21
4.4	Análisis de amenazas y presiones en el Delta del ebro.....	23
5.	EVALUACIÓN DE LAS ACTUACIONES REALIZADAS	25
5.1	Protección legal	25
5.2	Actuaciones de conservación directa de ejemplares	27
5.3	Actuaciones para la protección y gestión del hábitat	28
5.4	Programas de conservación <i>ex-situ</i> de ejemplares	30
5.5	Seguimiento y evaluación del estado de conservación de las poblaciones presentes en aguas españolas.....	32
5.6	Investigación para la conservación de la especie.	34
5.7	Actuaciones de formación y capacitación.	36
5.8	Comunicación, participación y sensibilización.	37
5.9	Actuaciones de cooperación.....	38
6.	DIAGNÓSTICO DEL ESTADO DE CONSERVACIÓN	41
6.1	Abundancia y distribución actual.....	41
6.2	Reclutamiento	57
6.3	Conservación <i>ex situ</i> y cría en cautividad	59
6.4	Genética y conectividad de poblaciones	61
6.5	Síntesis	62
7.	FINALIDAD A ALCANZAR, CON OBJETIVOS CUANTIFICABLES	65
7.1	Objetivo general.	65

7.2	Objetivos específicos.....	65
8.	CRITERIOS PARA LA DELIMITACIÓN Y UBICACIÓN DE ÁREAS CRÍTICAS.	67
9.	CRITERIOS ORIENTADORES SOBRE LA COMPATIBILIDAD ENTRE LOS REQUERIMIENTOS DE LA ESPECIE Y LOS USOS Y APROVECHAMIENTOS DEL MEDIO (MARINO Y TERRESTRE). 68	
10.	ACCIONES RECOMENDADAS PARA ELIMINAR O MITIGAR EL EFECTO DE LOS FACTORES LIMITANTES O DE AMENAZA IDENTIFICADOS.	70
10.1	Medidas directas de protección de la especie y del hábitat.....	70
10.2	Acciones de investigación para la conservación de la especie.	71
10.3	Acciones de seguimiento y evaluación del estado de conservación de la especie 73	
10.4	Acciones de restauración de la especie.....	74
10.5	Acciones de coordinación interadministrativa, con el sector científico y otros sectores implicados	74
10.6	Acciones de divulgación, participación y sensibilización.....	75
12.	PROPUESTA DE PERIODICIDAD DE ACTUALIZACIÓN DE LA ESTRATEGIA.....	76
I.	ANEXO I. ANÁLISIS DE AMENAZAS Y PRESIONES DE LAS POBLACIONES EXISTENTES	77
	Métodos para el análisis de amenazas y presiones	77
	Análisis de amenazas y presiones en el Mar Menor	77
	Análisis de amenazas y presiones en el Delta del ebro.....	83
	BIBLIOGRAFÍA	89

INDICE DE ABREVIATURAS

AMaYA: Agencia de Medio Ambiente y Agua de la Junta de Andalucía

CAIB: Comunidad Autónoma de les Illes Balears

CARM: Comunidad Autónoma de la Región de Murcia

CEEA: Catálogo Español de Especies Amenazadas (RD 130/2011)

CEPYC-CEDEX: Centro de Estudios de Puertos y Costas – Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas

CIMAR: Centro de Investigación Marina. Convenio entre el Ayuntamiento de Santa Pola y la Universidad de Alicante.

DGCM: Dirección General de la Costa y el Mar

DGBBD: Dirección General de Biodiversidad, Bosques y Desertificación

EMM: Evento de Mortalidad Masiva

EEMM: Encargo de la Dirección General de la Costa y el Mar al IEO “Asesoramiento Científico Técnico para la Protección del Medio Marino: Evaluación y Seguimiento de las Estrategias Marinas, seguimiento de los espacios marinos protegidos de competencia estatal (2018-2024)”

FB: Fundación Biodiversidad

FC: Forestal Catalana, empresa pública de la Generalitat de Catalunya

FBZ: Fundación Barcelona Zoo

FECIDAS: Federació Catalana d'Activitats Subaquàtiques

GEAM: Grupo de Ecología de Angiospermas Marinas, IEO-COMurcia

GenCat: Generalitat de Catalunya

GenVal: Generalitat de la Comunitat Valenciana

IEL: Instituto de Ecología Litoral. Fundación de la Comunidad Valenciana

IEO-CSIC: Instituto Español de Oceanografía Centro Superior de Investigaciones Científicas

IEO-COBaleares: Centro Oceanográfico de Baleares (IEO-CSIC)

IEO-COMurcia: Centro Oceanográfico de Murcia (IEO-CSIC)

IFAPA: Instituto Andaluz de Investigación y Formación Agraria, Pesquera, Alimentaria y de la Producción Ecológica de la Junta de Andalucía

IMEDEA-CSIC-UIB: Instituto Mediterráneo de Estudios Avanzados. Instituto mixto entre la Universidad de las Islas Baleares (UIB) y el Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC)

IMEDMAR-UCV: Instituto de Investigación en Medio Ambiente y Ciencia Marina de la Universidad Católica de Valencia

IRTA: Instituto de Investigación y Tecnología Agroalimentarias de la Generalitat de Cataluña

IUCN: Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza

JA: Junta de Andalucía

LESRPE: Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial (RD 130/2011)

LIMIA: Laboratorio de Investigaciones Marinas y Acuicultura del Gobierno Balear

MITECO: Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico

NACRAnet: Plataforma interactiva de ciencia ciudadana desarrollada por la Dirección General de Medio Ambiente y Mar Menor de la CARM, en colaboración con el CIMAR para el avistamiento y seguimiento de nacras en el Mar Menor.

ObsMar: Observadores del Mar

PSA: Planes de Seguimiento Ambiental de las instalaciones

PVA: Planes de Vigilancia Ambiental

SGP: Secretaría General de Pesca del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación

SGPM: Subdirección General para la Protección del Mar del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico MITECO

SGBTM: Subdirección General de Biodiversidad Terrestre y Marina del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico

SPA / RAC: Centro de Actividad Regional de Áreas Especialmente Protegidas

UA: Universidad de Alicante

UB: Universidad de Barcelona

UCV: Universidad Católica de Valencia

UMU: Universidad de Murcia

VIMAR: Vida Marina. Organización no gubernamental

1. INTRODUCCIÓN

La nacra, *Pinna nobilis*, fue declarada especie en “situación crítica” a través de la Orden TEC/1078/2018, de 18 de septiembre, y posteriormente ha sido catalogada como “en Peligro de Extinción” mediante la Orden TEC 596/2019, de 8 de abril de 2019, que modifica el anexo del Real Decreto 139/2011, de 4 de febrero, para el desarrollo del Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial (LESRPE) y del Catálogo Español de Especies Amenazadas (CEEA).

En el caso de las especies incluidas en el Catálogo, como es el caso de la nacra, debe realizarse una gestión activa de sus poblaciones, mediante la puesta en marcha de medidas específicas por parte de las administraciones públicas competentes, que se concretarán en la adopción de estrategias de conservación y planes de conservación o recuperación. De acuerdo con lo dispuesto en la Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad y en el Real Decreto 139/2011, de 4 de febrero que la desarrolla, las estrategias para la conservación de especies se constituyen como criterios orientadores o directrices de los planes de recuperación de las especies en peligro de extinción que deben elaborar y desarrollar las comunidades autónomas y ciudades con estatuto de autonomía, o el MITECO en el ámbito de sus competencias en el medio marino, de acuerdo con el artículo 6 de la Ley 42/2007, de 13 de diciembre. La Estrategia de Conservación es un documento de ámbito estatal que debe ser elaborado para las especies incluidas en el CEEA que estén presentes en más de una comunidad autónoma. En el caso de la nacra es de aplicación, ya que su área de distribución se extiende por todo el litoral mediterráneo español en un rango batimétrico de 0-60 m de profundidad, e incluye la costa de 5 comunidades autónomas (Cataluña, Comunidad Valenciana, Región de Murcia, Islas Baleares y Andalucía) y las islas Chafarinas.

Por otro lado, el Grupo de Trabajo sobre la situación crítica de la nacra (*Pinna nobilis*), en la reunión celebrada el 23 de septiembre de 2020, acordó la redacción de la Estrategia de Conservación de la nacra, como una de las actuaciones de coordinación que se han de llevar a cabo de manera prioritaria. Siguiendo este acuerdo y los motivos expuestos anteriormente, se cumple con todos los criterios que justifican la elaboración de la presente Estrategia de Conservación de la nacra.

La elaboración de la presente Estrategia corresponde al Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico, en el ámbito de sus competencias en el medio marino, de acuerdo con el artículo 6 de la citada Ley 42/2007, de 13 de diciembre, que la ha llevado a cabo con la colaboración de las comunidades autónomas en el ámbito de sus competencias y de los grupos de investigación que trabajan con esta especie.

La presente Estrategia recoge las líneas básicas de actuación y medidas para la conservación de *Pinna nobilis* en España, sirviendo por una parte como exponente de las actuaciones que las diferentes Administraciones Públicas competentes están llevando a cabo de forma ininterrumpida a favor de la especie en los últimos años, y por otra, como referente para elaborar o revisar los Planes de Recuperación de las Comunidades Autónomas y del MITECO.

Por último, se quiere destacar que la elaboración del presente documento no habría sido posible sin la colaboración de los gestores y técnicos de las administraciones nacional (MITECO y MAPA) y regionales, Región de Murcia (CARM), Generalitat de Cataluña (GenCat), Generalitat Valenciana (GenVal), Illes Balears (CAIB) y Junta de Andalucía (JA), así como de los investigadores de los organismos de investigación que están trabajando con la especie, que han aportado datos, puntos de vista y valiosas contribuciones: Instituto Español de Oceanografía, en concreto los Centros de Baleares (IEO-COBaleares) y Murcia (IEO-COMurcia), el Instituto Mediterráneo de Estudios Avanzados (IMEDEA), el Instituto de Investigación y Tecnología Agroalimentarias (IRTA), la Universidad de Barcelona (UB), el Instituto de Investigación en Medio Ambiente y Ciencia Marina de la Universidad Católica de Valencia (IMEDMAR-UCV), la Universidad de Alicante (UA), la Universidad de Murcia (UMU), el Laboratorio de Investigaciones Marinas y Acuicultura (LIMIA), el Instituto de Investigación Agraria y Pesquera (IFAPA) y la Agencia de Medio Ambiente y Agua (AMAyA) de la Consejería de Agricultura, Ganadería, Pesca y Desarrollo Sostenible (Junta de Andalucía).

2. IDENTIFICACIÓN DE LA ESPECIE

1.1 Biología y Ecología

La nacra o nácar, como se la conoce en algunas zonas, (*Pinna nobilis*) es un emblemático bivalvo marino de gran tamaño del orden Ostreida, que fue descrito por primera vez por Linneo en 1758 y pertenece a la familia Pinnidae. Por sus características morfológicas los bivalvos de este grupo están clasificados en una única superfamilia, con una sola familia y tres géneros: Superfamilia Pinnoidea (Leach 1819), Familia Pinnidae (Leach 1819), géneros *Pinna* (Linneo, 1758), *Atrina* (Gray, 1842) y *Streptopinna* (Martens, 1880). Aunque estudios filogenéticos recientes consideran sólo dos géneros, incluyendo al género *Streptopinna* dentro del género *Pinna* (Lemer *et al.*, 2014). La familia Pinnidae, con más de 60 especies descritas, es una de las pocas familias de bivalvos donde todos los miembros son de gran tamaño, siendo *P. nobilis* la especie que alcanza mayor envergadura, pudiendo alcanzar excepcionalmente hasta 120 cm de longitud de concha (Zavodnik *et al.*, 1991; Schultz & Huber, 2013). Estudios genéticos sugieren que el origen de la Familia Pinnidae sea posiblemente el Indo-Pacífico, donde se diversificó y posteriormente invadió el océano Atlántico y el Mediterráneo hacia el este (Lemer *et al.*, 2014).

Es una especie endémica del Mediterráneo, en donde habita desde finales del Mioceno, hace 5 millones de años, en todas las cuencas excepto en el mar Negro (Guallart & Templado, 2012, Schultz & Huber, 2013). Está considerada el molusco más grande del Mediterráneo y uno de los más grandes del mundo. De hecho, es una especie emblemática muy conocida y apreciada desde la antigüedad donde sus poblaciones eran explotadas con finalidades comerciales por romanos y egipcios, que utilizaban el biso como material textil, o el nácar de su concha. La explotación de sus poblaciones perduró hasta el siglo XX, cuando se usaba para la fabricación de botones, y en diferentes países mediterráneos tenía interés culinario y decorativo (Basso *et al.*, 2015, Vázquez-Luis *et al.*, 2020).

La nacra tiene una concha alargada con forma triangular, con el extremo inferior agudo que es la parte que se entierra parcialmente en el sedimento, al que se fija por un biso muy desarrollado y especializado en la fijación al sustrato. Existen diferencias morfológicas importantes, entre individuos adultos y juveniles que responden a aumentar la protección de los juveniles en las primeras fases de vida. La coloración exterior es marrón claro, bastante uniforme, y la parte interior es de color castaño y nacarada, al menos en un tercio, y presenta marcas del crecimiento del músculo aductor posterior que algunos autores han utilizado para la estima de la edad (Richardson *et al.*, 1999; 2004). El animal es grande, con amplios ctenidios y cubre internamente toda la concha. Posee un pie reducido y los dos músculos aductores son de tamaño desigual a consecuencia de la adaptación al anclaje al sustrato mediante un biso muy desarrollado (Basso *et al.*, 2015a, García-March, 2005). Los individuos de gran tamaño pueden contener perlas (Schultz & Huber, 2013), y a menudo en el interior de la cavidad paleal se pueden encontrar pequeños decápodos con los que conviven asociados, cangrejos (*Nepinnotheres pinnotheres*) o gambas (*Pontonia pinnophylax*), que se encuentran normalmente en pareja.

Es un bivalvo sésil que se distribuye en un amplio tipo de entornos costeros, aunque es característico de las praderas de *Posidonia oceanica*, especie endémica que cubre grandes extensiones de fondo marino en el Mediterráneo, y que constituye su hábitat prioritario. Su entramado de rizomas subterráneo proporciona un sustrato idóneo donde fijar el biso, mientras que la parte expuesta de la concha queda protegida del hidrodinamismo por el dosel foliar, al tiempo que les proporciona camuflaje (García-March *et al.*, 2007a, Hendriks *et al.*, 2011, Guallart & Templado, 2012, Vázquez-Luis *et al.*, 2014a, Deudero *et al.*, 2015). También puede formar poblaciones extensas en otros hábitats sedimentarios, detríticos o incluso fondos pedregosos (Richardson *et al.* 1999, Katsanevakis 2007, Kersting & García-March, 2017). Por lo general, está ausente en los sedimentos fangosos y en áreas de alteración severa de los sedimentos (Butler *et al.* 1993, Katsanevakis 2005, Tsatiris *et al.* 2018).

El rango batimétrico de la nacra coincide con el de las praderas de fanerógamas, presentando mayores abundancias en la cota de 10-20 m (Vázquez-Luis *et al.* 2014a, 2015a), aunque también puede encontrarse a mayor profundidad en fondos detríticos costeros o de maërl (Guallart & Templado, 2012). Se han encontrado ejemplares hasta los 60 m de profundidad (Templado *et al.*, 2004), aunque a cotas profundas sus abundancias son menores, posiblemente asociado a la desaparición de su hábitat preferente (Vázquez-Luis *et al.*, 2014a, 2015a). A poca profundidad sólo se encuentra en zonas donde el oleaje está muy atenuado, como en lagunas costeras (De Gaulejac, 1995, Russo, 2017) y estuarios (Addis *et al.*, 2009, Prado *et al.*, 2014, 2020), a menudo dominados por hábitats de fondos blandos como praderas de otras fanerógamas marinas como *Cymodocea nodosa* y *Zostera marina* o de macroalgas como *Caulerpa prolifera* (Guallart & Templado, 2012, Kersting & García-March 2017), que le sirven como sustrato al que fijar el biso.

No se conoce con exactitud el nicho térmico de *P. nobilis*, pero se tiene constancia que vive en un amplio rango de temperatura del agua desde aproximadamente 7 a 32°C (Butler *et al.*, 1993, Ramos-Esplá *et al.*, 2011). En cuanto a la salinidad, aunque estaba descrito un rango estrecho de salinidades óptimas (34 a 40 psu) (Butler *et al.*, 1993), recientemente se han descrito poblaciones abundantes en zonas que superan ese rango, con valores que alcanzan los 45 psu (Giménez-Casalduero *et al.*, 2020) o por debajo del mismo, con valores por debajo de los 30 psu (Prado *et al.* 2021). Se trata de lagunas costeras y bahías estuarinas, en condiciones de salinidad que *a priori* son subóptimas para el desarrollo de la especie (Belando *et al.*, 2017, Prado *et al.*, 2021b). Es por tanto una especie tolerante a los cambios de temperatura y salinidad, se adapta bien a los ambientes lagunares, los cuales sufren de notables oscilaciones en estos parámetros que pueden influir notablemente en su abundancia, distribución, estructura de edades y vulnerabilidad ante fenómenos climáticos severos (Butler *et al.*, 1993, Guallart & Templado, 2012, Prado *et al.*, 2021b).

En cuanto a su alimentación, es una especie suspensívora adaptada a medios oligotróficos, que se alimenta preferentemente de detritus y restos orgánicos de las praderas de *P. oceanica* (Butler *et al.*, 1993, Guallart & Templado, 2012, Alomar *et al.*, 2015). Su alimentación varía significativamente a lo largo de su vida y difiere en función de su tamaño. Los juveniles, son más bien detritívoros, alimentándose principalmente de la resuspensión de detritos de las praderas, mientras que, en los adultos, una parte importante de su dieta

está compuesta por organismos planctónicos, tanto fitoplancton como zooplancton, en mayor proporción que los juveniles (Cabanellas-Reboredo *et al.* 2010, Davenport *et al.*, 2011, Alomar *et al.*, 2015). Independientemente del tamaño del animal, los detritus conforman casi la mitad de la materia orgánica filtrada, por lo que podría ser la principal fuente de carbono para la especie (Trigos *et al.*, 2014), y la resuspensión que se produce en el dosel de la pradera puede aumentar el suministro de alimento disponible, explicando en parte la estrecha asociación de esta especie con las praderas de *P. oceanica* (Duarte *et al.* 1999, Basso *et al.* 2015a). Aunque los detritus parecen ser importantes en la dieta, estudios recientes con ejemplares en cautividad parecen indicar que es el fitoplancton el principal recurso nutricional (Prado *et al.*, 2020b, 2021a).

La nacra es una especie hermafrodita sucesiva, el desarrollo de ambos sexos no es sincrónico para evitar la autofecundación (de Gaulejac, 1995, Deudero *et al.* 2017), aunque este proceso no puede ser completamente descartado (Trigos *et al.*, 2018, Prado *et al.*, 2020a). Alcanza la madurez sexual hacia los dos años de vida (Richardson *et al.*, 1999) y la reproducción se produce en los meses de verano (mayo-agosto) (de Gaulejac, 1995, Deudero *et al.* 2017, Kersting & García-March, 2017) y, como en la mayoría de los bivalvos, la fecundación es externa. Las larvas son planctónicas, y aunque estudios previos estimaban la duración de la fase larvaria en unos 10 días (Butler *et al.*, 1993; De Gaulejac and Vicente, 1990), estudios recientes sugieren que las larvas pueden permanecer en la columna de agua hasta 1 mes (Deudero *et al.*, 2017, Kersting & García-March, 2017, Trigos *et al.*, 2018), periodo tras el cual las larvas se hunden y se fijan al sustrato. El asentamiento larvario se extiende desde julio hasta octubre en mayor medida, alargándose incluso hasta enero en algunos años (Cabanellas-Reboredo *et al.*, 2009, Kersting & García-March, 2017). En las fases tempranas, los juveniles sufren una mortalidad elevada por depredación, principalmente por pulpos (Fiorito y Gherardi, 1999), peces espáridos (Butler *et al.*, 1993), y gasterópodos como *Hexaplex trunculus* (Kersting & García-March, 2017).

Es una especie longeva que puede llegar a vivir hasta 50 años (Rouanet *et al.*, 2015), con un crecimiento muy rápido durante los primeros años de vida, que se ralentiza a medida que aumenta de talla (Hendriks *et al.* 2012, Kersting & García-March, 2017). Su crecimiento varía en función de las condiciones ambientales y se ha visto que difiere según la población (Šiletić and Peharda 2003, García-March *et al.*, 2007a, Katsanevakis 2007, Hendriks *et al.* 2012, Kersting & García-March, 2017). Recientemente se han propuesto 3 modelos de crecimiento más generales, diferenciando el crecimiento entre zonas expuestas, zonas protegidas y lagunas costeras (García-March *et al.* 2019). El hidrodinamismo parece ser un factor determinante en la ecología de esta especie, e influye directa o indirectamente además del crecimiento, en la disponibilidad de alimentos, la distribución espacial y de tallas, la orientación, y en la supervivencia (García-March *et al.* 2007b, Hendriks *et al.* 2011, Coppa *et al.* 2013, Basso *et al.*, 2015).

1.2 Distribución y abundancia

Hasta finales de 2016 *Pinna nobilis* estaba presente en todo el litoral del Mar Mediterráneo, incluyendo la costa del norte de África, hasta las costas occidentales de la península Ibérica, donde tiene su límite occidental de distribución. Es una especie que ha sido relativamente

poco estudiada, su abundancia se conoce sólo de algunas zonas, en su mayoría donde la especie tenía abundantes poblaciones, como bahías y lagunas costeras. Aunque se han citado poblaciones abundantes en el mar Egeo, mar Adriático, Túnez y el mar Tirreno, hay pocos datos de su distribución global (Basso *et al.*, 2015). En España *P. nobilis* es una especie que se ha citado en toda la costa mediterránea, siendo frecuente en el archipiélago Balear y en el sureste peninsular, entre Cabo San Antonio y Cabo de Gata. Hacia el norte se han citado poblaciones importantes en las islas Columbretes, en las islas Medas y en el Delta del Ebro, mientras que, a partir del Cabo de Gata, la nacra es poco frecuente, teniendo su límite de distribución occidental en la bahía de Algeciras, Cádiz (García-Gómez, 1983; Templado, 2001; Moreno y Barrajón, 2008; Junta de Andalucía, 2017; Vázquez-Luis *et al.*, 2017; García-March *et al.*, 2020, Kersting & García-March, 2017, Prado *et al.*, 2014). En las costas mediterráneas españolas del norte de África se ha citado en las islas Chafarinas.

Los datos sobre su abundancia indican que hasta 2016 es baja en buena parte del Mediterráneo, con densidades inferiores a 1 ind/100m² (Guallart & Templado, 2012), aunque alcanza densidades elevadas en determinadas zonas protegidas y de bajo hidrodinamismo, como bahías, lagunas costeras y áreas marinas protegidas, con máximos de hasta 130 ind/100m² (Basso *et al.*, 2015). En las costas españolas se han citado densidades elevadas en las costas de Alicante, Murcia y Baleares, en espacios protegidos como Columbretes o el PN de Cabrera, así como en zonas resguardadas de bajo hidrodinamismo, estuarios y lagunas costeras como el Mar Menor y las bahías del Delta del Ebro, Fornells o Addaia, con densidades máximas de hasta 37 ind/100m² encontradas en el PN de Cabrera (Templado, 2001, Vázquez-Luis *et al.*, 2014b, Prado *et al.*, 2014, Basso *et al.*, 2015). Por desgracia estos datos de abundancia se han de tomar en consideración sólo como valores de referencia, ya que la situación de la especie ha cambiado radicalmente en los últimos años.

En el momento de publicación de esta estrategia, la distribución actual de la especie ha cambiado radicalmente durante los últimos años en todo el Mediterráneo y en España. La mayoría de las poblaciones de *Pinna nobilis* mediterráneas se hallan prácticamente desaparecidas, incluidas las de la costa española, a causa de un Evento de Mortalidad Masiva (EMM) que se ha extendido por todo el Mediterráneo con una dimensión geográfica y temporal sin precedentes conocidos, y que ha situado a la especie al borde de la extinción (Katsanevakis *et al.*, 2021).

1.3 Evento de Mortalidad Masiva

En otoño de 2016 se detectó por primera vez un episodio de mortalidad masiva de *Pinna nobilis* en diversas localidades del sureste peninsular y Baleares, con mortalidades que alcanzaban casi el 100% de los ejemplares en las poblaciones afectadas. La epizootia se fue extendiendo hacia el norte durante 2017, alcanzando de forma implacable a prácticamente todas las poblaciones de nacra de la costa mediterránea española (Vázquez-Luis *et al.* 2017a, García-March *et al.*, 2020). La epizootia se dispersó con la dirección general de las corrientes hacia el este, y ha alcanzado al resto de poblaciones de nacra del Mediterráneo durante estos 5 últimos años, desde España hasta la cuenca oriental (Katsanevakis *et al.*, 2019, 2021, Kersting *et al.*, 2019, Panarese *et al.*, 2019, Čížmek *et al.*, 2020). Hasta la fecha, parecía que solo las poblaciones de nacra del mar de Mármara estaban libres de la epizootia

(Katsanevakis *et al.*, 2021), pero recientemente ya se ha detectado mortalidad masiva en el estrecho de Dardanelos y en sus aguas (Özalp & Kersting 2020, Cinar *et al.*, 2021). Por el momento en España solo quedan poblaciones con nacras vivas en la laguna del Mar Menor y en las bahías de Alfacs y Fangar del Delta del Ebro, además de algunos ejemplares resistentes en mar abierto en Cataluña y Baleares, que por el momento son las únicas comunidades autónomas en las que se han localizado ejemplares adultos supervivientes.

3. ÁMBITO GEOGRÁFICO DE APLICACIÓN DE LA ESTRATEGIA

El ámbito de aplicación de esta estrategia abarca toda el área de distribución actual de la especie objetivo en la costa mediterránea española, así como aquellos territorios en los cuales ha habitado en tiempos recientes, antes del episodio de mortalidad masiva iniciado en otoño de 2016 (Figura 1). De igual forma la estrategia también resulta de aplicación a otras áreas donde pueda encontrarse la especie como consecuencia de la mejora en el conocimiento de su distribución, así como aquellas que se pudieran determinar como adecuadas para procesos de reintroducción en un futuro. El ámbito de aplicación se irá actualizando en función de la evolución de la distribución y del conocimiento científico disponible sobre la especie.

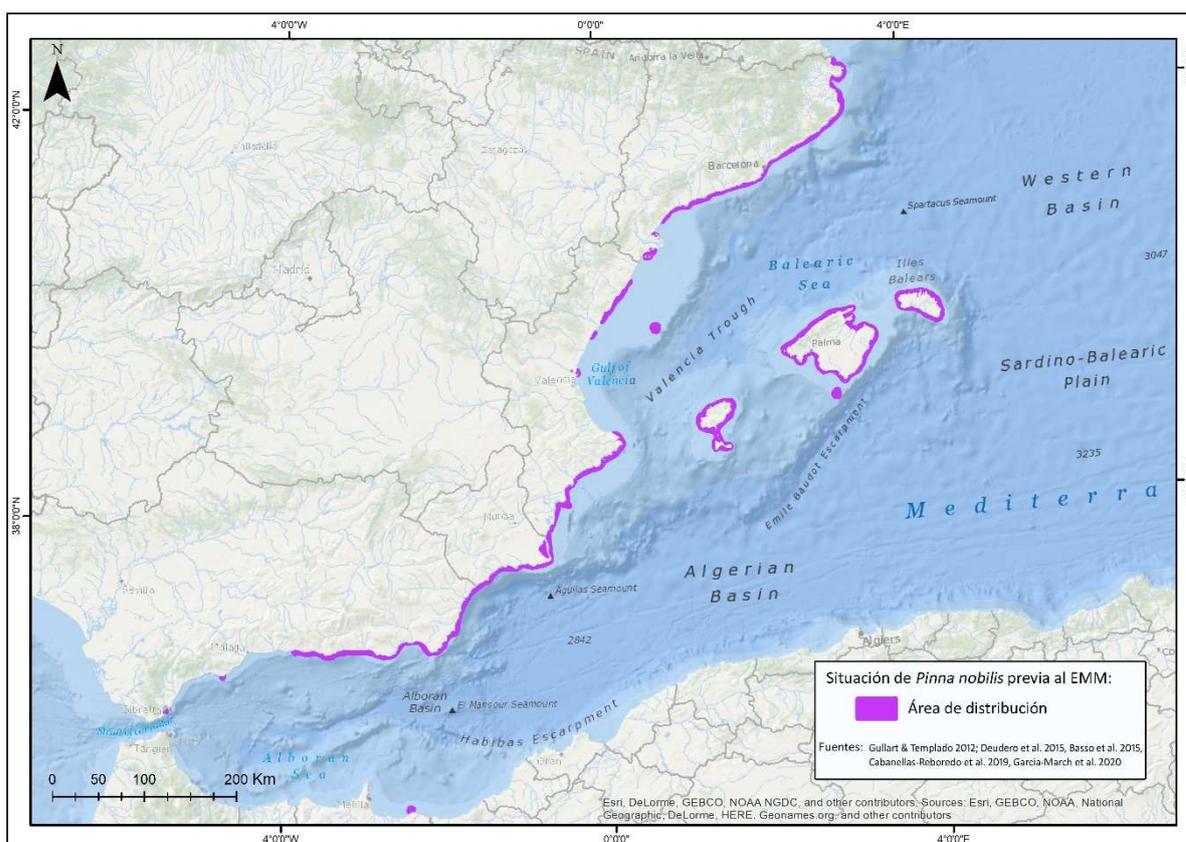


Figura 1. Distribución de la especie *Pinna nobilis* en el litoral mediterráneo español antes del Evento de Mortalidad Masiva (EMM) de 2016. Fuentes: Moreno y Barrajón, 2008; Gullart & Templado, 2012; Deudero et al., 2015, Basso et al., 2015, Junta de Andalucía, 2015, 2016, 2017; Cabanellas-Reboredo et al., 2019, Garcia-March et al., 2020

Así pues, el ámbito de aplicación de la Estrategia se extiende a todo el litoral mediterráneo español desde 0-60 m de profundidad, que consiste en el rango batimétrico de la especie (Templado et al., 2004). Sin perjuicio de las nuevas áreas críticas que se puedan establecer en el futuro, en el ámbito de aplicación de la Estrategia se dará prioridad a determinadas zonas, donde se ubican las únicas poblaciones de nacra que quedan en España, así como las localidades que albergan ejemplares supervivientes en mar abierto, todas ellas de vital

importancia, en las que se deben llevar a cabo actuaciones para asegurar la supervivencia de la especie (Figura 2).

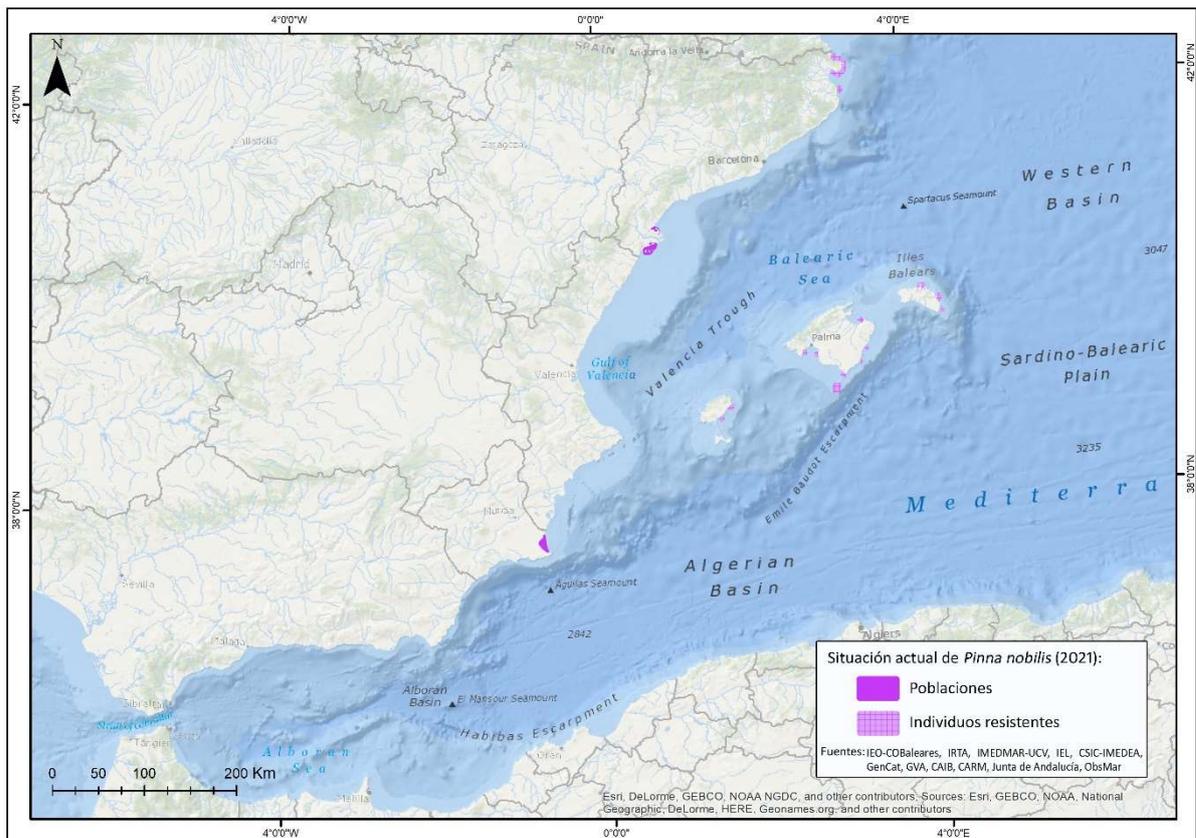


Figura 2. Distribución de la especie *Pinna nobilis* en España en 2021. Se indican tanto las poblaciones existentes, como los ejemplares supervivientes localizados desde 2017, tras el Evento de Mortalidad Masiva (EMM). Fuentes: COBaleares-IEO, IRTA, IMEDMAR-UCV, IEL, IMEDEA-CSIC, GenCat, GVA, CAIB, CARM, Junta de Andalucía, ObsMar

4. IDENTIFICACIÓN DE PRESIONES LIMITANTES Y AMENAZAS

La nacra era una especie que se explotaba comercialmente desde la antigüedad hasta hace pocas generaciones, por su carne, el nácar y el biso. En el siglo pasado su uso decorativo estaba muy extendido y su carne se considera un manjar en el Mediterráneo oriental (Katsanevakis *et al.*, 2008, 2011, Basso *et al.*, 2015, Kersting *et al.*, 2019a, García-March, 2020). Las presiones de origen antrópico definían en mayor medida la densidad y la distribución de la especie, mientras que las variables ambientales jugaban un papel secundario (Deudero *et al.*, 2015). Durante la segunda mitad del siglo XX sus poblaciones menguaron de manera generalizada, motivo por el que era una especie protegida por diversas normas nacionales e internacionales desde hace casi 30 años (Katsanevakis *et al.*, 2009, Basso *et al.*, 2015, Öndes *et al.*, 2020). En la actualidad sus poblaciones sufren una de las mayores crisis conocidas para esta especie, que la ha situado al borde de la extinción. A pesar de que el área de distribución de la especie se ha reducido considerablemente en la actualidad, muchas de las amenazadas y presiones siguen presentes, y afectan a las poblaciones existentes y a los ejemplares supervivientes que quedan en mar abierto. A continuación, se describen los factores que han actuado o actúan negativamente sobre la especie y que la mantienen en situación crítica.

4.1 Principales amenazas

- Epizootia

El actual evento de mortalidad masiva es la más preocupante y extendida amenaza para la conservación de *P. nobilis* en toda su área de distribución (Vázquez-Luis *et al.* 2017, Kersting *et al.* 2019, Katsanevakis *et al.*, 2019, Panarese *et al.* 2019). La epizootia se ha extendido rápidamente desde España al resto del Mediterráneo en menos de tres años, causando tasas de mortalidad entre el 80-100% de los ejemplares en las poblaciones de mar abierto.

Diversos trabajos han sugerido que un protozoo parásito, *Haplosporidium pinnae*, una nueva especie del grupo de los Haplosporidios, desconocido hasta entonces y hallado en ejemplares enfermos y muertos, era el principal agente etiológico causante de la epizootia (Darriba *et al.*, 2017, Catanese *et al.*, 2018, Box *et al.*, 2020, Grau *et al.*, 2022). Los protozoos de este grupo parasitan invertebrados marinos y también de agua dulce a nivel mundial, son responsables de algunas de las epizootias marinas más importantes registradas (Burreson & Ford, 2004), y pueden ser altamente infecciosos, incluso entre especies diferentes (Lych *et al.*, 2019). En este caso *H. pinnae* provoca una infección en el epitelio de los divertículos de la glándula digestiva, así como en todos los epitelios digestivos de la nacra, que debe interferir profundamente con la absorción de alimentos, lo que probablemente lleve a la inanición del huésped, provocando una disfunción general grave hasta provocar la muerte. Las formas uninucleadas y binucleadas del protozoo, distribuidas por el tejido conectivo de toda la nacra, así como en la branquia, provocan una respuesta inflamatoria generalizada del organismo, que también ocasiona el colapso (Catanese *et al.*, 2018, Box *et al.*, 2020). Además, los datos indican que el protozoo es específico de la especie *P. nobilis* y parece no afectar a otros invertebrados, incluida la especie congénérica *P. rudis* (Catanese *et al.*, 2018).

Este tipo de parásitos presentan varias morfologías a lo largo de su ciclo de vida, que incluyen células uninucleadas, plasmodios y esporas. Los análisis morfológicos (histológicos y ultraestructurales) y moleculares mostraron todas las etapas de su ciclo de vida en el mismo huésped, lo cual no es común en otras especies del mismo grupo. Además, la aparición de células uni y binucleadas en las muestras indica la posibilidad de que se produce transmisión directa de nacras infectadas a sanas (Catanese *et al.*, 2018), hecho que tiene importantes consecuencias para el mantenimiento en cautividad de nacras que pueden estar infectadas (García-March *et al.*, 2020).

Una característica importante de este parásito es la producción de esporas, una etapa de latencia o resistencia, que le permiten una larga permanencia en el medio y que sugiere la participación de un posible hospedador intermedio, como se ha sugerido también para otras especies de este mismo género (*H. nelsoni*, *H. costale*) (Haskin & Andrews, 1988). Por el momento aún no se conoce el organismo hospedador o vector que se supone actúa como reservorio del parásito, en particular cuando ya no quedan nacras en el medio. La presencia del patógeno en el mar dificulta la potencial recuperación natural de la población a través de la llegada de reclutas, lo que abre un escenario altamente preocupante.

Cabe destacar que estudios recientes apuntan la existencia de otros agentes como bacterias del género *Mycobacterium* sp, de origen terrestre, como causantes de la mortalidad masiva (Carella *et al.*, 2019), o cuya infección junto con *H. pinnae*, puede aumentar la mortalidad de las nacras (Šarić *et al.*, 2020, Box *et al.*, 2020). Aunque hay que mencionar que esta bacteria se ha encontrado también en ejemplares sanos de *P. nobilis* antes del EMM (Box *et al.*, 2020, Tiscar *et al.*, 2021, Mihaljević *et al.*, 2022, Grau *et al.*, 2022). Otros estudios apuntan a una enfermedad multifactorial causada por múltiples patógenos coexistentes (Scarpa *et al.*, 2020). Sin embargo, estudios recientes han demostrado que *H. pinnae* presenta el mayor protagonismo como agente causante de la MME (Grau *et al.*, 2022), estando las infecciones provocadas por micobacterias relacionadas con la edad de los ejemplares, y las provocadas por otras bacterias Gram negativas relacionadas con la toma de muestras. En cualquier caso, a nivel global en este momento la presente epizootia es el factor que está actuando en mayor medida sobre la recuperación de la especie y provocando la situación crítica en la que se encuentra, con lo que los esfuerzos destinados a controlar la expansión de su principal agente causal, *H. pinnae*, deben de ser prioritarios (Grau *et al.*, 2022).

Estudios de modelización realizados a escala del Mediterráneo occidental sugieren que el patógeno se dispersa a través de las corrientes superficiales, y que las condiciones óptimas para la infección son temperaturas superiores a 13,5°C y salinidades comprendidas entre 36,5-39,7 psu, típicas de mar abierto (Cabanellas-Reboredo, *et al.*, 2019, Giménez-Romero *et al.*, 2021). Sólo las poblaciones de nacras ubicadas en zonas confinadas como lagunas, estuarios o bahías cerradas, con una salinidad significativamente superior o inferior al mar abierto, han conseguido sobrevivir al avance de las sucesivas oleadas de mortalidad masiva que se han producido durante cada verano-otoño desde 2016 (Catanese *et al.*, 2018, Kersting *et al.*, 2019a, García-March *et al.*, 2020, Katsanevakis *et al.*, 2021, P. Prado *et al.*, 2021b, Nebot-Colomer *et al.*, 2021).

- Pérdida o destrucción de su hábitat

Las praderas de fanerógamas marinas, en especial las de *Posidonia oceanica*, principal hábitat de la especie, han sufrido en los últimos tiempos considerables alteraciones y una alarmante disminución en todo el Mediterráneo (Boudouresque *et al.*, 2009, Marbà *et al.* 2014), en gran parte a consecuencia de actividades humanas como obras costeras, dragados, construcción de puertos, contaminación, eutrofización, regeneración de playas cercanas, pesca de arrastre ilegal, etc. (Duarte, 2002). *Pinna nobilis* es especialmente vulnerable a impactos físicos que implican pérdida de pradera, tanto por la pérdida de hábitat como por el daño físico que le puede producir. Por tanto, actividades como obras costeras, dragados y regeneración de playas son actividades que pueden causar un elevado impacto en las poblaciones de nacra, así como actividades recreativas del sector náutico, como el fondeo de embarcaciones o la navegación, especialmente en cotas someras (Hendriks *et al.* 2013, Deudero *et al.*, 2015, Vázquez-Luis *et al.* 2015b, Prado *et al.*, 2014). Estas presiones se han de tener en cuenta en la gestión de las poblaciones existentes y de los ejemplares resistentes de poblaciones afectadas.

En el caso de las dos poblaciones de nacras vivas que quedan en nuestro litoral, están distribuidas en su mayoría en praderas de *Cymodocea nodosa* o praderas mixtas de *C. nodosa* y *Zostera nolti*, o de *C. nodosa* y la macroalga *Caulerpa prolifera*, todas ellas igualmente vulnerables a los impactos físicos ya mencionados asociados a las obras costeras y actividades náuticas (Tuya *et al.*, 2014, Ruíz *et al.*, 2015, 2020, Romero *et al.*, 2015).

Cabe señalar que el reclutamiento también puede verse afectado negativamente por la pérdida o fragmentación de la pradera, dada la protección que ofrecen estos hábitats para los juveniles frente al hidrodinamismo y la depredación (Basso *et al.* 2015a).

- Daños físicos y mortalidad no natural

Actualmente la mortalidad no natural de ejemplares se produce en la mayoría de los casos de manera accidental, por interacción con diversas actividades humanas, aunque se han registrado casos de mortalidad intencionada de nacras. En ambos casos, la mortalidad no natural de ejemplares debe ser minimizada lo antes posible dada la situación crítica de las poblaciones.

A pesar de su protección la nacra es una especie que se recolectaba en algunos países del Mediterráneo oriental, donde su carne es apreciada y su pesca causaba importante mortalidad (Katsanevakis *et al.*, 2011, 2007, Öndes *et al.*, 2020). En España desde su protección, la recolección había descendido notablemente y no estaba considerada una amenaza importante, o al menos no se tiene constancia. Sin embargo, en estos últimos años se han detectado algunos casos de recolección de ejemplares vivos o sus restos en el Delta del Ebro, Mar Menor e Islas Baleares (Moreno, *et al.* 2017, prensa, P. Prado-IRTA y F. Giménez-UA, *com pers.*).

En cuanto a la mortalidad asociada a la interacción con actividades pesqueras, ésta se limitaba a la pesca de trasmallo con redes, ya que la prohibición del arrastre por debajo de los 50 m habría preservado las poblaciones de nacras. Aún así, la presión por trasmallo se considera baja y se menciona en pocos trabajos (Basso *et al.*, 2015), solo habiendo constancia de este impacto en determinadas zonas someras como el Mar Menor, donde la población de nacras era muy abundante y la actividad pesquera se realiza en toda la laguna. Aunque se desconoce el porcentaje de mortalidad que causaba, su impacto ha cobrado importancia en los últimos años a causa del declive de las poblaciones (E. Cortés-UMU, *com pers.*). En este periodo se han registrado actividades de vandalismo y furtivismo en las que se han arrancado nacras, que se han encontrado amontonadas, posiblemente asociado al uso de artes de pesca ilegales o a la mala praxis de algunos pescadores (Cortés-Melendreras *et al.*, 2021).

Otras actividades por considerar son las relacionadas con el sector náutico recreativo, entre las que destaca el fondeo de embarcaciones, que en el pasado ha sido un importante factor de impacto en sus poblaciones (Hendriks *et al.* 2013, Vázquez-Luis *et al.* 2015b, Deudero *et al.*, 2015). El impacto por el fondeo de embarcaciones causa daños físicos por el impacto del ancla y la cadena, que causa la rotura de la concha y la muerte de ejemplares. Puede ser particularmente importante en algunos puntos del litoral español ya que la navegación recreativa es una actividad que ha crecido mucho en España en los últimos años. Es especialmente importante el establecimiento de medidas para evitar el fondeo en las áreas cercanas a ejemplares supervivientes detectados en mar abierto o en las dos poblaciones existentes del Mar Menor y el Delta del Ebro. Además, se ha de mencionar en este apartado el impacto de la navegación de embarcaciones de pequeño porte en lagunas costeras y estuarios, que colisionan con las nacras de las cotas más someras que a menudo pueden estar a menos de 1 m de profundidad. Se han detectado colisiones de embarcaciones que han causado la mortalidad de ejemplares monitorizados en las dos bahías del Delta del Ebro, Alfacs y Fangar (Prado *et al.*, 2021b) y en el Mar Menor (F. Giménez-UA, M. Vázquez-Luis-IEO-COBaleares, *com pers.*).

- Cambio climático

El cambio climático es una de las amenazas que puede afectar negativamente a la nacra, en particular sus efectos en cuanto al calentamiento del agua, la subida del nivel del mar y el aumento de los eventos climáticos extremos.

El mar Mediterráneo es una de las regiones del planeta que se están calentando más rápidamente (Jordà *et al.*, 2012, Kersting, 2016). Aunque todavía no se conoce con exactitud el rango térmico de *P. nobilis*, el calentamiento del agua puede afectar a procesos clave que se ven influidos por la temperatura, como el crecimiento, la reproducción y el reclutamiento, así como incidir en la conectividad entre poblaciones y en una disminución de la tasa de supervivencia de juveniles (Basso *et al.* 2015a, Basso *et al.* 2015b, 2015c, Kersting and García-March, 2017). Por otro lado, la temperatura del agua parece ser un factor clave en la activación del patógeno *Haplosporidium pinnae*, que parece activarse con el aumento de la temperatura, y se inactiva a bajas temperaturas, por debajo de 13,5°C (García-March *et al.*,

2021). Además, en el caso de lagunas costeras poco profundas, como el Mar Menor, el aumento de temperatura puede afectar también al consumo de oxígeno y producir situaciones de anoxia que pueden llegar a ser letales (Basso *et al.* 2015a, 2015c, Ruíz *et al.* 2020).

Otra de las amenazas asociadas al cambio climático es la acidificación, que puede afectar a los procesos de metabolismo y calcificación de formación de la concha. Aunque es probable que *P. nobilis* se vea afectada ya que tiene una elevada tasa de crecimiento de la concha (Richardson *et al.* 2004), los experimentos llevados a cabo hasta el momento no muestran una influencia negativa en el desarrollo de los juveniles para niveles de pCO₂ esperados para finales de siglo (Basso *et al.* 2015b).

Otro de los efectos esperados del cambio climático es la subida del nivel del mar, que a medio-largo plazo podría involucrar la inundación permanente de muchas zonas bajas, lo que puede ser muy importante por las variaciones de salinidad que causaría la intrusión marina en zonas someras como el Delta del Ebro y el Mar Menor. Además, un aumento del nivel del mar agravaría los efectos de temporales cuya altura de ola en condiciones actuales no supondría una amenaza, pero que con el incremento de la elevación de la lámina de agua sí podrían provocar daños a la costa, como la rotura de las barras de arena, favoreciendo el intercambio de masas de agua, como ha ocurrido en los últimos años con la rotura de las barras de arena de Trabucador e Illa de Buda en el Delta del Ebro. Estos efectos conllevarán un retroceso de la línea de costa y daños por inundación e intrusión marina en estas zonas someras, y por tanto variaciones importantes en la salinidad, con el riesgo de entrada del patógeno a las zonas más interiores de las bahías del Delta del Ebro y la laguna salada del Mar Menor, con nefastas consecuencias para la nacra como se ha visto recientemente (CEPYC-CEDEX, 2021a, b, Prado *et al.*, 2021b). Estas zonas están también expuestas a una mayor erosividad pluvial, asociada a una mayor frecuencia en los aportes torrenciales (CEPYC-CEDEX, 2021a, b) que, en el caso del Mar Menor, provocan un descenso en la salinidad, con el riesgo de entrada del patógeno como ya se ha registrado (Ruíz *et al.* 2020, Nebot-Colomer *et al.*, 2021). Además, provocan aportes excesivos de sólidos en suspensión, con catastróficas consecuencias para las nacras, como ha sucedido en la bahía del Fangar (Delta del Ebro) en 2020 (Prado *et al.*, 2021b).

- Especies invasoras

El cambio global está promoviendo el establecimiento de especies invasoras que representan una amenaza para la biodiversidad y, además, pueden afectar a las especies sésiles como la nacra. Se ha visto que algunas macroalgas invasoras como *Lophocladia lallemandii* y *Caulerpa cylindracea* que utilizan la nacra como sustrato preferente, pueden inducir un estrés biológico sobre *P. nobilis*, alterar las posibles fuentes de alimento y el crecimiento (Box *et al.* 2009, Cabanellas-Reboredo *et al.*, 2010, Vazquez-Luis, 2014b, Kersting & García-March, 2017). Otras especies invasoras como *Callinectes sapidus*, un voraz cangrejo que habita ambientes estuarinos y lagunares, pueden convertirse en una amenaza importante para los juveniles de *P. nobilis*, especialmente en las lagunas costeras como el

mar Menor o el Delta del Ebro, donde ya ha sido registrada la presencia de esta especie desde hace unos años (García-March *et al.* 2019, CEPYC-CEDEX, 2021^a, Prado *et al.*, 2021c).

- Depredación

Como ya se ha mencionado con anterioridad, los juveniles son la clase de talla que sufre una presión más elevada por depredación, por lo que ha de tenerse en cuenta en la gestión de las poblaciones. Una densidad elevada de predadores puede suponer una limitación para el reclutamiento y la supervivencia de juveniles de nacra, como se ha visto recientemente en el Mar Menor, donde se han registrado elevados incrementos en la densidad de algunos depredadores como el gasterópodo *Hexaplex trunculus* (Cortés-Melendreras *et al.* 2021, Nebot-Colomer *et al.*, 2021). En algunos casos, en zonas protegidas, la mortalidad en las primeras etapas puede verse aumentada también por la presencia de grandes predadores, como es el caso de las islas Columbretes, donde tallas por debajo del tamaño refugio (45 cm) escasean en comparación con tallas mayores (Kersting & García-March, 2017)

- Deterioro de la calidad del agua

La contaminación del agua ya sea directa o difusa, puede alterar las características físico-químicas del agua y afectar a la nacra, que como organismo bentónico sin capacidad de movimiento y como filtrador, es un organismo sensible a la contaminación marina. Sin embargo, es un organismo que tiene cierta tolerancia al deterioro de la calidad del agua, ya que es capaz de vivir en ambientes con ciertos niveles de eutrófia (Alomar *et al.*, 2015) y en algunos casos bioacumular toxinas, tales como hidrocarburos tras un vertido o tolerar niveles elevados de metales pesados. Niveles elevados de marcadores de estrés oxidativo se han detectado incluso meses después del vertido (Sureda *et al.* 2013a, b, Vázquez-Luis *et al.* 2016). Se estima que otros contaminantes ambientales podrían ejercer efectos inmunotóxicos sobre *P. nobilis* (Basso *et al.* 2015a) y/o afectar a la formación de la concha (Vicente *et al.* 2003).

Niveles elevados de eutrofia en lagunas costeras o sistemas semiconfinados pueden derivar en condiciones de anoxia e incluso de euxinia, que pueden afectar gravemente a las poblaciones de nacra, como se ha registrado recientemente en el Mar Menor (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2019, Giménez-Casalduero *et al.*, 2020, Ruiz *et al.*, 2020). Otro efecto derivado de condiciones eutróficas que deben ser tenido en cuenta, es el crecimiento masivo de algunas especies, como los serpúlidos (Sandonnini *et al.*, 2021a, 2021b) o macroalgas como *Caulerpa prolifera* (M. Vázquez-Luis-IEO-COBaleares, *com pers.*), que forman agregaciones utilizando la concha como sustrato y pueden dificultar la disponibilidad de alimento e incluso la apertura de las valvas (F. Giménez-UA, *com pers.*)

4.2 Análisis de amenazas y presiones de las poblaciones existentes

Se ha llevado a cabo un análisis de las principales presiones y amenazas, y su grado de afección, para las dos localidades con poblaciones de nacras vivas: la laguna del Mar Menor y las bahías del delta del Ebro. Para cada zona se ha elaborado una matriz para determinar

el grado de afección de cada actividad humana identificada en la zona, que se ha elaborado a partir de la intensidad de cada una de las presiones sobre la nacra y el potencial impactante de cada una de las actividades que interaccionan con la nacra. Para la elaboración del análisis de presiones y la elaboración de las matrices se ha tenido en cuenta la bibliografía disponible, incluyendo informes técnicos de las administraciones estatales y regionales, y de entidades de investigación. Además, tanto para la identificación de las presiones y actividades humanas, como para la evaluación de su intensidad, y de su potencial impactante, se ha contado con la colaboración del criterio de experto, tanto del personal técnico de las áreas de medio ambiente responsables de la gestión de la especie en Cataluña y la Región de Murcia, como científicos de los diversos grupos de investigación (IEO, IRTA, UA, UMU, IMEDMAR-UCV) y el Grupo de Trabajo de la Región de Murcia.

A continuación, se presenta un resumen del análisis realizado para cada localidad y la matriz final de análisis de grado de afección, para ver detalle del análisis consultar el Anexo I.

4.3 Análisis de amenazas y presiones en el Mar Menor

El Mar Menor constituye la mayor laguna hipersalina del Mediterráneo. Tiene una extensión de 135 km² y una profundidad máxima que no supera los 7 metros. Alberga en su interior 5 islas de origen volcánico y está conectado con el mar Mediterráneo a través de tres canales o golas (Encañizadas, Estacio y Gola de Marchamalo), situados en una barra de arena de unos 23 km de longitud que separa la laguna del mar abierto, denominada La Manga. La salinidad de la laguna oscila entre 42 y 47 psu, debido fundamentalmente a la baja precipitación (<300 mm y⁻¹) y las altas tasas de evaporación (Fraile-Nuez et al., 2018). Al tratarse de un cuerpo de agua semicerrado, es un sistema muy vulnerable a los impactos de la actividad humana, particularmente concentrados en su litoral debido al intensivo desarrollo turístico y agrícola experimentado a lo largo de las últimas décadas en el litoral y su cuenca adyacente (León & Bellido, 2016, Ruíz *et al.*, 2020).

La degradación de la calidad del agua es en este momento una de las amenazas más importantes a la que se enfrenta la especie en esta zona. La laguna lleva décadas con entradas de nutrientes y fitosanitarios procedentes de las actividades agrícolas cercanas, así como de emisarios de las poblaciones cercanas, e incluso vertidos de desaladoras ilegales. Cuando la eutrofización es crónica, como es el caso, sus efectos incluyen estados de anoxia, proliferaciones de fitoplancton tóxico, mortandad masiva de organismos bentónicos y cambios drásticos en la distribución de especies (Ruíz et al., 2020). En los últimos años el Mar Menor ha sufrido dos crisis de eutrofia importantes en 2016 y 2019, y probablemente una tercera en 2021 (F. Giménez-Casalduero-UA, M. Vázquez-Luís-IEO-COBaleares, com pers), que han tenido un elevado impacto en las poblaciones de nacra. La primera en 2016 conocida como “sopa verde”, a causa de un episodio de proliferación de algas disruptivas del ecosistema (ecosystem disruption algal bloom, EDAB) (Aguilar et al., 2016), provocó una anoxia en la laguna que causó la muerte de los organismos bentónicos de forma masiva (Belando et al., 2018), incluidas las poblaciones de nacra (Giménez-Casalduero et al., 2020).

El segundo episodio ocurrió en 2019, asociado a una DANA¹ que impactó en la laguna y las lluvias torrenciales que ocurrieron a continuación entre septiembre de 2019 y enero de 2020, generaron condiciones de euxinia en la cubeta lagunar con efectos letales para los organismos a partir de 3 m de profundidad (Ruíz et al., 2019, 2020). Los efectos más negativos para la población de nacras en ese periodo, fue el descenso de la salinidad de la laguna a valores similares a mar abierto (38-39 psu) durante un periodo prolongado de tiempo. Esto posiblemente facilitó la activación del parásito, que es probable que ya se encontrara en la laguna (F. Giménez-Casalduero-UA, *com pers*) y afectara finalmente a las poblaciones de nacra (Ruíz et al., 2020, Nebot-Colomer et al., 2021).

Otros efectos de la eutrofia observados en las nacras de la laguna, como los crecimientos masivos de serpúlidos (Sandonnini et al., 2021a, 2021b), macroalgas y briozoos en 2020 y 2021 respectivamente (M. Vázquez-Luis-IEO-COBaleares, *com pers*), pueden causar estrés y dificultar la disponibilidad de alimento (Box et al., 2009, Cabanellas-Reboredo et al., 2010). En el análisis de presiones y amenazas se han tenido en cuenta el impacto del cambio climático, la depredación y el impacto de otras actividades humanas que afectan a las poblaciones de nacra, que se resumen a continuación y se detallan en el Anexo I. Destaca la interacción con la pesca profesional de artes menores, actividad a la que se asocian algunos actos de vandalismo y furtivismo que han ocurrido en los últimos años (Cortés-Melendreras et al., 2021). Son también importantes las actividades náuticas recreativas como el fondeo de embarcaciones, y otras actividades que pueden tener un elevado impacto son las obras costeras y los dragados, no sólo en cuanto al deterioro de la calidad del agua, sino también a que pueden suponer un aumento del intercambio entre las masas de agua de la laguna y el mar abierto.

Una vez identificadas las actividades potencialmente impactantes de la laguna, y cruzando los resultados de las tablas 3 y 4 (Anexo I), se ha elaborado la matriz para determinar el grado de afección de cada actividad sobre la nacra (Tabla 1).

Tabla 1. Matriz del grado de afección de cada actividad humana seleccionada sobre las poblaciones de *Pinna nobilis* del Mar Menor

GRADO DE AFECCIÓN		POTENCIAL IMPACTANTE		
		ALTO	MEDIO	BAJO
INTENSIDAD PRESIONES	MUY ALTA	Vertidos Dragados	Pesca Fondeo	Regeneración Furtivismo
	ALTA			Capt Colecc
	MEDIA	Obras costeras		Buceo
	BAJA		Puertos	Colisiones
	MUY BAJA			Salinas

¹ DANA (Depresión Aislada en Niveles Altos): es una depresión atmosférica aislada en niveles altos que se produce por el choque de una masa de aire frío en altura con el aire caliente de la superficie. Este fenómeno, tradicionalmente denominado "gota fría", da lugar a chubascos y tormentas intensas

Los resultados del análisis muestran que las actividades que mayor grado de afección pueden producir en el Mar Menor (**color rojo**) son principalmente los **vertidos** de actividades agrícolas, tóxicos y aguas residuales, que como ya se ha comentado están causando un grave perjuicio a la laguna, y los **dragados**, en particular los dragados de los canales o golas, que modificarían el intercambio de las masas de agua provocando probablemente un cambio en las condiciones de salinidad y por tanto, eliminando una de las barreras conocidas que impide la entrada del patógeno en la laguna. En este mismo grado se sitúan la **pesca profesional** y el **fondeo de embarcaciones**, ambas actividades que tienen también un elevado grado de afectación ya que se llevan a cabo en las mismas áreas donde hay ejemplares de nacra y el riesgo de interacción y por tanto de causar daños directos es muy elevado. La **regeneración de playas**, el **furtivismo**, la **captura** de ejemplares para colecciones y las **obras costeras**, pueden afectar a la nacra con una intensidad moderada (**color amarillo**). Mientras que las **áreas portuarias**, las actividades de **buceo**, la actividad **salinera** y las **colisiones** de embarcaciones, pueden resultar impactantes para la especie, aunque se considera un grado de afección bajo en la laguna (**color verde**).

4.4 Análisis de amenazas y presiones en el Delta del ebro

El Delta del Ebro es uno de los mayores deltas de la cuenca noroeste del Mediterráneo (320 km²). Está dedicado al cultivo del arroz en un 70% de su superficie, e integrado por 2 bahías, la Bahía del Fangar (10 km²) en el hemidelta norte, y la dels Alfacs (50 km²) en el hemidelta sur. Ambas reciben el excedente de agua dulce, nutrientes, y materia orgánica procedente de la actividad agrícola, lo que las conforma como masas de agua estuarinas, con salinidades inferiores a las de mar abierto. La bahía de Alfacs de mayor tamaño se caracteriza por presentar una estratificación dominada por la salinidad, con una capa superficial (0 a los 2-3 m) de baja salinidad (30-35) y una capa salada más profunda (36-38) (Quijano-Scheggia et al., 2008).

Es una zona que va a verse muy influenciada por el impacto del cambio climático, tanto por la subida del nivel de la mar prevista, como por el incremento del impacto de los temporales marítimos (Garriga *et al.* 2008, CEPYC-CEDEX, 2021A). En este sentido cabe destacar que el Delta se ha visto muy afectado por una sucesión de temporales extraordinarios en 2017, 2020 (borrasca Gloria) y 2021 (borrasca Filomena) que han afectado directamente a las poblaciones de nacras causando mortalidades importantes (Prado *et al.*, 2021b). Además, han provocado retrocesos de la costa y la rotura de las barras de arena que separan el delta del mar abierto, favoreciendo el intercambio entre las masas de agua, con el riesgo que conlleva para la población de nacras un aumento en la salinidad de las aguas del Delta.

En el análisis de presiones y amenazas se han tenido en cuenta, además, las actividades humanas que causan un impacto en la especie, entre las que destacan los dragados, obras costeras y vertidos, que pueden causar importantes alteraciones del hábitat, favorecer el intercambio de masas de agua y afectar a las condiciones de salinidad. En este sentido los vertidos estacionales de agua dulce de la agricultura pueden tener un impacto beneficioso en cuanto al mantenimiento las condiciones de salinidad del Delta (Carrasco *et al.*, 2008),

pero su contenido en nutrientes puede afectar a la calidad del agua. Destaca el impacto en la población de nacras por colisiones de la navegación recreativa, que afecta directamente a las poblaciones de nacra causando mortalidades y afectando también al hábitat (Prado et al., 2014).

Una vez identificadas las actividades potencialmente impactantes del Delta, y cruzando los resultados de las tablas 5 y 6 (Anexo I), se ha elaborado la matriz para determinar el grado de afección de cada actividad sobre la nacra (Tabla 2).

Los resultados del análisis muestran que las actividades que mayor grado de afección pueden producir en las bahías deltaicas (**color rojo**) son principalmente los **vertidos** de actividades agrícolas y aguas residuales, y los **dragados**, por la alteración de hábitat que supone y la posible afectación a nacras cercanas que pueden sufrir impactos físicos. Aunque se debe señalar que el mantenimiento de la barra de Trabucador es sumamente importante para evitar un mayor intercambio entre las masas de agua y un cambio en las condiciones de salinidad. En este mismo grado se sitúan las **colisiones** con embarcaciones recreativas y la **pesca**, en particular ambas actividades se refieren a la navegación en la bahía que puede implicar colisiones accidentales con las nacras. La **regeneración de playas**, el **furtivismo**, el **fondeo** de embarcaciones, la **captura** de ejemplares para colecciones y las **obras costeras**, pueden afectar a la nacra con una intensidad moderada (**color amarillo**). Mientras que las **áreas portuarias**, las actividades de **buceo** y la actividad **salinera**, pueden resultar impactantes para la especie, aunque se considera un grado de afección bajo (**color verde**).

Tabla 2. Matriz del grado de afección de cada actividad humana seleccionada sobre las poblaciones de *Pinna nobilis* del Delta del Ebro

GRADO DE AFECCIÓN		POTENCIAL IMPACTANTE		
		ALTO	MEDIO	BAJO
INTENSIDAD PRESIONES	MUY ALTA	Vertidos Dragados	Colisiones Pesca	Furtivismo
	ALTA		Fondeo Regeneraciones	Capt Colecc
	MEDIA	Obras costeras		
	BAJA		Puertos	
	MUY BAJA			Salinas Buceo

5. EVALUACIÓN DE LAS ACTUACIONES REALIZADAS

5.1 Protección legal

A causa del declive de sus poblaciones en las últimas décadas del siglo XX, la especie estaba protegida a nivel europeo a través de la implementación de leyes y directivas europeas. Las disposiciones legales nacionales e internacionales donde figura la especie son las siguientes:

Internacional

- Como especie de interés comunitario que requiere una protección estricta está incluida en el Anexo IV de la Directiva de Hábitats (92/43/CEE, de 21 de mayo de 1992 relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres, DO L 206, de 22 de julio de 1992).
- Como especie en peligro o amenazada, en el Anexo II del Protocolo sobre las Zonas Especialmente Protegidas y la Diversidad Biológica en el Mediterráneo (RAC/SPA), del Convenio de Barcelona (Mónaco, 24 de noviembre de 1996, ratificado en el RD 22/1999, de 17 de diciembre, BOE, 302, de 18 de diciembre de 1999).
- Como especie estrictamente protegida en el Anexo II del Convenio de Berna (1979, ratificado en el RD de 13 de mayo de 1986, BOE 235, de 1 de octubre de 1986; enmienda de diciembre de 1996).
- Como especie catalogada en peligro crítico (CE) en la Lista Roja de Especies Amenazadas de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN, Kersting et al., 2019).

Nacional

- Como especie de interés comunitario que requiere una protección estricta, incluida en el Anexo V de la ley 42/2007 de 13 de diciembre que traspone la Directiva Hábitats a nuestro ordenamiento jurídico.
- Está declarada como especie "en situación crítica" por encontrarse en riesgo inminente de extinción según lo estipulado en la Ley 42/2007, de 13 de diciembre (Orden TEC/1078/2018, de 28 de septiembre)
- Incluida en el Catálogo Español de Especies Amenazadas (RD 139/2011), en la categoría de "En Peligro de Extinción" (Orden TEC/596/2019, de 8 de abril)

Regional

La especie ha sido incluida en los Catálogos regionales de especies amenazadas en tres de las cinco comunidades en las que la especie está presente:

- Incluida en el Catálogo Andaluz de Especies Amenazadas con la categoría de En Peligro de Extinción (Ley 8/2003, de 28 de octubre, de la flora y fauna silvestres; BOJA, 219, de 15 de noviembre de 2017).
- Incluida en el Catálogo Balear de Especies amenazadas y de Especial Protección de las Islas Baleares con la categoría de En Peligro de Extinción (Decreto 75/2005, actualizado en 02/12/2019)
- En Cataluña se encuentra en trámite el proyecto de Decreto del Catàleg de la fauna salvatge autòctona amenaçada, en el que se incluye la nacra con la categoría En

Peligro de Extinción, que en la actualidad está en proceso de tramitación para su aprobación (exposición pública julio 2020).

- La especie se halla incluida en el Libro Rojo de Invertebrados Amenazados de Andalucía con la categoría de Vulnerable (Barea-Azcón et al., 2008) y en el Libro Rojo de Invertebrados Marinos del Mar Balear en la categoría de Vulnerable (Álvarez, 2016)

En la Región de Murcia (CARM), la especie está incluida en el Plan de Gestión Integral del Mar Menor (Decreto 259/2019), por el que la especie está considerada como un elemento clave con relevancia para su conservación y que requiere de medidas específicas de gestión para asegurar su mantenimiento, mejora o conservación. Algunas de las Directrices que se contemplan en el Plan y que son de interés para la especie se refieren a la regulación de la pesca en una franja alrededor de los islotes del Mar Menor (RUP.9ª), evitar la entrada de vertidos en la laguna (DAG.2ª) o evitar el fondeo sobre praderas de fanerógamas (RPT.3ª). Además, como elemento clave, la especie se beneficiará de 14 Acciones Específicas y 2 Acciones Comunes, que se van a llevar a cabo en la laguna, entre las que destacan el seguimiento de la especie (AE. 5ª), seguimiento de las especies invasoras (AE. 10ª), la restauración de hábitats (AE. 17ª) y la mejora de los vertidos (AE. 23ª).

La especie está también incluida en la propuesta del Plan de Gestión de Pesca del Mar Menor (pendiente de aprobación), en el que se proponen limitaciones a la pesca en las áreas balizadas, así como prestar especial atención en las zonas donde se constate la presencia de la especie.

En Cataluña, la especie está contemplada en el Plan para la Protección del Borde Litoral del Delta del Ebro (documento pendiente de aprobación por la DGCM del MITECO), respecto a las medidas para mantener la integridad e impedir la rotura de la barra del Trabucador.

Respecto a los **planes de recuperación** elaborados por las comunidades autónomas, en tres de las cinco comunidades lo han elaborado o están en fase elaboración, y una de ellas ya lo tiene aprobado:

- **Andalucía:** Acuerdo de 7 de noviembre de 2017, del Consejo de Gobierno, por el que se aprueba el Plan de Recuperación y Conservación de Invertebrados Amenazados y Fanerógamas del Medio Marino, BOJA, 219, de 15 de noviembre de 2017.
- **Baleares:** ha incluido el Plan de Recuperación de la nacra en un plan conjunto junto con otras dos especies de moluscos protegidos: Plan de Conservación Recuperación de los invertebrados marinos de las Islas Baleares. Pendiente de aprobación en 2022
- **Cataluña:** se ha definido la elaboración del Plan de Recuperación en el decreto pendiente de aprobación para la modificación de la categoría de la nacra en el Catálogo de fauna amenazada. El Plan de recuperación se encuentra en este momento en fase de elaboración.

5.2 Actuaciones de conservación directa de ejemplares

Durante las últimas décadas, además de la legislación existente que protegía la especie, se puede decir que la creación de Áreas Marina Protegidas y zonas Red Natura 2000, donde el impacto humano está limitado, había contribuido a una notable recuperación de sus poblaciones en algunas zonas, hasta el episodio de mortalidad masiva (EMM) iniciado en 2016. Las poblaciones que había en el Parque Nacional de Cabrera, o en las Reservas Marinas de las Columbretes y Tabarca (García-March, 2005, Kersting & García-March, 2017, Vázquez-Luis *et al.*, 2020), son algunos ejemplos, y el seguimiento que se hacía de sus poblaciones, servirán como referencia para futuras acciones de restauración de la especie.

A partir de la detección del EMM y de la primera reunión entre todos los grupos en marzo de 2017 (I Taller de expertos), las acciones para la conservación de la especie que se han llevado a cabo y que se detallan en este apartado, se han establecido de manera coordinada entre las distintas administraciones regionales y estatal, y los distintos grupos de investigación que se dedican a su estudio, con los que se ha mantenido un intercambio fluido de información actualizada para llevar a cabo una gestión efectiva de la especie (ver apartado 0).

La rapidez de la propagación de la mortalidad por el litoral mediterráneo durante 2017 condicionó una de las primeras acciones de urgencia que se llevó a cabo a iniciativa del MITECO en el marco del Proyecto INTEMARES, y que fue el rescate y mantenimiento de 215 ejemplares en cautividad (apartado 0).

Además, desde las administraciones regionales se han ejecutado algunas acciones para asegurar la supervivencia de ejemplares solitarios o en grupo. Una de ellas ha sido el balizamiento del área donde se encontraban las nacras, en zonas de frecuentación de embarcaciones de recreo y/o pesca. Esta medida se ha llevado a cabo con éxito en el Mar Menor, el Delta del Ebro y en Menorca. Sin embargo, cabe mencionar, que este tipo de medidas precisan la coordinación con otras administraciones, como es el caso de los balizamientos, ya que interfieren con la navegación, por lo que precisan autorización de la administración competente (Costas y Capitanía en este caso). La falta de coordinación interadministrativa que ha ocurrido en algunos casos, ha llevado a la denegación de la instalación de algunos de los balizamientos propuestos inicialmente en el Mar Menor o se encuentran aún en trámites como es el caso de algunos de los propuestos en el Delta del Ebro.

En algunos casos, para asegurar su supervivencia, se ha optado por el traslado de algunos ejemplares, situados en zonas frecuentadas y con interacción con actividades humanas, a otras zonas resguardadas. Ha sido el caso de algunos ejemplares resistentes en Baleares (7 entre 2017-2019) debido a la amenaza provocada por el fondeo de embarcaciones (CAIB, M. Vázquez-Luis-IEO-COBaleares *com pers.*), y en el Delta del Ebro por peligro de colisiones con embarcaciones y/o furtivismo (6 en 2021) (P. Prado-IRTA *com pers.*), o bien por estar situados en una zona excesivamente somera para garantizar su supervivencia (351 en 2020)

(P. Prado-IRTA *com pers.*). En todos los casos las traslocaciones se llevaron a cabo con éxito, las nacras sobrevivieron al traslado, aunque en el caso de los ejemplares de Baleares, todos ellos finalmente murieron, meses después (6-14 meses), probablemente a causa del patógeno (CAIB, M. Vázquez-Luis-IEO-COBaleares *com pers.*).

Además, durante 2017 y 2018, para intentar mejorar las posibilidades de supervivencia de los ejemplares resistentes que se estaban monitorizando en Cataluña y Baleares, se utilizaron jaulas de exclusión de depredadores en algunos ejemplares, aunque el método no fue efectivo (García-March, 2020).

5.3 Actuaciones para la protección y gestión del hábitat

El hábitat prioritario de la nacra son las **praderas de fanerógamas marinas**, y en particular las de *Posidonia oceanica*. Todas las especies de fanerógamas marinas se encuentran incluidas en el Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial, LESRPE (Real Decreto 139/2011, de 4 de febrero), y además las praderas de *Posidonia oceanica* son consideradas hábitat de interés prioritario (código: 1120 Praderas de Posidonia (*Posidonium oceanicae*) en la Directiva Hábitats 92/43/CEE. En esta Directiva, *Cymodocea nodosa*, *Zostera noltii* y *Zostera marina* se incluyen como especies características de diferentes tipos de hábitats de interés comunitario (código 1110: bancos de arena cubiertos permanentemente por agua marina poco profunda; código 1130: estuarios; código 1160: amplias ensenadas y bahías poco profundas). Además, estas especies de fanerógamas marinas se encuentran también incluidas en los Convenios de Berna (Anexo I) y Barcelona (Anexo II).

A pesar de la protección legal que tienen estos hábitats, la realidad evidente en el litoral español es que están sometidos a una serie de presiones y amenazas que ponen en riesgo su buen estado de conservación (Duarte, 2002, Marbà *et al.* 2014) y, por tanto, suponen un riesgo para la recuperación de la nacra.

Desde el MITECO se están elaborando unas Directrices para la gestión y conservación de las fanerógamas marinas, en el marco del proyecto LIFE IP INTEMARES, que están dirigidas a los gestores responsables de la conservación y gestión de las diferentes especies y poblaciones de fanerógamas marinas presentes en aguas españolas. Este documento pretende convertirse en una herramienta de referencia que facilite la toma de decisiones con criterio científico, a fin de asegurar la conservación de estas especies y de los hábitats que conforman.

A nivel regional la protección de las praderas de *P. oceanica* se ha llevado a cabo en todo el litoral mediterráneo, declarándose espacios de la Red Natura 2000, donde la protección de las praderas tiene un papel relevante en los planes de gestión, y donde se incluyen acciones específicas de gestión y la prohibición del fondeo en algunos de ellos, así como la protección de las poblaciones de nacra, estén o no incluidas en praderas de fanerógamas.

En particular por la importancia que tienen en el contexto actual como hospedadoras de poblaciones de nacras destacan:

- El Mar Menor: está incluido como humedal de Importancia Internacional (RAMSAR), en la ZEPIM “Área del Mar Menor y Zona Oriental Mediterránea de la Costa de la Región de Murcia y tiene declarados dos ZEC:
 - 1) ZEC Mar Menor ((ES6200030)
 - 2) ZEC Espacios Abiertos e Islas del Mar Menor (ES6200006)
- El Delta del Ebro: está incluido como humedal de Importancia Internacional (RAMSAR), forma parte de la Reserva de la Biosfera Tierras del Ebro (declarada por la UNESCO el 28 de mayo de 2013), integra espacios incluidos en el Plan de Espacios de Interés Natural (PEIN) y en los Espacios Naturales de Protección Especial bajo las figuras de Parque Natural, Reserva Natural Parcial y Reserva Natural de Fauna Salvaje. Todo el Delta está catalogado como Área de interés faunístico y florístico, tiene declarada la ZEC Delta de l'Ebre (ES0000020) y una ZEPA Espacio marino del Delta de l'Ebre - Illes Columbretes (ES0000512).

Por la importancia que tiene para las poblaciones de nacra, cabe señalar las medidas del Plan de Gestión Integral del Mar Menor (Decreto 259/2019), de la Región de Murcia (CARM), que incluye acciones de restauración de los hábitats marinos de la laguna, en particular las praderas de *Cymodocea nodosa*, así como acciones de seguimiento y control de estos ecosistemas.

Otras comunidades autónomas están llevando a cabo una política activa de protección de las praderas sobre todo a partir de la inclusión de las fanerógamas marinas presentes en España en el LESRPE, como es el caso de Baleares, a través del Decreto 25/2018, sobre la conservación de la *Posidonia oceanica* en las Islas Baleares y en Andalucía con el Plan de conservación de las praderas de fanerógamas (BOJA, 219, de 15 de noviembre de 2017).

En las dos últimas décadas se han desarrollado en Baleares y Andalucía proyectos LIFE POSIDONIA para llevar a cabo actuaciones de conservación para minimizar alguna de las amenazas que contribuyen en mayor medida al deterioro de sus poblaciones, como es el caso del fondeo recreativo. La creación de campos de boyas ha sido una de las acciones desarrolladas en éstas y otras comunidades autónomas para la protección de las praderas y paliar el impacto del fondeo. Aunque sin duda la medida más audaz para reducir el impacto del fondeo por el momento la ha establecido Baleares, a través del Decreto Posidonia (Decreto 25/2018), donde el fondeo sobre pradera de *P. oceanica* está prohibido. Además, se ha establecido una vigilancia para controlar el fondeo de embarcaciones y ha desarrollado una aplicación web de ayuda al fondeo.

Se quiere destacar también que en todas las comunidades autónomas del litoral mediterráneo hay programas de seguimiento de las praderas de *P. oceanica* desde hace más de 15 años, en los que la nacra era una de las especies que se monitorizaba. Estos programas de seguimiento a largo plazo son sumamente importantes para evaluar el estado y evolución de las praderas, y durante este periodo han seguido colaborando en el seguimiento de las poblaciones de nacra, haciendo búsquedas de supervivientes en las estaciones de muestreo (Programa de Gestión Sostenible del Medio Marino Andaluz, Posimed Comunidad

Valenciana, Xarxa de Monitoratge de la Posidonia en Balears, Red de seguimiento de las praderas de *Posidonia oceanica* de la Región de Murcia, Estudio del estado de conservación de la Posidonia de la costa catalana).

Cabe destacar también el trabajo que se está realizando en la evaluación del Buen Estado Ambiental de las praderas de fanerógamas a nivel nacional en el marco de las Estrategias Marinas (EEMM), programa de seguimiento que se está llevando a cabo desde el MITECO y está ejecutando el IEO en toda la costa española.

Además, en este apartado se quieren destacar otras figuras de protección, como son las Reservas Marinas, tanto las de gestión estatal como las de gestión autonómica, que además de la protección de las praderas, han cubierto también otros hábitats de importancia para la nacra, como son los hábitats sedimentarios, como es el caso de la Reserva Marina de las islas Columbretes. En esta línea también cabe señalar otra figura que destaca sobre la protección de los hábitats de importancia para la nacra, que es el Parque Nacional, en este caso el Parque Nacional de Cabrera, donde no sólo están protegidas las praderas, sino también otros hábitats de importancia para la especie, como los sedimentarios y detritívoros.

5.4 Programas de conservación *ex-situ* de ejemplares

A partir de la declaración de la especie en situación crítica, se pudieron obtener fondos para llevar a cabo medidas de urgencia ante la grave situación de mortalidad que padecía la especie. Se puso en marcha un proyecto de rescate, para intentar salvar el mayor número posible de ejemplares de la mortalidad masiva: “Rescate de 215 ejemplares de nacra (*Pinna nobilis*) y su mantenimiento en 5 centros especializados en el marco del Proyecto LIFE IP-INTEMARES (LIFE15 IPE ES 012)”. El rescate tuvo lugar entre noviembre y diciembre de 2017, y las nacras se llevaron a 5 centros especializados en la cría de moluscos: IRTA, IEO-Mazarrón, IMEDMAR-UCV, IFAPA y Oceanographic de Valencia. El rescate estaba coordinado por IMEDMAR-UCV, y participaron 11 entidades entre administraciones autonómicas, centros de investigación y fundaciones.

Las nacras se extrajeron de dos zonas, 115 de ellas de una zona supuestamente no afectada aún por el parásito, en la zona de Portlligat, al norte de Cataluña, y las 100 restantes de la bahía de Alfacs en el Delta de Ebro. Aunque el traslado de los animales fue exitoso y sólo se registró una baja asociada al traslado, las nacras de Portlligat ya estaban infectadas por el parásito, y al poco tiempo comenzaron a tener síntomas de la infección. Se tomaron medidas para intentar detener la infección mediante un tratamiento de temperatura y salinidad, que consiguió ralentizarla, pero no consiguió detenerla. En septiembre de 2018 sólo quedaban vivas un 10,9% (12) del total de ejemplares extraídos de Portlligat (110) (García-March *et al.* 2020), ejemplares que acabaron muriendo a lo largo de 2019.

Los ejemplares extraídos de Alfacs y mantenidos en el IRTA han sufrido una elevada mortalidad por causas ajenas a la infección por el parásito *H. pinnae*, ya que no estaban infectadas. Manifestaron problemas ligados a la estabulación a largo plazo asociadas a una infección por *Vibrio mediterranei*. Esta bacteria está presente de manera natural en las nacras del Delta y se ve favorecida por las condiciones de estrés asociado a la estabulación y

la falta de una dieta adecuada. La subida estival de temperatura por encima de los 22°C provocó un pico de mortalidad asociado a la bacteria, que fue del 34% a los 12 meses y del 88% a los 18 meses de su mantenimiento *ex situ* (Prado, 2019, Prado *et al.*, 2020c, García-March *et al.*, 2020). Los ejemplares recibieron tratamientos para combatir la infección, como el uso de peróxido de hidrógeno y antibióticos (florfenicol) y tratamientos profilácticos para evitarlas (vitaminas y temperatura controlada) (Prado, 2019, Prado *et al.*, 2020c). Los ejemplares supervivientes se mantuvieron hasta 2020, plazo final del proyecto, y se devolvieron al medio (bahía de Alfacs) en abril de 2020 (P. Prado-IRTA *com pers.*).

Respecto a la reproducción en cautividad actualmente dos grupos, IMEDMAR-UCV y el Acuario de la UMU, en colaboración con el resto de los grupos (IRTA, IEO, UA, LIMIA) y en el marco de los proyectos financiados por la Fundación Biodiversidad (ver aptdo 5.6), están llevando a cabo ensayos para la maduración de individuos en cautividad con el fin de cerrar el ciclo biológico de la especie y conseguir semillas viables. Para ello están trabajando con ejemplares procedentes del Delta del Ebro (20) y del Mar Menor (30), respectivamente. Dada la elevada mortalidad larvaria observada durante los primeros 10 días de cultivo, todavía no se ha conseguido cerrar el ciclo de reproducción de la nacra *ex situ*, aunque se han hecho progresos como el haber conseguido la maduración en cautividad en 3 ocasiones (septiembre 2020, abril y septiembre 2021) (JR. García-March-IMEDMAR-UCV, E. Cortes-UMU, *com pers.*). El Acuario de la UMU espera albergar un máximo de 60 nacras en sus instalaciones, dentro del proyecto del Banco de Especies Emblemáticas y de Singular Importancia del Mar Menor (financiado por la Dirección General del Mar Menor de la CARM), que comenzó en febrero de 2020.

Por su parte IMEDMAR-UCV ha sido receptor de la mayor parte de los juveniles obtenidos en los colectores larvarios durante este periodo, alojando a más de 200 juveniles de *P. nobilis* y *P. rudis* entre 2017 y 2018, aunque por desgracia todas las *P. nobilis* estaban infectadas y murieron al cabo de unos meses (Kersting *et al.*, 2020).

En el marco de las actuaciones llevadas a cabo en este periodo cabe destacar también la colaboración entre centros con nacras en cautividad, en particular IMEDMAR-UCV, IRTA y el acuario de la UMU, en colaboración con otros organismos de investigación como el IEO-COMurcia, LIMIA y la UA, en una investigación conjunta para mejorar el mantenimiento de las nacras en cautividad (también en el marco de los proyectos financiados por la Fundación Biodiversidad ver aptdo 5.6). Se han obtenido avances recientes (aún no publicados) en el conocimiento de la fisiología energética de la nacra utilizando a la especie congénica *Pinna rudis* como modelo. Se ha trabajado en el impacto de la temperatura, y se ha visto que, en condiciones de temperaturas elevadas, las nacras dejan de alimentarse y recurren a sus reservas (M. Albentosa-IEO-CSIC, J.R. García-March-IMEDMAR-UCV, *com pers.*). Además, se ha trabajado en el desarrollo de una dieta óptima para la especie que parece estar dando buenos resultados, utilizando diferentes especies de fito y zooplancton en función de la talla, con objeto de establecer perfiles nutricionales.

Con toda la información obtenida en este periodo, desde los grupos de investigación se están elaborando protocolos metodológicos para el mantenimiento *ex situ* de la especie que se espera que estén disponibles en breve.

5.5 Seguimiento y evaluación del estado de conservación de las poblaciones presentes en aguas españolas.

Antes del EMM, se realizaba el seguimiento de la dinámica poblacional de algunas poblaciones de *Pinna nobilis* por parte de grupos de investigación, como es el caso de las poblaciones de la RM de Columbretes (García-March & Kersting, 2006, Kersting & García-March, 2017) y del PN de Cabrera (Vázquez-Luis *et al.*, 2020) (ambos sin financiación específica), o bien formando parte de programas de seguimiento establecidos por las CCAA, como es el caso de las poblaciones de la costa andaluza en Almería, Granada y Málaga a través del Programa de Gestión Sostenible del Medio Marino Andaluz o incorporado en las Redes de Seguimiento de Posidonia (Redes de Murcia, Comunidad Valenciana, Cataluña y Baleares).

A partir del EMM el seguimiento de la especie ha sido desigual entre las comunidades autónomas, aunque en todas ellas se han realizado acciones de seguimiento de nacras vivas y/o búsqueda de supervivientes en colaboración con los diversos organismos de investigación (IRTA, IEO, IEL, UB, UMU, LIMIA, UA).

La Región de Murcia y Cataluña, que son las comunidades que poseen las únicas poblaciones de nacra vivas, han llevado a cabo seguimiento de sus poblaciones desde el principio. En el caso de la Región de Murcia, la CARM ha realizado el seguimiento de las poblaciones de nacra en colaboración con entidades de investigación, UA, UMU e IEO, y en el marco de proyectos financiados por fondos Europeos de Desarrollo Regional. Con dichos fondos y a través de UA ha llevado a cabo el marcaje de ejemplares, acciones de divulgación, ciencia ciudadana y detección del patógeno en ejemplares de nacra. En el caso de Cataluña, el IRTA ha llevado a cabo el seguimiento de las poblaciones de *P. nobilis* con fondos propios y desde 2021 a través del proyecto Recupera_Pinna de la Fundación Biodiversidad en colaboración con Forestal Catalana (FC) (Generalitat de Cataluña) y Fundación Barcelona Zoo (FBZ).

En el Mar Menor, a través del seguimiento de la población, se han localizado más de **850** nacras, que ha sido marcadas y geoposicionadas (equipo UMU-UA, CARM), y desde el año 2021, se han instalado parcelas permanentes con ejemplares marcados, para evaluar de manera más efectiva la mortalidad (equipo IEO-COBaleares). En el caso del Delta del Ebro al ser una población de mayor tamaño, el seguimiento se ha realizado mediante parcelas permanentes con individuos marcados desde 2018 (IRTA) y en 2021 se han marcado y posicionado más de **2700** ejemplares (IRTA, FC y FBZ). En ambos casos se lleva a cabo además el seguimiento de parámetros ambientales, en particular aquellos que por el momento parecen determinar la presencia del patógeno ahora mismo, como son la temperatura y la salinidad (Cabanellas *et al.*, 2019, Prado *et al.*, 2020a, Giménez-Romero *et al.*, 2021).

En cuanto a la búsqueda de ejemplares supervivientes en mar abierto, se ha llevado a cabo en toda la costa peninsular y de Baleares, en la mayoría de los casos integrada en los distintos Programas de seguimiento del medio marino. En el caso de la Comunidad Valenciana y Región de Murcia, a través del seguimiento de las praderas de Posidonia que lleva a cabo el IEL y el IEO-COMurcia (Jiménez-Gutiérrez, *et al.*, 2017, GEAM-IEO, 2019) respectivamente, y en Andalucía la búsqueda de ejemplares supervivientes se canaliza a través del Programa de Gestión Sostenible del Medio Marino Andaluz (Junta de Andalucía, 2008-2020), aunque en

todos estos casos no se han encontrado ejemplares resistentes más allá de 2018. Cabe mencionar, además, en la Comunidad Valenciana y Región de Murcia, la búsqueda de ejemplares que se lleva a cabo anualmente en las Reservas Marinas de las Islas Columbretes, Tabarca y Cabo de Palos por parte de UB, IEL y IEO-COBaleares, respectivamente, en colaboración con el personal de la SGP. En la RM de las Islas Columbretes dentro del programa de seguimiento del cambio global de la RM (UB) se han ido localizado algunos ejemplares supervivientes e híbridos, de los cuales sólo éstos últimos sobreviven en la actualidad (D. Kersting *com pers*).

En el caso de Baleares, sí que se han ido localizando todos los años ejemplares resistentes aislados. La CAIB ha estado realizando el seguimiento de estos ejemplares en colaboración con el IEO-COBaleares, en el marco de proyectos propios (proyecto ARES y ARES II), aunque cabe señalar que ha sido desigual y algunos años como en 2020 no se ha llevado a cabo el seguimiento *in situ*. En el caso de la costa de Cataluña, se han encontrado también ejemplares resistentes en la zona del cap de Creus (ObsMar), y aunque por el momento no se ha llevado a cabo el seguimiento *in situ* de estas nacras, éste se llevará a cabo próximamente en el marco del Encargo de la Dirección General de la Costa y el Mar al IEO "Asesoramiento Científico Técnico para la Protección del Medio Marino: Evaluación y Seguimiento de las Estrategias Marinas, seguimiento de los espacios marinos protegidos de competencia estatal (2018-2024)" por el equipo IEO-COBaleares, contribuyendo al programa de seguimiento ES-HB-6 "Especies bentónicas protegidas", incluido en la Estrategia de seguimiento de hábitats bentónicos (HB) del segundo ciclo de las estrategias marinas de España (https://www.miteco.gob.es/es/costas/temas/proteccion-medio-marino/estrategias-marinas/eemm_2dociclo_fase4.aspx).

Se quiere destacar la importante participación ciudadana que ha colaborado en la búsqueda y seguimiento de supervivientes, mayormente en Baleares y Cataluña, pero también en el resto de CCAA. Esta colaboración se inició desde el principio del EMM, a través de avisos del avance de la mortalidad durante 2017, y más adelante en la búsqueda de ejemplares supervivientes. Más del 90% de los ejemplares supervivientes han sido localizados gracias a la colaboración de ciudadanos voluntarios y a través de la plataforma de ciencia ciudadana Observadores del Mar. En estos años se han localizado casi 130 nacras, de las cuales más de 50 se han monitorizado regularmente en Baleares (M. Vázquez-Luis-IEOCOBaleares, *com pers.*) y se han atendido numerosos avisos recibidos, así como múltiples salidas para verificación de la especie.

Por otro lado, con intención de evaluar el reclutamiento larvario, se ha creado una red pan-mediterránea de colectores larvarios, coordinada por CSIC-IMEDEA y UB, en la que han participado todos los grupos de investigación, las CCAA y el MITECO. Anualmente desde 2017 en el periodo reproductivo (mayo-octubre), se han instalado más de 50 colectores larvarios en 37 localidades de España, Francia, Italia, Croacia y Argelia y se han recogido más de 300 juveniles de *P. nobilis* y *P. rudis* (Kesting *et al.*, 2020, Garcia-March *et al.*, 2020). Aunque durante 2017 se dio un pico de reclutamiento importante y se recogió un gran número de juveniles en algunas localidades como en las islas Columbretes, su número ha descendido notablemente en los años siguientes y en la mayoría de las localidades no se ha reclutado ninguna larva. Además, cabe añadir que los juveniles de *P. nobilis* recogidos hasta 2020

estaban infectados por el parásito, y aunque se trasladaron a las instalaciones *ex situ*, ninguno superó los 6 meses de vida (Kersting *et al.*, 2020, Garcia-March *et al.*, 2020). El resto de juveniles recogidos han resultado ser *Pinna rudis*, incluidos los recogidos en Almería en 2020 (Junta de Andalucía, 2020), y por el momento se mantienen en el IMEDMAR (García-March-IMEDMAR_UCV *com. pers.*)

Desde la detección de *H. pinnae* en 2017 (Darriba, 2017, Catanese *et al.*, 2018), se han llevado a cabo numerosos análisis a nacras vivas y enfermas para confirmar la presencia del parásito en las nacras. En este sentido destaca el Laboratorio de Investigaciones Marinas y Acuicultura (LIMIA) del Gobierno Balear, que ha desarrollado un método efectivo de detección del parásito en tejido y que se ha encargado hasta el momento de los análisis tanto histológicos (150) como genéticos y de biología molecular (1100) de más de un millar de muestras de *P. nobilis* procedentes de España y otros países mediterráneos como Francia, Mónaco, Italia, Grecia, Chipre y Turquía. También han llevado a cabo el análisis de cerca de 50 muestras de *P. rudis*, para confirmar la ausencia del parásito en esta especie. En la actualidad LIMIA está trabajando en el desarrollo de la detección temprana del parásito en la columna de agua, y en el estudio de la variabilidad genética del patógeno. También ha puesto a punto un nuevo método no destructivo, utilizando DNA ambiental, dirigido a la identificación taxonómica de juveniles de nacra, para tallas pequeñas donde las diferencias morfológicas con *P. rudis* no son evidentes, y que ayudará en la identificación temprana de *P. nobilis* con métodos no invasivos (G. Catanese-LIMIA *com pers.*).

Por otra parte, el equipo de la UA-UMU-IRTA acaba de publicar un estudio que confirma la presencia de *Haplosporidium pinnae* en heces de *Pinna nobilis*, lo que supondrá un avance en la puesta a punto de métodos no agresivos para la detección del patógeno en nacra (Lopez-Nuñez *et al.*, 2022).

5.6 Investigación para la conservación de la especie.

Aun siendo una especie emblemática, *Pinna nobilis* no ha sido objeto de investigación en España hasta finales del siglo XX. El primer estudio centrado en el análisis poblacional de la especie data de 1996 (Barberá *et al.*, 1996). Posteriormente comenzó a incluirse en los Programas de seguimiento del medio marino y fue objeto de estudio de varios grupos de investigación (IMEDMAR-UCV, UB, IEO, CSIC-IMEDEA, entre otros). Antes del EMM, en España han sido pocos los proyectos de investigación en los que *Pinna nobilis* ha sido objeto de estudio, entre ellos destacan proyectos en los que se estudió el crecimiento de la especie, su dinámica poblacional y el reclutamiento en colectores. Se describieron importantes poblaciones de nacra de espacios marinos protegidos, como en las islas Columbretes (Kersting & García-March, 2017), en la Reserva Marina de la Isla de Tabarca, (Proyecto Nacra, 2009-2011), llevado a cabo por el IEL (Jiménez-Gutiérrez *et al.*, 2010) o en el Parque Nacional de Cabrera (Proyecto Pinna 2011-2013) ejecutado por IEO-COBaleares, IMEDEA, LIMIA y CAIB (Vázquez-Luis *et al.*, 2015a). Otros proyectos como el llevado a cabo por IMEDMAR-UCV en la Marina Real de Valencia en colaboración con el Instituto Paul Ricard donde se estudiaron las posibilidades de mantenimiento en cautividad de *Pinna nobilis* (2012-2015), han sido de gran utilidad en estos últimos años. Y aunque cabe señalar que la investigación sobre la especie había aumentado considerablemente en la última década, aún había una

gran falta de conocimiento sobre la biología y ecología de la especie, así como sobre la dinámica o la conectividad de sus poblaciones, entre otros (Basso *et al.*, 2015, Wesselman *et al.* 2018, Kersting & García-March, 2017).

A partir del EMM, en el campo de la investigación científica destaca la cooperación que se ha producido entre los grupos de investigación para evaluar este fenómeno y su alcance. Desde un primer momento varias iniciativas colaborativas entre los grupos de investigación, MITECO y CCAA se pusieron en marcha para evaluar el alcance de la mortandad masiva, algunas de ellas sin financiación. Gracias a la coordinación desde el MITECO, a la colaboración entre grupos de investigación, muestreos de campo, observaciones de ciencia ciudadana y recogida y análisis de muestras, se consiguió en relativamente poco tiempo un gran cantidad de información, alertar del fenómeno al resto de países (Vázquez-Luis *et al.*, 2017, Kersting *et al.*, 2019a, García-March *et al.*, 2020), localizar el agente infeccioso responsable (Darriba, 2017 , Catanese *et al.*, 2018,), así como un primer modelo del patrón de expansión del patógeno que se dispersa a través de las corrientes superficiales, y una primera hipótesis de la importancia de la salinidad y temperatura (Cabanellas-Reboredo *et al.*, 2019).

Los trabajos de investigación llevados a cabo hasta el momento han seguido las siguientes líneas:

- Mejorar el conocimiento de los requerimientos biológicos de la especie en cautividad (dieta, bienestar)
- Mejorar las condiciones de vida de las nacras en cautividad (estrés, tratamientos profilácticos)
- Cerrar el ciclo biológico *ex situ* de la nacra
- Realizar reclutamiento larvario y obtención de larvas/juveniles del medio
- Mejorar el conocimiento genético del patógeno y desarrollo de métodos para su detección
- Desarrollar avances en el conocimiento genético: identificación taxonómica, conectividad

Proyectos de investigación que han recibido financiación

- Proyecto Nacras: “Evaluación de la magnitud de un evento de mortalidad combinando censos científicos ampliados con observaciones de ciencia ciudadana” (2017-2018). Acción Especial financiada por el Gobierno Balear con Fondos Europeos.
- Proyecto PinnaSpot: “The study, protection and possible breeding of pen shell (*Pinna nobilis*) in the Boka Kotorska Bay”. Financiado por la Fundación Príncipe Alberto II de Mónaco (2016-2019)
- Proyecto “Banco de Especies Protegidas y Singulares del Mar Menor” (Decreto 65//2020). Financiado por Dirección General del Mar Menor, de la Consejería de Agua, Agricultura, Ganadería, Pesca y Medio Ambiente, en colaboración con el Acuario de la Universidad de Murcia

En la actualidad hay 5 proyectos de investigación en curso financiados por el MITECO (Fundación Biodiversidad, Programa Estrategia Marinas (EEMM), Futura encomienda DGBBD) y dos proyectos LIFE. Las temáticas de estos proyectos de investigación pretenden abordar la reproducción en cautividad, mejorar las condiciones de los ejemplares en

cautividad y llevar a cabo ensayos de curación, identificar zonas para la reintroducción de la especie, identificar los parámetros ambientales determinantes para la óptima supervivencia de la especie, monitorizar la presencia del patógeno en el medio y en ejemplares supervivientes, estudios sobre conectividad genética, pruebas piloto de reintroducción de semilla en el medio, llevar a cabo acciones de coordinación, realizar el seguimiento y gestión de las poblaciones del Mar Menor y el Delta del Ebro, así como acciones de colaboración internacional:

- Proyecto PinnaSpat: “Reproducción de *Pinna nobilis* en condiciones de cautividad e identificación de zonas libres de *Haplosporidium pinnae* para la reintroducción de juveniles mediante semilla centinela” (2020-2021). IMEDMAR-UCV. Proyecto financiado por la Fundación Biodiversidad.
- Proyecto NeuPinna: “Uso de neuropéptidos reproductivos para inducir la maduración gonadal y la puesta de *Pinna nobilis* y *P. rudis* en condiciones de cautividad” (2021-2023). IMEDMAR-UCV. Proyecto financiado por la Fundación Biodiversidad.
- Proyecto Recupera Pinna: “Seguimiento, recuperación y acciones de ciencia ciudadana en las poblaciones remanentes de *Pinna nobilis* del Delta del Ebro y el Mar Menor” (2021-2022). IRTA, UA. Proyecto financiado por la Fundación Biodiversidad.
- Encargo de la Dirección General de la Costa y el Mar al IEO “Asesoramiento Científico Técnico para la Protección del Medio Marino: Evaluación y Seguimiento de las Estrategias Marinas, seguimiento de los espacios marinos protegidos de competencia estatal (2018-2024)” (EEMM), en el Capítulo 2, Actividad 5, Tarea 3 “Coordinación para el estudio y seguimiento de las mortalidades de *P. nobilis*” (2019-2022). IEO-COBaleares,”
- Futura encomienda DGBBD-IEO. Acciones nacra (2022-2025), IEO-COBaleares.
- LIFE INTEMARES. Acción C1.1. “Proyectos de conservación de hábitats y especies”, durante la Fase II, “Actuaciones para la conservación de la nacra, *Pinna nobilis*, en el Mar Menor” (2018-2024). IEO-COBaleares
- LIFE PINNARCA: “Protection and restoration of *Pinna nobilis* populations as a response to the catastrophic pandemic started in 2016” (2022-2026). Socios: IMEDMAR-UCV, CSIC-IEO, CSIC-IMEDEA, IRTA, UA, Ecologistas en Acción, Institut Océanographique Paul Ricard, University of The Aegean, Università degli Studi di Napoli Federico II.

5.7 Actuaciones de formación y capacitación.

Desde el EMM se han realizado dos cursos de capacitación dirigidos a miembros de la Guardia Civil (Seprona, Guardia civil del Mar, GEAS, etc.) en la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia y en la Comunidad Valenciana, "Invertebrados marinos objetos de protección" 1 y 2. Los cursos estaban enmarcados en el proyecto Cap al Mar, Programa Empleaverde, del MITECO y FB, y cofinanciados por el Fondo Social Europeo (FSE) en el marco del Programa Operativo Empleo, Formación y Educación 2014-2020. En los cursos se ha tratado la problemática de *Pinna nobilis*, desde los diferentes enfoques (descripción de la especie, problemática actual, normativa aplicable, gestión etc).

El resto de las acciones de formación y capacitación que se han llevado a cabo en este periodo se refieren a la transferencia de conocimientos en cuanto a procedimientos y metodologías de campo, entre grupos de investigación españoles y con otros países. Una de

las acciones que se han llevado a cabo en este sentido es la Red de colectores larvarios que se ha creado en este periodo. Todos los grupos interesados en participar, en el que se incluyen técnicos de las CCAA e investigadores de otros países, han contactado con los investigadores responsables (IMEDEA-CSIC, UB) para participar, se les ha proporcionado el material y el protocolo para la instalación de colectores larvarios (Kersting *et al.*, 2019b), así como el protocolo a seguir para la revisión de los colectores tras su recogida.

También se tiene que mencionar el convenio entre IMEDMAR-UCV y el acuario de Pula (Croacia), mediante el que se está colaborando en la formación de personal, transferencia de protocolos y conocimientos para el mantenimiento de nacras en cautividad que están llevando a cabo en ese país.

Por último, se incluye el trabajo que está haciendo el grupo del IEO-COBaleares en colaboración con LIMIA e investigadores de Francia e Italia, en cuanto a la formación del procedimiento de toma de muestras mediante biopsias a ejemplares de nacra vivos.

5.8 Comunicación, participación y sensibilización.

La nacra es una especie emblemática que desde el EMM ha sido objeto de distintas campañas de sensibilización, poniendo de relieve la necesidad de su conservación, su papel emblemático en el mar Mediterráneo e informando de la problemática actual de mortalidad. Numerosas han sido las reseñas en la prensa nacional e internacional informando del fenómeno inusual por su extensión y magnitud, y en particular, la necesidad de encontrar supervivientes. Las campañas de búsqueda de supervivientes, desarrolladas por las administraciones regionales, nacionales y por grupos de investigación, han tenido bastante repercusión en la ciudadanía (p. ej. #RetoNacra en Baleares). Destacan los proyectos de ciencia ciudadana, como el Proyecto Nacra de la plataforma Observadores del Mar (<https://www.observadoresdelmar.es/>) coordinado por investigadoras del IMEDEA-CSIC e IEO-COBaleares, que validan los datos aportados por observadores voluntarios de la ciudadanía y el voluntariado ambiental, con el que se han obtenido cerca de 600 observaciones. La mayor parte de estas observaciones son de la especie congénica *Pinna rudis*, pero hay un pequeño porcentaje (<10%) de estas nacras que son *Pinna nobilis*, que dada su situación en mar abierto son ejemplares que han sobrevivido a más de una oleada de la infección por el parásito, y que constituyen el 90% de las nacras supervivientes localizadas hasta ahora.

En el marco de las Acciones Prioritarias para el Mar Menor vinculadas al Plan de Gestión Integral, se han llevado a cabo iniciativas de voluntariado ambiental, dentro de la campaña 'Territorio Nacra', llevada a cabo en 2020, para la prospección de zonas y búsqueda de ejemplares en el Mar Menor, coordinada por la CARM, en colaboración con UA y CIMAR.

La Sociedad Española de Malacología (SEM) condujo la iniciativa "Molusco del Año 2017 - *Pinna nobilis*" y elaboró un "Decálogo de buenas prácticas con *Pinna nobilis*" (Moreno et al., 2017, <https://www.facebook.com/MOLUSCO2017SEM>)

Además, en este periodo se han realizado dos campañas de crowdfunding, i) Salvar a la nacra, promovido por IMEDMAR-UCV, con objeto de recaudar fondos para llevar a cabo campañas

de búsqueda de supervivientes en mar abierto, en Alicante, Columbretes y Formentera, en 2019, y ii) Salvemos las nacras, ni una nacra menos, promovido por IRTA, UB, VIMAR y FECIDAS en 2020, mediante la que se hicieron campañas de censos en el Fangar y la costa norte de Alfacs y el rescate de 350 individuos juveniles de la bahía de Alfacs atrapados en las barras de arena a poca profundidad, que estaban expuestos a la desecación y los golpes de las embarcaciones. Ambas iniciativas consiguieron la financiación solicitada y llevaron a cabo las actividades previstas.

Todas las campañas mencionadas han incluido la elaboración de material informativo y divulgativo (folletos, posters, camisetas).

5.9 Actuaciones de cooperación

Como ya se ha comentado anteriormente, dada la situación de la especie a partir del EMM, *Pinna nobilis* es objeto de una actuación conjunta y coordinada entre las distintas administraciones regionales y estatal, y las diferentes entidades de investigación que se dedican a su estudio. La cooperación entre todos los actores es fundamental para la adecuada gestión de las poblaciones vivas y el necesario intercambio fluido de información entre todos ellos, dado el dinamismo que ha caracterizado el proceso.

Durante este periodo se han llevado a cabo regularmente numerosas reuniones entre los distintos actores, y a partir de la creación del Grupo de Trabajo de situación crítica de la Nacra por el MITECO en 2019, se han llevado a cabo de manera consensuada las actuaciones para la gestión de las poblaciones, así como el establecimiento de las líneas de trabajo que se han tenido en cuenta en la redacción de este documento.

Fruto de esta colaboración ha resultado en la elaboración de numerosos artículos científicos que se mencionan en el presente documento, más de 40 publicaciones entre 2017-2021, numerosa documentación técnica de asesoramiento, más de 20 informes técnicos, así como protocolos metodológicos (Álvarez *et al.*, 2017, Kersting *et al.*, 2019b, Nebot *et al.*, 2020) memorias técnicas justificativas del cambio de estatus en la legislación nacional (MITECO con apoyo de IEO-COBaleares) e internacional (Kersting *et al.*, 2019a) y propuestas de Plan de Acción (Vázquez-Luis *et al.*, 2017b)

A continuación, se van a detallar algunas de las reuniones a nivel nacional y actuaciones más relevantes que se han llevado a cabo:

- En marzo de 2017 se llevó a cabo el primer Taller de expertos organizado por el IEO-COBaleares, y en el que participaron representantes del MITECO y de las administraciones regionales de Baleares, Comunidad Valenciana y Andalucía, y los grupos de investigación. Reunión clave por la elevada representación de todos los sectores interesados y donde se dio la voz de alarma, dado que en tan solo 6 meses la mayor parte de las poblaciones de *Pinna nobilis* a nivel nacional habían desaparecido. En este taller todos los expertos estuvieron de acuerdo en que la situación de la especie era crítica y que era urgente llevar a cabo muestreos de campo para valorar el impacto de la mortalidad al que se comprometieron todos los grupos. Se establecieron las bases para la coordinación que se ha ido realizando desde entonces.

- Abril de 2017: la SGPM, con el asesoramiento y acuerdo de los investigadores, inició los trámites para la inclusión de la especie en la categoría de “En peligro de extinción” (Orden TEC/596/2019, de 8 de abril). El mes de julio de 2017 la Conferencia Sectorial de Medio Ambiente aprobó la declaración de “en situación crítica” de la nacra (*Pinna nobilis*) (Orden TEC/1078/2018, de 28 de septiembre). Esta declaración tiene como consecuencia que las obras y proyectos encaminados a la recuperación de esta especie tendrán la consideración de interés general y su tramitación tendrá carácter de urgencia según establece el artículo 60.2 de la Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad.
- Septiembre de 2017, reunión de coordinación del MITECO con las 5 CCAA implicadas en la gestión de la especie, para la adopción de medidas para intentar evitar la extinción de la nacra. Se determinaron las condiciones del proyecto Rescate de 215 ejemplares que se llevó a cabo en noviembre de ese mismo año.
- Septiembre de 2019. Primera reunión del Grupo de Trabajo sobre la situación crítica de *Pinna nobilis*, constituido por el MITECO y Adscrito a la Comisión Estatal para el Patrimonio Natural y la Biodiversidad, y al Comité de Flora y Fauna Silvestres. Formado por representantes del MITECO y de las 5 CCAA involucradas, y se invitó a participar como asesores a científicos que trabajan de manera directa con la especie. En esta reunión de coordinación se estableció un listado de actuaciones propuestas que han de llevarse a cabo por las CCAA y el MITECO, que se deben de priorizar: acciones de conservación *in situ*, acciones *ex situ* y acciones de coordinación.
- Septiembre de 2020. Segunda reunión del Grupo de Trabajo sobre la situación crítica de *Pinna nobilis*. En esta reunión se aprobaron las líneas prioritarias de actuación y se establecieron los mecanismos de financiación propuestos: i) Encargo de la Dirección General de la Costa y el Mar al IEO “Asesoramiento Científico Técnico para la Protección del Medio Marino: Evaluación y Seguimiento de las Estrategias Marinas, seguimiento de los espacios marinos protegidos de competencia estatal (2018-2024)” ; ii) Proyecto LIFE IP INTEMARES; iii) Fondo del Patrimonio Natural y la Biodiversidad, ayudas que las CCAA pueden solicitar; iv) Ayudas de la Fundación Biodiversidad; y v) Otros mecanismos.

En este periodo también se han creado Grupos de Trabajo regionales en las comunidades de Murcia, Cataluña y Baleares compuestos por representantes de las Consejerías competentes en la gestión de la especie, de la gestión de espacios protegidos, y científicos asesores que están trabajando con la especie en cada región.

En cuanto a la cooperación internacional, cabe destacar que siendo España el primer país en verse afectado por el EMM, y una vez puesto en evidencia el alcance del problema a finales de 2017, ha llevado a cabo acciones de difusión con instituciones nacionales y organizaciones de investigación del resto de países mediterráneos:

- Madrid, marzo de 2018, reunión organizada por el MITECO y la IUCN, con asistencia de representantes de los programas nacionales de seguimiento de la biodiversidad marina de Francia, Italia y Marruecos, para llevar a cabo una colaboración efectiva entre países.

- Túnez, septiembre 2018. Taller promovido por la Agencia de Planificación y Protección Costera, con la colaboración de la IUCN y SPA / RAC, para poner en marcha una red de vigilancia y rescate de nacras.
- Barcelona, enero de 2020, reunión bilateral promovida por el IEO-COBaleares en el marco de EEMM, entre grupos de investigación de Francia y España, con objeto de buscar puntos comunes de colaboración, evitar duplicidad de esfuerzos y trabajar de forma coordinada compartiendo conocimientos.
- En noviembre de 2020 la UICN organizó una reunión internacional *online* con representantes científicos de diversos países mediterráneos como España, Francia, Mónaco, Italia y Croacia, con objeto de compartir información sobre la situación de la especie en las distintas regiones, el mantenimiento en cautividad de *Pinna nobilis* y su reproducción, el desarrollo de las investigaciones sobre el parásito y otras infecciones y el papel de las poblaciones no afectadas en la recuperación potencial de la especie.

6. DIAGNÓSTICO DEL ESTADO DE CONSERVACIÓN

La nacra es una especie endémica y emblemática del Mediterráneo y ha sufrido múltiples presiones humanas desde hace siglos (Basso, *et al.*, 2015, García-March *et al.*, 2020). Sin embargo, ninguna de las amenazas conocidas había provocado una disminución tan rápida y generalizada de sus poblaciones como el evento de mortalidad masiva que han sufrido las poblaciones de *Pinna nobilis* en los últimos 5 años (2016-2021) (Vázquez-Luis *et al.*, 2017, Cabanellas-Reboredo *et al.*, 2019, Katsanevakis *et al.*, 2021). La especie recientemente descubierta *Haplosporidium pinnae* (Catanese *et al.*, 2018), es probablemente el patógeno responsable de esta pandemia (Darriba, 2017; Catanese *et al.*, 2018; Box *et al.*, 2020), con una capacidad infecciosa muy elevada debida a la presencia de células uni y multinucleadas capaces de infección directa. Además, la producción de esporas resistentes le confieren una elevada capacidad de propagación y una fuerte resistencia a los cambios en las condiciones ambientales (Catanese *et al.*, 2018). La aparición de otros patógenos oportunistas (*Mycobacterium* spp., *Vibrio* spp.) (Carella *et al.*, 2020, Šarić *et al.*, 2020, Prado *et al.* 2020b) y su posible papel en la infección que causa la mortalidad masiva de las nacras (Scarpa *et al.*, 2020), hace que el escenario sea muy complicado y que requiera de futuras investigaciones para entenderse completamente.

Se calcula que el tamaño de la población a nivel de cuenca se ha reducido en más de un 95% en los últimos años (Kersting *et al.*, 2019a, Katsanevakis *et al.*, 2021) y se espera que este porcentaje no se reduzca, ya que el patógeno(s) que causa la pandemia se encuentra aún presente en el medio (Kersting *et al.*, 2019a) en reservorios, como huéspedes desconocidos o sedimentos, limitando así la repoblación de localidades en las que ya ha desaparecido. Quedan pocas poblaciones conocidas que permanezcan libres del patógeno, y las pocas que hay se hallan geográficamente aisladas, en ambientes lagunares o estuarinos con unas condiciones ambientales muy específicas, a menudo subóptimas para la especie y con limitaciones en el intercambio con el mar abierto (García-March *et al.*, 2020, Nebot-Colomer *et al.*, 2021, Prado *et al.*, 2021b, Katsanevakis *et al.*, 2021).

6.1 Abundancia y distribución actual

Actualmente en España la mortalidad de las poblaciones de *P. nobilis* en mar abierto se estima cercana al 100% (Vázquez-Luis *et al.*, 2017, García-March *et al.*, 2020). Solo quedan dos poblaciones como tal, vivas de nacra a nivel nacional, una de ellas se encuentra en las dos bahías que conforman el Delta del Ebro y la otra se ubica en la laguna costera del Mar Menor. Estas dos únicas poblaciones son de gran relevancia para la conservación de la especie y ambas se caracterizan por su elevada vulnerabilidad tanto por el área en la que habitan como por las amenazas existentes para la especie (Cabanellas-Reboredo *et al.*, 2019, García-March *et al.*, 2020). Las nacras que las integran no se tratan de ejemplares resistentes al parásito, sino de nacras que no se han infectado (Catanese *et al.*, 2018) gracias a las condiciones ambientales especiales de ambas zonas, aunque en los últimos años se han visto parcialmente afectadas por el patógeno (Prado *et al.* 2021; Nebot-Colomer *et al.*, 2021).

Como puede verse en la Figura 2 al margen de estas dos poblaciones, y gracias a la colaboración ciudadana, se han podido identificar algunos individuos supervivientes al EMM en las costas españolas (por ahora sólo en Baleares y Cataluña) (Vázquez-Luis *et al.* 2020, García-March *et al.*, 2020, Prado *et al.*, 2021b). En este caso estos ejemplares aislados sí que son ejemplares resistentes al patógeno, ya que ha estado expuestos al parásito durante estos últimos años y han conseguido sobrevivir (García-March *et al.*, 2020), son escasos, pero de vital importancia para la supervivencia de la especie.

Población de nacras del Delta del Ebro

El Delta del Ebro presenta dos bahías: Alfacs y Fangar, ambas presentan condiciones estuarinas que se caracterizan por recibir excedentes de agua dulce, y por tanto tener salinidades inferiores a las de mar abierto (30-35 psu) en las capas superficiales (0-3 m). En ambas bahías se localizan poblaciones de *Pinna nobilis* y por su situación en este tipo de entornos de aguas semiconfinadas, están expuestas a mayores cambios en las condiciones ambientales (T^a , salinidad, desecación) en comparación con el mar abierto, y son más vulnerables a fenómenos climáticos severos o una mayor eutrofización (Prado *et al.*, 2021b).

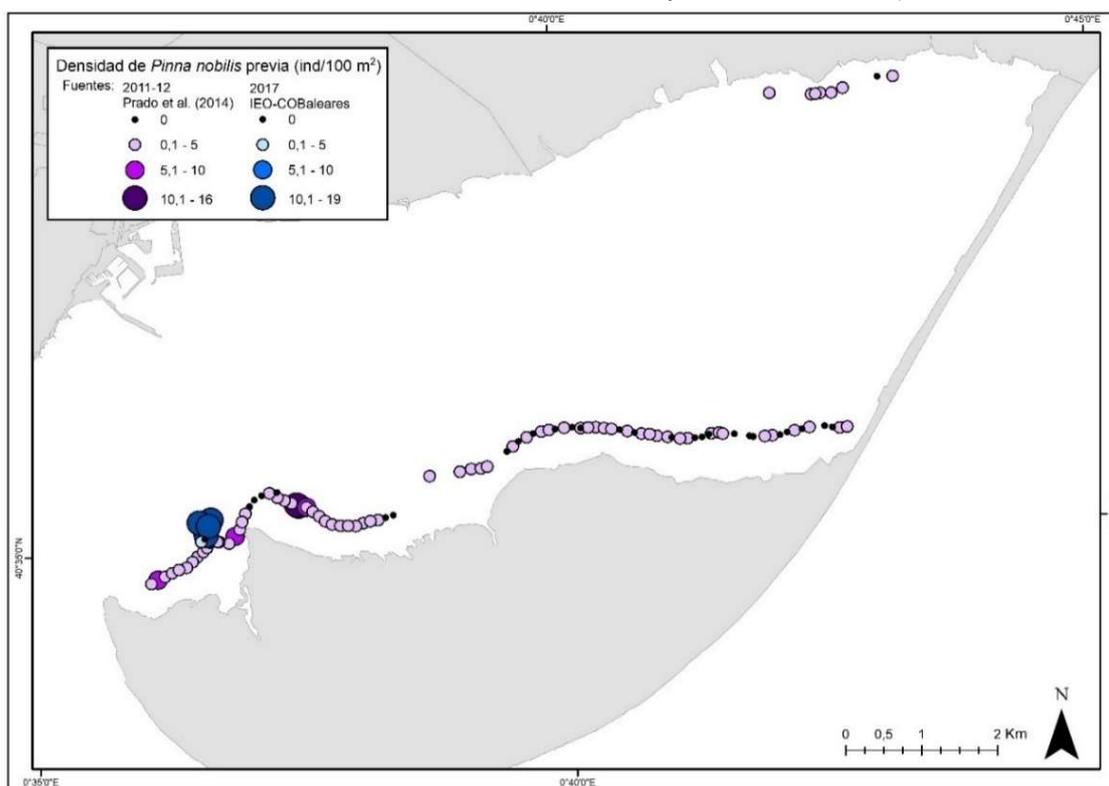


Figura 3. Distribución y abundancia de la población de nacras antes del EMM, periodo 2011-2017. Fuente: Prado *et al.*, 2014, IEO-COBaleares

La población de la bahía de Alfacs se concentra principalmente a lo largo de la Península de la Banya, situada en la costa sur donde las condiciones de salinidad son menos variables (32-38 psu) (Quijano-Scheggia *et al.*, 2008). La única estima poblacional realizada en esta zona se realizó en 2011-2012 y se estimó en unos 90.000 individuos (Prado *et al.*, 2014). La

población se caracteriza por una distribución batimétrica extremadamente superficial, pudiendo encontrarse individuos desde los 30 a los 130 cm de profundidad, coincidiendo con el límite inferior de la pradera de *Cymodocea nodosa* (Prado *et al.*, 2014). Además, cabe destacar que la distribución de las nacras parece presentar un gradiente relacionado con la salinidad, siendo más abundantes en la zona más externa de la bahía, donde las condiciones son más similares al mar abierto, mientras que, en la parte más interna, su abundancia disminuye (Figura 3).

A causa de las condiciones estuarinas de la zona y la baja salinidad, estas poblaciones de nacra no han sufrido mortalidades masivas del mismo modo que las de mar abierto. Sin embargo, durante 2018, 2019 y 2020, han sufrido brotes de mortalidad de ejemplares a final de verano en la parte más externa de la península de la Banya (Figura 4), asociadas a un aumento de la salinidad de la zona, superando los 36,5 psu durante varias semanas (Prado *et al.*, 2021b). El seguimiento de las poblaciones y de parámetros ambientales (T^a , O_2 , salinidad), que se lleva a cabo desde principios de 2018 ha permitido monitorizar los episodios de mortalidad que se han registrado en esta zona y determinar el alcance de la intrusión de la infección en la población de nacra.

A partir de 2018 la mortalidad ha sido del 100% de los ejemplares monitorizados en los puntos de muestreo más exteriores, cercanos a la entrada de la bahía, donde se encontraron los valores más altos de salinidad durante el mes de agosto, cuando la T^a es más elevada y hay mayor evaporación. Desde entonces parece que se está extendiendo en la bahía ya que, en las zonas intermedias que no estaban afectadas en verano de 2018, presentaron en 2019 tasas de mortalidad entre 23,4-47,4% de los ejemplares monitorizados. Las zonas más interiores de la bahía no se han visto afectadas por el momento por la infección, si bien se trata de zonas con menos abundancia de nacras (Prado, 2019, Prado *et al.*, 2021b). Los ejemplares enfermos analizados estaban infectados por *H. pinnae* y también por *Mycobacterium* sp, aunque sólo se han encontrado nacras infectadas por esta bacteria en la zona más externa y en la zona media de la bahía, mientras que las nacras de la parte más interna no la presentan. Estos resultados indican que *Mycobacterium* sp. podría ser incluso más sensible que *H. pinnae* a las variaciones de salinidad que ocurren en ambientes estuarinos (Prado *et al.*, 2021b). Además, se ha sugerido que *Mycobacterium* sp. puede que se acumule en ejemplares adultos, de mayor talla (*A. Grau-LIMIA com. pers*) y podría contribuir a aumentar la mortalidad con la edad y explicar los patrones de mortalidad observados en esta población (Prado *et al.*, 2021b).

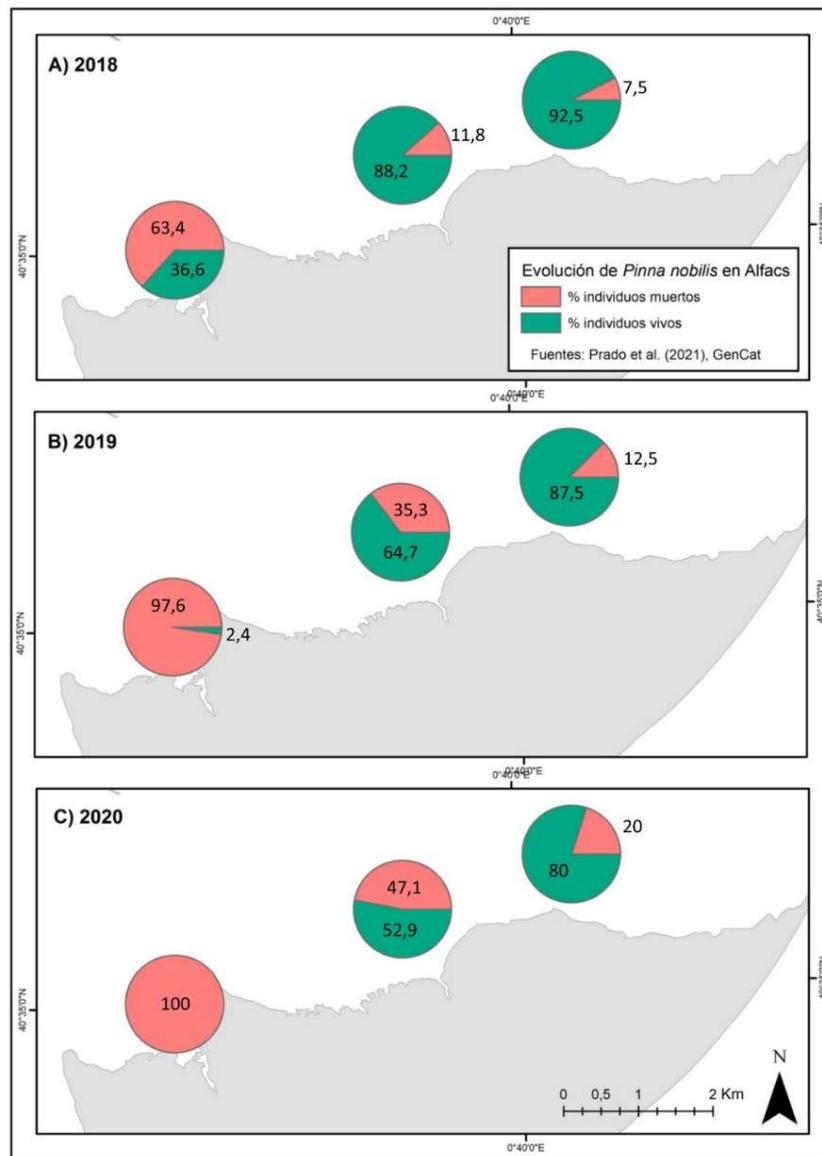


Figura 4. Seguimiento de los episodios de mortalidad de ejemplares de *Pinna nobilis* en la bahía de Alfacs en el periodo 2018-2020. Fuente: Prado *et al.* 2021

En la bahía del Fangar, se descubrió a principios de 2018 una población de nacras localizada en una estrecha franja de unos 800 m de largo por 50 m de ancho. Estaba situada en la punta de la Península del Fangar, entre los 40 y los 60 cm de profundidad en una zona de pradera de *Cymodocea nodosa* con manchas de *Zostera noltii*. Pese a ser comparativamente más pequeña, recibe la misma cantidad de agua dulce que la bahía de Alfacs, por lo que la salinidad en esta zona es más baja (20-35 psu), aunque las variaciones de salinidad son más bruscas y pueden llegar a fluctuar entre los 27 y los 37 psu (Prado, 2019, Prado *et al.*, 2021b).

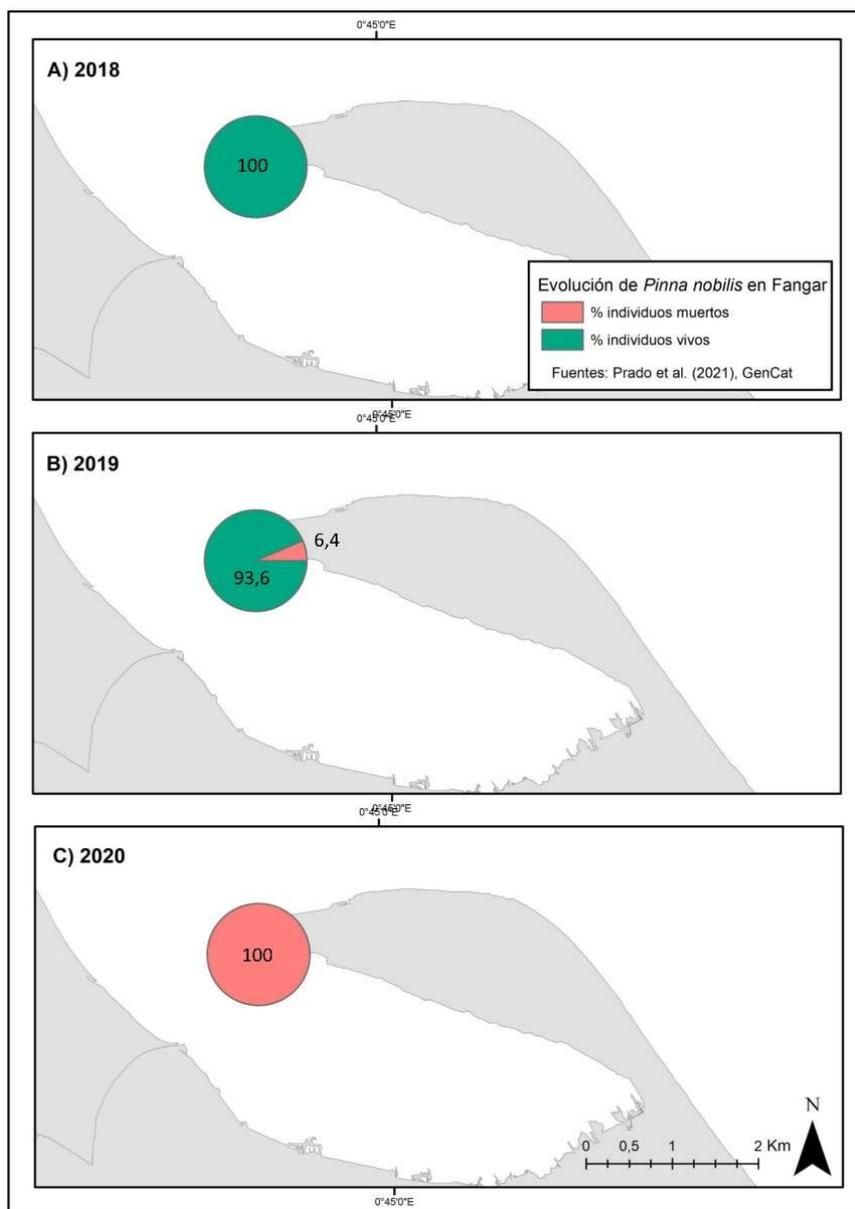


Figura 5. Seguimiento de los episodios de mortalidad de ejemplares de *Pinna nobilis* en la bahía del Fangar en el periodo 2018-2020. Fuente: Prado et al. 2021

Prado et al. (2021) estimó que la población de nacra estaría compuesta por unos 500 ejemplares, y en los análisis realizados ni *H. pinnae* ni *Mycobacterium* sp. fueron detectados. El seguimiento de la mortalidad desde 2018 en esta bahía indica que a diferencia de lo que ocurre en la bahía de Alfacs, no estaba sufriendo mortalidades a causa del patógeno, sólo 3 ejemplares en 2 años (6,4%), uno de los cuales fue por colisión con embarcación (Figura 5) (Prado et al., 2021b). Desafortunadamente, en enero de 2020 la población se vio afectada por una mortalidad masiva tras el paso del temporal Gloria, que añadió gran cantidad de sedimentos y sólidos en suspensión afectando durante más de 10 días a la población de nacras de la bahía y causando una mortalidad del 100% de los ejemplares monitorizados (Figura 5) y cercana al 100% en el resto de la población. Muestreos posteriores en la zona

encontraron sólo 12 ejemplares vivos mes y medio después de la tormenta (Prado *et al.*, 2021b) y sólo 4 de ellos estaban vivos en junio de 2021 (P. Prado-IRTA *com pers.*).

A pesar del seguimiento que se está llevando a cabo en ambas bahías de la mortalidad de la población por parte del IRTA, y dada la extensión del área que ocupa en el Delta del Ebro, se desconoce en detalle la distribución total de la población de nacra y su abundancia. En la actualidad el IRTA está llevando a cabo un proyecto para mejorar esa falta de conocimiento en la distribución y abundancia de la población. Por este motivo el mapa de la distribución actual de la población de *P. nobilis* que se ha elaborado, consiste sólo en la distribución que más probablemente esté ocupando la especie en el Delta (Figura 6). Las áreas señaladas se han seleccionado en colaboración con el IRTA y en función de las estaciones de seguimiento de la mortalidad y las estaciones de muestreo actuales. Además, en la figura se han incluido las densidades obtenidas en las 3 zonas muestreadas en julio de 2021, con una densidad máxima de 3,5 ind/100m² y un total de **2.751** nacras contabilizadas, que en este momento están marcadas y georreferenciadas para su seguimiento (Figura 6).

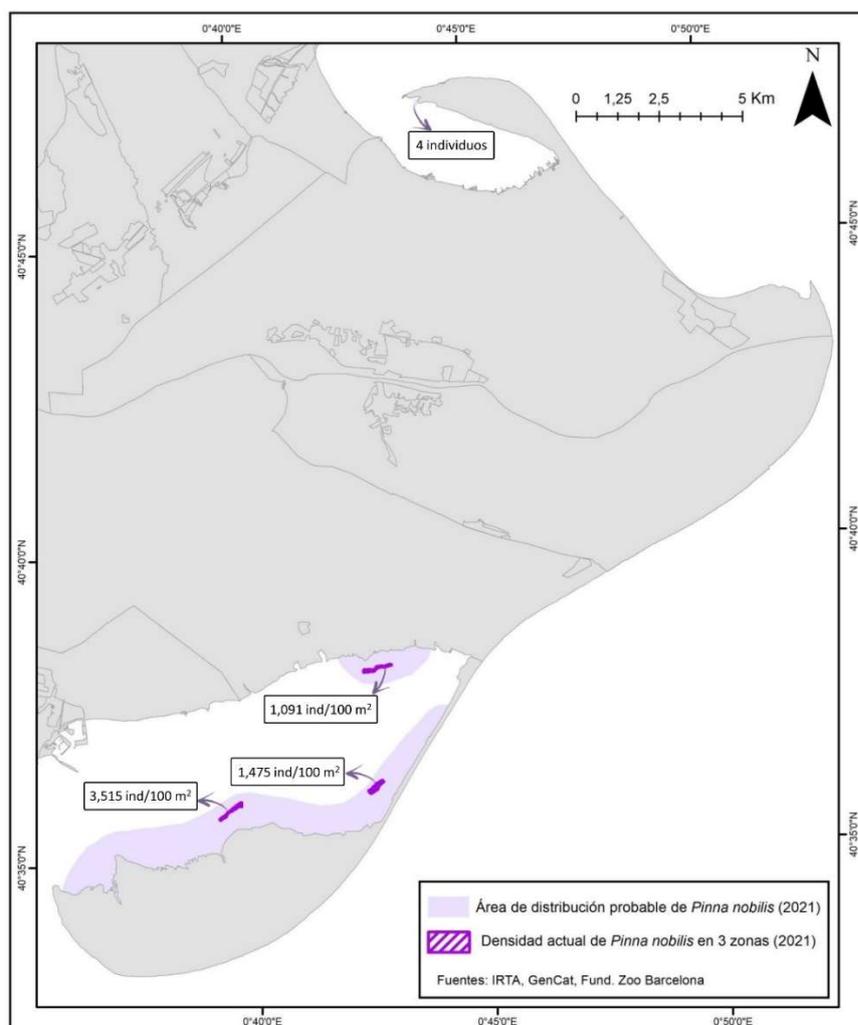


Figura 6. Distribución espacial probable de *Pinna nobilis* en las bahías de Alfacs y Fangar del Delta del Ebro en 2021. Se indican también las densidades más recientes de julio de 2021, calculadas para cada polígono de muestreo. Fuente: IRTA, GenCat, Fundación Zoo de Barcelona.

Es preocupante la mortalidad que está sufriendo la población de nacras del Delta en los últimos años a causa de la intrusión del patógeno al finalizar el periodo estival. Sugiere una tendencia muy negativa que se añade a la ya de por sí difícil situación de estos ejemplares, con una esperanza de vida limitada por las condiciones estuarinas, expuestas a condiciones ambientales muy variables, algunas de las cuales, como la desecación o la salinidad son poco óptimas para el desarrollo de la especie (García-March *et al.*, 2019, Prado *et al.*, 2019), y donde no se conocen con exactitud los parámetros que regulan su abundancia, distribución y reclutamiento entre otros (Prado *et al.*, 2021b).

Además de lo ya mencionado, hay que añadir las presiones debidas a la actividad humana, que son numerosas en esta zona, y algunas de ellas impactan de manera directa con las nacras, provocando pérdidas de ejemplares que se suman a la tendencia negativa que está sufriendo la población en estos momentos y amenazan la supervivencia de la especie. Se ha elaborado un mapa para visualizar la interacción de las presiones e impactos con la distribución de los ejemplares (Figura 7).

La información de las capas de presiones se ha elaborado con la información recopilada a través de información disponible en los visores de la SGPesca y el MITECO, para la ubicación de las instalaciones de acuicultura y la proyección de las zonas de riesgo de inundación en los próximos 100 años, respectivamente. Para la ubicación de los fondeaderos y las zonas de pesca se ha contado con el criterio de los técnicos de la GenCat y del IRTA. Aunque no ha sido posible obtener información de todas las presiones, se han representado algunas de las que más afectan a la supervivencia de las nacras (Figura 7).

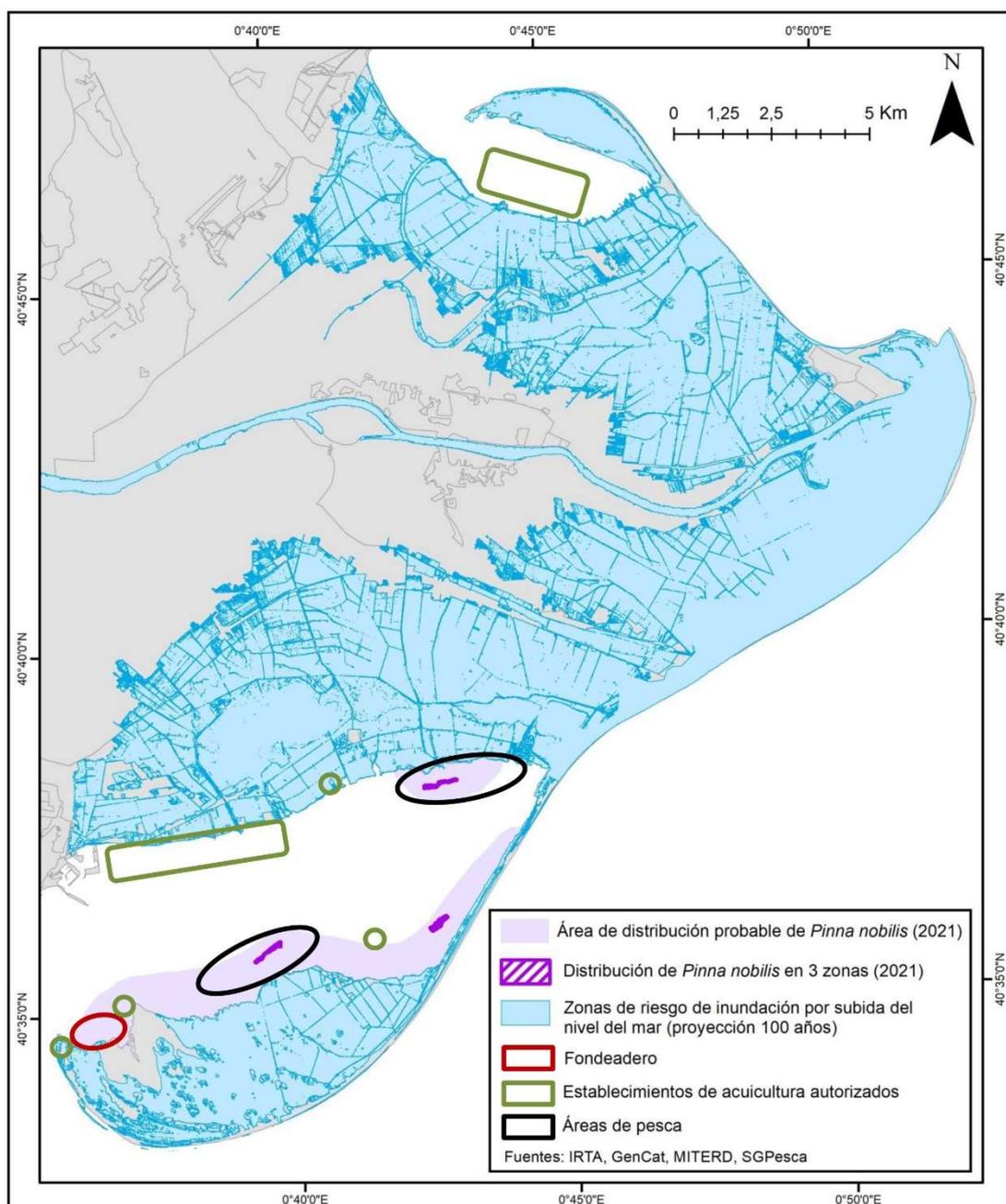


Figura 7. Distribución espacial más probable de la población de *Pinna nobilis* en el Delta del Ebro en 2021 y algunas de actividades humanas e impactos que le afectan. Fuentes: IRTA, GenCat, MITECO, SGPesca

La población de nacras del Delta es especialmente vulnerable a la navegación costera (embarcaciones pesqueras y de recreo) que en esta zona es abundante, en mayor medida en la bahía de Alfacs que en la del Fangar, en especial en verano. No se conoce con exactitud el porcentaje de la población afectada, pero en muestreos llevados a cabo antes del EMM se estimó que un 5% de los ejemplares muestreados presentaban síntomas de colisión con embarcaciones y mortalidad accidental, por lo que es una actividad que debe ser tenida en cuenta a la hora de gestionar estas poblaciones (Prado *et al.*, 2014). De igual forma deben ser tenidos en cuenta los fondeaderos, de los que no se ha encontrado mucha información

disponible y que pueden suponer un impacto importante en la zona. Tampoco se ha encontrado mucha información acerca del impacto de la actividad pesquera, aunque algunas de las zonas de pesca localizadas se sitúan en zonas con nacras.

Cabe mencionar la acuicultura, actividad abundante en ambas bahías y que parece tener un impacto bajo o moderado, aunque es necesario llevar a cabo un seguimiento para determinar la importancia real de la actividad, así como del mantenimiento de las instalaciones. Ocurre lo mismo con la agricultura, actividad muy desarrollada en el Delta que aporta estacionalmente importantes vertidos de agua dulce y nutrientes (Carrasco *et al.*, 2008). Pueden tener un impacto beneficioso en cuanto a la salinidad se refiere, pero su contenido en materia orgánica particulada y agroquímicos constituye un impacto en el deterioro de la calidad del agua que puede afectar a la supervivencia de la especie.

Por último, cabe mencionar el impacto del cambio climático que a medio-largo plazo afectará considerablemente a las dos bahías que conforman el Delta, que se verán afectadas por la subida prevista del nivel del mar (Figura 7), así como por el aumento de los efectos de los temporales, como ha sucedido en los últimos años (Garriga *et al.*, 2008, CEPYC-CEDEX, 2021a), con importantes consecuencias para la población de nacras como ya se ha comentado.

(Ver detalle de presiones y amenazas en apartado 0 y Anexo I).

Población de nacras del Mar Menor

Pinna nobilis es una especie relativamente reciente en el Mar Menor, ya que las primeras citas datan de la década de los 80 (Rodríguez-Babio & Navarro-Tárrega, 1983). Tras su entrada en la laguna se dispersó rápidamente en los siguientes años incrementando su densidad (Calvín-Calvo, 1999, Templado, 2001), teniendo en 2003 registros de densidades elevadas en algunas zonas profundas de la cubeta norte (8 ind/100m²) (García-March, 2003), hasta convertirse en una de las poblaciones más importantes del Mediterráneo occidental (Belando *et al.* 2014, Giménez-Casalduero *et al.*, 2020). La población de nacras se asentaba sobre un fondo de pradera mixta de *Caulerpa prolifera* y *Cymodocea nodosa*, y se calcula que en 2014 contaba con más de un millón de ejemplares, ocupando una superficie 7.0385 ha, un 54,7% de la laguna (Giménez-Casalduero *et al.* 2016, 2020, Belando *et al.* 2018) (Figura 8A). Muestreos llevados a cabo en 2013-2014 señalaron que la mayor densidad de nacras se localizaba en la cubeta norte, concentradas en las zonas de influencia del Estacio y Las Encañizadas, con densidades máximas de hasta 14,5 ind/100m² y una densidad media de 0,71 ind/100m², observándose mayores densidades en las zonas más profundas (3-7 m). La distribución de la población estaba muy asociada a la distancia a los canales de intercambio, debido al reclutamiento de larvas procedentes del Mediterráneo. Con respecto a la estructura de tallas, la población mostraba una estructura unimodal con individuos adultos y juveniles (talla media 16,43 cm de anchura máxima) (Vázquez-Luis *et al.*, 2019, Ruíz *et al.*, 2020, Giménez-Casalduero *et al.*, 2020, Nebot-Colomer *et al.* 2021).

A partir de 2016, coincidiendo con la mortalidad masiva que estaba sufriendo la especie en mar abierto, la población de *P. nobilis* de la laguna ha sufrido un drástico declive, aunque las causas no se deben en este caso a la infección por el parásito (Giménez-Casalduero *et al.*, 2020). La crisis de eutrofia conocida como “sopa verde” que sufrió la laguna en la primavera

de 2016 (ver apartado 4.3 y Anexo I) produjo la desaparición del 85,6% de la comunidad bentónica de la laguna (Belando *et al.*, 2018), y se estimó que había causado la muerte de más del 90 % de los ejemplares de nacra (Vázquez-Luis *et al.*, 2019, Giménez-Casalduero *et al.*, 2020). En los muestreos llevados a cabo en 2017 se estimó que la distribución potencial de la laguna se había reducido a 934 Ha, menos del 11% del área de distribución potencial previo de 2016. La gran mayoría de los ejemplares encontrados (83%) se sitúa en las cotas someras, 0-3 m, mientras que sólo un 16,7% de los ejemplares había sobrevivido en las cotas profundas entre 3-7 m, y las mayores densidades se situaban en áreas próximas a las Isla del Barón y La Perdiguera (Vázquez-Luis *et al.*, 2019, Ruíz *et al.* 2020, Nebot-Colomer *et al.* 2021). Muestreos posteriores en 2018, no localizaron ejemplares en las islas más meridionales (Ciervo) (F. Giménez-Casalduero *com. pers.*), aunque se localizaron numerosos individuos jóvenes, incluso en zonas fuera del área de distribución establecida en 2014 para la especie pudiendo ser resultado de algún evento de reclutamiento ocurrido en el periodo 2014-2017 (Vázquez-Luis *et al.*, 2019) (Figura 8C).

Posteriormente, la población de nacra de la laguna ha sufrido otro declive importante tras el impacto de la DANA de 2019 (ver apartado 4.3 y Anexo I). La fauna bentónica estuvo expuesta durante semanas a los efectos letales de la capa anóxica que se produjo, y que causó la muerte de los organismos a partir de 3 m de profundidad. Además, en la cubeta norte, esta masa de agua anóxica llegó incluso a aflorar a la superficie, provocando la mortandad del núcleo poblacional de nacra que había sobrevivido a los anteriores episodios en esa zona. Muestreos llevados a cabo en noviembre de 2019, tras el primer episodio de la DANA, confirman la desaparición de la especie en la cubeta sur y las islas más meridionales (Ciervo) y en las cotas profundas a partir de 3 m, donde ya no se localizó ningún ejemplar vivo (Giménez-Casalduero *et al.*, 2020, Nebot-Colomer *et al.* 2021). Las densidades medias son muy bajas (0,19 ind/100m²) y la estructura de tallas ha variado significativamente, el 76% de los ejemplares son de talla más pequeña (talla media 13,72 cm de anchura máxima) (Ruíz *et al.*, 2020, Nebot-Colomer *et al.* 2021) (Figura 8B, C). Según el modelo de talla-edad desarrollado por García-March *et al.*, 2019, la mayor parte de estos ejemplares son juveniles menores de 3 años.

Un hecho preocupante que cabe destacar de los muestreos realizados en noviembre de 2019 es la detección de nacras infectadas por *H. pinnae*, en un 13% de los ejemplares biopsiados (58). Se observó un gradiente de infección relacionado con la distancia al canal del Estacio, con mayor porcentaje de individuos infectados en la localidad más próxima al canal del Estacio (Pueblo Cálido), hallándose nacras infectadas incluso en localidades más interiores como las de la isla de Perdiguera (Figura 8B) (Ruíz *et al.* 2020, Nebot-Colomer *et al.* 2021). La bajada de salinidad que tuvo lugar tras la DANA, cuando los valores de salinidad disminuyeron hasta registrar valores similares a los del Mediterráneo (Ruíz *et al.* 2020), posiblemente favorecieron la expansión del patógeno en la laguna (Nebot-Colomer *et al.* 2021), ya que coincide con el rango de salinidad en que *H. pinnae* es efectivo para infectar (36,5-39,7 psu, Cabanellas-Reboredo *et al.*, 2019).

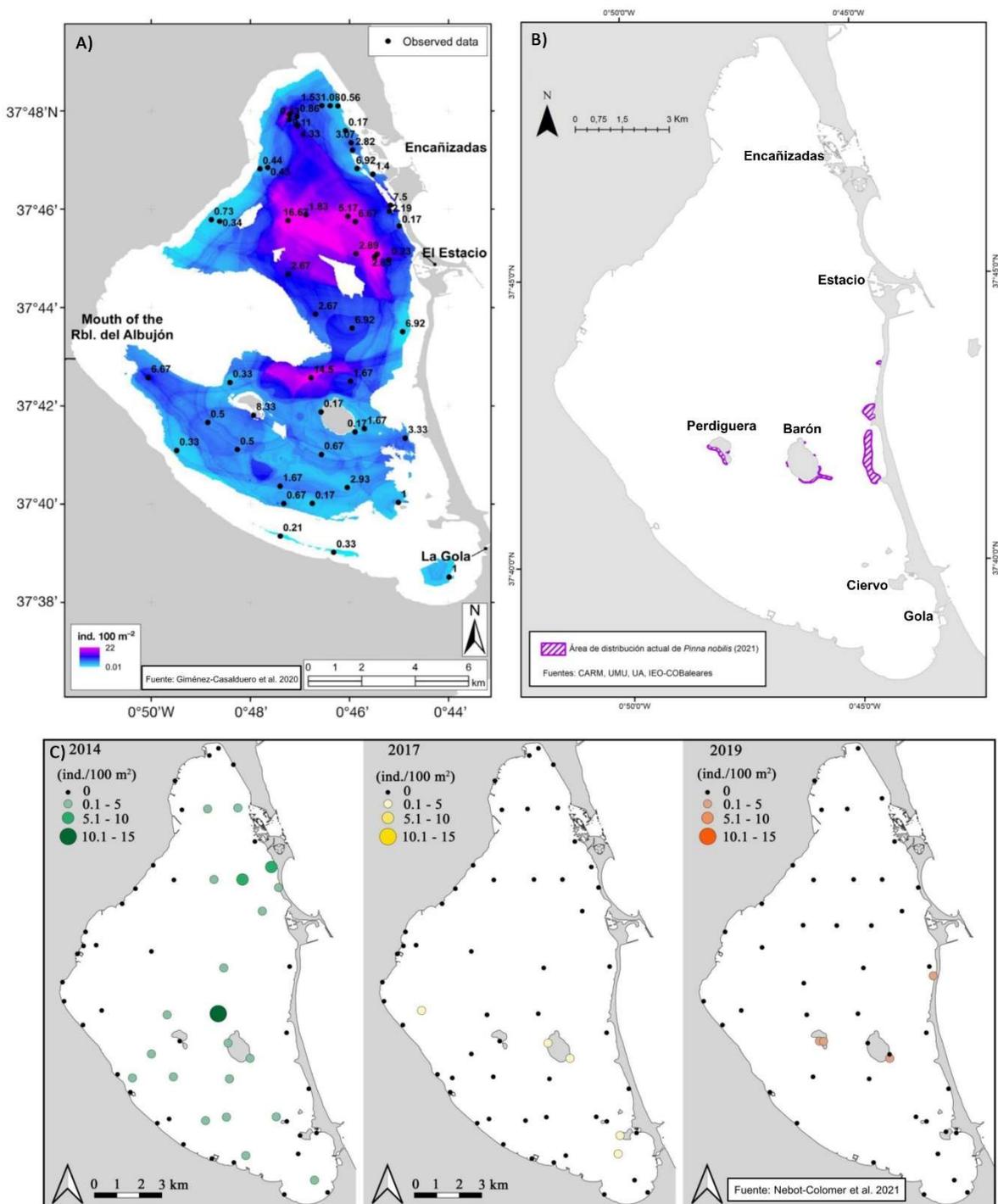


Figura 8. A) Predicción espacial de la densidad de *Pinna nobilis* en el Mar Menor periodo 2013-2014, según modelo de regresión forestal aleatoria-kriging (RFRK). Fuente: Giménez-Casaldueiro *et al.*, 2020. B) Distribución espacial de *Pinna nobilis* en el Mar Menor en 2021. Fuente: CARM, UMU, UA, IEO-COBaleares. C) Evolución de la abundancia de *Pinna nobilis* (individuos/100 m²) en el Mar Menor para el periodo 2014-2019. Fuente: Nebot-Colomer *et al.*, 2021.

Muestreos recientes de 2021 del monitoreo llevado a cabo por el equipo CARM-UMU-UA indican que las tendencias siguen siendo muy negativas ya que han detectado mortalidades

de ejemplares posiblemente asociadas a la probable crisis de eutrofia de este mismo año (F. Giménez-Casalduero com. pers.).

En la actualidad tanto la CARM como los grupos de investigación (IEO, UA, UMU) que trabajan en la laguna y que además integran el Grupo de Trabajo de la nacra de la Región de Murcia, están colaborando coordinados a través de diversos proyectos, para determinar el tamaño de la población, su distribución en la laguna y el número de ejemplares vivos con los que cuenta la población en este momento. Por el momento el equipo CARM-UMU-UA han contabilizado un total de **856** ejemplares, la mayoría de los cuales están marcados y georreferenciados para su monitoreo. Gracias a la colaboración del Grupo de Trabajo y sus integrantes se ha elaborado un mapa de distribución de la especie y se han incluido los datos de densidad de individuos más recientes (Figura 9).

Se ha calculado, para cada polígono, la densidad de ejemplares según la fuente de obtención de datos, ya que ésta varía en función de la metodología utilizada. Así, para el cálculo de la densidad en el caso de los datos de nacras georreferenciadas aportados por la CARM, UMU y UA (A), se ha delimitado un área de ocupación de ejemplares, a partir de la cual se ha determinado la densidad. Mientras que los datos aportados por el equipo del IEO-COBaleares (B), son los datos de densidad llevados a cabo en las zonas con nacras, por lo que se puede considerar que constituyen la densidad máxima de estas áreas. Además, se ha incluido datos de los muestreos de 2019 (C) y 2020 (C*), realizados sólo en 2 zonas, para destacar la disminución de la densidad producida en las zonas más cercanas al canal del Estacio (Pueblo Cálido), asociada a la mortalidad producida por la intrusión del patógeno. En cualquier caso, independientemente del método utilizado, la densidad media de la población de nacra calculada para toda la laguna es similar, siendo de 0,19 ind/100m² según Nebot-Colomer (2021) y de 0,12 ind/100m², en el caso de los cálculos realizados en los datos de nacras georreferenciadas.

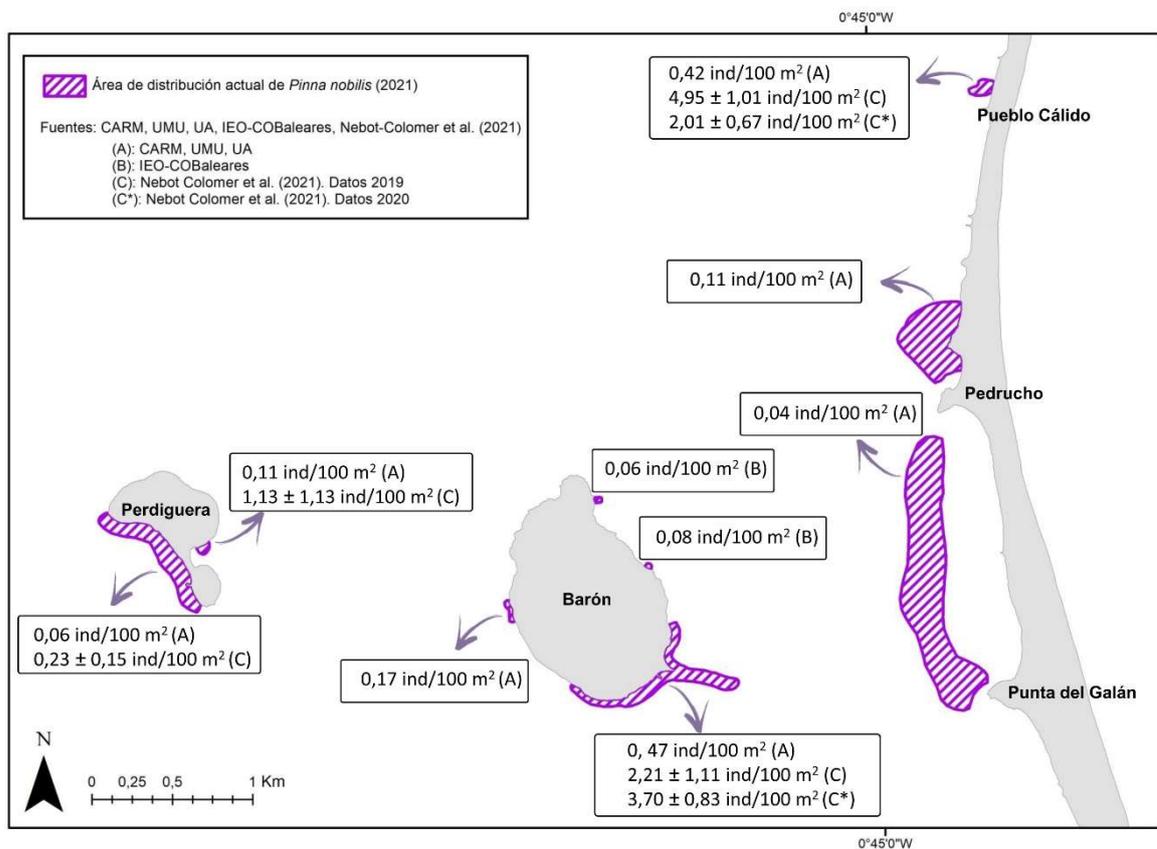


Figura 9. Distribución espacial de *Pinna nobilis* en el Mar Menor en 2021. Se indican las densidades más recientes calculadas para cada polígono según la fuente de obtención de los datos. Fuente: CARM, UMU, UA, IEO-COBaleares, Nebot-Colomer *et al.*, 2021.

Las actividades humanas son numerosas en la laguna y algunas de ellas interaccionan directamente con las nacras, ocasionando pérdidas de ejemplares en una población ya de por sí muy mermada. Se ha elaborado un mapa para visualizar la interacción de las presiones e impactos con la distribución de los ejemplares (Figura 10). La información de las capas de presiones se ha elaborado a partir del trabajo realizado por Belando *et al.* (2017), en el que se hace una aproximación de la distribución espacial de las presiones que afectan a las comunidades de fanerógamas marinas en el periodo 2014-2016, que son básicamente las mismas que afectan a la población de nacras (véase Belando *et al.* 2017 para información más detallada de la metodología utilizada).

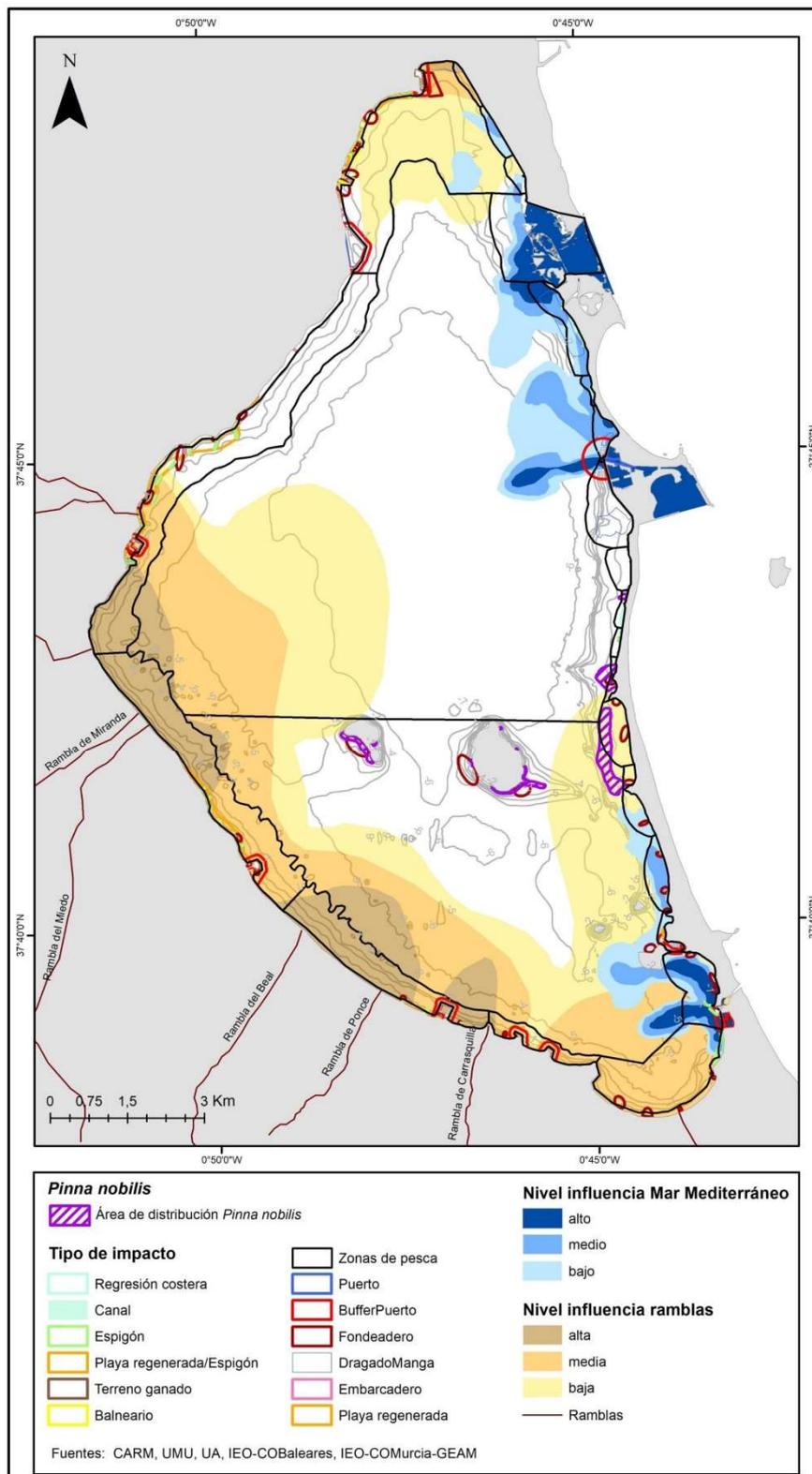


Figura 10. Distribución espacial de *Pinna nobilis* en la laguna del Mar Menor en 2021 y algunas de las actividades humanas e impactos que la afectan. Fuentes: CARM, UMU, UA, IEO-COBaleares, IEO-COMurcia-GEAM.

Las presiones más importantes identificadas en el apartado 0 y el Anexo I se representan en la Figura 10. Destaca la interacción con la pesca profesional, actividad que se lleva a cabo en toda la laguna y que se ha observado que causa un impacto en las nacras que se quedan enganchadas en las redes o colisionan con ellas. También el fondeo de embarcaciones, en la figura se han señalado los fondeaderos conocidos, de los que cabe señalar los de las islas de Perdiguera y el Barón, todos ellos en zonas con nacras vivas.

En cuanto al alcance de la influencia de los vertidos de las ramblas que aquí se representan, cabe señalar se ha elaborado a partir de datos de distribución espacial y concentración de contaminantes de diferente naturaleza tras revisión bibliográfica (nutrientes: Ruzafa *et al.* (2002); Navarro *et al.* (2007); contaminantes orgánicos: Moreno-González *et al.* (2013a,b); León *et al.* (2015)), y por tanto ha de tomarse con precaución ya que esta influencia puede ser mucho mayor y abarcar a toda la laguna (Ruíz *et al.* 2020), como se ha visto en casos extraordinarios que no se han tenido en cuenta, como la DANA de 2019 por ejemplo. Algo parecido ocurre con la capa de salinidad que se ha representado. Aunque se han elaborado trabajos recientes sobre las variaciones en la salinidad de la laguna (Fraile-Nuez *et al.*, 2018, Ruiz *et al.*, 2020), se han encontrado pocos trabajos que muestren la influencia del Mediterráneo en la laguna. La capa de salinidad que se muestra en la Figura 10, se ha obtenido a partir de una simulación de la pluma de salinidad elaborado por Gilabert *et al.* (2011) y ha de tomarse con precaución dada la importancia que esta influencia tiene para la población de nacras. Son necesarios más trabajos que incluyan las variaciones estacionales y el alcance de esta influencia, que muy probablemente varíe a lo largo del año y sea mucho mayor que la que muestra la figura, como se desprende del alcance de la infección por *H. pinnae* observada entre 2019 y 2020, y que alcanzó a zonas tan interiores como las islas del Barón y Perdiguera.

La población de nacras del Mar Menor está sometida a fuertes presiones que amenazan gravemente su supervivencia y ha sufrido un fuerte declive en los últimos años a consecuencia de las catástrofes ambientales ocurridas en la laguna y las presiones que todavía le afectan. Es necesario que se lleven a cabo medidas urgentes de gestión y acciones para reducir la actividad humana y su impacto en el medio, así como medidas de restauración activa que permitan recuperar las poblaciones de nacra y su distribución espacial, que al menos antes de 2016, representaba más de la mitad de la superficie de la laguna (Giménez-Casalduero *et al.* 2016, 2020, Belando *et al.* 2018) (Figura 8A).

Nacras supervivientes y resistentes

Las poblaciones de *Pinna nobilis* de mar abierto han desaparecido casi por completo en el litoral español, aunque se han conseguido localizar algunos ejemplares supervivientes que se han estado monitorizando. Durante estos años se ha realizado una búsqueda activa de supervivientes de *P. nobilis* por parte de las comunidades autónomas implicadas, del MITECO y de los grupos de investigación colaboradores (ver Apartado 5) (IEO, IMEDEA-CSIC, IRTA, UA, UMU, IMEDMAR-UCV). Para ello se han llevado a cabo campañas de difusión y

divulgación, programas de voluntariado y ciencia ciudadana (Observadores del Mar y NACRAnet).

Gran parte del seguimiento de los ejemplares supervivientes ha estado coordinado por el IEO_COBaleares en este periodo, y se ha encargado de la supervisión de los ejemplares de Baleares en colaboración con CAIB. Entre 2017-2021 se han monitorizado un total de 129 ejemplares supervivientes en mar abierto que se han ido localizando año tras año (M. Vázquez-Luis-IEO-COBaleares *com pers.*). Más de 40 de ellos no superaron la segunda ola entre 2017-2018, y en la costa de Andalucía, Murcia y Comunidad Valenciana, no se han localizado nuevos supervivientes desde entonces. En la costa de Cataluña y Baleares se han seguido localizado supervivientes cada año hasta el momento, gracias a la participación social mediante plataformas de ciencia ciudadana (Observadores del Mar), a través de la que se han localizado la mayoría de los ejemplares en estos años.

En Baleares se ha monitorizado 51 ejemplares en este periodo, localizados en todas las islas mayores a excepción de Formentera. La mayoría de ellos han ido muriendo en alguna de las oleadas a causa del patógeno o por otras causas naturales, como la depredación. A principios de 2021 quedaban 9 ejemplares supervivientes en Baleares, aunque durante estos últimos meses se han recibido nuevos avisos que están pendientes de revisar. En Cataluña se han monitorizado 35 individuos, 23 de los cuales sucumbieron en el primer periodo y del resto, encontradas a través de voluntarios, no se ha llevado a cabo el seguimiento *in situ* periódicamente. En la actualidad se tienen registrados alrededor de 10 ejemplares en la costa norte de Cataluña.

Se han llevado a cabo algunas actuaciones ya comentadas (apartado 0) con objeto de aumentar la supervivencia de los ejemplares supervivientes de Cataluña y Baleares, como ha sido el uso de jaulas de exclusión de depredadores y la traslocación de ejemplares. Las jaulas de exclusión no han tenido el éxito esperado y no se encontraron diferencias en la supervivencia de ejemplares (García-March *et al.*, 2020). La traslocación de ejemplares, motivada por la situación desfavorable de los ejemplares en origen, aunque exitosa, no fue decisiva para asegurar la supervivencia de las nacras en mar abierto, ya que el patógeno sigue estando presente en el medio y las infecta en oleadas posteriores (CAIB, M. Vázquez-Luis-IEO-COBaleares *com pers.*).

Lo más importante de estos ejemplares es que son nacras que han sobrevivido a alguna de las oleadas de mortalidad masiva, y parecen tener un cierto grado de resistencia frente a este patógeno. En este sentido destacan también en las zonas con poblaciones vivas, tanto en Alfacs como en el Mar Menor, algunos ejemplares que han estado expuestos al patógeno y parece que han conseguido sobrevivir a la infección al menos durante un tiempo (Nebot-Colomer *et al.*, 2021, P. Prado-IRTA *com pers.*), y por tanto se pueden considerar como resistentes. Los ejemplares resistentes son sumamente importantes para la supervivencia de la especie, ya que ellos pueden tener descendencia resistente y ser la clave para la recuperación de la nacra en el Mediterráneo. A pesar de su escaso número, la mayoría de estas nacras resistentes están situadas en zonas someras, a menudo sometidas a presiones

como el fondeo de embarcaciones, y que pueden requerir medidas de gestión adecuadas para asegurar su supervivencia.

6.2 Reclutamiento

La epizootia que ha diezmando las poblaciones de nacra en España también ha alterado drásticamente el proceso de reclutamiento de la especie. La pérdida masiva de población adulta implica una interrupción generalizada en el reclutamiento larvario de *P. nobilis*, no sólo en nuestras costas, sino a nivel de cuenca, y constituye uno de los mayores obstáculos para la recuperación de la especie (Kersting *et al.*, 2019a, 2020, Katsanevakis *et al.*, 2021). El colapso del reclutamiento larvario regional en muchas especies de invertebrados marinos se ha asociado con la pérdida de adultos después de eventos catastróficos, lo que obstaculiza gravemente la recuperación (Hughes *et al.*, 2019).

El reclutamiento larvario es un componente clave de la dinámica de las poblaciones de la nacra (Kersting *et al.*, 2017, 2020). Su evaluación mediante colectores larvarios ha demostrado ser uno de los métodos más adecuados para evaluar el potencial de reclutamiento en *P. nobilis*, proporcionando información del suministro larvario antes que los juveniles se vean expuestos a las diferentes presiones que actúan sobre ellos como la depredación (Cabanellas-Reboredo *et al.*, 2009, Kersting y García-March 2017, Wesselmann *et al.*, 2018). Además, puede ser útil para determinar el potencial de recuperación de poblaciones afectadas.

A pesar de que en estudios anteriores al EMM la tasa de reclutamiento muestra una importante variabilidad interanual y se registraron bajos valores de reclutamiento durante algunos años (Kersting y García-March, 2017), los resultados de la evaluación realizada desde el inicio del EMM manifiestan una ausencia interanual de reclutamiento en grandes extensiones de costa, incluidas localidades donde el reclutamiento se registraba anualmente antes del EMM. Los reclutas provenientes de poblaciones locales debían desempeñar un papel importante antes del EMM, por lo que en muchas poblaciones el reclutamiento probablemente se debió a un grupo mixto de larvas locales e importadas (Kersting *et al.*, 2020). Estudios anteriores al EMM ya destacan la importancia de las fuentes larvarias externas y la capacidad de dispersión de la especie (Kersting y García-March, 2017), y estudios genéticos apuntan a que las poblaciones de *P. nobilis* en el Mediterráneo occidental muestran una alta conectividad genética, funcionando como una metapoblación con dinámica fuente-sumidero (Wesselmann *et al.*, 2018). Localidades como las islas Columbretes han recibido aporte larvario durante este periodo (2017-2019), incluso mucho tiempo después de que la población de adultos hubiera desaparecido en la zona (Kersting *et al.*, 2020).

Se puede considerar que el reclutamiento es una de las principales vías de recuperación natural de la especie, pero siempre que haya reclutas resistentes a la enfermedad y poblaciones no afectadas que puedan funcionar como exportadoras de larvas. En este sentido las dos poblaciones de nacras que quedan en España son fundamentales como poblaciones fuente. Estudios llevados a cabo en la bahía de Alfacos muestran que la

disponibilidad local de larvas planctónicas es muy baja (Prado *et al.*, 2020a). Estas poblaciones parecen depender principalmente de eventos de reclutamiento esporádico y se ha planteado la hipótesis de que la ausencia de reclutamiento dentro de la bahía está asociada a procesos que causan mortalidad de larvas como descargas de agua dulce o incluso contaminación (Prado *et al.*, 2020a). Sin embargo, estudios genéticos han demostrado que estas poblaciones parecen estar exportando larvas (Wesselmann *et al.* 2018), lo que sugiere que, aunque la mortalidad larvaria dentro de la bahía podría ser alta, las larvas podrían ser transportadas al mar abierto. El transporte de larvas fuera de la Bahía de Alfacos podría verse favorecido por las corrientes superficiales, que son intensas y fluyen en esa dirección en verano (Cerralbo *et al.*, 2018). Además, se han realizado modelos de trayectoria para determinar el origen de las larvas que han aparecido en este periodo en las islas Columbretes, y una de las localidades donantes era el Delta de Ebro (Kersting *et al.*, 2020). Son necesarios más estudios a lo largo del año para determinar el reclutamiento de esta población, la importancia de las corrientes en función de la época del año y su conectividad con localidades receptoras.

En el caso del Mar Menor, no está claro que pueda actuar como población donante efectiva, debido principalmente a que se trata de una laguna costera semicerrada con muy poco intercambio con el mar abierto, lo que impediría una importante exportación de larvas. Además, el hecho de que la mayor parte de los ejemplares sean jóvenes menores de 3 años (según modelo talla-edad García-March *et al.*, 2019) hace pensar que la capacidad para recolonizar la laguna con las condiciones ambientales actuales es baja (Ruíz *et al.*, 2020, Nebot-Colomer *et al.*, 2021).

En el caso de las nacras supervivientes en mar abierto, dado su bajo número y aislamiento, no pueden considerarse como fuente de semillas para repoblar de manera natural poblaciones diezgadas. Además, se ha de tener en cuenta que la recuperación a través del reclutamiento natural podría llevar mucho tiempo, y que este proceso también está limitado por otros factores como la depredación de juveniles, especialmente en sitios protegidos, donde los depredadores son abundantes (Kersting y García-March, 2017), como es el caso del Mar Menor y del Delta del Ebro. Para ambientes ricos en depredadores se ha estimado que la nacra ha de alcanzar un tamaño de 45 cm, lo que representaría una edad de unos 8 años (Kersting y García-March, 2017). Por lo tanto, es de gran importancia comenzar a evaluar el reclutamiento en el campo, el impacto de la depredación y favorecer la supervivencia de los reclutas, especialmente en aquellos sitios donde se han observado reclutas en los colectores (Kersting *et al.*, 2020).

Cabe mencionar por último que no se conocen con exactitud los parámetros que regulan la reproducción en los sistemas lagunares y estuarinos, donde se concentran ahora mismo la mayor parte de las poblaciones de nacra. Por ejemplo, en estos años se ha observado que las nacras de estos sistemas realizan la puesta en mayo, antes que las poblaciones de mar abierto, y que parecen hacer sólo una única puesta al año (J.R García-March-IMEDMAR-UCV, E. Cortes-UMU, *com pers.*). Para poder gestionar y mantener estas poblaciones es necesario

ampliar el conocimiento que se tiene de estos sistemas tan complejos y determinar los factores que determinan la supervivencia de los reclutas.

6.3 Conservación *ex situ* y cría en cautividad

Son pocos los trabajos sobre el mantenimiento en cautividad de las nacras anteriores al EMM, ya que muchos de sus requerimientos fisiológicos y nutricionales eran poco conocidos para su mantenimiento a largo plazo (García-March, 2008), y los trabajos preliminares relativos a la fisiología de esta especie han sido realizados *in situ* o *ex situ* con un número reducido de individuos (Trigos *et al.*, 2014, 2015). Esta falta de conocimientos previos ha sido la causa de parte de los problemas que han surgido con las nacras mantenidas en cautividad en estos años, máxime cuando las instalaciones de recepción de los animales eran centros con experiencia en la cría de moluscos.

A pesar de que el rescate llevado a cabo a finales de 2017 no consiguió salvar a las nacras que ya estaban infectadas, se ha obtenido un valioso conocimiento de la especie y del mantenimiento *ex situ* de ejemplares enfermos. Entre otras cosas se confirmó la transmisión directa de nacras infectadas a sanas (Catanese *et al.*, 2018), hecho que tiene importantes consecuencias para el mantenimiento en cautividad de nacras que pueden estar infectadas. También ha permitido trabajar en ensayos para controlar las infecciones surgidas, tanto por *Haplosporidium pinnae*, como de otros agentes como *Vibrio* y/o *Mycobacterium*. En el caso de ejemplares infectados por *H. pinnae*, los tratamientos de modificación de la temperatura y salinidad han dado buenos resultados y consiguen aumentar la supervivencia de los animales, aunque no se puede hablar de curación (E. Cortes-UMU, García-March-IMEDMAR-UCV *com pers.*). Gracias a estos ensayos se ha determinado un probable umbral de temperatura que condiciona la activación del parásito, entre 12,3-14°C y sugiere que las temperaturas de refugio para *P. nobilis* están por debajo de los 14°C (Cabanellas-Reboredo *et al.*, 2019, García-March *et al.*, 2020). También parece existir un rango de temperaturas en el que *H. pinnae* parece activarse con una virulencia moderada (13,5-15°C), mientras que, por encima de los 15°C, presenta una mayor virulencia. Los ejemplares enfermos que permanecieron por debajo de los 14°C sobrevivieron durante meses, aunque la reducción de temperatura no fue suficiente para detener la mortalidad (García-March *et al.*, 2020).

En cuanto a la salinidad, aunque parece claro que este parámetro juega un papel importante como barrera ante el parásito, los límites de salinidad de la infección por *H. pinnae* no están claros y tampoco su papel en el desarrollo de la enfermedad. Elevadas mortalidades de nacras ya se habían observado previamente en 2017 en la zona de las Encañizadas, probablemente debidas a la presencia de *H. pinnae* en esa zona (F. Gimenez-Casalduero *com pers.*). Estudios recientes de nacras del Mar Menor cercanas al canal del Estacio y sometidas a gradientes severos de salinidad en 2019-2020, han demostrado que han estado expuestas al parásito, y han sufrido mortalidades en sus poblaciones (Nebot-Colomer *et al.*, 2021). Análisis moleculares de biopsias realizadas en noviembre de 2019 dieron como resultado que 3 individuos de nacra estaban infectadas por haplosporidio. Estas nacras fueron llevadas al acuario de Murcia, donde se modificó la temperatura y la salinidad y se repitieron dichos análisis en junio de 2020 dando entonces negativo. Sin embargo, son necesarios análisis histológicos para poder hablar con certeza de una recuperación. Además, es importante

señalar que otros factores además de la salinidad (por ejemplo, la interacción y los efectos sinérgicos entre los factores ambientales adversos y el parásito) podrían explicar esta posible curación (Nebot-Colomer *et al.*, 2021). Son necesarios más estudios para determinar los mecanismos involucrados en la respuesta inmunológica (*ex situ* e *in situ*) de las nacras ante los patógenos y los aspectos que regulan la patogénesis de la enfermedad.

En la actualidad no es posible que *Pinna nobilis* tenga viabilidad poblacional y sea capaz de recuperar de manera natural los niveles poblacionales de antes de 2016, al menos en un futuro cercano. Por este motivo la cría en cautividad es un mecanismo necesario para la recuperación de la especie y puede ser una solución alternativa para obtener stocks saludables de reclutas que podrían servir para varios fines como programas de reintroducción en áreas adecuadas, con densidades poblacionales gravemente dañadas o desaparecidas, para reforzar las poblaciones supervivientes, con fines científicos, etc. Hasta el momento los avances en el conocimiento del mantenimiento de la nacra en cautividad a largo plazo que se han logrado en estos últimos años han conseguido que la esperanza de vida *ex situ* de las nacras aumente (J.R. García-March-IMEDMAR-UCV, E. Cortés-UMU, P. Prado-IRTA, M. Albentosa-IEO-CSIC, *com pers*). Pero ahora es necesario mejorar el estado de las nacras *ex situ*, para conseguir cerrar el ciclo de reproducción. Mejorar el conocimiento de la fisiología de la nacra y establecer unos perfiles nutricionales en función de la talla podría contribuir a mejorar el bienestar de los ejemplares, disminuyendo el estrés asociado a las condiciones de estabulación, que son factores que influyen en gran medida en el ciclo reproductor (fertilidad, tasa de fecundación, calidad de las larvas, etc.). Por tanto, la obtención de una dieta óptima contribuirá en gran medida al éxito reproductor y a la obtención de un elevado número de larvas viables (Prado, 2019, J.R. García-March-IMEDMAR-UCV, E. Cortés-UMU, P. Prado-IRTA, M. Albentosa-IEO-CSIC, F. Giménez-UA, *com pers*).

Por el momento no se ha conseguido aún cerrar el ciclo de reproducción en cautividad de la especie dada la elevada mortalidad larvaria. Además, la duración de las diferentes etapas larvarias, así como los principales factores que influyen en las tasas de supervivencia, aún se desconocen en gran medida, aunque se propone que sigan patrones similares a los de otros bivalvos (Trigos *et al.* 2018). Por el momento se está trabajando en las respuestas conductuales de las larvas de *P. nobilis* a diferentes factores ambientales en condiciones de cautiverio que puedan proporcionar una base sólida para diseñar e implementar un criadero de larvas viable (J.R. García-March-IMEDMAR-UCV, E. Cortés-UMU, *com pers*). Los factores que determinan los patrones de reclutamiento bentónico son prácticamente desconocidos, aunque en otras especies suele estar vinculado a la disponibilidad de sustratos preferenciales para el asentamiento (Prado *et al.*, 2012), lo que destaca la importancia de simular condiciones óptimas de asentamiento para la cría de *P. nobilis* en cautiverio. Otros aspectos biológicos y físicos, como la posible correlación entre el tamaño de un adulto y el número de ovocitos expulsados (Trigos *et al.*, 2018), también requieren una mayor investigación.

El destino de los juveniles obtenidos a través de la cría en cautividad es uno de los temas que deben ser tenidos en consideración lo antes posible. Al igual que las acciones de restauración, ya que en la actual situación deben evaluarse adecuadamente antes de su

puesta en funcionamiento. Se han desarrollado metodologías para mantener *in situ* juveniles (que pueden provenir de colectores larvarios o de la cría *ex situ*) y trasplantarlos al campo con éxito (Trigos & Vicente, 2016, Kersting y García-March, 2017). Previo al EMM se ha documentado el seguimiento de hasta 10 años de duración de juveniles trasplantados en poblaciones naturales que se habían asentado previamente en colectores larvarios (Kersting y García-March, 2017).

6.4 Genética y conectividad de poblaciones

A pesar de la importancia de conocer la variabilidad genética y los patrones de conectividad de la especie para la gestión de sus poblaciones, han sido pocos los estudios genéticos que se han llevado a cabo sobre la nacra, y son casi todos recientes, de la última década (Basso, 2015, Wesselmann, 2018). La mayoría de los trabajos están basados en ADN mitocondrial (COI), y evidencian que, a gran escala, las poblaciones de *P. nobilis* del Mediterráneo tienen una alta diversidad y una baja diferenciación interpoblacional (Wesselmann *et al.*, 2018), en contra de las hipótesis iniciales sobre el aislamiento poblacional. Esta baja variabilidad genética entre las poblaciones sugiere que la dispersión larvaria conlleva un flujo de genes y una conectividad entre las poblaciones mucho más alta de lo que se creía inicialmente (Katsares *et al.*, 2008, Rabaoui *et al.*, 2011, Basso *et al.*, 2015). Los estudios sugieren que *P. nobilis* en todo el Mediterráneo comprende un linaje que experimentó una expansión poblacional reciente a partir de una única población original (Sanna *et al.*, 2013, Wesselmann *et al.*, 2018). Las causas de este evento pasado podrían estar relacionadas con variaciones históricas en el clima y/o la disponibilidad de hábitat, dada la fuerte dependencia de la especie por su hábitat prioritario, las praderas de fanerógamas marinas. Aunque no se ha detectado diferenciación genética entre el Mediterráneo occidental y oriental, sí se detectó un gradiente entre cuencas, con una diversidad más baja en la oriental, datos que apoyan la tesis de una expansión hacia el este durante la colonización del Mediterráneo (Sanna *et al.*, 2013, Wesselmann *et al.*, 2018).

Los autores coinciden en que es necesario llevar a cabo estudios con mayor poder de resolución, utilizando marcadores de microsatélites (Guallart & Templado, 2012, Basso *et al.*, 2015). Recientemente se han utilizado este tipo de marcadores genéticos para llevar a cabo estudios de conectividad que permiten la obtención de patrones demográficos más recientes, así como de diversidad genética de las poblaciones (González-Wangüemert *et al.*, 2015, Wesselmann *et al.*, 2018). En este sentido se ha visto que el patrón de conectividad de las poblaciones de *P. nobilis* del Mediterráneo Occidental estimado con estos marcadores genéticos está fuertemente influenciado por las corrientes oceanográficas y el tiempo de transporte de larvas pelágicas. Parece ser que sólo un pequeño porcentaje de larvas se queda en el lugar de origen. Estos resultados indican que las poblaciones de *P. nobilis* en el Mediterráneo occidental muestran una alta conectividad genética, funcionando como una metapoblación con dinámica fuente-sumidero (Wesselmann *et al.*, 2018), lo que concordaría con estadios pelágicos más largos y un transporte larvario por toda la zona (Kersting *et al.*, 2019a).

Aunque es necesario llevar a cabo estudios con mayor poder de resolución, según el trabajo de Wesselmann *et al.* (2018), las poblaciones españolas están fuertemente influenciadas por la corriente argelina en el transporte de larvas a lo largo de la costa peninsular dirección SW-NE, y por el Frente Balear, que actuaría como barrera en el intercambio genético entre las poblaciones del SE peninsular con las poblaciones del N de Francia. Las poblaciones del Delta de Ebro actúan como fuente de larvas para las poblaciones de las Islas Baleares, en particular de Ibiza, isla que también recibe larvas de Murcia y Alicante, y que luego exporta a Mallorca. Por el contrario, las poblaciones de Alicante tienen una diversidad genética muy elevada, se considera que actúa como sumidero, y que recibe larvas principalmente de Murcia.

En algunos sitios donde coexistían poblaciones de *P. nobilis* y la especie congénérica *P. rudis*, se han detectado individuos híbridos de ambas especies, como en las Islas Columbretes (D.K. Kersting-UB, *com. pers.*) y en el PN de Cabrera (Vázquez-Luis *et al.*, 2021). Estos híbridos, se caracterizan por presentar una mezcla morfológica entre *P. nobilis* y *P. rudis*, y a menudo se confunden con ejemplares de *P. nobilis* supervivientes, que pueden llevar a errores en su identificación taxonómica. Además, los ejemplares híbridos parecen ser resistentes a la enfermedad (Vázquez-Luis *et al.*, 2021), al igual que ocurre con la especie *P. rudis* (Catanese *et al.*, 2018). En el contexto actual estos ejemplares híbridos podrían servir para encontrar pistas genéticas de los mecanismos que regulan esta resistencia al patógeno que podrían mejorar el conocimiento que se tiene. El hecho de encontrar ejemplares híbridos en localidades diferentes (Islas Columbretes y PN de Cabrera), parece indicar que éste no es un proceso aislado, aunque también podría formar parte de un proceso de especiación en curso (Vázquez-Luis *et al.*, 2021). En este sentido son necesarias metodologías para determinar la identidad taxonómica de la especie, que pueden ser mediante biopsias del manto en ejemplares adultos (Vázquez-Luis-IEO, *com. pers.*) o mediante métodos no invasivos en el caso de juveniles, como los que se están desarrollando para identificar juveniles de *P. nobilis* de los ejemplares captados mediante colectores larvarios (G. Catanese-LIMIA, JR. García-March-IMEDMAR-UCV, *com. pers.*). Recientemente se ha confirmado la posibilidad de detectar infección de *Haplosporidium* a partir de análisis de heces, lo que abre una puerta a su uso como método no invasivo en adultos (Lopez-Nuñez *et al.* 2022)

6.5 Síntesis

- *Pinna nobilis* ha sufrido un colapso sin precedentes en toda su área de distribución (Mar Mediterráneo) a causa de una epizootia asociada al parásito *Haplosporidium pinnae*, que le ha situado cerca de la extinción en el medio natural.
- Por el momento, los medios parálidos (lagunas costeras, estuarios y deltas) son el último refugio conocido para *Pinna nobilis*. Parece que el aislamiento de mar abierto, junto con regímenes de temperatura y en especial salinidad significativamente diferentes del mismo, reducen la entrada del parásito o bien no permiten su desarrollo hasta alcanzar condiciones letales para las nacras.
- En España la distribución de *Pinna nobilis* ha quedado reducida a dos poblaciones no afectadas por el EMM: en la laguna del Mar Menor y en las bahías de Alfacs y Fangar del

Delta del Ebro, además de algunos ejemplares supervivientes aislados en Baleares y Cataluña.

- El estatus de las poblaciones de nacra no afectadas del Mar Menor y el Delta del Ebro, no es estático, estas poblaciones son muy vulnerables y pueden verse afectadas por la epizootia en cualquier momento. En este sentido un aumento en el intercambio de las masas de agua con el mar abierto contribuye a alterar las condiciones singulares de estos entornos y favorecer la entrada del patógeno. Además, estos entornos están sometidos a múltiples presiones humanas que pueden causar una mortalidad importante en sus poblaciones. Precisan pues de una elevada protección ya que están en elevado riesgo de desaparición.
- En previsión a posibles amenazas a la supervivencia o crisis ambientales que puedan ocurrir en la laguna del Mar Menor y el Delta del Ebro, es recomendable la elaboración de Planes de Emergencias para asegurar la supervivencia de la especie en estos casos.
- Es necesario la aplicación de medidas que eliminen o reduzcan el impacto de las presiones humanas en aquellas áreas que contengan poblaciones de nacras, así como llevar a cabo medidas de restauración de hábitats prioritarios si es necesario.
- Es fundamental llevar a cabo un seguimiento del estado de las poblaciones no afectadas, así como una monitorización continua de los parámetros ambientales en estos sistemas y determinar los mecanismos que regulan las características ambientales de los ecosistemas lagunares y estuarinos donde habitan. Del mismo modo se han de monitorizar los ejemplares supervivientes en mar abierto, para asegurar su supervivencia, ya que su posible resistencia al patógeno puede ser clave en la recuperación de las poblaciones y de la especie.
- La epizootia ha alterado drásticamente el proceso de reclutamiento de la especie, que presenta una interrupción generalizada, y constituye uno de los mayores obstáculos para su recuperación. Es necesario conocer con precisión los parámetros que regulan la reproducción en los sistemas lagunares y estuarinos, donde se concentran ahora mismo la mayor parte de las poblaciones de nacras.
- El reclutamiento ha de ser una de las principales vías de recuperación natural de la especie en el futuro, por lo que es necesario continuar con la evaluación de la tasa de reclutamiento en poblaciones afectadas. Además, es imprescindible que haya reclutas resistentes a la enfermedad y poblaciones que puedan funcionar como exportadoras de larvas. Es necesario mejorar el conocimiento de las corrientes y la conectividad entre poblaciones afectadas susceptibles de ser repobladas.
- Los avances en el conocimiento del mantenimiento de la nacra en cautividad a largo plazo que se han logrado en estos últimos años han conseguido que la esperanza de vida *ex situ* de las nacras aumente.
- La cría en cautividad es un mecanismo absolutamente necesario para la recuperación de la especie. Es necesario potenciar las actividades relativas a la reproducción *ex situ*

así como mejorar en el conocimiento de los requerimientos fisiológicos y nutricionales, para facilitar el mantenimiento y bienestar en cautividad de los ejemplares.

- Es insuficiente el conocimiento que se tiene sobre la biología del patógeno *H. pinnae*, así como los parámetros que regulan la infección y el papel de otros agentes infecciosos (*Mycobacterium* spp., *Vibrio* spp.) en la mortalidad masiva. Es necesario evaluar la capacidad de curación de las nacras infectadas, experimentar otros posibles tratamientos antiprotozoarios, los mecanismos de resistencia y la tolerancia ambiental de *P. nobilis* al patógeno.
- Es necesario encontrar formas de mitigar la enfermedad y limitar la propagación del patógeno, para revertir el estado de "peligro crítico" de *P. nobilis* en el Mediterráneo español.

7. FINALIDAD A ALCANZAR, CON OBJETIVOS CUANTIFICABLES

La finalidad de la Estrategia es promover e impulsar las acciones necesarias para eliminar el peligro de extinción al que se enfrenta *P. nobilis* y asegurar la viabilidad a largo plazo de las poblaciones españolas de nacra, a ser posible incrementando su área de distribución y el número de sus efectivos.

Esta Estrategia constituye también un marco para la coordinación de actuaciones en las que están involucradas las diferentes administraciones públicas relevantes para la conservación de la nacra, así como promover políticas sectoriales relevantes en el ámbito de la gestión de ecosistemas lagunares y estuarinos fundamentales ahora mismo en la conservación de esta especie.

Además, teniendo en cuenta que el área de distribución de la nacra abarca toda la costa mediterránea española, esta Estrategia constituye el marco de referencia en la coordinación de las acciones de conservación y debe

- a. Establecer las prioridades de intervención a nivel nacional para asegurar la conservación de la especie
- b. Señalar los contenidos mínimos que deben tener en cuenta los Planes de Recuperación de las Comunidades Autónomas y del MITECO, para que resulten homogéneos y coherentes.
- c. Establecer los mecanismos para la coordinación de las actuaciones de las Comunidades Autónomas y la Administración General del Estado en relación con la conservación de la especie

7.1 Objetivo general.

El objetivo general de esta Estrategia es impulsar las acciones necesarias que permitan conseguir que *Pinna nobilis* reduzca su grado de amenaza actual, catalogada como “en peligro de extinción”, y recupere el estado favorable de conservación.

7.2 Objetivos específicos

Para lograr los fines propuestos se plantean los siguientes objetivos estratégicos:

1. Eliminar la mortalidad o pérdida de ejemplares por causas no naturales de las poblaciones existentes.
2. Mantener el estado de conservación favorable del hábitat y favorecer la ampliación del área de distribución de la especie, ejecutando acciones de recuperación y restauración si fuese necesario.
3. Determinar los requerimientos biológicos fundamentales para la conservación ex situ de la nacra y así contribuir al desarrollo de investigaciones que permitan cerrar el ciclo de reproducción en cautividad y la obtención de juveniles.

4. Incrementar el conocimiento sobre los patógenos implicados en la mortalidad masiva, monitorizar su presencia en el medio y promover el estudio de tratamientos preventivos y de curación para aumentar la supervivencia de los ejemplares.
5. Favorecer la supervivencia de la especie en el medio a través del monitoreo de sus poblaciones y del reclutamiento, así como determinar las condiciones ambientales claves para su supervivencia en el medio y la conectividad entre poblaciones.
6. Establecer e impulsar mecanismos de coordinación entre administraciones competentes, sector científico y los colectivos implicados, contribuyendo también a la transferencia de conocimiento y la cooperación internacional.
7. Promover programas de divulgación, difusión y colaboración ciudadana.

8. CRITERIOS PARA LA DELIMITACIÓN Y UBICACIÓN DE ÁREAS CRÍTICAS.

El ámbito de aplicación de esta Estrategia es toda la costa del mediterráneo español y el Mar Menor. Con el fin de homogeneizar en los planes de recuperación elaborados por el MITECO o las CCAA, en el ámbito de sus competencias, se recoge la definición de dos tipos de zonas diferenciadas:

- **Áreas críticas:** áreas litorales con presencia de poblaciones de *P. nobilis*, o de ejemplares resistentes que se consideran vitales para la conservación y supervivencia de la especie
- **Áreas de expansión:** áreas litorales que han albergado en el pasado poblaciones de *P. nobilis* y que son susceptibles de volver a ser colonizadas de manera natural o no por la especie

Cada área crítica podrá tener un tratamiento y gestión del hábitat específico, que deberá definirse en los diferentes Planes de Recuperación adoptados por las comunidades autónomas y el MITECO. Dichos planes podrán definir otro tipo de zonificación adaptada a la singularidad de la distribución de la especie en cada caso, contando siempre con una cobertura suficiente y específica para zonas conceptuadas como críticas, entendidas como enclaves vitales para la especie. Esta zonificación, conllevará el establecimiento de medidas específicas de conservación de las especies y/o su hábitat y deberá ser dinámica, pudiendo cambiar en función de la evolución poblacional de la especie o de las condiciones que la afecten.

9. CRITERIOS ORIENTADORES SOBRE LA COMPATIBILIDAD ENTRE LOS REQUERIMIENTOS DE LA ESPECIE Y LOS USOS Y APROVECHAMIENTOS DEL MEDIO (MARINO Y TERRESTRE).

Los factores que se han de considerar para compatibilizar la presencia de la nacra con los aprovechamientos desarrollados en el medio marino son múltiples, debido al uso intensivo de los recursos marinos y de ocio que se desarrollan en las zonas costeras.

Debido a la regresión generalizada de la especie en el litoral español se van a considerar aquellas actividades que están afectando directamente a las poblaciones de nacras vivas y que, pueden causar mortalidades de manera accidental o intencionada. Es pertinente considerar en este apartado las presiones y amenazas identificadas en el apartado 4 en las zonas con presencia de poblaciones de nacra vivas, que pueden resumirse a continuación:

- A. Explotación de recursos marinos: pesca, acuicultura y salinas
 - B. Actividades náuticas de ocio: fondeo de embarcaciones, navegación y buceo
 - C. Proyectos costeros: Obras costeras, dragados y regeneración
 - D. Vertidos
- A.** Los principales criterios propuestos para compatibilizar con las actividades dirigidas a la explotación de recursos marinos son:
- 1) En el caso de la pesca:
 - Establecer limitaciones espaciales para compatibilizar el uso de artes de pesca en las áreas críticas de la especie o para la protección de su hábitat, sin perjuicio de lo establecido en las respectivos Reglamentos y Planes de Gestión de los espacios en los que se encuentran.
 - Promover la implantación de Buenas Prácticas en el sector pesquero para eliminar el furtivismo y la recolección
 - Promover acciones de concienciación y formación al sector pesquero.
 - Disponer de un protocolo de actuación en colaboración con el sector pesquero ante un episodio de pesca accidental.
 - 2) En el caso de la industria acuícola y salinera:
 - Modificación o, en su caso, eliminación de infraestructuras que generen impactos negativos significativos sobre la especie o su hábitat.
 - Llevar a cabo una adecuada evaluación de los posibles impactos que se podrían generar en las Áreas críticas y Áreas de expansión por la construcción de nuevas infraestructuras, la colocación de nuevas instalaciones o el desarrollo de nuevas actividades.
 - En instalaciones ya en funcionamiento, dar cumplimiento a los Planes de Seguimiento Ambiental de las instalaciones (PSA) y Planes de Vigilancia Ambiental (PVA).
- B.** Los principales criterios para compatibilizar las actividades recreativas de la franja costera:
- Establecer las oportunas restricciones al acceso y la interacción con la especie: regulación de fondeo, instalación de fondeos ecológicos, criterios de buceo

responsable de las RMIP y limitaciones espaciales en las áreas críticas y áreas de expansión

- Promover la implantación de Buenas Prácticas en el sector náutico recreativo para eliminar el furtivismo y la recolección.
- Promover acciones de sensibilización sobre las amenazas a las que se enfrenta la especie, y las medidas establecidas en las Áreas críticas y Áreas de expansión.
- Excluir las áreas con presencia de nacras a la navegación mediante la balización.

C. Principales criterios propuestos para compatibilizar los proyectos costeros:

- Restringir la aprobación de nuevos proyectos en las Áreas críticas que puedan poner el peligro la integridad de la especie o de los hábitats en los que vive, en especial aquellos que supongan un incremento en el intercambio entre masas de agua (entre sistemas de aguas confinadas o semiconfinadas y el mar abierto).
- Llevar a cabo una adecuada evaluación de nuevas obras proyectadas, tanto durante la fase de obras, como de la posterior afección de las nuevas instalaciones sobre la especie en las Áreas críticas y Áreas de expansión. Dar cumplimiento a los PSA y PVA de proyectos costeros

D. Principales criterios para compatibilizar los vertidos:

- Eliminar, si es posible, o llevar a cabo las medidas necesarias para reducir los aportes de nutrientes en las Áreas críticas y Áreas de expansión.
- Llevar a cabo una adecuada evaluación de los vertidos autorizados en zonas con presencia de la especie en las Áreas críticas y Áreas de expansión, dando cumplimiento a los PSA y PVA.
- Incentivar la restauración de hábitats y sistemas que permitan reducir la degradación de la calidad del agua de las Áreas críticas y Áreas de expansión de acuerdo con lo establecido en las Directrices para la gestión y conservación de las fanerógamas marinas

10. ACCIONES RECOMENDADAS PARA ELIMINAR O MITIGAR EL EFECTO DE LOS FACTORES LIMITANTES O DE AMENAZA IDENTIFICADOS.

La presente Estrategia señala las líneas básicas de actuación y qué medidas deben establecerse para asegurar, a largo plazo, la conservación de *Pinna nobilis* y su hábitat. Estas líneas y medidas propuestas deberán servir de criterio orientador para las actuaciones de conservación y gestión que realicen las administraciones competentes, especialmente para la elaboración de los Planes de Recuperación del MITECO y de las Comunidades Autónomas. Las líneas estratégicas propuestas responden a los objetivos específicos propuestos en el apartado 7 y se han agrupado en 6 bloques:

- Medidas directas de protección de la especie y del hábitat
- Acciones de investigación para la conservación de la especie
- Acciones de seguimiento y evaluación del estado de conservación de la especie
- Acciones de restauración de la especie
- Acciones de coordinación interadministrativa, con el sector científico y otros sectores implicados
- Acciones de divulgación, participación y sensibilización

10.1 Medidas directas de protección de la especie y del hábitat.

OBJETIVO ESPECÍFICO 1: Eliminar la mortalidad o pérdida de ejemplares por causas no naturales de las poblaciones existentes

- 1.1 Elaborar y publicar los planes de recuperación de la especie por las administraciones correspondientes.
- 1.2 Elaborar un mapa de zonas de riesgo donde se localicen las poblaciones de *Pinna nobilis* y las amenazas a las que podrían estar expuestas, identificando así las áreas de conflicto entre la especie y los usos de las áreas donde se encuentra.
- 1.3 Diseñar y establecer Planes de Emergencia para coordinar actuaciones en situaciones de amenaza de la supervivencia o catástrofes que puedan afectar a las poblaciones de nacra.
- 1.4 Establecer las oportunas restricciones al acceso y la interacción con ejemplares de la especie mediante limitaciones espaciales en las áreas críticas y áreas de expansión que lo precisen.
- 1.5 Restringir en las áreas críticas y regular en las áreas de expansión, las actividades de pesca, marisqueo y actividades náuticas recreativas como el fondeo, la navegación, el baño y el buceo, que puedan afectar a las poblaciones de *P. nobilis*.
- 1.6 Incrementar las actuaciones de vigilancia y de persecución de delitos por parte de los agentes de la autoridad competentes en la materia.
- 1.7 Capacitar y mejorar el trabajo de prevención y vigilancia desarrollado por los agentes de la autoridad.
- 1.8 Restringir o, en su caso, regular de manera estricta la construcción de infraestructuras y obras costeras en las áreas críticas y las áreas de expansión de la especie.

- 1.9 Regular los vertidos, dragados y aquellas actividades que puedan alterar las condiciones físico-químicas del agua, especialmente en las áreas críticas y las áreas de expansión de la especie.
- 1.10 Elaborar las directrices y criterios de actuación que determinen el traslado de ejemplares en situación de riesgo para la supervivencia, incluyendo protocolos de actuación para llevar a cabo el traslado de ejemplares y la toma de muestras de ejemplares vivos.
- 1.11 Establecer y promover actuaciones que permitan mantener los valores de salinidad de las zonas con poblaciones de nacra cuando se produzcan situaciones de riesgo para la supervivencia del animal, incluyendo restricción o liberación de agua de canales o ramblas en las zonas de influencia.
- 1.12 Diseñar un programa de control y erradicación, si es posible, de las especies invasoras o especies con carácter invasor u oportunista, que supongan una amenaza inminente para la conservación, especialmente en las áreas críticas y áreas de expansión con presencia de *P. nobilis*.

OBJETIVO ESPECÍFICO 2: Mantener el estado de conservación favorable del hábitat y favorecer la ampliación del área de distribución de la especie, ejecutando acciones de recuperación y restauración si fuese necesario

- 2.1. Promover la protección de aquellas áreas críticas para la especie que no tengan ninguna figura de protección y de aquellas nuevas que vayan siendo localizadas, en particular, integrándolas en la Red Natura 2000.
- 2.2. Promover proyectos de restauración del hábitat en las áreas críticas y áreas de expansión que lo precisen de acuerdo con lo establecido en las Directrices para la gestión y conservación de las fanerógamas marinas, y en función de las prioridades establecidas por el Grupo de Trabajo de la nacra.
- 2.3. Elaborar criterios orientadores que condicionen la realización de las actividades y proyectos que puedan afectar al hábitat de la especie, en particular, en las áreas críticas y áreas de expansión de la especie, y de acuerdo con lo establecido en las Directrices para la gestión y conservación de las fanerógamas marinas.
- 2.4. Regular las actividades que provocan destrucción directa o alteración del hábitat con presencia de *P. nobilis*, en particular en las áreas críticas y áreas de expansión tales como obras costeras, construcción de infraestructuras, dragados y vertidos, así como actividades recreativas tales como el fondeo de embarcaciones y la navegación en zonas someras.

10.2 Acciones de investigación para la conservación de la especie.

OBJETIVO ESPECÍFICO 3: Determinar los requerimientos biológicos fundamentales para la conservación ex situ de la nacra y así contribuir al desarrollo de investigaciones que permitan cerrar el ciclo de reproducción en cautividad y la obtención de juveniles

- 3.1. Diseñar un Programa Coordinado de Cría en Cautividad que involucre a todas las Administraciones implicadas en la conservación de la especie y que incluya las experiencias y líneas de actuación existentes.

- 3.2. Desarrollar programas de investigación asociados a cerrar el ciclo reproductivo de la nacra en cautividad.
- 3.3. Mejorar el conocimiento de la fisiología energética de la nacra.
- 3.4. Promover estudios dirigidos a disminuir el estrés de las condiciones de estabulación y potenciar la maduración gonadal.
- 3.5. Incrementar el conocimiento para determinar la dieta óptima en cautividad de la nacra en función de la talla.
- 3.6. Elaborar protocolos para el mantenimiento de ejemplares adultos y juveniles de nacra en cautividad, incorporando los últimos avances en el conocimiento de dieta, parámetros fisiológicos, reproducción, etc.
- 3.7. Diseñar y ejecutar programas de reproducción en cautividad para la obtención de larvas de nacra con el fin de ser utilizados en eventuales proyectos de restauración ecológica, refuerzo poblacional, repoblación y/o de investigación (Supeditada a la Acción 3.2)
- 3.8. Determinar los requerimientos ecológicos de las larvas y juveniles claves para su asentamiento en el sustrato. Desarrollo de ensayos para la evaluación de diferentes sustratos.

OBJETIVO ESPECÍFICO 4: Incrementar el conocimiento sobre los patógenos implicados en la mortalidad masiva, monitorizar su presencia en el medio y promover el estudio de tratamientos preventivos y de curación para aumentar la supervivencia de los ejemplares

- 4.1. Estudiar los aspectos fundamentales de la biología de *H. pinnae*, dinámica, ciclo de vida y el rango de condiciones ambientales que determinan su virulencia.
- 4.2. Determinar las condiciones fisicoquímicas y/o biológicas que ejercen de barrera en los sistemas parálisis que evitan o limitan la infección de *H. pinnae*.
- 4.3. Desarrollar nuevos métodos de detección rápida de *H. pinnae*, tanto en muestras biológicas, preferiblemente utilizando el método menos invasivo posible, como en el medio (agua y sedimento).
- 4.4. Identificar otros organismos que pueden estar actuando como vectores de *H. pinnae* y sus consecuencias para la conservación de la nacra.
- 4.5. Estudiar el papel de otros patógenos oportunistas (*Mycobacterium spp.*, *Vibrio spp.*, etc.) en la infección que provoca la mortalidad masiva.
- 4.6. Desarrollar ensayos para el tratamiento y posible cura de la infección provocada por *H. pinnae* y métodos profilácticos de prevención.
- 4.7. Desarrollar investigaciones sobre métodos profilácticos contra infecciones de posibles patógenos (*Vibrio spp.*, etc.) asociados a las condiciones de cautividad.
- 4.8. Desarrollar ensayos de infección con *H. pinnae*, en la especie congénica *Pinna rudis* y/o híbridos de *Pinna nobilis*/*P. rudis*, para determinar causas de inmunidad y expresión génica de estas especies, y qué mecanismos lo controlan.

OBJETIVO ESPECÍFICO 5: Favorecer la supervivencia de la especie en el medio a través del monitoreo de sus poblaciones y del reclutamiento, así como determinar las condiciones ambientales claves para su supervivencia en el medio y la conectividad entre poblaciones

Determinar con precisión los requerimientos ambientales óptimos de la especie en el medio natural, tanto en mar abierto como en los medios de aguas confinadas o semiconfinadas en los que se encuentran actualmente las poblaciones existentes. Desarrollar investigaciones para determinar el tamaño crítico de las poblaciones y/o la estructura de clases de edad necesarias para garantizar su viabilidad en el futuro y poder gestionar adecuadamente sus poblaciones.

- 5.3. Desarrollar investigaciones para conocer los parámetros ambientales que regulan el periodo de permanencia de las larvas en la columna de agua y conseguir calcular con precisión ese tiempo.
- 5.4. Ampliar el conocimiento sobre la caracterización genética de las poblaciones existentes y su conectividad con nuevas áreas potenciales que puedan determinar la viabilidad poblacional en el futuro.
- 5.5. Desarrollar modelos de corrientes para determinar la conectividad entre poblaciones afectadas, poblaciones existentes y nuevas áreas potenciales para una futura repoblación o recuperación natural.

10.3 Acciones de seguimiento y evaluación del estado de conservación de la especie

OBJETIVO ESPECÍFICO 6: Incrementar el conocimiento sobre los patógenos implicados en la mortalidad masiva, monitorizar su presencia en el medio y promover el estudio de tratamientos preventivos y de curación para aumentar la supervivencia de los ejemplares

- 6.1. Monitoreo periódico de la presencia de *H. pinnae* en las poblaciones existentes mediante la toma de muestras biológicas, preferiblemente utilizando el método menos invasivo posible.
- 6.2. A partir del desarrollo de técnicas de detección adecuadas, monitoreo de la presencia de *H. pinnae* en el medio (columna de agua, sedimentos, otros organismos).

OBJETIVO ESPECÍFICO 7: Favorecer la supervivencia de la especie en el medio a través del monitoreo de sus poblaciones y del reclutamiento, así como determinar las condiciones ambientales claves para su supervivencia en el medio y la conectividad entre poblaciones

- 7.1. Controlar a medio y largo plazo las poblaciones existentes de *P. nobilis* mediante un programa de muestreos periódicos para determinar mortalidad o cambios significativos de las densidades y parámetros demográficos, con objeto de conocer el stock, la dinámica poblacional, la tasa de reproducción y el reclutamiento.
- 7.2. Promover programas de búsqueda de supervivientes en zonas afectadas por el EMM en el marco de programas de seguimiento, ciencia ciudadana y voluntariado.
- 7.3. Monitoreo periódico de los ejemplares resistentes que quedan en mar abierto en toda la costa mediterránea.
- 7.4. Monitoreo *in situ* y en continuo de parámetros ambientales determinantes para la supervivencia de las poblaciones de nacra existentes: salinidad, temperatura, etc.
- 7.5. Establecer programas de búsqueda de juveniles para evaluar el reclutamiento tanto en poblaciones existentes como en localidades de en mar abierto en el marco de

- otros programas de monitoreo ya existentes, de nueva creación, o de ciencia ciudadana.
- 7.6. Promover actuaciones para la protección de los juveniles localizados frente a la acción de depredadores tanto in situ como ex situ.
 - 7.7. Evaluar el éxito del reclutamiento anual y el potencial de recuperación, mediante el uso de colectores larvarios tanto en las poblaciones existentes como en localidades control de poblaciones afectadas por el EMM en mar abierto.
 - 7.8. Ejecutar programas para la obtención de gametos y/o larvas de nacra de poblaciones existentes a través del monitoreo del evento reproductor.

10.4 Acciones de restauración de la especie

OBJETIVO ESPECÍFICO 8: Mantener el estado de conservación favorable del hábitat y favorecer la ampliación del área de distribución de la especie, ejecutando acciones de recuperación y restauración si fuese necesario

- 8.1. Identificar nuevas áreas potenciales aptas para la introducción de *P. nobilis* que reúnan las condiciones ambientales adecuadas, en función del estado de conservación del hábitat y de los usos del área.
- 8.2. Ejecutar acciones de adecuación del hábitat de acuerdo con lo establecido en las Directrices para la gestión y conservación de las fanerógamas marinas, en las nuevas áreas potenciales de restauración si es necesario y establecer medidas para su protección.
- 8.3. En coordinación con el Plan de cría en cautividad, favorecer la ampliación del área de distribución de la especie, en especial con el desarrollo de programas de refuerzo poblacional, expansión, reintroducción y establecimiento de poblaciones en programas experimentales o piloto.
- 8.4. Evaluar periódicamente la presencia de *P. nobilis* en localidades afectadas por el EMM, así como los parámetros del hábitat, incluyendo las condiciones fisicoquímicas del agua y la presencia de *H. pinnae* con la finalidad de evaluar su potencial inclusión en eventuales programas de restauración de la especie.

10.5 Acciones de coordinación interadministrativa, con el sector científico y otros sectores implicados

OBJETIVO ESPECÍFICO 9: Establecer e impulsar mecanismos de coordinación entre administraciones competentes, sector científico y los colectivos implicados, contribuyendo también a la transferencia de conocimiento y la cooperación internacional

- 9.1. Coordinación entre MITECO y CCAA a través de reuniones periódicas del Grupo de Trabajo de la situación crítica de la nacra.
- 9.2. Promover la transferencia de conocimiento periódica entre el Grupo de Trabajo y el sector científico.
- 9.3. Desarrollar planes de vigilancia por parte de las administraciones competentes en la lucha contra el vandalismo, el furtivismo y la recolección ilegal.

- 9.4. Mejorar la coordinación y colaboración de las administraciones competentes en la gestión de la especie y las administraciones competentes en Pesca y Costas, para coordinar acciones que favorezcan la reducción de los conflictos entre la especie y los usos y aprovechamientos de las áreas donde se encuentra.
- 9.5. Promover la cooperación internacional y el intercambio de conocimiento con países ribereños mediterráneos y del norte de África para promover la conservación de poblaciones y ejemplares supervivientes como posibles poblaciones donantes de las poblaciones españolas.

10.6 Acciones de divulgación, participación y sensibilización

OBJETIVO ESPECÍFICO 10: Promover programas de divulgación, difusión y colaboración ciudadana

- 10.1. Promover la colaboración social en programas de Ciencia Ciudadana (programas de búsqueda de supervivientes, juveniles, control de depredadores, emergencias ambientales, especies alóctonas, etc.).
- 10.2. Desarrollar programas de difusión y divulgación destinados a sectores interesados y sistema educativo, con la elaboración de materiales divulgativos sobre las amenazas a las que se enfrenta la especie, y las medidas establecidas en las Áreas críticas y Áreas de expansión.
- 10.3. Elaborar, editar y distribuir materiales divulgativos sobre los aspectos esenciales de la Estrategia y su desarrollo, y en particular, sobre el desarrollo de programas de cría en cautividad y las experiencias de reintroducción y reforzamiento poblacionales que puedan abordarse en un futuro con objeto de mejorar el conocimiento de la especie entre el público en general, y en particular en las zonas costeras.
- 10.4. Desarrollar programas de capacitación dirigidos a Guardas y Agentes de Medio Ambiente, SEPRONA, Policía Local y técnicos de la Administración estatal, regional y local, mediante la realización de cursos y seminarios sobre las especies marinas protegidas, en especial *P. nobilis* y sus necesidades de conservación y las técnicas de manejo.
- 10.5. Elaborar y distribuir Guías de Buenas Prácticas para el sector pesquero y para el sector náutico.
- 10.6. Promover la implantación de buenas prácticas en los sectores de la pesca, la navegación, el baño y el buceo recreativo. Mejorar el conocimiento de la especie en los sectores implicados, contribuyendo a reducir el uso de prácticas ilegales.

1. PROPUESTA DE PERIODICIDAD DE ACTUALIZACIÓN DE LA ESTRATEGIA

La vigencia de esta Estrategia es indefinida, y cada 3 años deberá ser revisada por el Grupo de Trabajo de situación crítica de la Nacra.

Se recomienda actualizarla en profundidad al menos cada seis años, incluyendo, en su caso, en este proceso tanto la redefinición de los objetivos como el detalle de las actuaciones concretas previstas para su cumplimiento.

I. ANEXO I. ANÁLISIS DE AMENAZAS Y PRESIONES DE LAS POBLACIONES EXISTENTES

Métodos para el análisis de amenazas y presiones

En los siguientes apartados se describen las principales presiones y amenazas, y su grado de afección, para las dos localidades con poblaciones de nacras vivas: la laguna del Mar Menor y las bahías del delta del Ebro. Para cada una de estas zonas se ha elaborado una matriz para determinar el grado de afección de cada actividad humana identificada en la zona, que se ha elaborado a partir de la intensidad de cada una de las presiones sobre la nacra y el potencial impactante de cada una de las actividades que interaccionan con la nacra. Para la elaboración de estos dos cuadros, la matriz y la identificación de las presiones y amenazas, se ha tenido en cuenta: 1) el Cuadro 2 sobre presiones antropogénicas (Anexo I de la Ley 41/2010 de Protección del Medio Marino); 2) la codificación de presiones y amenazas especificados en el Listado de la Comisión Europea usado para la evaluación del estado de conservación de los hábitats y especies de interés comunitario 2007-2012 (European Commission 2011, Gracia *et al.*, 2019); y 3) la metodología propuesta por el CEDEX para la caracterización de actividades y presiones en futuras zonas especiales de conservación marinas de competencia estatal.

Para la elaboración de estas matrices se ha tenido en cuenta la bibliografía disponible, incluyendo informes técnicos de las administraciones estatal, regionales y entidades de investigación. Además, tanto para la identificación de las presiones y actividades humanas, como para la evaluación de su intensidad, y de su potencial impactante, se ha contado con la colaboración del criterio de experto, tanto del personal técnico de las áreas de medio ambiente responsables de la gestión de la especie en Cataluña y la Región de Murcia, como científicos de los diversos grupos de investigación (IEO, IRTA, UA, UMU, IMEDMAR-UCV) y el Grupo de Trabajo de la Región de Murcia.

Análisis de amenazas y presiones en el Mar Menor

El Mar Menor constituye la mayor laguna hipersalina del Mediterráneo. Tiene una extensión de 135 km² y una profundidad máxima que no supera los 7 metros. Alberga en su interior 5 islas de origen volcánico y está conectado con el mar Mediterráneo a través de tres canales o golas (Encañizadas, Estacio y Gola de Marchamalo), situados en una barra de arena de unos 23 km de longitud que separa la laguna del mar abierto, denominada La Manga. Es una laguna altamente vulnerable que se encuentra en grave riesgo ya que está también sujeta a numerosas presiones humanas que ha sufrido a lo largo de las últimas décadas y que ponen en riesgo su singularidad (León & Bellido, 2016). La salinidad del Mar Menor oscila entre 42 y 47 psu, debido fundamentalmente a la baja precipitación (<300 mm y⁻¹) y las altas tasas de evaporación (Belando *et al.* 2017). Al tratarse de un cuerpo de agua semicerrado, es un sistema muy vulnerable a los impactos de la actividad humana, particularmente concentrados en su litoral debido al intensivo desarrollo turístico y agrícola experimentado en el litoral y su cuenca adyacente (Ruíz *et al.*, 2020).

La degradación de la calidad del agua es en este momento una de las amenazas más importantes a la que se enfrenta la especie en esta zona. La laguna lleva décadas con

entradas de nutrientes y fitosanitarios procedentes de las actividades agrícolas cercanas, así como de emisarios de las poblaciones cercanas, e incluso vertidos de desaladoras ilegales. Cuando la eutrofización es crónica, sus efectos incluyen estados de anoxia, proliferaciones de fitoplancton tóxico, mortandad masiva de organismos bentónicos y cambios drásticos en la distribución de especies (Ruíz *et al.*, 2020). En los últimos años el Mar Menor ha sufrido dos crisis importantes en 2016 y 2019, y posiblemente una tercera en 2021 (F. Giménez-Casalduero-UA, M. Vázquez-Luis-IEO-COBaleares, *com pers*), que han de ser mencionadas por el impacto que han tenido en las poblaciones de nacra.

En la primavera de 2016, la laguna costera del Mar Menor sufrió una crisis eutrófica a causa de un episodio de proliferación de algas disruptivas del ecosistema (*ecosystem disruption algal bloom*, EDAB) (Aguilar *et al.*, 2016), en el que se detectaron valores máximos de clorofilas no registrados previamente. Este tipo de blooms se caracterizan por su prolongada duración y por perturbar severamente el ecosistema (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2019, Ruíz *et al.*, 2020, Mercado *et al.*, 2021). La elevada concentración de fitoplancton impidió que la luz llegara a las zonas más profundas de la laguna, limitando la fotosíntesis en estas áreas y provocando la muerte de la vegetación (Belando *et al.*, 2018). La descomposición de la materia orgánica provocó un elevado consumo de oxígeno, y provocó la muerte de los organismos bentónicos de forma masiva (Belando *et al.*, 2018), incluidas las poblaciones de nacra (Giménez-Casalduero *et al.*, 2020).

Otro episodio reciente de gran relevancia tras esta crisis ha sido el impacto de las lluvias torrenciales asociadas a la DANA², que impactó en la laguna en septiembre de 2019 y que ha sido una de las más catastróficas ocurridas en España. A esta primera DANA le sucedieron otros episodios de lluvias torrenciales (diciembre 2019, enero y marzo 2020), contribuyendo a prolongar los efectos del primer evento. La DANA supuso la entrada de agua dulce y materiales de los terrenos agrícolas circundantes a la laguna que, dadas las condiciones eutróficas previas y la estabilidad atmosférica posterior, provocó una estratificación de las masas de agua, que acabó generando condiciones euxínicas en la cubeta lagunar. La mayor parte de la fauna bentónica estuvo expuesta a los efectos letales de la euxinia durante varias semanas, causando la muerte a todos los organismos a partir de 3 m de profundidad (Ruíz *et al.*, 2019, 2020). Además de las condiciones anóxicas que se generaron, uno de los efectos más negativos para las poblaciones de nacra que generó la DANA, fue el descenso de la salinidad de la laguna a valores similares a los de mar abierto (38-39 psu) durante un periodo prolongado de tiempo (9 meses), lo que posiblemente facilitó la activación del parásito que es probable que ya se encontrara en la laguna (G. Casalduero-UA, *com pers*) y afectara finalmente a las poblaciones de nacra (Ruíz *et al.*, 2020, Nebot-Colomer *et al.*, 2021).

Otros efectos de la eutrofia observados en las nacras de la laguna, como los crecimientos masivos de serpúlidos (Sandonnini *et al.*, 2021a, 2021b), macroalgas y briozoos en 2020 y 2021 respectivamente (M. Vázquez-Luis-IEO-COBaleares, *com pers.*), pueden causar estrés y dificultar la disponibilidad de alimento (Box *et al.*, 2009, Cabanellas-Reboredo *et al.*, 2010).

2. DANA (Depresión Aislada en Niveles Altos): es una depresión atmosférica aislada en niveles altos que se produce por el choque de una masa de aire frío en altura con el aire caliente de la superficie. Este fenómeno, tradicionalmente denominado "gota fría", da lugar a chubascos y tormentas intensas.

Los efectos de la crisis de eutrofia de 2016 sobre la calidad del agua contribuyeron al crecimiento masivo de serpúlidos (*Hydroides dianthus*) formando agregaciones arrecifales sobre conchas de nacras muertas (Sandonnini *et al.*, 2021a, 2021b), pero también sobre ejemplares vivos, dificultando en algunos casos la apertura de las valvas (F. Giménez-UA *com pers.*). En este sentido se ha observado también un crecimiento masivo de algas (p.ej. *Caulerpa prolifera*) sobre las nacras a final de verano, en 2020 y 2021 (M. Vázquez-Luis-IEO-COBaleares, E. Nebot- IEO-COBaleares, *com pers.*), que puede alterar la disponibilidad de alimento y el estrés de los animales, como se ha visto con otras macroalgas (Box *et al.*, 2009, Cabanellas-Reboredo *et al.*, 2010).

En el análisis de amenazas y presiones que se presenta, se han tenido en cuenta además otras actividades humanas que afectan a las poblaciones de nacra. Destaca la interacción con la pesca profesional de artes menores, impacto que ya ocurría con anterioridad y que ha cobrado importancia en los últimos años a causa del declive de las poblaciones. En este sentido es preocupante que en estos últimos años además se hayan registrado actividades de vandalismo y furtivismo en las que se han arrancado nacras, que se han encontrado amontonadas, y que esté posiblemente asociado a uso de artes de pesca ilegales o a la mala praxis de algunos pescadores (Cortes *et al.*, 2021).

En la valoración de presiones y amenazas también se ha tenido en cuenta las actividades de turismo y ocio, en particular el fondeo de embarcaciones, que puede ser intenso en la época estival en el Mar Menor (Belando *et al.*, 2017). Algunos de los fondeaderos utilizados coinciden con el área actual de distribución de las nacras, con el elevado riesgo de impacto y daños a los ejemplares (ver apartado 6).

Las obras costeras y los dragados son actividades que pueden tener un elevado impacto en la laguna, no sólo en cuanto al deterioro de la calidad del agua, sino también en cuanto a que pueden suponer cambios en la salinidad (León & Bellido, 2016, Belando *et al.*, 2017, Ruíz *et al.*, 2020). Esto es particularmente importante en el caso de los dragados de los canales de intercambio de las masas de agua (golas), cuya apertura supone un cambio drástico en las condiciones de salinidad, que es en este momento una de las barreras conocidas que limitan la entrada del patógeno en la laguna (Cabanellas-Reboredo *et al.*, 2019, Nebot-Colomer *et al.*, 2021).

Los efectos derivados del cambio climático se reflejan en la Tabla 3 y se han tenido en consideración a la hora de la elaboración de propuestas de líneas estratégicas de actuación.

De igual forma el impacto de la depredación se ha reflejado en la Tabla 3, pero al igual que en el punto anterior, se va a tener en cuenta a la hora de la elaboración de propuestas de las líneas estratégicas. En el Mar Menor la presión por depredación de ejemplares juveniles se ha incrementado en los últimos años, en particular por el gasterópodo *Hexaplex trunculus*, especie común en la laguna (María-Cervantes *et al.*, 2009) cuya densidad se ha incrementado en los últimos años (Nebot-Colomer *et al.*, 2021). Este desequilibrio se debe posiblemente a la inestabilidad del sistema y a la gran resistencia de este gasterópodo a las variaciones en la calidad del agua. La explosión demográfica que se ha observado está acabando con los pocos juveniles que se han logrado localizar en 2021 en la laguna (Cortés *et al.* 2021).

Por último, cabe señalar que, aunque en este momento esta actividad no se está llevando a cabo en la laguna, se ha incluido la acuicultura en el listado de presiones que afectan a la laguna, ya que se ha realizado en el pasado y es posible que vuelva a darse en un futuro.

Para llevar a cabo el análisis de presiones se han elaborado dos tablas, por un lado, la Tabla 3, donde se han clasificado las presiones seleccionadas en función de su intensidad sobre la especie, que puede ser Muy Baja, Baja, Media, Alta y Muy Alta. Por otro lado, la Tabla 4, recoge la evaluación del potencial impactante de las actividades humanas que se dan en la laguna, a partir de la acumulación de impactos que puede producir cada una de las actividades teniendo en cuenta el peor escenario de intensidad de las presiones. Se ha valorado de 1-3 la importancia de la actividad humana en los impactos sobre la especie, siendo 1 de baja importancia, 2 importancia media y 3 importancia alta. El resultado final de la acumulación de impactos, el potencial impactante, se ha clasificado en Bajo (0-5), Medio (5-10) y Alto (10-15)

Así en función de la intensidad que tienen sobre *P. nobilis*, las presiones de la Tabla 3 para el Mar Menor se agrupan de la siguiente forma:

MUY BAJA: salinas

BAJA: áreas portuarias, pesca recreativa, acuicultura, colisiones

MEDIA: obras costeras, captura colecciones, buceo, especies invasoras

ALTA: alteraciones asociadas al cambio climático (T^a, pH, nivel del mar), pérdida de hábitat, tormentas

MUY ALTA: vertidos, dragados, regeneración de playas, depredación, patógenos, pesca profesional, furtivismo, inundaciones asociadas al cambio climático, fondeo de embarcaciones.

Según el resultado de la acumulación de impactos, para cada una de las actividades se calcula el potencial impactante, que se agrupa de la siguiente forma:

ALTO \geq 10 impactos: vertidos, dragados, obras costeras en la fase de construcción

MEDIO 5-9 impactos: pesca profesional, áreas portuarias, obras costeras ejecutadas, fondeo, regeneración de playas

BAJO $<$ 5 impactos: buceo, furtivismo, captura para colecciones, salinas, pesca recreativa, acuicultura, colisiones.

Tabla 3. Análisis de la intensidad de las presiones sobre las poblaciones de *Pinna nobilis* en el Mar Menor. 1. Selección de presiones según Cuadro 2a del Anexo I Ley 41/2010. 2. Codificación del Listado de referencia de presiones y amenazas de la UE. 3. Intensidad de la presión: muy baja, baja, media, alta y muy alta.

TEMA	PRESIONES Y ACTIVIDADES ¹	COD ²	ACTIVIDAD	UNIDAD	INTENSIDAD ³	
FÍSICAS	Cambios de las condiciones hidrológicas.	C1.05	Salinas	% área de influencia	MUY BAJA	
		D03.01	Áreas portuarias	% área de influencia	BAJA	
		J02.12	Diques, muros de contención, playas artificiales, general	long costa artificial/long costa nat	MEDIO	
		M01.01	Cambio en la Tª del agua asociado al Cambio Climático	Afección según modelos	ALTA	
		M01.03	Inundaciones y precipitaciones crecientes asociadas al Cambio Climático	Afección según modelos	MUY ALTA	
		M01.04	Cambio en el pH del agua asociado al Cambio Climático	Afección según modelos	ALTA	
	Pérdidas físicas (debido a un cambio permanente del sustrato o la morfología del fondo marino y a la extracción de sustrato del fondo marino).	E03.04.01	Aporte de áridos en el litoral, enriquecimiento sedimentario en playas	% long playas regenerada/long costa	MUY ALTA	
		J02.02.02	Dragados costeros	% área afectada cambio salinidad	MUY ALTA	
		M01.07	Cambio en el nivel del mar asociado al Cambio Climático	Afección según modelos	ALTA	
		M02.01	Cambio y alteración del hábitat asociado al Cambio Climático	Afección según modelos	ALTA	
Perturbaciones físicas del fondo marino (temporales o reversibles).	L07	Tormentas (catástrofes naturales)	% área afectada	ALTA		
	G05.03	Actividades de turismo y ocio. Fondeo de embarcaciones	área de interacción	MUY ALTA		
BIOLÓGICAS	Extracción o mortalidad / lesiones de especies silvestres, incluidas especies objetivo y no objetivo (mediante la pesca comercial y recreativa y otras actividades).	F02.01.02	Pesca profesional artes menores. Redes	área de interacción	MUY ALTA	
		F02.03	Pesca recreativa	área de interacción	BAJA	
		F05.04	Furtivismo	área de interacción	MUY ALTA	
		F05.06	Captura para colecciones	área de interacción	MEDIO	
		G05.11	Daños o muerte por colisión (embarcaciones)	área de interacción	BAJA	
	Perturbación de especies debido a la presencia humana	G01.07	Actividades de turismo y ocio. Buceo, esnórquel	área de interacción	MEDIO	
		Introducción de organismos patógenos microbianos	K03.03	Introducción de enfermedades (patógenos microbianos)	área de interacción	MUY ALTA
			I01	Especies invasoras	área de interacción	MEDIO
Pérdida o cambio de comunidades biológicas naturales debido al cultivo de especies animales o vegetales	F01.02	Acuicultura (e.j. moluscos, algas, peces)	área de influencia	MUY BAJA		
	K03.04	Depredación	área de interacción	MUY ALTA		
SUSTANCIAS, BASURAS Y ENERGÍA	Aporte de nutrientes: fuentes difusas, fuentes puntuales, deposición atmosférica	H01.05	Vertidos de actividades agrícolas y forestales (contaminación difusa)	zonas vulnerables. % costa afectada por el vertido	MUY ALTA	
	Aporte de materias orgánicas: fuentes difusas y fuentes puntuales	H01.08	Vertidos de aguas residuales (contaminación difusa)	zonas vulnerables. % costa afectada por el vertido	MUY ALTA	
	Aporte de otras sustancias (p.e., sintéticas, no sintéticas, radionucleidos): fuentes difusas, fuentes puntuales, deposición atmosférica, incidentes grave.	H03.02	Vertidos tóxicos en aguas marinas	zonas vulnerables. % costa afectada por el vertido	MUY ALTA	

Tabla 4. Análisis del potencial impactante de cada de las actividades humanas que interaccionan sobre las poblaciones de *Pinna nobilis* en el Mar Menor. **1.** Según cuadro 2b del Anexo I Ley 41/2010. **2.** Se ha valorado 1-3 la importancia de la actividad humana en los impactos sobre la especie

TEMA	ACTIVIDAD ¹	ACTIVIDADES ESPECÍFICAS	IMPACTO ²					TOTAL
			Pérdida o degradación hábitat	Daños físicos / Mortalidad	Deterioro de las condiciones columna agua (anoxia, contaminantes)	Interacción con otras especies (alóctonas, depredadores)	Favorecer al introducción del patógeno (cambios en la salinidad)	
REESTRUCTURACIÓN FÍSICA DE RÍOS, LITORAL O FONDO MARINO	Defensa costera y protección contra inundaciones	Alteraciones hidromorfológicas. Obras costeras (muros, diques,...)	3	3	2	1	3	12
		Fase construcción						
	Reestructuración de la morfología del fondo marino, incluido el dragado y el depósito	Alteraciones hidromorfológicas. Obras costeras (muros, diques,...)	3		3	1	1	8
		En funcionamiento						
EXTRACCIÓN DE RECURSOS NO VIVOS	Extracción de sal	Dragados / Retirada lodos	3	3	3	1	3	13
		Regeneración playas	3	3	3			9
EXTRACCIÓN DE RECURSOS VIVOS	Pesca y marisqueo (profesional y recreativa)	Pesca de artes menores (redes, artes de parada,...)	3	3				6
		Pesca recreativa		1				1
	Caza y recolección para otros fines	Furtivismo		3				3
		Captura para colecciones		1				1
CULTIVO DE RECURSOS VIVOS	Acuicultura marina	Cultivo de moluscos	1			1	1	3
TRANSPORTE	Infraestructuras de transporte	Áreas portuarias	2	2	2	3		9
USOS URBANOS E INDUSTRIALES	Tratamiento y eliminación de residuos	Vertidos aguas residuales	3	3	3	1	1	11
		Vertidos agrícolas	3	3	3	1	1	11
		Vertidos tóxicos	3	3	3	1		10
TURISMO Y OCIO	Actividades de turismo y ocio	Fondeo recreativo	3	3	1	1		8
		Colisiones con embarcaciones		1				1
		Buceo/Snorkel		1				1

Una vez identificadas las actividades potencialmente impactantes de la laguna, y cruzando los resultados de las dos tablas anteriores, se ha elaborado la matriz para determinar el grado de afección de cada actividad sobre la nacra (Tabla 1).

Tabla 1. Matriz del grado de afección de cada actividad humana seleccionada sobre las poblaciones de *Pinna nobilis* del Mar Menor

GRADO DE AFECCIÓN		POTENCIAL IMPACTANTE		
		ALTO	MEDIO	BAJO
INTENSIDAD PRESIONES	MUY ALTA	Vertidos Dragados	Pesca Fondeo	Regeneración Furtivismo
	ALTA			Capt Colecc
	MEDIA	Obras costeras		Buceo
	BAJA		Puertos	Colisiones
	MUY BAJA			Salinas

Los resultados del análisis muestran que las actividades que mayor grado de afección pueden producir en el Mar Menor (**color rojo**) son principalmente los **vertidos** de actividades agrícolas, tóxicos y aguas residuales, que como ya se ha comentado están causando un grave perjuicio a la laguna, y los **dragados**, en particular los dragados de los canales o golas, que modificarían el intercambio de las masas de agua provocando probablemente un cambio en las condiciones de salinidad y por tanto, eliminando una de las barreras conocidas que impide la entrada del patógeno en la laguna. En este mismo grado se sitúan la **pesca profesional** y el **fondeo de embarcaciones**, ambas son actividades que tienen también un elevado grado de afectación ya que se llevan a cabo en las mismas áreas donde hay ejemplares de nacra y el riesgo de interacción y por tanto de causar daños directos es muy elevado. La **regeneración de playas**, el **furtivismo**, la **captura** de ejemplares para colecciones y las **obras costeras**, pueden afectar a la nacra con una intensidad moderada (**color amarillo**). Mientras que las **áreas portuarias**, las actividades de **buceo**, la actividad **salinera** y las **colisiones** de embarcaciones, pueden resultar impactantes para la especie, aunque se considera un grado de afección bajo en la laguna (**color verde**).

Análisis de amenazas y presiones en el Delta del ebro

El Delta del Ebro es uno de los mayores deltas de la cuenca noroeste del Mediterráneo (320 km²). Está dedicado al cultivo del arroz en un 70% de su superficie e integrado por 2 bahías, la Bahía del Fangar (10 km²) en el hemidelta norte, y la dels Alfacs (50 km²) en el hemidelta sur. Ambas reciben el excedente de agua dulce, nutrientes, y materia orgánica procedente de la actividad agrícola, lo que las conforma como masas de agua estuarinas, con salinidades inferiores a las de mar abierto. La bahía de Alfacs de mayor tamaño se caracteriza por presentar una estratificación dominada por la salinidad, con una capa superficial (0 a los 2-3 m) de baja salinidad (30-35) y una capa salada más profunda (36-38) (Quijano-Scheggia et al., 2008).

La regulación del régimen hidrológico en la cuenca del Ebro ha supuesto una alteración importante tanto en el caudal de agua como en el transporte sedimentario, lo cual ha resultado en una reducción drástica de los aportes sedimentarios al curso bajo de la cuenca, que afecta de manera especial al Delta del Ebro, que sufre desde hace décadas procesos de erosión por el mar y subsistencia (CEPYC-CEDEX, 2021a). Ambos procesos se van a ver agudizados por el impacto del cambio climático, que provocará la previsible elevación del nivel del mar, una mayor temperatura y acidificación, y un incremento de los temporales (Garriga *et al.*, 2008, CEPYC-CEDEX, 2021a). Respecto a este último punto, recientemente, el Delta también se ha visto muy afectado por una sucesión de temporales marítimos de carácter extraordinario que han tenido lugar en 2017, 2020 (borrasca Gloria) y en 2021 (borrasca Filomena), provocando retrocesos de hasta 50 m en las líneas de orilla en algunos tramos de la costa sometida al oleaje exterior. Uno de estos temporales, el Gloria, en enero de 2020, provocó en la bahía del Fangar una disminución drástica de la salinidad y un aumento de los sólidos en suspensión, afectando directamente a la población de nacras y causando una elevada mortalidad (Prado *et al.*, 2021b). Una de las mayores amenazas para la especie en estas bahías, es la rotura de las barras de arena que las separan del mar abierto, a causa de los temporales. Especialmente en la bahía de Alfacs, la frecuencia con que se ha ido rompiendo la barra del Trabucador a consecuencia de los temporales ha aumentado en los últimos años (CEPYC-CEDEX, 2021a), favoreciendo el intercambio de masas de agua y con riesgo de un aumento de la salinidad en el interior de la bahía, con nefastas consecuencias para la nacra (Prado *et al.*, 2021b). Con objeto de reducir su fragilidad y frenar el estado erosivo de las barras de arena, se han propuesto acciones de trasvases periódicos de arena de las zonas de depósito (Fangar, Eucaliptus y Alfacs) hacia las zonas más erosivas (Marquesa, Cabo Tortosa y Trabucador) (CEPYC-CEDEX, 2021a). Aunque ha de tenerse en cuenta que estos **dragados** de las zonas de acumulación provocan importantes alteraciones del hábitat y las **obras de aporte sedimentario**, pueden tener un impacto sobre las poblaciones de nacras cercanas que se han de tener en cuenta.

Ambas bahías tienen una gran importancia económica debido a la presencia de una extensa industria de acuicultura de moluscos en bateas, particularmente de ostras y mejillones. El impacto de este tipo de actividad puede ser más bien indirecto, y se refiere a la posible introducción y transmisión de patógenos, a las poblaciones de nacra y otros bancos naturales de bivalvos de la zona (Troost, 2010, Pernet *et al.*, 2016). Pero en lo que se refiere a las instalaciones, es necesario tener en cuenta que su mantenimiento y la construcción de nuevas instalaciones, pueden generar un impacto sobre las poblaciones de nacra. En el caso de la construcción de nuevos muelles, el impacto de las obras puede tener un fuerte impacto sobre las nacras allí asentadas, y puede alterar la circulación en esa zona de la bahía dificultando la distribución larvaria.

En cuanto a la agricultura, constituye una de las grandes bases de la economía en el Delta, mayoritariamente fundamentada en el cultivo de arroz. A nivel de usos es un cultivo muy particular ya que se trata de humedales artificiales que conectan ambientes fluviales, lacustres y marinos, y constituyen un importante aporte estacional de agua dulce y nutrientes (Carrasco *et al.*, 2008). A pesar de que estos **vertidos** de agua dulce pueden tener un impacto beneficioso en cuanto a la salinidad se refiere, su contenido en nutrientes y

agroquímicos constituye un impacto en el deterioro de la calidad del agua que puede afectar a la supervivencia de la especie.

Por otro lado, es importante destacar que uno de los mayores impactos que tiene la población de nacras en el Delta, especialmente en la bahía de Alfacs, son los daños por **colisiones** con embarcaciones de pequeño porte, generalmente de uso recreativo, aunque no se descartan también colisiones de las embarcaciones pesqueras tradicionales de la zona. Las hélices de los motores colisionan con las nacras, provocándoles la muerte o causándoles profundas alteraciones estructurales en la concha (Prado, 2019, P. Prado-IRTA com pers.). Además, la navegación en aguas tan someras causa deterioro del hábitat, en su mayoría praderas de *Cymodocea nodosa*, ya que erosionan el fondo.

Como en el apartado anterior, para llevar a cabo el análisis de presiones se han elaborado dos tablas. En la primera de ellas, la clasificación de presiones en función de su intensidad, se ha evaluado la intensidad sobre la especie, que puede ser Muy Baja, Baja, Media, Alta y Muy Alta. En la segunda, la Tabla 6, de evaluación del potencial impactante de las actividades humanas que se dan en el Delta, se ha valorado de 1-3 la importancia de la actividad humana en los impactos sobre la especie, siendo 1 de baja importancia para la especie, 2 importancia moderada y 3 importancia alta. El potencial impactante se obtiene a partir de la acumulación de impactos que puede producir cada una de las actividades teniendo en cuenta el peor escenario de intensidad de las presiones. El resultado final de la acumulación de impactos, el potencial impactante, se ha clasificado en Bajo (0-5), Medio (5-10) y Alto (10-15)

En función de la intensidad que tienen sobre *P. nobilis*, las presiones para el Delta del Ebro, se agrupan de la siguiente forma:

MUY BAJA: actividad salinera, buceo

BAJA: áreas portuarias, nivel del mar

MEDIA: obras costeras, pesca profesional, pesca recreativa

ALTA: alteraciones asociadas al cambio climático (T^a, pH, nivel del mar, pérdida de hábitat), tormentas, regeneración de playas, fondeo de embarcaciones, Furtivismo, captura para colecciones, especies invasoras, acuicultura, depredación

MUY ALTA: dragados, vertidos, epizootia, inundaciones, colisiones

Según la acumulación de impactos se calcula el potencial impactante de cada una de las actividades (Tabla 6), que se agrupan de la siguiente forma:

ALTO ≥ 10 impactos: vertidos, dragados, obras costeras en la fase de construcción.

MEDIO 5-9 impactos: pesca, áreas portuarias, acuicultura, fondeo, regeneración de playas, colisiones.

BAJO < 5 impactos: buceo, furtivismo, captura para colecciones, salinas, pesca recreativa, acuicultura, obras costeras ejecutadas.

Tabla 5. Análisis de la intensidad de las presiones sobre las poblaciones de *Pinna nobilis* en el Delta del Ebro. **1.** Selección de presiones según Cuadro 2a del Anexo I Ley 41/2010. **2.** Codificación del Listado de referencia de presiones y amenazas de la UE. **3.** Intensidad de la presión: muy baja, baja, media, alta y muy alta

TEMA	PRESIONES Y ACTIVIDADES ¹	COD ²	ACTIVIDAD	UNIDAD	INTENSIDAD ³
FÍSICAS	Cambios de las condiciones hidrológicas.	C1.05	Salinas	% área de influencia	MUY BAJA
		D03.01	Áreas portuarias	% área de influencia	BAJA
		J02.12	Diques, muros de contención, playas artificiales, general	long costa artificial/long costa nat	MEDIO
		M01.01	Cambio en la Tª del agua asociado al Cambio Climático	Afección según modelos	ALTA
		M01.03	Inundaciones y precipitaciones crecientes asociadas al Cambio Climático	Afección según modelos	ALTA
		M01.04	Cambio en el pH del agua asociado al Cambio Climático	Afección según modelos	ALTA
	Pérdidas físicas (debido a un cambio permanente del sustrato o la morfología del fondo marino y a la extracción de sustrato del fondo marino).	E03.04.01	Aporte de áridos en el litoral, enriquecimiento sedimentario en playas	% long playas regenerada/long costa	ALTA
		J02.02.02	Dragados costeros	% área afectada cambio salinidad	MUY ALTA
		M01.07	Cambio en el nivel del mar asociado al Cambio Climático	Afección según modelos	BAJA
		M02.01	Cambio y alteración del hábitat asociado al Cambio Climático	Afección según modelos	MUY ALTA
	Perturbaciones físicas del fondo marino (temporales o reversibles).	L07	Tormentas (catástrofes naturales)	% área afectada	ALTA
		G05.03	Actividades de turismo y ocio. Fondeo de embarcaciones	área de interacción	ALTA
BIOLÓGICAS	Extracción o mortalidad / lesiones de especies silvestres, incluidas especies objetivo y no objetivo (mediante la pesca comercial y recreativa y otras actividades).	F02.01.02	Pesca profesional artes menores. Redes	área de interacción	MEDIO
		F02.03	Pesca recreativa	área de interacción	MEDIO
		F05.04	Furtivismo	área de interacción	ALTA
		F05.06	Captura para colecciones	área de interacción	ALTA
		G05.11	Daños o muerte por colisión (embarcaciones)	área de interacción	MUY ALTA
	Perturbación de especies debido a la presencia humana	G01.07	Actividades de turismo y ocio. Buceo, esnórquel	área de interacción	MUY BAJA
		K03.03	Introducción de enfermedades (patógenos microbianos)	área de interacción	ALTA
		I01	Especies invasoras	área de interacción	ALTA
Pérdida o cambio de comunidades biológicas naturales debido al cultivo de especies animales o vegetales	F01.02	Acuicultura (e.j. moluscos, algas, peces)	área de influencia	ALTA	
	K03.04	Depredación	área de interacción	ALTA	
SUSTANCIAS, BASURAS Y ENERGÍA	Aporte de nutrientes: fuentes difusas, fuentes puntuales, deposición atmosférica	H01.05	Vertidos de actividades agrícolas y forestales (contaminación difusa)	zonas vulnerables. % costa afectada por el vertido	MUY ALTA
	Aporte de materias orgánicas: fuentes difusas y fuentes puntuales	H01.08	Vertidos de aguas residuales (contaminación difusa)	zonas vulnerables. % costa afectada por el vertido	MUY ALTA
	Aporte de otras sustancias (p.e., sintéticas, no sintéticas, radionucleidos): fuentes difusas, fuentes puntuales, deposición atmosférica, incidentes grave.	H03.02	Vertidos tóxicos en aguas marinas	zonas vulnerables. % costa afectada por el vertido	MUY ALTA

Tabla 6. Análisis del potencial impactante de cada de las actividades humanas que interaccionan sobre las poblaciones de *Pinna nobilis* en el Delta del Ebro. 1. Según cuadro 2b del Anexo I Ley 41/2010. 2. Se ha valorado 1-3 la importancia de la actividad humana en los impactos sobre la especie

TEMA	ACTIVIDAD ⁴	ACTIVIDADES ESPECÍFICAS	IMPACTO					TOTAL
			Pérdida o degradación hábitat	Daños físicos / Mortalidad	Deterioro de las condiciones columna agua (anoxia, contaminantes)	Interacción con otras especies (alóctonas, depredadores)	Favorecer al introducción del patógeno (cambios en la salinidad)	
REESTRUCTURACIÓN FÍSICA DE RÍOS, LITORAL O FONDO MARINO	Defensa costera y protección contra inundaciones	Alteraciones hidromorfológicas. Obras costeras (muros, diques,...) Fase construcción	3	3	2		3	11
		Alteraciones hidromorfológicas. Obras costeras (muros, diques,...) En funcionamiento	3		1			4
	Reestructuración de la morfología del fondo marino, incluido el dragado y el depósito	Dragados / Retirada lodos	3	3	3		2	11
		Regeneración playas	3	3	3			9
EXTRACCIÓN DE RECURSOS NO VIVOS	Extracción de sal	Actividad Salineras			1	1		2
EXTRACCIÓN DE RECURSOS VIVOS	Pesca y marisqueo (profesional y recreativa)	Pesca de artes menores (redes, artes de parada,...)	3	3				6
		Pesca recreativa		2				2
	Caza y recolección para otros fines	Furtivismo Captura para colecciones		3 3				3 3
CULTIVO DE RECURSOS VIVOS	Acuicultura marina	Cultivo de moluscos	1		1	3	2	7
TRANSPORTE	Infraestructuras de transporte	Áreas portuarias	1	1	2	1		5
USOS URBANOS E INDUSTRIALES	Tratamiento y eliminación de residuos	Vertidos aguas residuales	3	3	3	1	1	11
		Vertidos agrícolas	3	3	3	1		11
		Vertidos tóxicos	3	3	3	1		10
TURISMO Y OCIO	Actividades de turismo y ocio	Fondeo recreativo	1	3	1	0		5
		Colisiones con embarcaciones	3	3	1			7
		Buceo/Snorkel		1				1

Una vez identificadas las actividades potencialmente impactantes del Delta, y cruzando los resultados de las dos tablas anteriores, se ha elaborado la matriz para determinar el grado de afección de cada actividad sobre la nacra (**Tabla 2**).

Los resultados del análisis muestran que las actividades que mayor grado de afección pueden producir en las bahías deltaicas (**color rojo**) son principalmente los **vertidos** de actividades agrícolas y aguas residuales, y los **dragados**, por la alteración de hábitat que supone y la posible afectación a nacras cercanas que pueden sufrir impactos físicos. Aunque se debe señalar que el mantenimiento de la barra de Trabucador es sumamente importante para evitar un mayor intercambio entre las masas de agua y un cambio en las condiciones de salinidad. En este mismo grado se sitúan las **colisiones** con embarcaciones recreativas y la **pesca**, en particular ambas actividades se refieren a la navegación en la bahía que puede implicar colisiones accidentales con las nacras. La **regeneración de playas**, el **furtivismo**, el **fondeo** de embarcaciones, la **captura** de ejemplares para colecciones y las **obras costeras**, pueden afectar a la nacra con una intensidad moderada (**color amarillo**). Mientras que las **áreas portuarias**, las actividades de **buceo** y la actividad **salinera**, pueden resultar impactantes para la especie, aunque se considera un grado de afección bajo (**color verde**).

Tabla 2. Matriz del grado de afección de cada actividad humana seleccionada sobre las poblaciones de *Pinna nobilis* del Delta del Ebro

GRADO DE AFECCIÓN		POTENCIAL IMPACTANTE		
		ALTO	MEDIO	BAJO
INTENSIDAD PRESIONES	MUY ALTA	Vertidos Dragados	Colisiones Pesca	Furtivismo
	ALTA		Fondeo Regeneraciones	Capt Colecc
	MEDIA	Obras costeras		
	BAJA		Puertos	
	MUY BAJA			Salinas Buceo

BIBLIOGRAFÍA

Lista de referencia de presiones y amenazas UE

European Commission. 2011. Reference list on threats, pressures, and activities. In accordance with the codelist that was used for the Article 17 reporting period 2007-2012. The codelist has been revised for the Article 17 reporting period 2013-2018. However, this revised list is currently not yet used for Natura 2000. The further adaptation of the list for Natura 2000 is under discussion. Last updated: 04.04.2019. Reference Portal for Natura 2000 (<http://cdr.eionet.europa.eu/help/natura2000>).

Referencias artículos

Aguilar Escribano, J. Giménez-Casaldueiro, F., Mas Hernandez, J., Ramos Esplá, A. 2016. Evaluación del estado y composición de la Comunidad Fitoplanctónica de las aguas del Mar Menor, Murcia. Memoria técnica Dto. Ciencias del Mar y Biología Aplicada de la Universidad de Alicante, 20 pp.

Álvarez, E., Vázquez-Luis, M. & Deudero, S. 2017. Protocolo metodológico para la evaluación del estado de conservación de *Pinna nobilis* y el monitoreo de sus poblaciones en relación al evento de mortalidad masiva 2016-2017. Instituto Español de Oceanografía – Centro Oceanográfico de Baleares. 25 pp.

Álvarez, E. 2016. *Llista Vermella dels invertebrats marins del Mar Balear*. Illes Balears: Conselleria de Medi Ambient, Agricultura i Pesca. 2016. 218 pp. D.L PM 354-2016

Addis, P., Secci, M., Brundu, G., Manunza, A., Corrias, S., Cau, A., 2009. Density, size structure, shell orientation and epibiotic colonization of the fan mussel *Pinna nobilis* L. 1758 (Mollusca: Bivalvia) in three contrasting habitats in an estuarine area of Sardinia (W Mediterranean). *Sci. Mar.* 73, 143–152. <https://doi.org/10.3989/scimar.2009.73n1143>.

Alomar, C., Vazquez-Luis, M., Magraner, K., Lozano, L., Deudero, S., 2015. Evaluating stable isotopic signals at bivalve *Pinna nobilis* under different human pressures. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 467, 77–86.

Barberá C. C., Cañizares F. S., Rull L., 1996. Estudio de la población del molusco eulamelibranquio *Pinna nobilis* L., 1758 en el litoral alicantino. Memoria de Investigación. Fundación Juan Gil-Albert, Diputación de Alicante. Informe inédito, 49 pp.

Barea-Azcón, J. M., Ballesteros-Duperón, E. y Moreno, D. (coords.). 2008. Libro Rojo de los Invertebrados de Andalucía. 4 tomos. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla, 1430 pp.

Basso, L., Vázquez-Luis, M., García-March, J.R., Deudero, S., Alvarez, E., Vicente, N., Duarte, C.M. and Hendriks, I.E. 2015a. 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.

Basso, L., Hendriks, I.E. and Duarte, C.M. 2015b. Juvenile Pen Shells (*Pinna nobilis*) Tolerate Acidification but Are Vulnerable to Warming. *Estuaries and Coasts* 38(6): 1976-1985.

Basso, L., Hendriks, I.E., Steckbauer, A. and Duarte, C.M. 2015c. Resistance of juveniles of the Mediterranean pen shell, (*Pinna nobilis*) to hypoxia and interaction with warming. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 165: 199-203.

- Belando, M.D., Bernardeau-Esteller, J., García-Muñoz, R., Ramos-Segura, A., García-Moreno, P., Jiménez-Casero, J., Pérez-Armand, E., Cerezo-Alemán, I. y Ruiz, J.M. 2018. Cartografía de los macrófitos bentónicos de la laguna costera del Mar Menor 2017. Informe del Instituto Español de Oceanografía y la Asociación de Naturalistas del Sureste. Murcia. 51 pp.
- Belando, M.D., Bernardeau-Esteller, J., García-Muñoz, R., Ramos-Segura, A., Santos-Echeandía, J., García-Moreno, P., Carreño, F. y Ruiz, J.M. 2017. Evaluación del estado de conservación de las praderas de *Cymodocea nodosa* en la laguna costera del Mar Menor. 2014-2016. Informe del Instituto Español de Oceanografía y la Asociación de Naturalistas del Sureste. Murcia. 157pp.
- Belando MD, García R, Ramos A, Franco-Navarro IJ, García P, Ruiz JM. 2014. Distribución y abundancia de las praderas de macrófitos bentónicos y las poblaciones de nacra (*Pinna nobilis*) en el Mar Menor. Asociación de Naturalistas del Sureste (ANSE) e Instituto Español de Oceanografía (IEO), Murcia
- Belando, M.D., García-Muñoz, R., Ramos Segura, A., Bernardeau-Esteller, J., Giménez-Casero, J., Marín-Guirao, J. et al. 2019. Collapse of macrophytic communities in a eutrophicated coastal lagoon. 20th SIEBM, Braga, Portugal.
- Boudouresque, C. F., Bernard, G., Pergent, G., Shili, A., & Verlaque, M. 2009. Regression of Mediterranean seagrasses caused by natural processes and anthropogenic disturbances and stress: a critical review. *Botanica Marina*, 52: 395–418
- Box, A., Capó, X., Tejada, S., Catanese, G., Grau, A., Deudero, S., Sureda, A. & Valencia, J. M. 2020. Reduced antioxidant response of the fan mussel *Pinna nobilis* related to the presence of *Haplosporidium pinnae*. *Pathogens*, 9(11), 932.
- Box, A., Sureda, A. and Deudero, S. 2009. Antioxidant response of the bivalve *Pinna nobilis* colonised by invasive red macroalgae *Lophocladia lallemandii*. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology* 149(4): 456-460.
- Burreson, E. M., & Ford, S. E. 2004. A review of recent information on the Haplosporidia, with special reference to *Haplosporidium nelsoni* (MSX disease). *Aquatic Living Resources*, 17(4), 499-517.
- Butler, A., Vicente, N. and de Gaulejac, B. 1993. Ecology of the pteroid bivalves *Pinna bicolor* Gmelin and *Pinna nobilis* L. *Marine Life* 3(1-2): 37-45.
- Cabanellas-Reboredo, M., Vázquez-Luis, M., Mourre, B., Álvarez, E., Deudero, S., Amores, Á., Addis, P., Ballesteros, E., Barrajon, A., Coppa, S., García-March, J.R., Giacobbe, S., Giménez Casalduero, F., Hadjioannou, L., Jiménez-Gutiérrez, S.V., Katsanevakis, S., Kersting, D., Mačić, V., Mavrič, B., Paolo Patti, F., Planes, S., Prado, P., Sánchez, J., Tena-Medialdea, J., de Vaugelas, J., Vicente, N., Belkhamssa, F.Z., Zupan, I. and Hendriks, I.E. 2019. Tracking a mass mortality outbreak of pen shell *Pinna nobilis* populations: A collaborative effort of scientists and citizens. *Scientific Reports* 9(13355).
- Cabanellas-Reboredo, M., Deudero, S., Alos, J., Valencia, J.M., March, D., Hendriks, I.E., Alvarez, E., 2009. Recruitment of *Pinna nobilis* (Mollusca: Bivalvia) on artificial structures. *Mar. Biodivers. Rec. Mar. Biol. Assoc. U. K.* 2, 1–5.
- Cabanellas-Reboredo, M., Blanco, A., Deudero, S. and Tejada, S. 2010. Effects of the invasive macroalga *Lophocladia lallemandii* on the diet and trophism of *Pinna nobilis*

(Mollusca: Bivalvia) and its guests *Pontonia pinnophylax* and *Nepinnotheres pinnotheres* (Crustacea: Decapoda). *Scientia Marina* 74(1): 101-110.

Calvín-Calvo, J.C. 1999. El litoral sumergido de la región de Murcia. Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente, Región de Murcia.

Carella, F., Aceto, S., Pollaro, F., Miccio, A., Iaria, C., Carrasco, N., Prado, P. and De Vico, G. 2019. A mycobacterial disease is associated with the silent mass mortality of the pen shell *Pinna nobilis* along the Tyrrhenian coastline of Italy. *Scientific Reports* 9(2725): 1-12.

Catanese, G., Grau, A., Valencia, J. M., Garcia-March, J. R., Vázquez-Luis, M., Alvarez, E., Deudero, S., Darriba, S., Carballal, M. & Villalba, A. 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.

Centro de Estudios de Puertos y Costas – Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas (CEPYC-CEDEX). 2021a. Plan para la protección del Delta del Ebro. Informe técnico. Estudios de ingeniería de costas. A solicitud de la Dirección General de Sostenibilidad de la Costa y del Mar. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico.

Centro de Estudios de Puertos y Costas – Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas (CEPYC-CEDEX). 2021b. Planes de ordenación del espacio marítimo. III DIAGNÓSTICO. Los sectores marítimos: situación actual y previsiones de desarrollo futuro o potencial. D - Demarcación Marina Levantino-Balear. A solicitud de la Dirección General de Sostenibilidad de la Costa y del Mar. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico.

Cerralbo, P., Espino, M., Grifoll, M., and Valle-Levinson, A. 2018. Subtidal circulation in a microtidal Mediterranean bay. *Sci. Mar.* 82, 231–243. <https://doi.org/10.3989/scimar.04801.16a>

Cinar, M. E., Bilecenoglu, M., Yokeş, M. B., & Güçlüsoy, H. 2021. The last fortress fell: mass mortality of *Pinna nobilis* in the Sea of Marmara. *Mediterranean Marine Science*, 22(3), 669-676.

Čižmek, H., Čolić, B., Gračan, R., Grau, A., & Catanese, G. 2020. An emergency situation for pen shells in the Mediterranean: The Adriatic Sea, one of the last *Pinna nobilis* shelters, is now affected by a mass mortality event. *Journal of invertebrate pathology*, 173, 107388.

Coppa, S., de Lucia, G.A., Magni, P., Domenici, P., Antognarelli, F., Satta, A. and Cucco, A. 2013. The effect of hydrodynamics on shell orientation and population density of *Pinna nobilis* in the Gulf of Oristano (Sardinia, Italy). *Journal of Sea Research* 76: 201-210.

Cortés-Melendreras, E., Giménez, J., Murcia, J., Gomaríz-Castillo, F., Montano Simón, A., Giménez-Casalduero, F. 2021. Informe sobre el estado actual de la nacra en el Mar Menor. Periodo 2016-2021. Informe técnico para Dirección General del Medio Natural y Dirección General del Mar Menor. Consejería de Agua, Agricultura, Ganadería, Pesca y Medio Ambiente. 6 pp.

Davenport, J., Ezgeta-Balic, D., Peharda, M., Skejic, S., Nincevic-Gladan, Z., Matijevic, S., 2011. Size-differential feeding in *Pinna nobilis* L. (Mollusca: Bivalvia): exploitation of detritus, phytoplankton and zooplankton. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 92, 246–254.

- Darriba, S. 2017. First haplosporidan parasite reported infecting a member of the Superfamily Pinnoidea (*Pinna nobilis*) during a mortality event in Alicante (Spain, Western Mediterranean). *J. Inv. Pathol.* 148, 14–19. <https://doi.org/10.1016/j.jip.2017.05.006>.
- De Gaulejac, B. 1995. Successive hermaphroditism with asynchronous maturation of *Pinna nobilis* (L.) (Bivalvia: Pterioidea). *Comptes Rendus de l'Academie des Sciences Serie III Sciences de la Vie* 318(1): 99- 103.
- De Gaulejac, B., and Vicente, N. 1990. Ecologie de *Pinna nobilis* (L.) mollusque bivalve sur les côtes de Corse. Essais de transplantation et experiences en milieu contrôlé. *Haliotis* 10, 83–100.
- Deudero, S., Grau, A., Vázquez-Luis, M., Álvarez, E., Alomar, C. and Hendriks, I.E. 2017. Reproductive investment of the pen shell *Pinna nobilis* Linnaeus, 1758 in Cabrera National Park (Spain). *Mediterranean Marine Science* 18(2): 271-284.
- Deudero, S., Vázquez-Luis, M. and 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): e0134530.
- Duarte, C. M. 2002. The future of seagrass meadows. *Environmental conservation*, 29(2), 192-206.
- Duarte, C.M., Benavent E, E., Sánchez, M.C., 1999. The microcosm of particles within seagrass (*Posidonia oceanica*) canopies. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 181, 289–295.
- European Commission. 2011. Reference list on threats, pressures and activities. In accordance with the codelist that was used for the Article 17 reporting period 2007-2012. The codelist has been revised for the Article 17 reporting period 2013-2018. However this revised list is currently not yet used for Natura 2000. The further adaptation of the list for Natura 2000 is under discussion. Last updated: 04.04.2019. Reference Portal for Natura 2000 (<http://cdr.eionet.europa.eu/help/natura2000>).
- Fiorito, G., Gherardi, F., 1999. Prey-handling behaviour of *Octopus vulgaris* (Mollusca, Cephalopoda) on bivalve preys. *Behav. Process.* 46 (1), 75–88
- Fraile-Nuez, E., Machín, F., Santa-Casiano, J. M., ..., Ruíz-Fernández, JM. 2018. Estudio oceanográfico integral de alta resolución de la laguna costera del Mar Menor, Murcia. Informe Final (noviembre 2016-septiembre 2017).
- García-Gómez J.C. 1983. Estudio comparado de las tanatocenosis y biocenosis malacológicas del estrecho de Gibraltar y áreas próximas. *Iberus*, 3: 75-90.
- García-March, J.R., 2003. Contributions to the knowledge of the status of *Pinna nobilis* (L), 1758 in spanish coasts. *Mem Inst Ocean. Paul Ricard*, 29-41
- García-March, J.R., 2005. Aportaciones al conocimiento de la Biología de *Pinna nobilis* Linneo, 1758 (Mollusca: Bivalvia) en el litoral mediterráneo Ibérico. Publication Service of the University of Valencia, Valencia, p. 332.
- García-March, J.R., Hernandis, S., Vázquez-Luis, M., Prado, P., Deudero, S., Vicente, N. and Tena- Medialdea, J. 2019. Age and growth of the endangered fan mussel *Pinna nobilis* in the western Mediterranean Sea. *Marine Environmental Research* 104795.

- García-March JR, Kersting DK. 2006. Preliminary data on the distribution and density of *Pinna nobilis* and *Pinna rudis* in the Columbretes Islands Marine Reserve (Western Mediterranean, Spain). *Organisms Diversity & Evolution* 6:33
- García-March, J. R., & Marquez-Aliaga, A. 2007b. *Pinna nobilis* L., 1758 age determination by internal shell register. *Marine Biology*, 151(3), 1077-1085.
- García-March, J.R., Pérez-Rojas, L., García-Carrascosa, A.M. 2007a. Influence of hydrodynamic forces on population structure of *Pinna nobilis* L., 1758 (Mollusca: Bivalvia): The critical combination of drag force, water depth, shell size and orientation. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 342(2): 202- 212.
- García-March, J. R., Solsona, M. Á. S., & García-Carrascosa, A. M. 2008. Shell gaping behaviour of *Pinna nobilis* L., 1758: circadian and circalunar rhythms revealed by in situ monitoring. *Marine Biology*, 153(4), 689-698.
- García-March, J. R., Tena, J., Henandis, S., Vázquez-Luis, M., López, D., Téllez, C., Prado, P., Navas, J.I., Bernal, J., Catanese, G., Grau, A., López-Sanmartín, M., Nebot-Colomer, E., Ortega, A., Planes, S., Kersting, D., Jimenez, S., Hendriks, I.E., Moreno, D., Giménez-Casaldueiro, F., Pérez, M., Izquierdo, A., Sánchez, J., Vicente, N., Sanmarti, N., Guimera, M., Crespo, J.L., Valencia, J.M., Torres, J., Barrajon, A., Álvarez, E., Peyran, C., Morage, T., Deudero, S. 2020. Can we save a marine species affected by a highly infective, highly lethal, waterborne disease from extinction? *Biological Conservation*, 243, 108498.
- Garriga, J., Loran, G., Cabrera, F., Ferrer, E., et al. 2008. Estudios de base para una estrategia de prevención y adaptación al cambio climático N1: Delta del Ebro. Informe técnico de Taller de Ingeniería Ambiental, SL. A solicitud de Oficina Catalana de Cambio Climático, Departamento de Medio Ambiente y Vivienda Generalitat de Catalunya.
- GEAM. 2019. Red de seguimiento científico de las praderas de *Posidonia oceanica* y cambio climático en la Región de Murcia: síntesis de resultados. Informe científico-técnico de la anualidad 2019. Grupo de Ecología de Angiospermas Marinas, Instituto Español de Oceanografía, Centro Oceanográfico de Murcia, Murcia, 148 pp
- Giménez-Casaldueiro, F. 2021. Informe sobre el estado actual de la nacra en el Mar Menor. Periodo 2016-2021. Informe técnico para Dirección General del Medio Natural y Dirección General del Mar Menor. Consejería de Agua, Agricultura, Ganadería, Pesca y Medio Ambiente
- Gimenez-Casaldueiro, F., Gomariz-Castillo, F., Alonso-Sarría, F., Cortés, E., Izquierdo-Muñoz, A., & Ramos-Esplá, A. A. 2020. *Pinna nobilis* in the Mar Menor coastal lagoon: a story of colonization and uncertainty. *Marine Ecology Progress Series*, 652, 77-94.
- Giménez-Casaldueiro, F., Ramos-Espla, A., Izquierdo, A., Gomariz, F., Martínez, F.J., González-Carrión, F. Invertebrados marinos alóctonos en el Mar Menor. En Leon, V.M y J.M. Bellido (Eds). *Mar Menor: una laguna singular y sensible. Evaluación científica de su estado*. Madrid, Instituto Español de Oceanografía, Ministerio de Economía y Competitividad. 2016. *Temas de Oceanografía*, 9. pp 213-240.
- Giménez-Romero, À., Grau, A., Hendriks, I. E., & Matias, M. A. 2021. Modelling parasite-produced marine diseases: The case of the mass mortality event of *Pinna nobilis*. *Ecological Modelling*, 459, 109705.
- Giorgi, F. 2006. Climate change hot-spots. *Geophys. Res. Lett.* 33.

González-Wangüemert, M., Costa, J., Basso, L., Duarte, C. M., Serrão, E., & Hendriks, I. 2015. Highly polymorphic microsatellite markers for the Mediterranean endemic fan mussel *Pinna nobilis*. *Mediterranean Marine Science*, 16(1), 31-35.

Gracia F J, Aranda M & Pérez-Alberti A. 2019. Descripción de procedimientos para estimar las presiones y amenazas que afectan al estado de conservación de cada tipo de hábitat costero. Serie "Metodologías para el seguimiento del estado de conservación de los tipos de hábitat". Ministerio para la Transición Ecológica. Madrid. 35 pp.

Grau, A., Villalba, A., Navas, J.I., Hansjosten, B., Valencia, J.M., García-March, J.R., Prado, P., Follana, G., Morage, T., Vázquez-Luis M., Álvarez, E., Katharios, P., Pavloudi, C., Nebot-Colomer, E., Tena-Medialdea, J., Lopez-Sanmartín, M., Peyran, C., Cižmek, H., Sarafidou, G., Issaris, Y., Tüney-Kizilkaya, I., Deudero, S., Planes, S. and Catanese, G. 2022. Wide-geographic and long-term analysis of the role of pathogens in the decline of *Pinna nobilis* to critically endangered species. *Front. Mar. Sci.* 9:666640. doi: [10.3389/fmars.2022.666640](https://doi.org/10.3389/fmars.2022.666640)

Guallart, J., Templado, J., 2012. *Pinna nobilis*. In: VV.AA., Bases ecológicas preliminares para la conservación de las especies de interés comunitario en España: Invertebrados. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Madrid. 81 pp

Haskin, H.H., Andrews, J.D. 1988. Uncertainties and speculations about the life cycle of the eastern oyster pathogen *Haplosporidium nelsoni* (MSX). In: Fisher, W.S. (Ed.), *Disease Processes in Marine Bivalve Molluscs*. Am. Fish. Soc. Spec. Publ. 18, 5-22.

Hendriks, I.E., Basso, L., Deudero, S., Cabanellas-Reboredo, M. and Álvarez, E. 2012. Relative growth rates of the noble pen shell *Pinna nobilis* throughout ontogeny around the Balearic Islands (Western Mediterranean, Spain). *Journal of Shellfish Research* 31(3): 749-756.

Hendriks, I.E., Cabanellas-Reboredo, M., Bouma, T.J., Deudero, S. and Duarte, C.M. 2011. Seagrass meadows modify drag forces on the shell of the fan mussel *Pinna nobilis*. *Estuaries and Coasts* 34(1): 60-67.

Hendriks, I.E., Tenan, S., Tavecchia, G., Marbà, N., Jordà, G., Deudero, S., Álvarez, E., Duarte, C.M., 2013. Boat anchoring impacts coastal populations of the pen shell, the largest bivalve in the Mediterranean. *Biol. Conserv.* 160, 105–113.

Hughes, T. P., Kerry, J. T., Baird, A. H., Connolly, S. R., Chase, T. J., Dietzel, A., et al. 2019. Global warming impairs stock-recruitment dynamics of corals. *Nature* 568, 387–390. doi: [10.1038/s41586-019-1081-y](https://doi.org/10.1038/s41586-019-1081-y)

Jiménez-Gutiérrez, S., Guillén, J.E., Soler G. 2017. Estado de actuaciones e investigaciones en la Comunidad Valenciana en relación a la epidemia que afecta a *Pinna nobilis* (L. 1758). Instituto de Ecología Litoral (IEL). Informe Técnico XXI/2017. A petición del Servicio de Vida Silvestre de la Conselleria de Agricultura, Medio Ambiente, Cambio Climático y Desarrollo Rural.

Jiménez-Gutiérrez, S., Triviño, A. & Lozano, F. 2010. Distribución de la Nacra (*Pinna nobilis*) en la Reserva Marina de la Isla de Tabarca (Alicante). Póster. XVI Simposio Ibérico de Estudios de Biología Marina (SIEBM). Universidad de Alicante, España

Jordà G, Marbà N, Duarte CM. 2012. Mediterranean seagrass vulnerable to regional climate warming. *Nature Climate Change*, 2, 821–824.

Junta de Andalucía (JA). 2008–2020. Informes Regionales sobre Gestión Sostenible del Medio Marino. Consejería de Agricultura, Ganadería, Pesca y Desarrollo Sostenible. Junta de Andalucía. Accessed 17 Mar 2022

<http://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/site/porta/web/>.

Katsanevakis, S. 2005. Population ecology of the endangered fan mussel *Pinna nobilis* in a marine lake. *Endangered Species Research*: 1-9.

Katsanevakis, S. 2007. Growth and mortality rates of the fan mussel *Pinna nobilis* in Lake Vouliagmeni (Korinthiakos Gulf, Greece): a generalized additive modelling approach. *Marine Biology* 152(6): 1319- 1331.

Katsanevakis S., Carella F., Çınarc M.E., Çižmekd H., Jiménez C., Kersting D.K., Moreno D., Rabaoui L. y Vicente N. 2021. The fan mussel *Pinna nobilis* on the brink of extinction in the Mediterranean. Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences, Elsevier. doi.org/10.1016/B978-0-12-821139-7.00070-2

Katsanevakis, S., Lefkaditou, E., Galinou-Mitsoudi, S., Koutsoubas, D., Zenetos, a., 2008. Molluscan species of minor commercial interest in Hellenic seas: distribution, exploitation and conservation status. *Mediterr. Mar. Sci.* 9, 77–118.

Katsanevakis, S., Poursanidis, D., Issaris, Y., Panou, A., Petza, D., Vassilopoulou, V., Chalдайou, I. and Sini, M. 2011. "Protected" marine shelled molluscs: thriving in Greek seafood restaurants. *Mediterranean Marine Science* 11(2): 429-438

Katsanevakis, S. and 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

Katsanevakis, S., Tsirintanis, K., Tsaparis, D., Doukas, D., Sini, M., Athanassopoulou, F., Kolygas, M.N., Tontis, D., Koutsoubas, D. and Bakopoulos, V. 2019. The cryptogenic parasite *Haplosporidium pinnae* invades the Aegean Sea and causes the collapse of *Pinna nobilis* populations. *Aquatic Invasions* 14(2): 150-164.

Katsares, V., Tsiora, A., Galinou-Mitsoudi, S., Imsiridou, A., 2008. Genetic structure of the endangered species *Pinna nobilis* (Mollusca: Bivalvia) inferred from mtDNA sequences. *Biologia* 63, 412–417.

Kersting DK. 2016. Cambio climático en el medio marino español: impactos, vulnerabilidad y adaptación. Oficina Española de Cambio Climático, Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Madrid, 166 pág

Kersting, D., Benabdi, M., Čižmek, H., Grau, A., Jimenez, C., Katsanevakis, S., Öztürk, B., Tuncer, S., Tunesi, L., Vázquez-Luis, M., Vicente, N. & Otero Villanueva, M. 2019a. *Pinna nobilis*. The IUCN Red List of Threatened Species 2019: <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2019-3.RLTS.T160075998A160081499.en>

Kersting, D.K. and García-March, J.R. 2017. Long-term assessment of recruitment, early stages and population dynamics of the endangered Mediterranean fan mussel *Pinna nobilis* in the Columbretes Islands (NW Mediterranean). *Marine Environmental Research* 130: 282-292.

Kersting D. K., Hendriks I. E. 2019b. Short guidance for the construction, installation and removal of *Pinna nobilis* larval collectors. IUCN. 6pp

Kersting DK, Vázquez-Luis M, Mourre B, Belkhamssa FZ, Álvarez E, Bakran-Petricioli T, Barberá C, Barrajón A, Cortés E, Deudero S, García-March JR, Giacobbe S, Giménez-Casalduero F, González L, Jiménez-Gutiérrez S, Kipson S, Llorente J, Moreno D, Prado P, Pujol JA, Sánchez J, Spinelli A, Valencia JM, Vicente N and Hendriks IE. 2020. Recruitment Disruption and the Role of Unaffected Populations for Potential Recovery After the *Pinna nobilis* Mass Mortality Event. *Front. Mar. Sci.* 7:594378. <https://doi.org/10.3389/fmars.2020.594378>

Lemer, S., Buge, B., Bemis, A., & Giribet, G. 2014. First molecular phylogeny of the circumtropical bivalve family Pinnidae (Mollusca, Bivalvia): evidence for high levels of cryptic species diversity. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 75, 11-23.

León, V.M y J.M. Bellido. 2016. Mar Menor: una laguna singular y sensible. Evaluación científica de su estado. Madrid, Instituto Español de Oceanografía, Ministerio de Economía y Competitividad, 2016. 414 p. Temas de Oceanografía, 9. ISBN 978-84-95877-55-0.

Lopez-Nuñez, R., Cortés-Melendreras, E., Giménez-Casalduero, F., Prado, P., López-Moya, F., & López-Llorca, L. V. (2022). Detection of *Haplosporidium pinnae* from *Pinna nobilis* Faeces. *Journal of Marine Science and Engineering*, 10(2), 276.

Lynch S. A., Lepée-Rivero, S., Kelly, R., Quinn, E., Coghlan, A., Bookelaar, B., Morgan, E., Finarelli, J. A., Carlsson, J., Culloty, S. C. 2020. Detection of haplosporidian protistan parasites supports an increase to their known diversity, geographic range and bivalve host specificity. *Parasitology*, 147(5), 584-592.

Marbá, N., Díaz-Almela, E. and Duarte, C.M. 2014. Mediterranean seagrass (*Posidonia oceanica*) loss between 1842 and 2009. *Biological Conservation* 176: 183-190

María-Cervantes, A., Jiménez-Cárceles, F.J. & Álvarez-Rogel, J. 2009. As, Cd, Cu, Mn, Pb, and Zn contents in sediments and mollusks (*Hexaplex trunculus* and *Tapes decussatus*) from coastal zones of a Mediterranean lagoon (Mar Menor, SE Spain) affected by mining wastes. *Water, Air, and Soil Pollution*, 200(1), 289–304. <https://doi.org/10.1007/s11270-008-9913-7>

Mercado, J.M., Cortés, D., Gómez-Jakobsen, F., García-Gómez, C., Ouaisa, S., Yebra, L. et al. 2021. Role of small-sized phytoplankton in triggering an ecosystem disruptive algal bloom in a Mediterranean hypersaline coastal lagoon. *Marine Pollution Bulletin*, 164, 111989 <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.111989>

Mihaljević, Ž., Pavlinec, Ž., Zupičić, I. G., Oraić, D., Popijač, A., Pećar, O., Sršen, I., Benić, M., Habrun, B., Zrnčić, S. 2021. Noble Pen Shell (*Pinna nobilis*) mortalities along the Eastern Adriatic Coast with a study of the spreading velocity. *Journal of Marine Science and Engineering*, 9(7), 764. <https://doi.org/10.3390/jmse9070764>

Moreno, D. et al. 2017. Noticias malacológicas. Noticiario de la Sociedad Española de Malacología, SEM nº 67 y 68.

Moreno D. y Barrajón Domenech A. 2008. *Pinna nobilis* Linnaeus, 1758. En: Barea-Azcón J. M., Ballesteros-Duperón E. y Moreno, D. (Ed.). Libro Rojo de los Invertebrados de Andalucía. 4 tomos. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla: 396-402.

- Nebot-Colomer, E., Álvarez, E., Vázquez-Luis, M. 2020. Protocolo metodológico para la recogida de datos de avistamiento e identificación de individuos supervivientes de *Pinna nobilis*. Instituto Español de Oceanografía – Centro Oceanográfico de Baleares. 17 pp.
- Nebot-Colomer, E., Álvarez, E., Belando, MD., Deudero, S., Catanese, G., Bernardeau-Esteller, J., García-Muñoz, R., Ramos-Segura, A., Ruiz, JM., Vázquez-Luis, M. 2021. Living under threats: will one of the last *Pinna nobilis* populations be able to survive? *Aquatic Conserv: Mar Freshw Ecosyst.* 2021;1–13.
- Öndes, F., Kaiser, M. J., & Güçlüsoy, H. 2020. Human impacts on the endangered fan mussel, *Pinna nobilis*. *Aquatic conservation: Marine and freshwater ecosystems*, 30(1), 31-41.
- Özalp, H. B., & Kersting, D. K. 2020. A pan-Mediterranean extinction? *Pinna nobilis* mass mortality has reached the Turkish straits system. *Marine Biodiversity*, 50(5), 1-2.
- Panarese, R., Tedesco, P., Chimienti, G., Latrofa, M.S., Quaglio, F., Passantino, G., Buonavoglia, C., Gustinelli, A., Tursi, A. and Otranto, D. 2019. *Haplosporidium pinnae* associated with mass mortality in endangered *Pinna nobilis* (Linnaeus 1758) fan mussels. *Journal of Invertebrate Pathology* 164: 32-37.
- Pernet, F., Lupo, C., Bacher, C., & Whittington, R. J. 2016. Infectious diseases in oyster aquaculture require a new integrated approach. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 371(1689), 20150213.
- Pérez-Ruzafa, A., Campillo, S., Fernández-Palacios, J.M., García-Lacunza, A., García-Oliva, M., Ibañez, H. ..., Marcos, C. 2019. Long-term dynamic in nutrients, chlorophyll a, and water quality parameters in a coastal lagoon during a process of eutrophication for decades, a sudden break and a relatively rapid recovery. *Frontiers in Marine Science*, 6, 26. <https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00026>
- Prado, P. 2019. Actuacions de seguiment de les mortalitats de *Pinna nobilis* per infecció amb *Haplosporidium pinnae* a la Badia dels Alfacs i manteniment de individus establats a temperatura controlada durant l'estiu. Informe técnico de seguimiento. Servei de Fauna i Flora. Departament de Territori i Sostenibilitat. Generalitat Catalunya
- Prado, P., Andree, K.B., Trigos, S., Carrasco, N., Caiola, N., García-March, J. R., Tena, J., Fernández-Tejedor, M., Carella, F. 2020a. Breeding, planktonic and settlement factors shape recruitment patterns of one of the last remaining major population of *Pinna nobilis* within Spanish waters. *Hydrobiologia* 847, 771–786. 2020. <https://doi.org/10.1007/s10750-019-04137-5>
- Prado, P., Cabanes, P., Hernandis, S., García-March, R., & Tena, J. 2021a. Stable isotope analyses reveal major nutritional deficiencies in captive vs. field juvenile individuals of *Pinna nobilis*. *Marine Environmental Research*, 168, 105304.
- Prado, P., Cabanes, P., Catanese, G., Carella, F., Carrasco, N., Grau, A., García-March, J.R., Tena, J., Caiola, N., Andree, K. B. 2020b. Growth of juvenile *Pinna nobilis* in captivity conditions: Dietary and pathological constraints. *Aquaculture*, 522, 735167.
- Prado, P., Caiola, N., Ibañez, C., 2014. Habitat use by a large population of *Pinna nobilis* in shallow waters. *Sci. Mar.* 78, 555–565.
- Prado, P., Carrasco, N., Catanese, G., Grau, A., Cabanes, P., Carella, F., García-March, J.R., Tena, J., Roque, A., Bertomeu, E., Gras, N., Caiola, N., Furones, M.D., Andree, K.B., 2020c.

Presence of *Vibrio mediterranei* associated to major mortality in stabled individuals of *Pinna nobilis* L. *Aquaculture* 519, 734899

Prado, P., Grau, A., Catanese, G., Cabanes, P., Carella, F., Fernández-Tejedor, M., Andree, K.B., Añon, T., Hernandis, S., Tena, J., García-March, J. R. 2021b. *Pinna nobilis* in suboptimal environments are more tolerant to disease but more vulnerable to severe weather phenomena. *Marine Environmental Research*, 163, 105220.

Prado, P., Ibáñez, C., Chen, L., & Caiola, N. 2021c. Feeding habits and short-term mobility patterns of blue crab, *Callinectes sapidus*, across invaded habitats of the Ebro Delta subjected to contrasting salinity. *Estuaries and Coasts*, 1-17.

Quijano-Scheggia, S., Garcés, E., Flo, E., Fernandez-Tejedor, M., Diogène, J., Camp, J., 2008. Bloom dynamics of the genus *Pseudo-nitzschia* (Bacillariophyceae) in two coastal bays (NW Mediterranean Sea). *Sci. Mar.* 72, 577–590.

Ramos-Esplá, A.A. Ayadi, H., Mouelhi, S. Hattour, A. Drira, Z. Elaouani, J. El Lakhrach, H. Guerhazi, W. Izquierdo, A. Jiménez-Escobar, E. Valle, C. Vázquez, M. Zakhama-Sraied, R. Afli, A. Bradai, M.N. Draief M.N. & Ben Mustapha, K. 2011. Protection des ressources marines du golfe de Gabès: Inventaire et suivi des espèces lagunaires, marines et introduites. Rapport final, Don N.º: TF054942-TN. Institut National des Sciences et Technologies de la Mer, Banque Internationale pour la Reconstruction et le Développement.

Rabaoui, L., Tlig-Zouari, S., Cosentino, A., & Hassine, O. K. B. 2009. Associated fauna of the fan shell *Pinna nobilis* (Mollusca: Bivalvia) in the northern and eastern Tunisian coasts. *Scientia Marina*, 73(1), 129-141.

Rabaoui, L., Mejri, R., Tlig-Zouari, S., Bahri, L., Ben Hassine, O.K., Tsigenopoulos, C.S., 2011. Genetic variation among populations of the endangered fan mussel *Pinna nobilis* (Mollusca: Bivalvia) along the Tunisian coastline. *Hydrobiologia* 678, 99–111.

Richardson, C.A., Kennedy, H., Duarte, C.M., Kennedy, D.P., Proud, S.V., 1999. Age and growth of the fan mussel *Pinna nobilis* from south–east Spanish Mediterranean seagrass (*Posidonia oceanica*) meadows. *Mar. Biol.* 133, 205–212.

Richardson, C.A., Peharda, M., Kennedy, H., Kennedy, P. and Onofri V. 2004. Age, growth rate and season of recruitment of *Pinna nobilis* (L) in the Croatian Adriatic determined from Mg:Ca and Sr:Ca shell profiles. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 299(1): 1-16.

Rodríguez Babio C, Navarro Tárrega JC. 1983. Aportaciones al estudio del zoobentos del Mar Menor (Murcia). 9. Mollusca. Libro de resúmenes. VI Congreso Bienal de la Real Sociedad Española de Historia Natural, Real Sociedad Española de Historia Natural, Santiago de Compostela

Romero, J., Pérez, M., Alcoverro, T., de Torres, M., Manzanera, M. & Allué, R. 2015. Praderas de angiospermas marinas de Cataluña. En: Ruiz, J.M., Guillén, J.E., Ramos Segura, A. & Otero, M.M. (Eds.). Atlas de las praderas marinas de España. IEO/IEL/UICN, Murcia-Alicante-Málaga: 121-177 pp.

Rouanet, E., Trigos, S. and 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). Scientific reports of the Port-Cros national park 29(209-222).

Ruiz, J.M., Albentosa, M., Aldeguer, B., Álvarez-Rogel, J., Antón, J., Belando, M.D., Bernardeau, J., Campillo, J.A., ...Yebra, L. 2020. Informe de evolución y estado actual del Mar Menor en relación al proceso de eutrofización y sus causas. Informe de Asesoramiento Técnico del Instituto Español de Oceanografía (IEO) 165pp.

Ruiz, J.M., Marín-Guirao, L., Ramos, A., García-Muñoz, R., María-Dolores, E., Guirao, J., Baraza, F., López Hernández, A., García-Alonso, C.J. 2015. Praderas de angiospermas marinas de Murcia. En: Ruiz, J.M., Guillén, J.E., Ramos Segura, A. & Otero, M.M. (Eds.). Atlas de las praderas marinas de España. IEO/IEL/UICN, Murcia-Alicante-Málaga: 121-177 pp.

Ruiz, J.M., León, V.M., Marín, L., Giménez-Casaldueiro, F., Álvarez-Rogel, J. Esteve, M.A., Gómez, R., Robledanp, F. 2019 Informe de Síntesis sobre el Estado Actual del Mar Menor y sus causas en relación al contenido de nutrientes. <https://dcmba.ua.es/es/documentos/carteles-seminarios-doctorado/informe-estado-mar-menor.pdf>

Russo, P., 2017. Lagoon malacofauna: results of malacological research in the Venice Lagoon. Boll. Malacol. 53, 49–62.

Sandonnini, J., Ruso, Y. D. P., Melendreras, E. C., Barberá, C., Hendriks, I. E., Kersting, D. K., & Casaldueiro, F. G. 2021a. The emergent fouling population after severe eutrophication in the Mar Menor coastal lagoon. Regional Studies in Marine Science, 44, 101720.

Sandonnini J, Del Pilar Ruso Y, Cortés Melendreras E and Giménez Casaldueiro F. 2021b. Massive aggregations of Serpulidae associated with eutrophication of the Mar Menor, southeast iberian peninsula. Front. Mar. Sci. 7:531726. doi: [10.3389/fmars.2020.531726](https://doi.org/10.3389/fmars.2020.531726)

Sanna D, Cossu P, Dedola GL, Scarpa F, Maltagliati F, et al. 2013. Mitochondrial DNA Reveals Genetic Structuring of *Pinna nobilis* across the Mediterranean Sea. PLOS ONE 8(6): e67372. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0067372>

Šarić, T., Župan, I., Aceto, S., Villari, G., Palić, D., De Vico, G., & Carella, F. 2020. Epidemiology of noble pen shell (*Pinna nobilis* L. 1758) mass mortality events in adriatic sea is characterised with rapid spreading and acute disease progression. Pathogens, 9(10), 776.

Scarpa, F., Sanna, D., Azzena, I., Mugetti, D., ..., Casu, M. 2020. Multiple non-species-specific pathogens possibly triggered the mass mortality in *Pinna nobilis*. Lifestyles 10: 238.

Schultz, P.W.W. and Huber, M. 2013. Revision of the worldwide recent Pinnidae and some remarks on fossil european Pinnidae. Acta Conchyliorum, Öhringen, Germany. ISBN 978-3-939767-49-7

Siletic T, Peharda M. 2003. Population study of the fan shell *Pinna nobilis* L. in Malo and Veliko Jezero of the Mljet National Park (Adriatic Sea). Sci Mar 67(1):91–98

Sureda, A., Natalotto, A., Álvarez, E., Deudero, S., 2013a. Increased antioxidant response and capability to produce ROS in hemocytes of *Pinna nobilis* L. exposed to anthropogenic activity. Environ. Pollut. 181, 321–324.

- Sureda, A., Tejada, S., Box, A., Deudero, S., 2013b. Polycyclic aromatic hydrocarbon levels and measures of oxidative stress in the Mediterranean endemic bivalve *Pinna nobilis* exposed to the Don Pedro oil spill. *Mar. Pollut. Bull.* 71, 69–73.
- Templado, J. 2001. *Pinna nobilis* Linnaeus, 1758. In: M.A. Ramos, D. Bragado, J. Hernández (Eds.) *Los Invertebrados no insectos de la 'Directiva Hábitat' en España*, Serie Técnica. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente, pp. 82–92.
- Tiscar, P. G., Rubino, F., Paoletti, B., Di Francesco, C. E., Mosca, F., Della Salda, L., Hattab, J., Smoglica, C., Morelli, S., Fanelli, G. 2022. New insights about *Haplosporidium pinnae* and the pen shell *Pinna nobilis* mass mortality events, *Journal of Invertebrate Pathology*. 107735 doi.org/10.1016/j.jip.2022.107735
- Trigos, S., García-March, J.R., Vicente, N., Tena, J., Torres, J., 2014. Utilization of muddy detritus as organic matter source by the fan mussel *Pinna nobilis*. *Mediterr. Mar. Sci.* 13 (3), 667–674.
- Trigos, S., García-March, J. R., Vicente, N., Tena, J., & Torres, J. 2015. Respiration rates of the fan mussel *Pinna nobilis* at different temperatures. *Journal of Molluscan Studies*, 81(2), 217-222.
- Trigos, S., Vicente, N. 2016. Protocole pour la transplantation des nacres *Pinna nobilis* dans divers substrats. Transplantation protocol for the fan mussel *Pinna nobilis* in different types of substrate. *Mar. Life – VOL.18: 55-61*. Published electronically april 2016
- Trigos, S., Vicente, N., Prado, P. and Espinós, F.J. 2018. Adult spawning and early larval development of the endangered bivalve *Pinna nobilis*. *Aquaculture* 483: 102-110.
- Troost K. 2010 Causes and effects of a highly successful marine invasion: case-study of the introduced Pacific oyster *Crassostrea gigas* in continental NW European estuaries. *J. Sea Res.* 64, 145– 165. ([doi:10.1016/j.seares.2010.02.004](https://doi.org/10.1016/j.seares.2010.02.004))
- Tsatisiris, A., Papadopoulos, V., Makri, D., Topouzellis, K., Manoutsoglou, E., Hasiotis, T. and Katsanevakis, S. 2018. Spatial distribution, abundance and habitat use of the endemic Mediterranean fan mussel *Pinna nobilis* in Gera Gulf, Lesvos (Greece): comparison of design-based and model-based approaches. *Mediterranean Marine Science* 19(3): 642-655.
- Tuya, F., Ribeiro-Leite, L., Arto-Cuesta, N., Coca, J., Haroun, R., & Espino, F. 2014. Decadal changes in the structure of *Cymodocea nodosa* seagrass meadows: Natural vs. human influences. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 137, 41-49.
- Vázquez-Luis M., Álvarez E., Barrajon A., Catanese G., García-March J.R., Grau A., Hendriks I.E., Jiménez S., Kersting D., Moreno D., Moreno de Pintos M., Pérez M, Ruiz J., Sánchez J., Valencia J.M., Villalba A., Deudero S. 2017a. S.O.S. *Pinna nobilis*: a mass mortality event in western Mediterranean Sea. *Frontiers in Marine Science* 4: 220.
- Vázquez, M., Álvarez, E., Deudero, S. 2020. Històries d'èxit de 25 anys de protecció. El cas de *Pinna nobilis* i *Pinna rudis*. In: Grau, A.M., Fornós, J.J, Mateu, G, Oliver, P.A., Terrasa, B. 2020. *Arxipèlag de Cabrera: Història Natural*. Monografies de la Societat d'Història Natural de les Balears, 30. 738 pp. ISBN 978-84-09-23487-5
- Vázquez-Luis M, Alvarez E, Deudero S. 2015a. Estado de conservación del bivalvo amenazado *Pinna nobilis* en el Parque Nacional de Cabrera. En: *Proyectos de investigación en parques nacionales 2010-2013* (Pep Amengual y Benigno Asensio, editores).

Naturaleza y Parques Nacionales, Serie de investigación en la red. Madrid, España, ISBN: 978-84-8014-870-2. 339-358 pp. (409 pp).

Vázquez-Luis, M., Álvarez, E. and Deudero, S. 2017b. 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, Centro Oceanográfico de Baleares.

Vázquez Luis, M., Álvarez, E., Deudero, S., Cabanellas-reboredo, M., et al. 2019. Avances en el conocimiento sobre el evento de mortalidad masiva de *Pinna nobilis* y posible repercusión como consecuencia del proyecto para la recuperación pesquera tradicional de la Encañizada “El Ventorrillo” (Mar Menor). Informe Técnico (INF.TEC.IEO-001) elaborado a petición de la Subdirección General para la Protección del Mar (MITERD)

Vázquez-Luis, M., Banach-Esteve, G., Álvarez, E., Deudero, S., 2014b. Colonization on *Pinna nobilis* at a marine protected area: extent of the spread of two invasive seaweeds. J. Mar. Biol. Assoc. U.K. 1–8.

Vázquez-Luis, M., Borg, J. A., Morell, C., Banach-Esteve, G., & Deudero, S. 2015b. Influence of boat anchoring on *Pinna nobilis*: a field experiment using mimic units. Marine and Freshwater Research, 66(9), 786-794.

Vázquez-Luis, M., March, D., Álvarez, E., Álvarez-Berastegui, D. and Deudero, S. 2014a. Spatial distribution modelling of the endangered bivalve *Pinna nobilis* in a Marine Protected Area. Mediterranean Marine Science 15(3): 626-634.

Vázquez-Luis, M., Morató, M., Campillo, J.A., Guitart, C. and Deudero, S. 2016. High metal contents in the fan mussel *Pinna nobilis* in the Balearic Archipelago (western Mediterranean Sea) and a review of concentrations in marine bivalves (Pinnidae). Scientia Marina 80(1): 111-122.

Vázquez-Luis, M., Nebot-Colomer, E., Deudero, S., Planes, S., & Boissin, E. 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(1), 997-1004.

Vicente, N., de Gaulejac, B. and Avon, M. 2003. *Pinna nobilis* indicateur biologique de la qualité du littoral méditerranéen = *Pinna nobilis* biological indicator of the Mediterranean littoral quality. Premier Séminaire International sur la Grande nacre de Méditerranée *Pinna nobilis*. Île des Embiez, Var, France.

Wesselmann, M., González-Wangüemert, M., Serrão, E.A., Engelen, A.H., Renault, L., García-March, J.R., Duarte, C.M. and Hendriks, I.E. 2018. Genetic and oceanographic tools reveal high population connectivity and diversity in the endangered pen shell *Pinna nobilis*. Scientific Reports 8(4770).

Zavadnik, D., Hrs-Brenko, M., Legac, M., 1991. Synopsis on the fan shell *Pinna nobilis* L. in the eastern Adriatic Sea. In: Boudouresque, C.F., Avon, M., Gravez, V. (Eds.), Les Espèces Marines à Protéger en Méditerranée. GIS Posidonie publications, Marseille, pp. 169–178.