

Reunión del Foro Científico de la pesca española en el Mediterráneo

20 y 21 de septiembre del 2022

Sala de Actos de la Lonja de La Ràpita - PUERTO PESQUERO

OPP 67 OPP RAPITA



Acta de la reunión del foro científico para la pesca española en el Mediterráneo celebrada en la Ràpita los días 20 y 21 de septiembre de 2022.

Inicia la reunión Eusebio Rosales Presidente de la OPP 67 y Patrón mayor de la cofradía de la Ràpita dando la bienvenida a los asistentes y expresando su satisfacción porque la reunión se celebre en la cofradía de la Ràpita.

A continuación José Luis Sánchez Lizaso, presidente del Foro, recuerda que la reunión estaba prevista dos años antes coincidiendo con la celebración del centenario de la Cofradía pero tuvo que ser suspendida por la pandemia. Destaca el elevado número de contribuciones que se han presentado a esta reunión y agradece el esfuerzo de la OPP 67 en la organización de la misma.

Sergi Tudela, Director General de Política Marítima y Pesca Sostenible de la Generalitat de Catalunya recuerda la importancia del Foro como punto de encuentro e intercambio de información para afrontar los retos de las pesquerías mediterráneas. Indica además que la Generalitat ha asumido las competencias en materia de investigación marítima y pesquera y ha creado el ICATMAR algunos de cuyos miembros harán presentaciones en la reunión.

Por último el Alcalde de la Ràpita, Josep Garrigós, da la bienvenida a los asistentes y recuerda la importancia de la pesca para el municipio ya que la cofradía es la principal empresa del municipio. Con estas palabras declara inaugurada la reunión.

A continuación Julio Agujetas de MSC tras introducir MSC presenta el programa Medfish. Actualmente 5 de las pesquerías seleccionadas por el programa se encuentran ejecutando un plan de acción.

Inmaculada Carrasco de la OPP de Motril señala que el programa Medfish ha servido para mejorar la colaboración entre las ONGs y el sector pesquero. En la actualidad con financiación de Medfish se está desarrollando una herramienta para que los propios pescadores puedan recopilar información de la pesquería de quisquilla.

Alba Rojas del ICATMAR presenta la evolución del plan de gestión de la gamba de Palamós y Pablo Couvé presenta la evaluación de la gamba que da resultados más

positivos si se considera solamente la gamba de Palamós que si se considera toda Cataluña.

A continuación se realiza un debate conjunto de las tres comunicaciones presentadas con una alta participación.

Tras el descanso, Vicenç Moltó hace un resumen de la biología y pesca de la llampuga incidiendo en el desconocimiento de las migraciones de la especie. Después presenta el proyecto Cory-track financiado por Medfish para estudiar los patrones de movimiento de la llampuga mediante telemetría acústica.

A continuación Miguel Ortega del ICM presenta el proyecto SEINE ETP en el que colaboran pescadores y científicos en la pesquería de cerco de Castellón. Los problemas de la pesquería son la sobreexplotación, los bajos rendimientos, y la escasa información sobre las interacciones con otras especies. En el proyecto se aborda desde un enfoque participativo con embarques periódicos y modelización ecológica la interacción con aves y atunes.

Tras las presentaciones relacionadas con el proyecto Medfish, Miguel Jover de la UPV presenta la evolución de las capturas de anguila en la Albufera de Valencia. Se observa un declive de las capturas relacionado con los problemas que afectan a la laguna: eutrofización, especies introducidas y desecación. Es necesario recuperar la laguna para que se puedan recuperar las pesquerías.

Tras la pausa de la comida en la que se degustaron productos típicos de Palamós por gentileza de la OPP 67 se da paso a un bloque de presentaciones sobre selectividad. En primer lugar Xisco Ordinas del IEO de Baleares presenta los resultados del proyecto IMPLMED ejecutado en la Ràpita en el que se probaron la T90 y la malla cuadrada de 52 mm mediante pescas alternas y sobrecopo. Los resultados indican que la T90 no es efectiva mientras que la malla de 52 es muy efectiva para la mayoría de las especies excepto el rape, para la que no se detecta selección ni para los individuos de menor talla. Esta malla representaría unas pérdidas de los ingresos económicos a corto plazo del 32% para la merluza y de un 28% para el salmonete, y unas pérdidas económicas globales en torno al 27% en el caso concreto del caladero de merluza explotado por la flota de La Ràpita. A partir del cuarto año el rendimiento aumentaría un 30 % para la merluza y un 20% para el salmonete, respecto al actual.

Beatriz Guijarro del IEO de Baleares presenta las experiencias de selectividad que realizó el IEO en 7 puertos mediterráneos con más de 100 pescas. En ellas se probó la malla cuadrada de 45 para la pesquería costera y la malla cuadrada de 50 para la pesquería de gamba. Los análisis aún no se han concluido.

Para finalizar el bloque de selectividad, Nixon Bahamon del ICM presenta los resultados de las pruebas de selectividad realizadas en Cataluña con malla cuadrada de 40, 45 y 50. La mejora de la selectividad supone una reducción significativa de los descartes y debería contemplarse la mejora de la selectividad como una alternativa a la reducción de días para la flota de arrastre mediterránea.

El bloque de selectividad despertó gran interés y generó un interesante debate entre los participantes.

A continuación Laura Recasens presentó las zonas de cierre en la GSA6. Las zonas de cierre permanente existentes se han demostrado efectivas para la merluza y la cigala entre otras especies lo que ha servido de base para proponer 462 Km² de veda permanente en Cataluña que han sido publicadas en el BOE en agosto de 2022. En la Comunidad Valenciana a diferencia de Cataluña se ha optado principalmente por zonas de cierre temporal.

Beatriz Guijarro repasa los objetivos del MAP y señala las inconsistencias que se están produciendo en su aplicación.

Mario Vizcarro presenta un trabajo realizado para el MEDAC sobre la viabilidad socioeconómica de las embarcaciones de arrastre por la aplicación de MAP. La simulación indica una pérdida de ingresos al avanzar el MAP. Señala que el impacto en algunas embarcaciones es alto pero menor de lo previsto en la simulación. No considera viable seguir reduciendo días de pesca máxime cuando el reparto inicial perjudicó a aquellas embarcaciones que estaban aplicando medidas de conservación de los recursos como las vedas.

Finalmente Fran Ramírez y Maria Dolores Castro del ICM presentan FUTUREMARES un proyecto europeo sobre cambio climático y pesca que asume que las pesquerías sostenibles son más resilientes al cambio climático. Con esta presentación finaliza el primer día de la reunión

El segundo día se inicia con la presentación de Kilian Toledo de la Universidad de Alicante sobre las interacciones entre pesca y acuicultura y, en particular, con los

escapes producidos, entre otros, por los eventos climáticos extraordinarios. Los proyectos Gloria y Gloria2 buscan mejorar la gestión de estos eventos.

Joan Sala del ICATMAR y Jordi Ribera del ICM presentan el sistema de recogida y gestión de datos del ICATMAR, la integración de datos externos así como las herramientas para visualizar los datos recogidos.

Andrés Fuster de la Universidad de Alicante presenta el sistema de visión artificial para la identificación de especies en lonja desarrollado en el marco del proyecto Deepfish. Inicialmente se ha instalado en lonjas pequeñas (Campello y Moraira) y ahora se está adaptando a lonjas mayores como Torrevieja y Altea que tienen mayor complejidad.

Marta Carretón del ICATMAR presenta el servicio de asesoramiento pesquero de la Generalitat de Cataluña. A lo largo de las jornadas otras presentaciones han abordado algunas de las tareas que realiza este servicio.

Sílvia Gómez de la UAB señala que algunas medidas de mejora ambiental no tienen en cuenta el impacto social o la resistencia de las comunidades. El proyecto europeo EmpowerUs busca soluciones basadas en la naturaleza para favorecer la transición hacia la sostenibilidad.

Miguel Ortega indica que la cadena de valor de la pesca en el Mediterráneo es más compleja por tratarse de pesquerías mixtas. Desde el ICM están trabajando en un modelo de cadena de valor integrado con ECOPATH.

Tras la pausa Joan Moranta del IEO introduce la asociación Alimentta y señala la necesidad de recuperar la dieta Mediterránea, los sistemas de producción sostenibles, las cadenas cortas de distribución y las políticas adecuadas. Finalmente resume un estudio sobre la huella de carbono de la merluza y presenta el panel “Sembrando iniciativas con potencial transformador en el sector pesquero” organizado por Sebastián Villasante, Sílvia Gómez, David Florido, Lucía López y Joan Moranta, que se realizará en el marco del IX Congreso Internacional de Agroecología (Sevilla, 19, 20 y 21 de enero de 2023).

Lucía López del IEO incide en los cambios en la distribución de las especies debido al cambio climático. Con el tiempo la sensibilidad al cambio climático está bajando por la desaparición de las especies más sensibles. La vulnerabilidad de las pesquerías es mayor en el Mediterráneo.

David Pitarch de la Universidad de Alicante ha estudiado el conocimiento que tiene actualmente el sector del Plan Castellón. Mayoritariamente desde el sector recuerdan que el Plan permitió la recuperación de las poblaciones y serían partidarios de la elaboración de un nuevo Plan Castellón.

Pere Puig del ICM analiza el problema de la resuspensión de sedimentos provocado por las puertas de arrastre y el efecto de los diferentes tipos de puertas en este problema. Las puertas pelágicas y semipelágicas apenas resuspenden sedimentos en comparación con el resto y han sido adoptadas por la cofradía de Palamós para reducir el impacto en fondos de gamba.

Verònica López recuerda que el cangrejo azul es una especie invasora de rápida expansión y describe el programa de muestreo que se está realizando en el marco del comité de cogestión.

Para finalizar la mañana Patricia Prado del IRTA presenta un proyecto recientemente aprobado para estudiar el impacto del cangrejo azul sobre especies y ecosistemas.

Al retomar la sesión Andrea Márquez analiza el problema del relevo generacional en el sector pesquero. Indica que el sector trasmite una visión pesimista y que los requisitos de formación son un obstáculo a la incorporación. Por ello es necesario mejorar el nivel de vida de los pescadores y promocionar el oficio.

Miguel Martí excusa a Juan Luis Alegret y presenta el proceso que se ha seguido en Palamós para patrimonializar tanto el patrimonio material como el inmaterial de la pesca.

Al finalizar las presentaciones se abre un tiempo para comentar la organización del foro. El foro cuenta con la lista de distribución, la página web, las reuniones anuales y las publicaciones.

La lista de distribución está operativa aunque el volumen de información que circula no es muy elevado. Se recuerda que los asistentes pueden darse de alta a la lista de distribución mandando un correo electrónico y que pueden mandar informaciones para su difusión.

La página web no se encuentra operativa pero se va a intentar recuperar con la colaboración del proyecto Medfish.

En cuanto a la reunión anual después de dos años de interrupción por la pandemia destaca el interés suscitado por la reunión de este año, la variedad de comunicaciones presentadas y la diversidad de procedencia de los asistentes. Se discuten las posibilidades para la próxima reunión y se decide intentar que la reunión pueda celebrarse en Baleares.

Por último se considera interesante publicar las ponencias presentadas a la reunión por lo que se intentará realizar una publicación similar a la realizada en las últimas ediciones. Para ello es necesario que los ponentes envíen copia de sus comunicaciones en un plazo de unas dos semanas.

Por último, para la elaboración de las conclusiones de la reunión se acuerda que se enviarán los temas que se consideren relevantes por correo electrónico y con las aportaciones recibidas se elaborará un borrador que se circulará antes de su aprobación.

En la clausura de la reunión intervienen Mario Vizcarro en representación de la OPP 67 y José Luis Sánchez Lizaso, presidente del Foro. Mario expresa su satisfacción por el desarrollo de la reunión y da las gracias a todos los participantes. José Luis destaca la calidad y variedad de las contribuciones, agradece el esfuerzo realizado a ponentes y participantes y agradece muy especialmente la excelente organización que ha realizado la organización de productores local.

Reunión del Foro Científico de la pesca española en el Mediterráneo

20 y 21 de septiembre del 2022

Sala de Actos de la Lonja de La Ràpita - PUERTO PESQUERO

OPP 67 OPP RAPITA

Orden del Día

Martes 20 de septiembre

9.00 Inauguración de la Jornada

Sr. D. Eusebio Rosales, Presidente de la OPP 67 OPP RAPITA.

Sr. D. José Luis Sánchez Lizaso, Presidente del Foro

Sr. D. Sergi Tudela, Director General de Política Marítima i Pesca Sostenible

Sr. D. Josep Caparròs Garcia. Excm, Alcalde de la Ràpita

9.30- 11.30 Proyecto Medfish

Julio Agujetas; (MSC España y Portugal) Objetivos, metodología y resultados del proyecto Medfish hasta la fecha

Inmaculada Carrasco; (OPP85) Sector pesquero + ONG: hacia la sostenibilidad medioambiental de la pesca en el mar de Alborán.

Alba Rojas (ICM CSIC/ICATMAR) y Pablo Couve; (ICM-CSIC) Evolución y seguimiento del Plan de Gestión de la Gamba Roja de Palamós | Estado de la población de gamba roja (*Aristeus antennatus*): modelos de evaluación

11.30 – 12.00 Pausa café

12.00-14.00 h Sesiones Proyecto Medfish

Vicenç Moltó; (IEO-CSIC) Proyecto Cory-track: analizando los movimientos de *Coryphaena hippurus* en las islas Baleares.

Miquel Ortega y Marta Coll; (ICM-CSIC) SEINE-ETP, proyecto de colaboración entre científicos y pescadores sobre la pesquería de pequeños pelágicos de Castellón

Miguel Jover (UPV) "La pesca de la anguila en la Albufera de Valencia"

14.00 16.00 Comida. Degustación de productos del mar, ofrecida por la OPP67 Pesca Ràpita

16.00-18.30

Xisco Ordinas (IEO CSIC) "Efecto de la extensión T90 y del copo de malla cuadrada de 52 mm en el caladero de merluza de la flota de arrastre de fondo de Sant Carles de la Ràpita"

Beatriz Guijarro (IEO CSIC) "Mejora de la selectividad de la flota de arrastre en la costa peninsular y Baleares"

Nixon Bahamon (ICM CSIC/ICATMAR) "Primeros resultados de selectividad en redes de arrastre en el marco del MAP (Multi Annual Plan)"

Joan Baptista Company (ICM CSIC) y Laura Recasens (ICM CSIC ICATMAR) "Zonas de cierre temporales y permanentes en la GSA6"

Beatriz Guijarro Francesc Ordines y Enric Massutí (IEO CSIC) Inconsistencias del plan plurianual para la pesca demersal en el Mediterráneo occidental: Una visión desde la ciencia

Mario Vizcarro (OPP67 Pesca Ràpita) Evaluación socioeconómica de la aplicación del MAP. A la mitad de su periodo de vigencia

Fran Ramírez & María Dolores Castro, ICM-CSIC FUTUREMARES (UE-H2020): Pesca sostenible como adaptación al cambio climático

Miércoles 21 de septiembre

9.00-11h sesiones

Kilian Toledo (UA) "Interacciones acuicultura-pesca en el Mediterráneo español: propuestas para una gestión adaptativa".

Joan Sala-Coromina (ICM CSIC/ICATMAR) y Jordi Ribera (ICM CSIC) "Data sharing y Web apps para el monitoreo pesquero"

Andrés Fuster, Isabel Abel (UA): Deepfish: Identificación y tallado de especies en lonja mediante visión artificial y aprendizaje profundo

Marta Carretón y Eve Galimany (ICATMAR) Programa de monitoreo de la flota pesquera comercial en Cataluña: SAP-ICATMAR"

Sílvia Gómez (UAB) Presentación del Proyecto Horizon Europe (HEU) EmpowerUs. Socio-economic Empowerment of coastal communities as users of the sea to ensure sustainable coastal development.

Miquel Ortega y Marta Coll (ICM CSIC) La cadena de valor de la pesca en el Mediterráneo

11.00-11.30 Pausa café

11.30- 14.00 sesiones

Joan Moranta (IEO CSIC), Sebastian Villasante, (USan) Lucía López-López (IEO CSIC), Sílvia Gómez (UAB), David Florido (USev) "La Asociación Científica Alimentta en el ámbito de la pesca: hacia una alimentación sustentable en España"

Lucia López (IEO CSIC) "Interacciones entre pesca y cambio climático: de la sensibilidad de las especies a la vulnerabilidad de las pesquerías"

David Pitarch (UA) Percepciones actuales del sector sobre el Plan Castellón.

Pere Puig "Evaluación de la resuspensión de sedimentos marinos por distintos modelos de puertas de arrastre"

López, V., (MONVERTE/ICM CSIC/ICATMAR) Rivaes, S., Puigcerver, X., Visauta, E., Abelló, P. (ICM CSIC) Estado actual (2022) de la gestión del Cangrejo Azul *Callinectes sapidus* en el Delta del Ebro

Prado, P. (IRTA) Ecología e impacto del cangrejo azul Atlántico en lagunas costeras, estuarios y aguas adyacentes del Mediterráneo Español (ECESIS)

14.00- 16.00 pausa comida Degustación de productos del mar, ofrecida por la OPP67 Pesca Ràpita

16.00- 17.00 sesiones

Andrea Márquez Escamilla, Paloma Herrera Racionero, Luis Miret Pastor, José Pastor Gimeno “El problema del relevo generacional en la pesca del Mediterráneo español”

Juan Luis Alegret (UGi); Miquel Martí (Museu de la pesca): El proceso de patrimonialización de la pesca.

Aspectos organizativos del Foro

16.45-17.15 Pausa café

17.15- 18.00 Conclusiones

18.00 Clausura

Asistentes Foro la Ràpita

Pere Abelló	ICM
Julio Agujetas	MSC
Manuel Albiol Cumba Castellón	Secretario Federación Provincial Cofradías
Jorge Azorín López	Universitat d'Alacant
Joan B. Balagué Vidal	Secretario OPP la Ràpita
Zenda Liset Ballester Garcia	Cofradía Pescadores de Gandía
Francesc Benaiges Samarra	Vicepresidente Cofradía y OPP Palamós
Isabel Betoret Gil	Secretaria Cofradía L'Ametlla
Miguel Brull Arbós.	Patrón Major Cofradía l'Ametlla
Ferran Bustos	ICM/ICATMAR
Jorge Campos Uclés	FACOPE
Jaume Carnicer Mas	Cofradía Vilanova i la Geltrú
Inmaculada Carrasco	OPP 85 Motril
Maria Dolores Castro	ICM
Anabel Colmenero	ICM/ICATMAR
Pau Comí Font	Xarxes Alvaro Comí, C.B
Ángela Cotrina Gutiérrez Aguas de la Unión Europea	Subdirección General de Caladero Nacional y
Pablo Couve	ICM
Gregorio Cuartero López	Inspector de pesca

Iris Czibor Geltrú	Secretaria Confraria de Pescadors de Vilanova i la
Raquel del Rosal,	Jefa la Sección de gestión de Pesca y Marisqueo
Antonio Esteban	IEO
Ernesto Fernández Pardo	Vicesecretario de Agricultura, Agua y Pesca PPCV
David Ferrer Bustos	Cofradía Pescadores de Gandía
Eve Galimany	ICM
Encarnación García	IEO
Sílvia Gómez	Universitat Autònoma de Barcelona
Mauro Gómez Murciano	ICM
Beatriz Guijarro	IEO
Paloma Herrera	UPV
Miguel Jover	UPV
Cristina López	ICM/ICATMAR
Beatriz Lado Codesido	Inspector de pesca
Lucia López	IEO
Verònica López,	ICM/ICATMAR
Juan Jesús López Martínez	Universitat d'Alacant
María Lorenzo Vega	Inspector de pesca
Julio Marra-López Porta,	Inspector de pesca
Miquel Martí	Museu de la Pesca de Palamós
Alberto Martín	MSC
Juan Francisco Martínez Bacas	Secretario Ejecutivo de Pesca del PPCV

Lucía Martínez Posse	Técnica del Servicio de Recursos Marinos,
Antonio Marzoa	UNACOMAR
Miquel Mir Martorell	Patrón mayor y presidente OPP Palamós
Claudia Masdeu Almagro	Secretaria Cofradía de Pescadores de Cambrils
Sara Mohamed	ICM/ICATMAR
Vicenç Molto	IEO
Joan Moranta	IEO
David Nos	ICM/ICATMAR
Xisco Ordinas	IEO
Miquel Ortega	ICM
Esteve Ortiz Brunet	Presidente Cofradía de Tarragona
Manu Peña	Cofradía de Castellón
David Pitarch	Universitat d'Alacant
Patricia Prado,	IRTA
Pere Puig	Pescador
Martí Puig Cabeza, Flota Pesquera	Responsable d'Organitzacions Sectorials i de la
Xènia Puigserver	ICM/ICATMAR
Marta Pujol	ICM/ICATMAR
Fran Ramírez	ICM
José Ramírez	Pescador Castellón
Laura Recasens	ICM
Jordi Ribera	ICM/ICATMAR

Alberto Rico	ICM/ICATMAR
Oscar Rillo Ruiz	Presidente OPP PEIX BLAU CATSUD-TARRAGONA
Laura Rodríguez	MSC
Alba Rojas	ICM
Eusebio Rosales	Presidente OPP la Ràpita
Joan Sala	ICM/ICATMAR
José Luis Sánchez Lizaso	Universitat d'Alacant
Rosa Sans Sans Tarragona	Secretaria de la Confraria de Pescadors de Tarragona
Itziar Segarra Díaz Catalunya)	Subdirectora general de Pesca i Aqüicultura (Gen. Catalunya)
Mireia Silvestre	ICM/ICATMAR
Pilar Todó Vila,	Cap d'Àrea de Comercialització Pesquera
Kilian Toledo	Universitat d'Alacant
Sergi Tudela Sostenible	Director general de Política Marítima i Pesca Sostenible
Mario Vizcarro	Gerente OPP la Ràpita

Objetivos, metodología y resultados del proyecto Medfish hasta la fecha

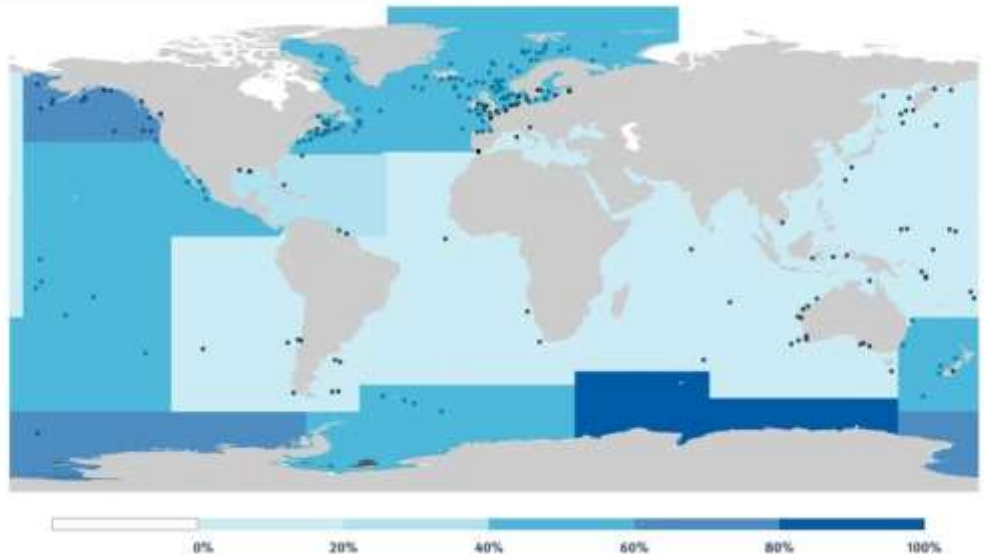
Agujetas, J.

Marine Stewardship Council (MSC) es una Organización internacional sin ánimo de lucro, que busca contribuir a acabar con la sobrepesca y premiar prácticas de pesca sostenible a través del uso de su ecoetiqueta y el programa de certificación asociado. Estas dos herramientas tratan de reconocer y recompensar prácticas de pesca sostenibles, influenciar las elecciones de compra de los consumidores a la hora de comprar productos del mar y trabajar con múltiples actores para transformar el mercado de los productos del mar hacia bases sostenibles.

En este momento existen 446 pesquerías certificadas en todo el mundo y 70 más en proceso de evaluación. Esto representa un 19% (15,27 millones de toneladas) del volumen de productos del mar capturados al año según la Organización de Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO). Para mantenerse dentro del programa, las pesquerías mencionadas han debido de poner en marcha y completar más de 2.000 iniciativas y proyectos de mejora, para abordar debilidades con relación a aspectos de gestión, información sobre sus impactos, reducción del esfuerzo pesquero, etc. De manera global, las pesquerías certificadas contribuyen a la salud de hábitats y ecosistemas, a la reducción de la sobrepesca y la pesca ilegal, no declarada y no reglamentada, así como a la seguridad alimentaria de una población humana en aumento.

Sin embargo, hasta la fecha y por diversas razones, son las pesquerías situadas en el norte de Europa y América aquellas que cuentan con una mayor representación tanto en número como en volumen de toneladas dentro del programa. Con el objetivo de facilitar la certificación de pesquerías en contextos diversos, MSC viene desarrollando una serie de herramientas y proyectos para mejorar la accesibilidad de su programa.

PROGRAMA GLOBAL DE MSC



*Proporción de capturas globales certificadas incluyendo pesquerías suspendidas a fecha marzo 2021, comparadas con datos de capturas globales en las principales áreas pesqueras de FAO 2018.

Hace 10 años MSC puso en marcha lo que, por aquel entonces, se dio en llamar un “proyecto con enfoque regional”. El Project Inshore, desarrollado en colaboración con organizaciones del sector pesquero de Gran Bretaña, tenía como objetivo trabajar de forma colaborativa hacia la mejora de la sostenibilidad medioambiental de un conjunto de pesquerías británicas de bajura. Dicha iniciativa, hoy llamada Project UK, ha logrado iniciar ocho proyectos de mejora de pesquerías (FIP, por sus siglas en inglés), a través de los cuales se están sentando las bases de nuevos planes de gestión, mejorando la información que existe sobre las interacciones de las actividades pesqueras con el medio ambiente, etc.

En la actualidad, este tipo de proyectos, llamados Pathway Projects (o proyectos rumbo a la sostenibilidad), que hacen uso de las herramientas de MSC (el Estándar MSC de pesquerías, en particular) en una serie de pesquerías de una región concreta y con la participación de los actores más relevantes, forman parte de los esfuerzos que lleva a cabo MSC por contribuir a la mejora de la sostenibilidad en pesquerías que, por diversas razones (p.ej., la escala de la actividad, el marco de gestión, el contexto socioeconómico, etc.), aún se encuentran alejadas del nivel de buenas prácticas necesario para alcanzar a la certificación.

¿Cómo se relaciona la pesca en el mar Mediterráneo con el enfoque Pathway de MSC? A finales de 2015, MSC y WWF decidieron poner a prueba este enfoque con pesquerías españolas y francesas mediterráneas. Así, el proyecto Medfish se inició con el objetivo principal de realizar un análisis riguroso y exhaustivo del estado de una selección de pesquerías en cuanto a sus niveles de sostenibilidad medio ambiental, para, a continuación, definir planes de acción de mejora específicos. Asimismo, se buscaba involucrar a los actores más relevantes a nivel regional, para contribuir a crear un ecosistema en apoyo de la transición de pesquerías mediterráneas hacia la sostenibilidad. En una primera fase del proyecto se identificó un total de 370 pesquerías (o, en la terminología de MSC, Unidades de Evaluación) mediterráneas en España, que pescan 233 especies con 11 tipos de artes distintos. Dichas Unidades de Evaluación venían definidas por la especie objetivo de la pesca, la población concreta y el arte de pesca utilizado. De esa lista inicial, se analizaron de forma más exhaustiva 50 pesquerías, que representaban un total de 42 especies objetivo, incluyendo 18 especies demersales, 12 pelágicas y 12 especies de moluscos. Dicho análisis profundizó en la información existente acerca del estado de las poblaciones objetivo, las especies de captura incidental, las interacciones con especies protegidas, amenazadas o en peligro, sus impactos sobre los hábitats, los marcos de gestión y gobernanza, etc.

Ya en 2016, y en base a una serie de criterios que permitieran tener una representación significativa de la gran diversidad de la pesca en el Mediterráneo, se seleccionaron 7 pesquerías de entre esas 50 para someterlas a preevaluaciones en base al Estándar MSC de Pesquerías. Una preevaluación consiste en utilizar el estándar de MSC a modo de diagnóstico de la sostenibilidad medioambiental de una pesquería, lo que permite identificar las debilidades y fortalezas de la misma. A éstas se les unieron 3 pesquerías preevaluadas más en 2019. En general, los informes obtenidos señalan deficiencias con relación al pobre estado de las poblaciones de las especies objetivo y acompañantes, la necesidad de contar con más información acerca de los impactos sobre los distintos elementos del ecosistema, la ausencia de estrategias de captura adecuadas, que permitan una gestión adaptativa del recurso y que estén ligadas a objetivos específicos y cuantificables, procesos de toma de decisiones insuficientes o poco claros, etc.

PESQUERÍAS MEDFISH EN ESPAÑA



Involucradas en el proyecto actualmente:

1. Gamba roja de arrastre de Palamós
2. Quisquilla de nasa de Motril
3. Boquerón de cerco de Caleta de Vélez
4. Boquerón y sardina de cerco de Castellón
5. Llampuga con llampuguera de Mallorca
6. Pulpo de nasa y alcatruz del litoral central de Cataluña

Involucradas en el pasado:

7. Langostino de paranza del Mar Menor
8. Salmonete de fango de arrastre de Villajoyosa
9. Jonquillo con arte de tiro de las Islas Baleares
10. Merluza de arrastre del golfo de León

Para abordar las debilidades descritas, a lo largo de estos años se han venido organizando talleres colaborativos en los que, contando con la participación de más de 300 personas entre representantes de las distintas administraciones, científicos, ONG, organizaciones del sector y los propios pescadores, se han definido de manera conjunta acciones de mejora concretas, así como planes de acción exhaustivos para 9 de las 10 pesquerías seleccionadas.

El papel de MSC y WWF en la última fase del proyecto, quizá la más compleja, consiste en prestar su apoyo, desde diferentes ángulos, a la ejecución de los planes de acción creados, la definición de proyectos de mejora, etc. Sin embargo, son las partes interesadas de cada pesquería, particularmente el propio sector extractivo, quienes toman la responsabilidad de desarrollar las iniciativas que permitan alcanzar las mejoras definidas en los planes. En este sentido, además de proporcionar asistencia técnica, Medfish busca trabajar directamente con las organizaciones del sector para contribuir a la mejora de su capacitación y estructuras, con el fin de que puedan liderar los procesos de mejora. Así, en el seno del proyecto se han desarrollado dos cursos MSC de nivel 2, en los que se ha formado a más de 70 personas, entre técnicos de cofradías, personal de organismos científicos, administraciones de gestión, ONG, consultores

independientes, etc., en el uso del Estándar MSC de Pesquerías, así como de otras herramientas de mejora asociadas.

Dichos cursos, así como los distintos talleres participativos del proyecto, también han permitido profundizar en la colaboración entre diferentes cofradías mediterráneas, así como reforzar lazos entre las organizaciones de pescadores y el sector científico. Estos espacios colaborativos han permitido la puesta en marcha de proyectos tales como COFRAREDMED entre las Cofradías de Pescadores de Motril, Palamós y San Pedro del Pinatar, para generar una red de intercambio de datos pesqueros, ambientales y socioeconómicos en la búsqueda de soluciones a problemas compartidos, o el proyecto SEINE-ETP, que lidera el ICM-CSIC con la colaboración de la flota de cerco de Castellón, para mejorar el conocimiento del papel ecológico y socioeconómico de los pequeños pelágicos en el Mediterráneo e identificar impactos potenciales de la flota de cerco sobre especies en peligro, amenazadas o protegidas (ETP, por sus siglas en inglés). Ambos proyectos abordan aspectos de mejora identificados en las preevaluaciones de varias pesquerías de Medfish.

De entre todos los procesos llevados a cabo en pesquerías del proyecto, cabe destacar el caso de la flota de arrastre que pesca gamba roja en los cañones submarinos de Palamós. En 2018 se llevó a cabo la última actualización del Plan de Gestión de la Gamba Roja de Palamós hasta la fecha. Ésta incluyó varios aspectos establecidos en el Plan de Acción de mejora para la pesquería, definido en el marco de Medfish, tales como:

- Una reducción del esfuerzo pesquero a través de la limitación de días y horas de pesca (14% de días de pesca menos), la reducción del número de embarcaciones permitidas dentro del plan (<27% menos), una veda de 60 días al año, la reducción de la potencia de los motores (500 CV), etc.
- La obligatoriedad de uso de una malla cuadrada para el copo con una abertura mínima de 45 milímetros; actualmente todas las embarcaciones dentro del plan emplean mallas de 50 milímetros.
- El cambio de las puertas del arrastre por otras más ligeras y sin contacto directo con el lecho marino.
- La inclusión dentro del diario electrónico del nombre del caladero y el número de identificación de la embarcación para cada lance realizado.

De forma complementaria, investigadores del ICM-CSIC han puesto en marcha recientemente el proyecto Aristock, con el fin de evaluar el estado de la gamba roja (*Aristeus antennatus*) en tres niveles espaciales (la totalidad de la GSA 6, Cataluña y los caladeros incluidos en el Plan de Gestión de la gamba Roja de Palamós). Se espera que los resultados de dicho proyecto permitan dar otro paso hacia la certificación MSC de la pesquería de gamba roja de arrastre de Palamós.

Por su parte, la Cofradía de Pescadores de Motril ha demostrado su compromiso impulsando de manera decidida los procesos de mejora para la pesquería de quisquilla de nasa y arrastre y la pesquería de boquerón de cerco, cuyas actividades se desarrollan en aguas del mar de Alborán norte. La interacción de la cofradía con MSC y WWF, a través del proyecto Medfish, ha contribuido a la creación en 2021 de la Organización de Productores Pesqueros de Motril (OPP 85). Esto representa un paso esencial a la hora de contar con un sector pesquero bien estructurado en Alborán, que pueda liderar la transición hacia la sostenibilidad de las pesquerías de esta cuenca. En la actualidad, la OPP 85 desarrolla el proyecto para “Software y proceso participativo para la transición ecológica de las pesquerías del mar de Alborán” con el apoyo de las ONG Soldecocos y WWF, con el objetivo de abordar necesidades de mejora en la recogida y análisis de datos pesqueros, así como en la gobernanza, señalados en los Planes de Acción de Medfish para ambas pesquerías de Alborán.

Otro proceso destacado e impulsado dentro del marco de Medfish ha sido la organización de talleres participativos enfocados a generar un espacio de debate e intercambio entre flotas de cerco de todo el Mediterráneo nacional, investigadoras del IEO y el ICM-CSIC, así como ONG, con representantes de la Secretaría General de Pesca de cara a la creación de un nuevo plan de gestión para la pesca de cerco en dicho caladero, que sea eficaz a la hora de garantizar la recuperación y la explotación sostenible de las poblaciones mediterráneas de especies de pequeños pelágicos.

Asimismo, investigadores del IMEDEA-CSIC-UIB y el IEO-CSIC están desarrollando actualmente el proyecto Corytrack¹, para mejorar el conocimiento sobre los movimientos y la dinámica talla-dependiente de individuos de llampuga

¹ Los proyectos Corytrack, ETP-SEINE, Aristock, así como el proyecto para “Software y proceso participativo para la transición ecológica de las pesquerías del mar de Alborán”, están financiados a través del Ocean Stewardship Fund (OSF), el fondo de ayuda a pesquerías de MSC.

(*Coryphaena hippurus*) alrededor de los dispositivos agregadores de peces (FADs, por sus siglas en inglés) de la pesquería de esta especie que tiene lugar en aguas de Islas Baleares. Esta iniciativa busca completar la información relativa a la población de llampuga, para su integración en el modelo de evaluación del recurso desarrollado para el Mediterráneo.

Para finalizar, todo lo descrito anteriormente representa sólo un resumen de las iniciativas de mejora puestas en marcha con relación a las pesquerías del proyecto Medfish, pero los procesos continúan. Desde MSC y WWF nuestra intención es la de seguir apoyando el trabajo colegiado de pescadores, administraciones de gestión, organismos científicos, ONG y actores de la cadena de valor, para generar un ecosistema de cambio que ayude a la transición de las pesquerías mediterráneas hacia prácticas sostenibles y marcos de gestión eficaces.

SECTOR PESQUERO + ONG: HACIA LA SOSTENIBILIDAD MEDIOAMBIENTAL DE LA PESCA EN EL MAR DE ALBORÁN.

Inmaculada Carrasco Rosado. Gerente de la Asociación Organización de Productores Pesqueros de Motril OPP 85

La flota pesquera del Puerto de Motril (Granada) sufrió un descenso paulatino desde 1999, siendo 2011 el año en el que el sector pesquero de Motril soporta una drástica disminución de su flota, perdiéndose cerca de un 40% de sus embarcaciones. Lo que implicó no sólo una disminución de sus producciones, sino también una reducción del empleo pesquero y una gran merma de las ganancias.

Se expone la línea del tiempo del sector pesquero de Motril para contextualizar su esfuerzo a la hora de revertir esta difícil situación, y así, en 2011, el sector abre una línea de vanguardia con la implantación de una nueva forma de gestión pesquera, a través de la colaboración con científicos, administración y ONG. Siendo a partir de 2012 cuando los pescadores motrileños entran a formar parte en diferentes proyectos que ayuden a conseguir la sostenibilidad del caladero del Mar de Alborán y de las empresas pesqueras de Motril. Naciendo así iniciativas y alianzas como Ecoportos (desde 2012 a la actualidad, primer proyecto de investigación y gestión de basuras marinas llevado a cabo por el sector), Medfish (desde 2015 a la actualidad, para la preevaluación de la pesquería de Quisquilla de Motril con nasa), la creación de la Agencia del mar de Alborán (2015-2016 para el asesoramiento del sector), la asistencia técnica en gestión pesquera que asesora a la Cofradía de pescadores (de 2018 a la actualidad), la puesta en marcha del proyecto Cofredmed (2018, colaboración de las cofradías de Palamós, San Pedro del Pinatar y Motril para crear una red de datos pesqueros, ambientales y socioeconómicos para fomentar la pesca sostenible), la creación de la Red de Custodia Alimentaria de la pesca y de la sostenibilidad del mar (2020, puesta en marcha por el sector pesquero, el Ayuntamiento de Motril y la Delegación Territorial de Agricultura, Ganadería y Pesca en Granada para garantizar el abastecimiento a la sociedad del sustento nutricional que sólo la pesca fresca puede aportar) y finalmente la creación de la Organización de Productores Pesqueros de Motril OPP 85 en el año 2021.

OPP que nace como uno de los resultados de mejora del sector, tras aplicar en la propia gestión pesquera local la metodología aprendida en el marco del proyecto

Medfish, que se establece como una herramienta que está permitiendo que cada año el sector pesquero granadino planifique sus actividades en base a objetivos fundamentales como: promover la pesca sostenible, reducir las capturas no deseadas, contribuir a la trazabilidad y a una información clara de los productos, fomentar la mejora de la comercialización de la pesca y la rentabilidad de sus asociados; y colaborar en proyectos de máximo interés para el desarrollo socioeconómico del sector pesquero de la GSA-1 con actividad en el caladero nacional.

Por ello, la opinión que tiene el sector pesquero granadino a cerca del proyecto Medfish, del conocimiento de la herramienta MSC y de la colaboración existente en el marco del proyecto con ONG medioambientales como MSC, WWF y Soldecocos, es muy positiva, ya que sin duda está ayudando a conseguir los objetivos a la hora de poner en marcha medidas sostenibles para planificar y mejorar las pesquerías gestionadas por la OPP 85.

Y así, llegamos a la actualidad, siendo el 2022 el año en el que esta organización presenta el proyecto “Software y proceso participativo para la transición ecológica de las pesquerías del mar de Alborán” (Software and participatory process for the ecological transition of Alboran Sea fisheries). Proyecto liderado por la OPP 85, puesto en marcha gracias a la ayuda de Ocean Stewardship Fund (OSF), fondo de Marine Stewardship Council (MSC), con la contribución de la fundación MAVVA. En el que, a través de un enfoque que permite la participación de todos los stakeholders relevantes, la iniciativa de creación de un software de gestión pesquera tiene el objetivo principal de habilitar una herramienta adecuada para el seguimiento de la actividad del sector pesquero profesional y la recogida y análisis de datos sobre la actividad pesquera y los recursos marinos renovables asociados en la GSA 1. Esto permitirá que el grupo de trabajo (GT) que dota de apoyo técnico a la iniciativa, ya establecido para la pesca y la conservación del mar de Alborán, avance hacia la definición de un plan de acción integral para la cuenca. Todo esto ha de facilitar la transición ecológica de la flota pesquera, identificando caladeros, integrando la normativa ambiental y pesquera, y proporcionando recomendaciones de gestión.

Todo esto permitirá facilitar que el sector pesquero tenga acceso a datos relevantes y a información científica de calidad, que serán utilizados para estudiar y evaluar el estado de explotación de los recursos pesqueros y del ecosistema

marino, para poder de esta manera gestionar realmente sus actividades pesqueras de forma más sostenible y responsable.

Los objetivos específicos del proyecto son:

1. Mejorar el conocimiento sobre la actividad pesquera y los recursos naturales asociados, que permita la implementación de una gestión adaptativa de la pesca en la GSA 1. Esto incluye el desarrollo y análisis de una base de datos común y estandarizada para la zona, lo que permitirá avanzar en el seguimiento y evaluación de pesquerías dentro de la zona mencionada, para contribuir a la recuperación de sus poblaciones, hábitats y el ecosistema general.

2. Probar la aplicabilidad de la herramienta de software en las pesquerías de quisquilla de nasa y boquerón de cerco del mar de Alborán, con el fin abordar las deficiencias con respecto a información disponible identificadas en ambas. Posteriormente, esta herramienta integrará otros aspectos de la gestión pesquera, como la gestión de recursos demersales, elasmobranquios y AMPs, con el objetivo de que la herramienta sirva para la implementación de la transición ecológica de la flota pesquera de la GSA1.

3. Fomentar la coordinación y asociación entre la comunidad científica, los organismos gestores, ONG y el sector pesquero, mediante el funcionamiento del GT para la GSA1. Entre las funciones con las que contará el GT, se encuentran:

- Definir las características técnicas de la herramienta de software y la base de datos asociada.
- Analizar y poner a disposición de los stakeholders relevantes los datos obtenidos a través de la herramienta.
- Generar recomendaciones de gestión a partir del análisis de la información recogida por la herramienta.
- Facilitar la transferencia del conocimiento y la toma de decisiones en un escenario de cogestión.

4. Facilitar que los planes de producción y comercialización desarrollados por el sector pesquero se elaboren incluyendo aspectos de sostenibilidad, gestión y gobernanza adaptados a la PPC actual de la UE y las normativas asociadas.

Las principales acciones que se están llevando a cabo son:

1. Reuniones entre los miembros del GT al inicio del proyecto, para discutir y definir los objetivos a cubrir, así como los aspectos técnicos que debe incluir la

herramienta de software para el seguimiento de la actividad pesquera por segmento de flota, arte de pesca, especies objetivo, etc., así como de la productividad de las lonjas.

2. Desarrollo de la herramienta de software y su base de datos asociada, a través de una licitación a cargo del grupo de desarrolladores. Estos llevarán a cabo la encomienda de la creación de la herramienta en base a las especificaciones técnicas y demás características definidas por el GT en la actividad 1.
3. Establecimiento de comisiones dentro del GT, por especialidad: comisión para pesquerías demersales, comisión para pesquerías de especies pelágicas, comisión para elasmobranquios, comisión para la evaluación de pesquerías pobres en datos, comisión sobre AMP, comisión para la gestión general del uso de la herramienta y la base de datos, etc.
4. Realización de embarques para la caracterización de los distintos artes de pesca y describir el funcionamiento de las diferentes modalidades, con el objetivo de optimizar la toma de datos a bordo. Estos embarques tienen las siguientes funcionalidades:
 - Testeo operativo de la recogida de datos a bordo, como fuente de datos principal para la herramienta de software.
 - Obtener una base de datos inicial, en base a las especificaciones formuladas por el GT, para la elaboración de un protocolo final de recogida de datos.
5. Celebración de reuniones del GT para dar seguimiento a la implementación de los Planes de Acción de mejora, definidos a través del proyecto Medfish, para la pesquería de quisquilla de nasa de Motril y otros puertos y la pesquería de boquerón de cerco de Caleta de Vélez y otros puertos. Se buscará, en primer lugar, analizar de qué manera la implementación de la herramienta permite abordar las deficiencias relativas a información sobre diversos aspectos de las pesquerías, identificadas en los informes de preevaluación, así como la ejecución de las acciones de mejora asociadas en los mencionados Planes de Acción.
6. Realizar acciones de comunicación, divulgación y transferencia de conocimiento a los pescadores y los equipos técnicos de las entidades gestoras de la pesca en el mar de Alborán, a través del marco del GT y talleres que puedan identificarse como más relevantes. El objetivo es el de presentar la herramienta y su base de datos, formar a los usuarios potenciales en su

utilización, así como informar acerca del acceso y utilización de la información recogida, su análisis posterior y recomendaciones de gestión derivadas. A través de esta actividad se busca fomentar que las entidades pesqueras (p.ej., cofradías de pescadores, OPP, etc.) refuercen su papel en los procesos de toma de decisiones sobre la gestión sostenible de sus pesquerías. Esto incluirá lo siguiente:

- Reunión informativa al inicio del proyecto a cargo del GT.
- Presentación de la herramienta una vez desarrollada.
- Taller de utilización de la herramienta.
- Sesión de devolución de resultados.

Plan de Gestión de la Gamba roja de Palamós: Evolución y seguimiento de las medidas para la sostenibilidad de la pesquería

Alba Rojas ICM CSIC

La gamba roja, *Aristeus antennatus*, es un crustáceo que habita en fondos de profundidades entre los 200 hasta los 3000 metros aunque la profundidad a la que se captura con artes de arrastre de fondo en el Mediterráneo noroccidental es entre 400 y 800 metros. Esta especie presenta dimorfismo sexual, es decir, por su morfología externa se diferencian entre hembras y machos. Las hembras son más longevas (7 años) que los machos (5 años) y alcanzan un tamaño superior las cuales son las que tienen mayor valor comercial. El periodo de reproducción para las hembras es muy estacional, empiezan a madurar a inicios de primavera alcanzando el estado máximo de puesta de los huevos en verano. En el caso de los machos, una vez se reproduzcan por primera vez ya permanecen maduros durante todo el año. La talla de primera madurez sexual en hembras está entre 26-28 mm y en machos entre 20-21 mm de longitud de cefalotórax (CL) aunque a pesar de ser un recurso de alto nivel comercial no tiene establecida legalmente una talla mínima de referencia a efectos de conservación (TMREC).

En Palamós, la pesquería de gamba roja es muy importante ya que representa más del 50% de los ingresos con respecto al resto de especies desembarcadas por la flota de arrastre por lo que sus fluctuaciones influyen directamente en la economía del sector. De hecho, durante los años 2005 y 2006 las capturas como los ingresos descendieron drásticamente. En base a estudios científicos, la consecuencia de esta disminución fue, probablemente, por el efecto “cascada”, un fenómeno ambiental en el que las masas de agua superficiales más frías y densas descienden verticalmente hacia el fondo removiendo el sedimento y probablemente esto hace que desplace la gamba roja hacia mayores profundidades donde no alcanzan las redes para capturarla. En el año 2008 las capturas remontaron obteniendo el máximo histórico aunque desafortunadamente la mayor parte eran individuos juveniles los cuales tienen poco valor comercial. Este cambio repentino en la composición de las capturas podría ser una combinación de eventos de un reclutamiento inusualmente alto

desencadenado por condiciones ambientales específicas es decir, eventos de cascada en aguas densas de la plataforma (Company et al., 2008), y el crecimiento sobrepesca (Gorelli et al., 2016).

Ante esta situación alarmante, el propio sector pesquero adoptó medidas de autorregulación, sin evaluación científica previa, con el objetivo de reducir la captura de juveniles y sustentar la pesquería a futuro. Algunas de estas medidas fueron más restrictivas que las establecidas Reglamento europeo de 2006 ¹ : cierres temporales en determinados caladeros, limitación de días de pesca, aplicación de un mes de veda durante la época de reclutamiento (invierno) y uso de un copo de 50 mm de luz de malla rómbica de 5 mm de torzal. Aun así, fue necesario solicitar un Plan de Gestión junto con el apoyo científico de investigadores del ICM-CSIC, que han realizado diversos estudios sobre el comportamiento de esta especie a lo largo de los años, con el fin de evaluar las medidas de regulación más adecuadas para preservar este recurso.

1. Reglamento (CE) nº 1967/2006 del Consejo de 21 de Diciembre de 2006, relativo a las medidas de gestión para la explotación sostenible de los recursos pesqueros en el mar Mediterráneo y por el que se modifica el Reglamento (CEE) nº 2847/93 y se deroga el Reglamento (CE) nº 1926/94.

En 2013, se publicó en el BOE la Orden Ministerial ² a través del cual se crea el Plan de Gestión de la gamba roja de Palamós con el objetivo de mantener las capturas dentro de los límites sostenibles y mitigar el impacto en los ecosistemas. Fue Plan pionero para todo el mediterráneo occidental. A su vez, se creó el comité de cogestión formado por representantes de la administración, sector pesquero, institutos de investigación y ONG. La regulación de esta pesquería se estableció sobre 22 embarcaciones con Puerto base en Palamós y en los 7 caladeros situados a lo largo del cañón de la Fonera. Se establecieron una serie de medidas de regulación para alcanzar los siguientes tres objetivos a lo largo de los 5 años de duración del Plan:

1. Reducir el esfuerzo pesquero: reduciendo la jornada de pesca, ampliando la veda en un total de 2 meses, regular la capacidad de la flota a 500 Cv máximo y reducir en un 20% el número de embarcaciones.
2. Reducir la captura de juveniles: se cambia la luz de malla del copo a 40 mm, de geometría cuadrada y de 3 mm de torzal por elección de los pescadores,

sin evaluación científica previa. Es la obligada por el Reglamento y que usan en el resto del Mediterráneo.

3. Reducir el impacto ambiental y consumo energético: se realiza un cambio de puertas de arrastre más ligeras que no contactan con el fondo y reducen la suspensión de sedimento.

Para garantizar el cumplimiento de estas medidas se llevó a cabo un control y seguimiento de esta pesquería. En cumplimiento al artículo 9 del Plan de Gestión sobre incrementar la selectividad y adoptar un único arte tendente a reducir el impacto de la actividad sobre el sustrato marino y mejorar el ahorro energético se desarrollaron a partir de 2014 los siguientes proyectos desde el ICM-CSIC, liderados por J.B.Company:

Proyecto **“Selectivity”**: con el fin de evaluar la eficacia de la regulación de la selectividad adoptada en Palamós y proporcionar asesoramiento necesario para apoyar cualquier decisión futura de gestión sobre la selectividad de las artes en esta pesquería.

Entre los diferentes análisis realizados en este proyecto (Gorelli et al., 2017) se evaluó la longitud de selección del 50% (L50), es decir, la longitud en la que el 50% de individuos es retenido en el copo para los tres tipos de configuración: luz de malla romboidal de 50 mm (5 mm de torzal) utilizada antes de la aplicación del Plan de Gestión, la malla cuadrada de 40 mm (3 mm de torzal) totalmente implementada a partir de 2013 y la malla cuadrada de 50 mm (3 mm torzal) experimental para evaluar las posibles mejoras en la selectividad del arte. Los resultados demostraron que la malla cuadrada de 40 mm mostró incluso una L50 (21 mm CL) menor que la malla rómbica de 50 mm (23 mm CL) aunque apenas hubo diferencias significativas. Sin embargo la L50 de la malla cuadrada de 50 mm fue mayor (26 mm CL) que, aun estando por debajo de la talla de primera madurez, fue más selectiva.

Los resultados experimentales los comparamos con la serie anual por clase de talla de las capturas desembarcadas en Palamós teniendo en cuenta el periodo en el que se implementó cada tipo de malla desde 2008 hasta la actualidad y, mostraron que las capturas de gamba roja de clase pequeña no variaron significativamente en la transición del cambio de malla rómbica de 50 mm a la malla cuadrada de 40 mm. En cambio, en el periodo que se implementó la malla

2. Orden AAA/923/2013, de 16 de mayo, por la que se regula la pesca de gamba rosada (*Aristeus antennatus*) con arte de arrastre de fondo en determinadas zonas marítimas próximas a Palamós.

cuadrada de 50 mm constataron positivamente los resultados experimentales ya que las capturas de juveniles disminuyeron más de la mitad y manteniendo las capturas de individuos de mayor tamaño los cuales tienen mayor valor comercial por lo que se evidencia científicamente que la malla cuadrada de 50 mm es mucho más selectiva puesto que disminuye la captura de juveniles así como los descartes.

Proyecto **“Unificación y cambio del equipo de pesca de arrastre de Palamós”** (P.Puig y J.B.Company): se realizaron pruebas experimentales con todos los tipos de puertas de arrastre de fondo del mercado para evaluar el equipo de pesca más eficiente con el objetivo de reducir la resuspensión del sedimento sobre el fondo durante el arrastre y reducir el coste energético. De los resultados obtenidos y por acuerdo mutuo con el sector pesquero, se implementaron en 2017 para toda la flota del Plan de gestión puertas de arrastre de fondo semipelágicas **(más detalle en el capítulo Pere Puig)**.

Transcurridos los 5 años del Plan de Gestión se evaluaron los resultados de las medidas de regulación los cuales fueron muy positivos. Se redujo el esfuerzo pesquero mediante una reducción del 14% en días de pesca y un 27% de la flota. En cuanto al incremento de la malla del copo se redujo un 20% de la captura de juveniles y aumentó un 20% el conjunto de individuos de mayor tamaño. Y ante el cambio de las puertas de arrastre de fondo se redujo un 5% el consumo energético y disminuyó el impacto sobre el fondo marino. Cabe destacar que, aun habiendo más medidas restrictivas, los ingresos aumentaron, superando el 50% respecto al periodo anterior al Plan de Gestión con unas capturas similares y esto se debe al aumento del tamaño medio de los individuos en las capturas los cuales tienen mayor valor comercial por lo que supone una ventaja económica. Ante estas mejoras, en el año 2018 se aprobó la segunda prórroga del Plan de Gestión mediante la nueva orden ministerial ³ en la cual se modificó la flota adscrita al nuevo Plan reduciéndose a 16 embarcaciones y la implementación de la malla cuadrada de 50 mm ante los resultados satisfactorios de las pruebas científicas. El resto de medidas se continuaron implementando de la misma manera.

Ante el nuevo Plan de Gestión y en cumplimiento del artículo 5 en relación a no utilizar artes de pesca con dimensiones superiores a las actuales se llevó a cabo en 2019 el proyecto “TipoArt” de la Fundación Biodiversidad en colaboración con la CPP, ICM e IEO del CSIC con el objetivo de proponer una nueva medida para limitar las dimensiones de los artes de pesca de gamba roja y así, regular la capacidad extractiva juntamente con la selectividad. Hasta el momento, no existe regulación a nivel jurídico que especifique la dimensión máxima de toda la extensión del arte de pesca. Para ello, medimos la longitud total y el círculo de pesca (abertura de la boca de red) de los 16 artes de pesca de la flota del Plan de Gestión. Se analizaron las dimensiones obteniendo una flota no uniforme con dimensiones muy variables (60 a 120 m de longitud total y entre 80 y 140 m de círculo de pesca) distinguiendo dos grandes grupos de embarcaciones: por un lado el grupo de 500 a 800 Cv y otro grupo que superan los 1000 Cv y los cuales las dimensiones son superiores al resto.

Ante el cambio de puertas, al ser estas más ligeras, el arte es el que ejerce mayor resistencia durante el remolque y la maquinilla del cable de la embarcación es el que soporta dicha tensión.

3. Orden APM/532/2018, de 25 de mayo, por la que se regula la pesca de gamba rosada (*Aristeus antennatus*) con arte de arrastre de fondo en determinadas zonas marítimas próximas a Palamós.

Por lo que un cambio en la sobredimensión de un arte de pesca se podría conocer a partir de un cambio en la subida de la tensión que soporta la maquinilla. Se analizaron las tensiones reales registradas durante las pescas de arrastre mediante una célula de carga instalada sobre la base de la maquinilla. Como resultado general, las embarcaciones de mayor potencia llevaban artes de dimensiones superiores, los cuales registraron las mayores tensiones alcanzando más de 6000 kg. Y la flota más predominante, entre los 500 y 700 CV, con dimensiones de los artes similares presentaron una tensión similar de aproximadamente 3500 kg. A excepción de dos barcos de 500 Cv que registraron mayor tensión porque sus dimensiones eran superiores a otras de 700 CV por lo que se constata que la tensión es un buen indicador ante un cambio de la dimensión de la red. A partir de esta evidencia científica se ha propuesto esta nueva medida al sector pesquero para regular las dimensiones y así mismo, regular la capacidad extractiva y obtener uniformidad en la flota. Además, otras ventajas que obtendría la flota

sería: proporcionar seguridad a bordo puesto que el manejo se controla desde el Puente, evitar roturas y/o enganches de los artes de pesca sobre obstáculos en el fondo durante el arrastre, obtener mayor eficiencia pesquera.

Actualmente estamos en el último año del Plan de gestión y se está preparando el tercer borrador para solicitar una nueva prórroga para el año 2023. Una de las posibles medidas a implementar con acuerdo del sector pesquero podría ser un nuevo incremento de selectividad, usando un copo de malla cuadrada de 55 mm durante determinadas épocas del año en el que hay mayor reclutamiento de gamba roja. Sobre la propuesta científica de establecer la tensión como nueva medida aún falta por consensuar con todas las partes implicadas del Comité y la aprobación del sector pesquero.

Aunque aún falta camino por recorrer las medidas implementadas a lo largo de los años han mostrado resultados muy positivos y destaca la necesidad de contar con pruebas científicas que respalden la adopción de medidas para la sostenibilidad del recurso.

Plan de Gestión de la Gamba roja de Palamós:

Estado actual de la pesquería de gamba roja de Palamós

Pablo Couve ICM CSIC

Como se ha mencionado anteriormente, en la pesquería de gamba rosada de Palamós se han llevado a cabo múltiples iniciativas para alcanzar un manejo sostenible del recurso. Una iniciativa actual financiada por “Marine Stewardship Council” (MSC) es el proyecto “ARISTOCK”, el cual es liderado por Joan B. Company y Nixon Bahamon. El objetivo del proyecto es evaluar el estado de la gamba rosada utilizando el modelo de evaluación “Assessment For All” (a4a), el

que es utilizado actualmente en las reuniones de evaluación del “Scientific, Technical and Economic Committee for Fisheries” (STECF).

Para cumplir con lo anterior, se efectuó una recopilación de bases de datos para utilizar el modelo a4a. Estas corresponden al “Data Collection Framework” (DCF), que es el compendio obligatorio de datos de pesquerías recopilados por los distintos estados miembros de la UE; y los datos del “Servei d’assessorament de la pesca” (SAP-ICATMAR), datos provenientes de distintas pesquerías de los puertos de Catalunya.

Debido a que actualmente el proyecto se encuentra en desarrollo y se están procesando los datos para ser aplicados en a4a, se realizó un análisis preliminar con el modelo “Length-Based Pseudo-cohort Analysis” (LBPA). LBPA es un modelo de datos pobres, basado en la estructura de tallas del stock, donde es posible obtener una estimación de si el recurso es explotado de forma sostenible o no.

Se efectuaron 2 evaluaciones preliminares en LBPA para la gamba rosada con los datos del SAP-ICATMAR. La primera evaluación se llevó a cabo solo con datos correspondientes al puerto de Palamós, mientras que la segunda, se utilizaron los datos del resto de puertos de Catalunya agrupados. Cabe mencionar que la serie de tiempo de datos disponibles fue de 3 años (2019-2021). Los resultados indican que en ambas evaluaciones la pesquería de gamba rosada no se encontraría en un estado sostenible, pero al analizar los índices de sobreexplotación (F/F_{tar}), la pesquería del puerto de Palamós estaría en un mejor estado en comparación con el resto de puertos agrupados, lo que podría suponer menores esfuerzos para alcanzar un manejo sostenible en el puerto de Palamós.

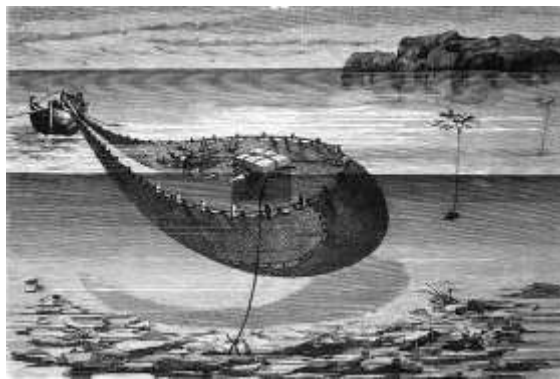
Cory-track: analizar los movimientos de la llampuga (*Coryphaena hippurus*) en las Islas Baleares.

Vicenç Moltó, Eneko Aspillaga, Josep Alos, Ignacio A. Catalán



La llampuga (*Coryphaena hippurus*) es una especie epipelágica, es decir, habita en la parte superior de la columna de agua, con una distribución circumglobal en regiones tropicales y subtropicales, con la isoterma de 16°C marcando su límite de distribución. A su vez, se encuentra segregada en poblaciones que realizan considerables migraciones regionales. Esta especie constituye un recurso pesquero en prácticamente todas las regiones en las que se encuentra. El mar Mediterráneo no es una excepción, donde los juveniles (individuos de edad 0) son el objetivo de una pesquería artesanal que se lleva a cabo principalmente en cuatro países costeros en el centro y cuenca oeste del Mediterráneo: Túnez, Malta, Italia (aunque principalmente en Sicilia) y España (aunque principalmente en las Islas Baleares y en su práctica totalidad en la isla de Mallorca). Para estos países, la llampuga tiene un componente socioeconómico de gran relevancia. Se trata de una de las pesquerías comerciales más importantes tanto en rendimiento en quilogramos registrados como en ingresos en las economías locales, así como una especie emblemática a nivel social puesto que también es objetivo de la pesca recreativa y producto de temporada demandado por la sociedad. A modo anecdótico, esta pesquería es considerada patrimonio cultural inmaterial en Malta.

Estas pesquerías comerciales son de pequeña escala, con embarcaciones pequeñas también de construcción artesanal de entre 7 y 12 metros de eslora. La captura se lleva a cabo mediante el uso de dispositivos concentradores de peces o FADs, de sus siglas en inglés, aprovechando el comportamiento de esta especie, que tiende a



refugiarse bajo objetos flotantes, facilitándose la captura mediante el uso de una pequeña red de cerco modificada (Imagen 1). Por lo tanto, se trata de una pesca con menos del 5% de captura accidental. También son capturadas accidentalmente por la flota de palangre de altura, aunque estas capturas constituyen menos del 5% del total de capturas.

Imagen 1: Imagen de la pesca de llampuga mediante el uso de FADs. Fuente (http://www.nixe3.com/muestraficha.asp?id_ficha=2571)

El objetivo de este capítulo es la presentación del proyecto Cory-track, que pretende analizar los movimientos de la llampuga en el Mediterráneo haciendo uso de las últimas tecnologías en telemetría acústica. En cuanto al conocimiento sobre el patrón migratorio de la llampuga en el Mediterráneo, se sabe que aparece en las aguas de la cuenca occidental en primavera, cuando la temperatura superficial alcanza los 16°C en una migración genética o reproductiva puesto a que se reproduce en estas aguas desde mayo a septiembre, con su máximo de puesta entre final de junio y principio de julio. Los reclutas aparecen cerca de costa en verano, coincidiendo con la apertura de la pesquería, que está legalmente regulada y se lleva a cabo desde el 15 de agosto hasta el 31 de diciembre (Recommendation GFCM/30/2006/2). Al llegar el invierno, con el descenso de la temperatura superficial por debajo de este umbral cesan las capturas.

Existen hipótesis sobre su posible ruta migratoria; por una parte, podrían seguir una migración similar al atún rojo (*Thunnus thynnus*) proveniente del Atlántico a través del estrecho de Gibraltar, pero con origen tropical o subtropical. Sin embargo, estudios recientes de estructura genética poblacional sugieren que el Mediterráneo hospeda una población endémica de *Coryphaena hippurus*. Existe un gran desconocimiento sobre los patrones de movimiento de esta especie en el Mediterráneo, incluyendo el efecto de factores ambientales sobre el uso de hábitat en distintas fases de su ciclo vital tales como reproducción, crecimiento larvario y juvenil, e incluso la interacción con los FADs de la pesquería comercial. Además, se ha observado que existen correlaciones entre las series temporales de capturas de estos países. Conocer los patrones de movimiento y la influencia de variables ambientales en ellos es de gran relevancia para conocer la estructura del stock, mejorar los cálculos de mortalidad para esta especie en esta región, así como la dinámica captura-esfuerzo y poder integrar toda esta información en las herramientas de gestión pesquera disponibles.

Con el objetivo de dar respuesta a estas incógnitas surge el proyecto Cory-track, que se desarrollará entre los años 2022 – 2023 y surge en el marco del proyecto Medfish de Marine Stewardship Council (MSC) con el fin de evaluar la sostenibilidad de las pesquerías de esta especie en el Mediterráneo identificando los

puntos débiles de conocimiento, hecho que se llevó a cabo mediante talleres, junto con WWF, integrando los tres sectores implicados en el conocimiento de la pesquería: sector científico, sector pesquero y administración competente en materia de gestión pesquera. Además, los objetivos de este proyecto se integran con los del plan de investigación de la comisión general de pesca del Mediterráneo (CGPM) sobre esta especie (Recommendation GFCM/43/2019/1), con el que se pretende aportar la información necesaria para integrar en la evaluación de este recurso pesquero en el Mediterráneo en vistas a la elaboración de un plan de gestión.

Para la consecución de los objetivos de Cory-track, se han diseñado unos FADs experimentales que se calarán en andana en un área determinada al sur de Mallorca, equipados todos ellos con receptores acústicos. Posteriormente se llevarán a cabo jornadas de marcaje científico a lo largo de toda la temporada para disponer de individuos marcados cubriendo un amplio rango de tallas. Los individuos se marcarán con marcas electrónicas internas (marcas acústicas), que poseen un identificador (ID) propio de cada individuo y están equipadas con sensores de profundidad (Imagen 2), así como marcas convencionales externas (T-bar o spaghetti). El proyecto cuenta con la participación del sector pesquero puesto que también dispondrán de receptores acústicos en las andanas comerciales más próximas a la experimental, con el fin de evaluar los patrones de movimiento dentro y entre las propias andanas de FADs, contemplando los distintos rangos de talla.



Imagen 2: Detalle de la operación de marcaje mediante marcas acústicas internas.

Además, estas marcas y receptores están programadas en protocolo abierto por lo que se integran dentro de redes de receptores acústicos a distintos niveles más amplios en cuanto a cobertura espacial, como son la Balearic Tracking Network, que dispone de receptores en todas las áreas marinas protegidas del archipiélago

Balear, la Spanish Tracking Network con receptores instalados en todas las boyas meteorológicas pertenecientes a puertos del estado, y la European Tracking Network (<https://www.europeantrackingnetwork.org/en>), con receptores desplegados en enclaves estratégicos de los distintos países europeos, como por ejemplo el estrecho de Gibraltar, con el objetivo secundario de obtener información sobre el patrón de movimiento a gran escala en caso de conseguir detectar individuos que hayan conseguido abandonar nuestra área de estudio.

SEINE-ETP, proyecto de colaboración entre científicos y pescadores sobre la pesquería de pequeños pelágicos de Castellón

Ortega, M.; Castro-Cadenas, M.D.; Espasandín, L.; Fernández-Corredor, E.; Giménez, J.; Lloret-Lloret, E.; Ramírez, F.; Sbragaglia, V.; Coll, M.

La pesquería de cerco española del Mediterráneo se encuentra ante un doble reto ecológico y socioeconómico. La biomasa y desembarcos de sus principales especies objetivo, sardina (*Sardina pilchardus*) y anchoa (*Engraulis encrasicolus*), ha disminuido fuertemente tras un pico de capturas en el período 1980-2000, dando pie a una reducción sostenida del número de embarcaciones, con un decrecimiento de un 33% en los últimos quince años. En los últimos tres años la caída en las capturas se ha acentuado, lo que ha conllevado un agravamiento en la problemática económica, ya que la evolución de los precios no ha compensado la reducción en las capturas (Ilustración 1).

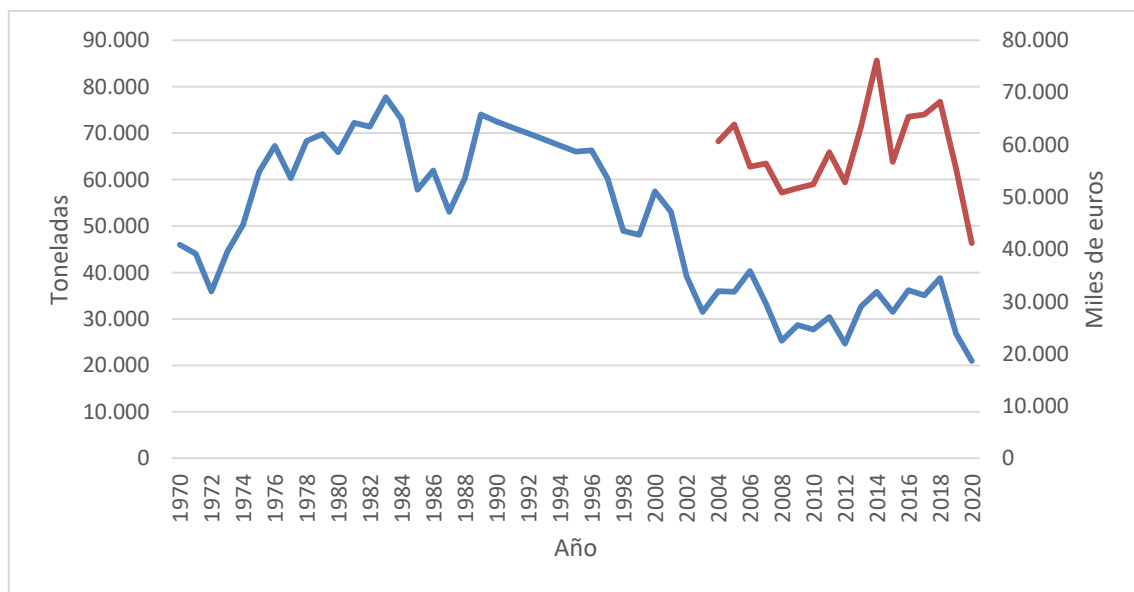


Ilustración 1. Evolución de las capturas de sardina y anchoa por parte de la flota española en el Mediterráneo (en azul; Fuente: GFCM capture production Data) y de la facturación asociada a precios reales actualizados a 2020 (en naranja; Fuente: Estadísticas pesqueras: Estadísticas de Capturas y Desembarcos de Pesca Marítima. MAPAMA).

Desde el punto de vista ecológico se han detectado cambios importantes tanto en la distribución de ambas especies como un empeoramiento de su condición corporal. Estas tendencias han sido estudiadas en proyectos anteriores (SPELMED, PELWEB y PELCAT, entre otros), concluyendo que se deben a diversos factores entre los que destaca una mortalidad por pesca excesiva (GFCM, 2021), así como a modificaciones de diversa índole en el ecosistema marino producidas por el cambio climático. Esto conlleva considerar necesarios cambios urgentes en la gestión pesquera para favorecer la recuperación de las poblaciones de sardina y anchoa en un contexto ecosistémico, haciendo a su vez posible la viabilidad socioeconómica de la pesquería (Coll et al., 2021; Pennino et al., 2020).

Desde el punto de vista económico, la disminución de las capturas y el pequeño tamaño de las unidades capturadas -aspecto que castiga el precio de compra- ha ido acompañada por una comercialización cada vez más integrada en la cadena global de suministro y una disminución del número de pequeños compradores en lonja, por lo que pese a que ha aumentado ligeramente el precio unitario no ha crecido lo suficiente para compensar la caída de capturas (Ilustración 2).

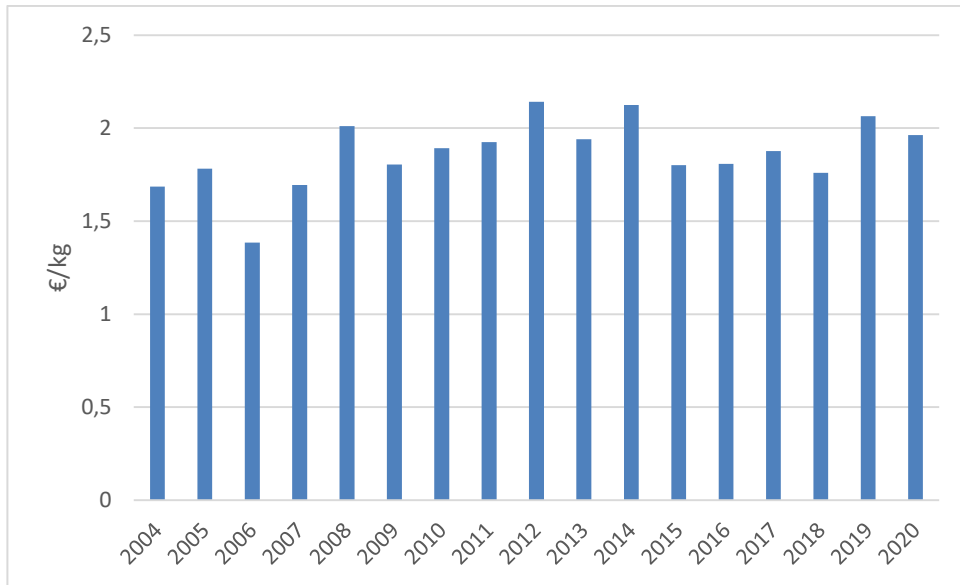


Ilustración 2 Evolución del precio unitario de las capturas de cerco de la flota española Mediterránea a precios reales actualizados a 2020. Fuente: elaboración propia a partir de Estadísticas de Capturas y Desembarcos de Pesca Marítima. MAPAMA

La rentabilidad anual económica (ROA) de las embarcaciones supervivientes a la disminución de flota de los últimos quince años continúa siendo baja, pese a haber mejorado ligeramente en el último decenio respecto al quinquenio anterior, y presenta grandes fluctuaciones anuales manteniéndose en una media ligeramente por debajo del 5%, hecho que dificulta tanto la renovación de la flota -ya que existen pocos incentivos para la inversión- como el reclutamiento de nuevas generaciones de pescadores. Una parte significativa de la flota ha registrado resultados económicos negativos en los últimos dos años.

En este contexto, avanzar hacia una pesca más sostenible en un contexto ecosistémico se presenta como una oportunidad de futuro para garantizar tanto la mejora del ecosistema marino, como la viabilidad socioeconómica de la actividad mediante el reconocimiento de esta sostenibilidad como argumento de venta.

Mejorar la gestión y la comercialización a través de la certificación

El proyecto Medfish es un proyecto impulsado por el Marine Stewardship Council – MSC- y WWF que, a partir de los estándares de MSC como herramienta para diagnosticar la sostenibilidad de las pesquerías, pretende impulsar mejoras en la

gestión para algunas de las principales pesquerías del Mediterráneo francés y español, entre ellas la pesquería de cerco en Castellón (<http://www.project-medfish.com/es/>).

Como parte de la evaluación preliminar de la pesquería de cerco en Castellón se detectaron algunos puntos de mejora tanto en el ámbito de la gestión como de la evaluación. En particular se evidenció que, pese a que en general las pesquerías de cerco de sardina y anchoa se han descrito como altamente selectivas y con una baja tasa de descartes y escasas interacciones con especies no objetivo, se carecía de una cuantificación sólida de estas interacciones y de cómo las interacciones con las especies de captura incidental pueden repercutir en el ecosistema y en la propia actividad pesquera.

La cuantificación de estas interacciones es un prerrequisito para la potencial certificación de la pesquería.

Proyecto SEINE-ETP

Es de esta necesidad que nace el proyecto SEINE-ETP, un proyecto de investigación llevado a cabo en el Instituto de Ciencias del Mar (ICM) en colaboración con el MSC y WWF.

El objetivo principal es proporcionar indicadores cualitativos y cuantitativos dirigidos a determinar si y en qué medida, la pesquería local de cerco de Castellón de la Plana interactúa con especies en peligro, amenazadas y protegidas (ETP) y otras especies fuera del ámbito del MSC. Para ello se marca tres objetivos:

- Objetivo 1: Llevar a cabo la investigación mediante un enfoque participativo con los pescadores de cerco. Integrar sus conocimientos ecológicos locales en los protocolos y procesos científicos sobre las especies ETP y las especies fuera del ámbito del MSC.
- Objetivo 2: Realizar observaciones empíricas sistemáticas de las posibles interacciones de la pesquería de cerco con las especies ETP y las especies fuera del ámbito de aplicación del MSC mediante observaciones durante la actividad de pesca.
- Objetivo 3: Sintetizar la nueva información adquirida enmarcada en un enfoque basado en el ecosistema utilizando técnicas de modelización ecológica.

Iniciado en junio de 2022 y con duración hasta finales del año 2023, el proyecto SEINE-ETP incluirá, entre otros métodos, la observación directa mediante embarques (dos días al mes durante toda la duración del proyecto) llevando a cabo muestreos oportunistas y estudiando la interacción con otras especies a través de diversas técnicas entre ellas el uso de eco-sondas; el desarrollo de encuestas semiestructuradas para reconstruir patrones históricos de interacciones con especies no objetivo; la co-creación de opciones de gestión y la elaboración de protocolos para gestionar el bycatch de especies ETP y las especies fuera del ámbito del MSC; y finalmente la modelización ecosistémica. En caso de que se detecten impactos, el proyecto evaluará las posibles consecuencias desde una perspectiva ecosistémica considerando indicadores ecológicos y sociales.

En este momento nos encontramos en las primeras fases de trabajo de campo y de análisis de las interacciones puntuales con especies acompañantes como jurel (*Trachurus spp.*), caballa (*Scomber spp.*), congrio (*Conger conger*), pez volador (*Exocoetus volitans*), pez limón (*Seriola dumerili*), chucho (*Dasyatis pastinaca*), atún rojo (*Thunnus thynnus*), pez espada (*Xiphias gladius*), pota negra (*Todarodes sagittus*) y pota (*Illex coindetii*); especies asociadas como la llampuga (*Coryphaena hippurus*), y aves como la gaviota de Audouin (*Ichthyaetus audouinii*), la gaviota patiamarilla (*Larus michahellis*) y la pardela cenicienta (*Calonectris diomedea*).



Ilustración 3. Algunas de las especies analizadas en las primeras semanas de trabajo de campo

Referencias

- Coll, M., Bellido, J. M., & Pennino, M. G. (2021, June). *Cómo proteger las sardinas y anchoas mediterráneas de la sobrepesca y el cambio climático*. The Conversation. <https://theconversation.com/como-proteger-las-sardinas-y-anchoas-mediterraneas-de-la-sobrepesca-y-el-cambio-climatico-162805>
- Pennino, M. G., Coll, M., Albo-Puigserver, M., Fernández-Corredor, E., Steenbeek, J., Giráldez, A., González, M., Esteban, A., & Bellido, J. M. (2020). Current and Future Influence of Environmental Factors on Small Pelagic Fish Distributions in the Northwestern Mediterranean Sea. *Frontiers in Marine Science*, 7. <https://doi.org/10.3389/FMARS.2020.00622/FULL>

LA PESCA DE LA ANGUILA EN LA ALBUFERA DE VALENCIA

Miguel Jover Cerdá
Instituto de Ciencia y Tecnología Animal
Universitat Politècnica de València

La anguila (*Anguilla anguilla*) es la especie pesquera más característica y valiosa de la Albufera de Valencia, junto con la lubina (*Dicentrarchus labrax*), desde tiempo inmemorial.

Los datos más antiguos de capturas de anguilas en el lago son del año 1900, en el que se pescaron 131 toneladas, las cuales se redujeron a 88 toneladas en 1910 y 66 toneladas en 1920, debido a la disminución de la superficie del lago (Pardo, 1942). A estas cantidades hay que añadir las anguilas capturadas en las acequias y marjales limítrofes, entre 70 y 85 toneladas (Pardo, 1942, 1951).

En la actualidad existen tres Comunidades de Pescadores que pescan anguila, El Palmar, Catarroja y Silla, pero únicamente la Comunidad de Pescadores de El Palmar desarrolla una pesca profesional en el lago mediante puestos fijos o “redolins”, y la única que lleva un registro sistemático de las capturas de las diferentes especies desde el año 1950 (Figura 1). En el caso de la anguila, las capturas oscilaron entre 80 y 115 toneladas anuales hasta 1963, pero a partir de 1967 se produjo una drástica reducción, y en tan solo diez años, se pasó a pescar únicamente entre 10 y 15 toneladas (años 1977-1987). En la actualidad, se capturan unas 5-6 toneladas al año.

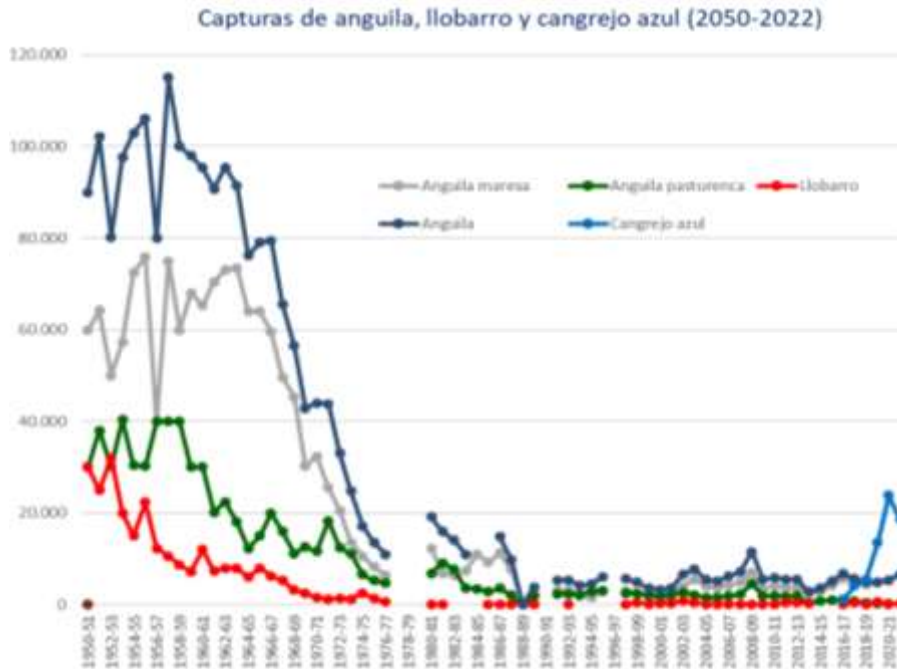


Figura 1. Capturas de anguila, lubina y cangrejo azul en la Comunidad de Pescadores de El Palmar durante el periodo 1950-2022 (Fuente: Comunidad de Pescadores de El Palmar)

La pesca de la anguila está regulada por el *Plan de Gestión de la Anguila Europea en España* (2010), por el Decreto 35/2013 de 22 de febrero del Consell, de Pesca Sostenible de la Anguila, y amparada por la declaración como Bien de Interés Cultural (BIC) de *La pesca artesanal en la Albufera de Valencia* mediante el Decreto 164/2016, de 4 de noviembre del Consell. Se lleva a cabo en los meses de octubre a abril, empleando nasas (*mornells*) y redes paraderas, fundamentalmente en los puestos fijos de la orilla este del lago (Figura 2) y en las acequias que comunican con el mar, los cuales se sorteán cada año en el conocido “*sorteig de redolins*”, celebrado el segundo domingo de julio en presencia de las autoridades de El Palmar, en el que cada pescador elige el puesto de pesca en función de su suerte, disponibilidad y recursos.



Figura 2. Pescadores recogiendo las capturas de anguila en la Gola de Puchol o “Perellonet Nou” (Fuente: M. Jover)

En el pasado hubo hasta 104 redolins en los que pescaban unos 323 pescadores, siendo la Sequiota el más solicitado hasta hace unas décadas, como aparece en la novela de Vicente Blasco Ibañez, *Cañas y Barro*, pero en los últimos años solo se sortean unos 55 redolins para otros tantos pescadores. Las mayores capturas tienen lugar en el Gola del *Perellonet Nou* (12,5%) Gola del *Perelló* (10,8%) El *Romero* (8,4%), *Cap Enterra de la Brava* (5,3%) y *Cap Enterra de les Bovetes* (5,3%), aunque depende de la dedicación y habilidad de los pescadores (Jover y col., 2018).

La causa de esta disminución de las poblaciones de anguila, y también de lubina, está en la alteración de la calidad del agua del lago, como consecuencia de los vertidos industriales y urbanos de finales de los años sesenta y principios de los setenta, que originó una tremenda eutrofización con total desaparición de la vegetación acuática sumergida (*Chara* sp.) y la microfauna asociada (gambeta principalmente), que servían a la anguila de refugio y alimento respectivamente.

Además del gran desastre ambiental que supuso la eutrofización del lago, también hay que considerar los efectos negativos culturales, sociales y laborales en el sector pesquero. Aunque la eutrofización originó un aumento de otras especies pesqueras como la *llisa* (*Mugil* sp.), su bajo precio de venta respecto a la anguila y la lubina, supuso una pérdida de rentabilidad de la pesca, que originó que muchos pescadores abandonasen la actividad pesquera o buscasen otros trabajos, quedando la pesca como una actividad complementaria, perdiendo parte de su identidad ancestral. De los más de 300 pescadores que aparecían en el sorteo de redolins en la década de 1940-50, en la actualidad quedan solo 55. Asimismo, la pesca de la anguila supone una gran riqueza cultural y gastronómica, con aparejos, costumbres, recetas, etc, que corren el riesgo de perderse si no se protege y recupera la pesca en la Albufera.

Existe una gran tradición gastronómica vinculada a la anguila, con platos tan conocidos como el *all i pebre* o la anguila al horno o *espardenyà*, y otros menos conocidos como la anguila encebollada, la anguila frita y la *torrá*, y los innovadores anguila marinada y rulo de anguila, o los arroces, *allipebrat*, paella de anguila y pato, paella de anguila y lubina, arroz al horno, o el más reciente, la paella de anguila y cangrejo azul (Figura 3), cuyas capturas en la Albufera aumenta cada año, y que causa daños en las redes y en las anguilas capturadas. La gastronomía de la anguila genera una gran actividad económica y social, como lo muestran los tradicionales concursos de *all i pebre* de Catarroja y El Palmar, popular y profesional respectivamente, o el reciente de *espardenyà* en Alzira.



Figura 3. Paella de anguila y cangrejo azul (Fuente: M. Jover)

En la actualidad, la anguila europea es una especie en grave peligro debido a la enorme reducción del reclutamiento de angulas, y a la dificultad de ascenso y descenso de los ejemplares por los ríos, lo que limita el escape de reproductores al mar para su reproducción. La Unión Europea está muy preocupada por este asunto, existiendo un Grupo de Trabajo de la Anguila, que ha instado a los diversos países a tomar medidas para su recuperación, entre ellas garantizar un escape al mar del 40% de los ejemplares reproductores, pero serían necesarias otras medidas estructurales, como la mejora de los hábitats costeros y la movilidad longitudinal en los ríos, permeabilizando las presas y azudes, o mediante translocación. En este sentido, desde hace varias décadas, la Generalitat Valenciana desarrolla un interesante programa de pre-engorde de angulas en cautividad y sueltas de angulitas en las partes altas de los ríos, con una suelta acumulada desde el año 1992 de más de dos millones de ejemplares, que debería de potenciarse.

Por otra parte, existe una gran presión por la pesca de angulas para consumo humano, y también para abastecer las piscifactorías de engorde, habiéndose reducido las capturas drásticamente, pasando de las 45 toneladas anuales en los años 1930-40 a unas 5 toneladas en los años 1960, y a apenas varios centenares de kilogramos en la actualidad. La captura de angulas no resulta sostenible, siendo la reproducción en cautividad una tarea pendiente. Hace unos años, investigadores de la Universitat Politècnica de Valencia, obtuvieron las primeras larvas de anguila en cautividad en España (Figura 4), pero las investigaciones tuvieron que paralizarse debido a la falta de financiación (Pérez y col., 2012; Jover y col., 2013). Cualquier plan de gestión de la anguila debería favorecer su reproducción en cautividad para suministrar alevines a las granjas de engorde, y para repoblar los cursos altos de los ríos, al objeto de recuperar las poblaciones de reproductores que escapan al mar de los Sargazos.



**Figura 4. Primera larva de anguila obtenida en cautividad en la UPV
(Fuente: Pérez, 2012)**

Aunque según algunas fuentes las aguas del lago presentan algunos incipientes signos de mejora, lo cierto es que hasta que no se recuperen las praderas de charas y vuelvan las gambetas, no será posible que las poblaciones de anguila, y por tanto su pesca, recuperen el esplendor de antaño. Para ello, es imprescindible que además de incrementarse la cantidad de agua de calidad, y la reducción de vertidos, se mejore la gestión de la eliminación de la paja del arroz evitando su pudrición en los campos, que ha ocasionado mortandades en el pasado reciente, y se proceda a la retirada de los sedimentos que cubren el fondo del lago de la Albufera.

La pesca de la anguila en la Albufera de Valencia es una actividad tradicional y artesanal desde hace más de 700 años, y que corre el peligro de desaparecer debido a los impactos antropogénicos ajenos a la propia actividad pesquera, que han reducido las poblaciones silvestres y han truncado su ciclo de vida, por lo que todos estamos obligados a buscar soluciones para mantener dicha actividad pesquera y dignificar el oficio de pescador, creando riqueza, empleo y cultura. El futuro depende de las autoridades que legislen con sabiduría, de los pescadores que pesquen de forma sostenible como lo han hecho durante siglos, de los científicos que aporten datos y soluciones, y de la sociedad en general que presione al resto para mantener ese patrimonio natural que es la anguila.

REFERENCIAS

JOVER, M., ASTURIANO, J., PEREZ, L. *El futuro de la producción de la anguila: mejoras en la reproducción*. Foro de los Recursos Marinos y la Acuicultura de las Rías Gallegas, 15. 2013.

JOVER, M. y col. *European eels fishing in several sites in Albufera Lagoon during 2014-15, 2015-16 and 2016-17*. SIBIC Congres. 2018.

PEREZ, L. y col. *Trying to reproduce the European eel (Anguilla anguilla) under captivity: experiments with females*. Domestication in Finfish Aquaculture, Olsztyn (Polonia), Octubre 2012. *Book of Proceedings*, p. 11-15.

PARDO, L., *La Albufera de Valencia. Estudio Limnográfico, Biológico, Económico y Antropológico*. Instituto Forestal de Investigaciones y Experiencias, 24. 1942.

PARDO, L., *Acuicultura Continental*. Salvat Editores. 432 pp. 1951.

Título: Efecto de la extensión T90 y del copo de malla cuadrada de 52 mm en el caladero de merluza de la flota de arrastre de fondo de Sant Carles de la Ràpita

Francesc Ordines, Francesca Ferragut-Perelló, Maria Valls, Claudio Vasapollo, Maria Teresa Farriols, Beatriz Guijarro, Sergi Joher, Marina Bibiloni-Socias y Enric Massutí.

Introducción

Actualmente la flota de arrastre de fondo que opera en el Mediterráneo usa redes equipadas con copos de malla cuadrada de 40 mm de luz. El uso de este tipo de malla se implementó gracias a la aplicación del Reglamento del Consejo (CE) N° 1967/2006 en 2006. Este tipo de malla en el copo supuso un avance importante para la mejora de la selectividad de los artes de arrastre respecto al copo de malla rómbica de 40 mm utilizado hasta entonces (Bahamon et al., 2006; Guijarro & Massutí, 2006; Ordines et al., 2006). Sin embargo, su selectividad sigue siendo demasiado baja para evitar la presencia de proporciones elevadas de individuos inmaduros en las capturas. Esto también afecta a la merluza (*Merluccius merluccius*), especie para la que el uso de esta malla supone además, capturas importantes de individuos por debajo de la talla mínima de referencia para la conservación de esta especie (TMRC; 20 cm) (Bahamon et al., 2006; Guijarro & Massutí, 2006; Ordines et al., 2006; Baro & Muñoz, 2007).

Por todo esto, en 2020, el proyecto IMPEMED (*Mejora de la selectividad de los artes de arrastre en el Mediterráneo para el avance en la explotación sostenible de las pesquerías de arrastre*), financiado por la Unión Europea, llevó a cabo una serie de campañas en el Mediterráneo para la evaluación de distintas modificaciones de las redes de los artes de arrastre con el objetivo de mejorar su selectividad. El presente estudio tiene como objetivo evaluar el efecto de la introducción de dos modificaciones de la red i) la manga o extensión tradicional de malla rómbica utilizada con un giro de las mallas de 90° (configuración normalmente conocida como T90), y ii) un copo de malla cuadrada de 52 mm (50S), en la pesquería de merluza que explotan las embarcaciones de arrastre del puerto de La Ràpita.

Material y métodos

Para evaluar el efecto de la extensión T90 y del copo 50S se realizó una campaña a bordo del B/P Vicent Gras (eslora 25m, 44.5 GRT y 323 CV de potencia nominal) con puerto base en La Ràpita. La embarcación está equipada con un sistema ITI para el monitoreo en tiempo real de la geometría de la red y la estimación efectivo de la pesca. El B/P Vicent Gras es una de las embarcaciones típicamente dedicadas a la explotación de la pesquería de merluza cercana a La Ràpita, frente al Delta del Ebro, en la que faena más del 97% de días que sale a la mar. El aparejo utilizado por esta embarcación es similar al que usan la mayoría de embarcaciones de este puerto y está compuesto de: i) puertas Viking MX (2.6 m² y 750 kg), ii) mallas de 220 m de longitud y 40 mm de diámetro compuestas de Nylon y acero, iii) vientos de 50 m de Nylon y acero y Nylon, para el viento del burlón y de la relinga de flotadores, respectivamente, y (iv) una red de cuatro paños tipo “Quadrat”, de 84.3 y 110.5 m de relinga de corcho y burlón, respectivamente, hecha de poliestireno en su sección cónica anterior y de Nylon en su extensión, que mide 14.1 m de longitud y está construida en red de malla rómbica de 44 mm con un torzal de 4 mm. La red termina en un copo de Nylon de 1.5 x 1.5 m de red de malla cuadrada de 40 mm con nudo y 3 mm de torzal.

El efecto de la extensión T90 y del copo 50S fue evaluado tanto por separado como simultáneamente en una misma red. Para ello, se llevaron a cabo pescas alternas utilizando cuatro configuraciones distintas del arte: i) estándar sin modificar (TRA), ii) estándar equipado con manga T90, iii) estándar equipado con copo 50S y manga T90 (EXP), y iv) estándar con copo 50S equipado con un sobrecopo de malla rómbica de 18 mm de luz (50SC), que se unió a la red directamente en sobre la unión entre la extensión y el copo. Para evitar apantallamiento del copo y reducción del flujo de agua a través de la red, el sobrecopo era 1.5 veces más largo y ancho que el copo y estaba equipado con aros que facilitaban su abertura y lo mantenían separado del copo. Las pescas realizadas con esta última metodología, copo cubierto por sobrecopo, sirvieron para comparar capturas entre las distintas configuraciones y, además, calcular los parámetros de selectividad del copo 50S para las principales especies comerciales.

Se realizaron un total de 10 pescas alternas con cada tipo de arte (con una duración entre 45-60 minutos), excepto con la configuración que incluye sobrecopo, con la que se realizaron un total de dieciséis, con el fin de obtener mayor número de individuos para el cálculo de la probabilidad de retención por talla de las principales especies comerciales. Las distintas configuraciones se alternaron cada uno o dos días, repitiendo las pescas con las distintas configuraciones de red lo más cerca posible. Todas las pescas se realizaron en la pesquería de merluza frente al Delta del Ebro entre 70 y 85 m de profundidad.

Una vez terminada la pesca, dentro de cada categoría comercial y en los descartes (separados por la tripulación), y en el sobrecopo, en el caso de esta configuración de red, la captura se separó por especie y se midieron todos los individuos capturados de peces y moluscos (medio cm inferior de longitud total (TL) y longitud del manto (LM), respectivamente), y crustáceos comerciales (mm inferior de longitud del cefalotórax (CF)). Las capturas obtenidas en cada pesca se estandarizaron a 60' utilizando el tiempo efectivo de pesca obtenido mediante el monitoreo de la red con el sistema ITI.

Para cada tipo de configuración de red y para el pool de pescas que utilizaron copo tradicional y copo 50S, se calcularon los rendimientos medios obtenidos, considerando captura total desembarcada y descartes de las especies más importantes especie (aquellas que representaron >96% de la biomasa total capturada). Los rendimientos obtenidos se compararon utilizando el test estadístico para la comparación de medias T de Student. En el caso de la configuración 50S, se calculó el porcentaje de individuos inferiores a la MCRS que consiguen escapar de la red, respecto al total de individuos que entran en ella

El efecto de la extensión T90 sobre la talla de las capturas de las principales especies comerciales se realizó mediante el análisis de comparación de las distribuciones de tallas estandarizadas utilizando una regresión polinomial en un modelo lineal mixto generalizado (GLMM) que tuvo en cuenta la variación entre pescas (Holst & Reville 2009).

Los parámetros de selectividad del copo 50S se calcularon utilizando los datos recogidos durante las pescas con sobrecopo. La probabilidad de que un individuo de una talla determinada que entra en la red sea retenido en el

copo se modeló mediante el ajuste de una curva logística o curva logística generalizada (Millar & Fryer 1999), eligiendo el modelo que mejor se ajustaba en base al mínimo valor del Criterio de Información de Akaike (AIC). A partir de los parámetros de la curva de selección se calcularon la talla de primera captura (talla en la que la probabilidad de que un individuo quede retenido en el copo es del 50%) y el rango de selección (talla a la que se produce el 75% de retención menos la talla a la que se produce el 25% de retención).

Para evaluar las consecuencias económicas de la implantación del copo 50S se aplicó una aproximación teórica utilizando los datos de las capturas retenidas y escapadas de las 16 pescas que utilizaron sobrecopo. A partir de la distribución de tallas total (individuos retenidos en el copo y escapados (recogidos en el sobrecopo)) se simuló la captura que se obtendría en cada lance utilizando ambos, el copo de 40 mm de malla cuadrada y el copo 50S mediante la aplicación de curvas de selección para cada tipo de copo. En el caso del copo de 40 mm se utilizó la información bibliográfica sobre la selectividad de este tipo de copo en las zonas más cercanas al área de estudio (Bahamon et al. 2006, Guijarro & Massutí 2006, Ordines et al. 2006, Tosunoglu et al. 2009, Ates et al. 2010), mientras que para el copo 50S se utilizó la información obtenida en el presente trabajo. Una vez generadas las capturas teóricas que serían retenidas con cada tipo de copo, los individuos retenidos se asignaron a categorías comerciales de tamaño, siguiendo los rangos de tallas aplicados de manera rutinaria por la tripulación durante las pescas comerciales. El peso de cada categoría se calculó aplicando la relación talla-peso a los individuos seleccionados en cada categoría. Finalmente, las capturas por categoría se estandarizaron a 60' y se calculó su valor económico de primera venta multiplicando su peso por el precio medio de cada categoría durante 2019 en la lonja de La Ràpita. El test de la T de Student se utilizó para comparar los rendimientos teóricos en biomasa y económicos obtenidos con el copo de 40 mm y el copo 50S. Las pérdidas económicas se calcularon respecto al valor económico obtenido usando el copo de 40 mm. Los porcentajes de pérdida económica se utilizaron para calcular las pérdidas teóricas que hubiese generado la implantación del copo 50S, en las embarcaciones de La Ràpita que explotan la pesquería de merluza, de haberse llevado a cabo en 2019.

Finalmente, se usó el programa VIT (Lleonart & Salat 1992) de evaluación de recursos pesqueros mediante Análisis de Población Virtual (AVP) para realizar un análisis de transición y evaluar el efecto a corto y medio plazo que supondría la implantación del copo 50S sobre el rendimiento por recluta de las principales especies demersales objetivo en estos fondos (gamba blanca *Parapenaeus longirostris*, salmonete de fango y merluza), que son evaluadas de forma periódica en la sub-área geográfica 6 (GSA 6) de la Comisión General de Pesquerías del Mediterráneo (GFCM). Para ello se utilizaron los mismos datos empleados para estas especies en la evaluación realizada por la GFCM en 2021. La mortalidad por pesca (F) empleada para simular el cambio a copo 50S en el análisis de transición se calculó por clase de edad multiplicando la F obtenida en las evaluaciones (GFCM 2021) por un factor calculado dividiendo la probabilidad de retención media de cada clase de edad usando el copo 50S por aquella obtenida usando el copo de 40 mm.

Resultados y discusión

La comparación de las capturas entre las distintas configuraciones de los artes mostró que la utilización de la manga T90 no supone ninguna reducción de descartes ni mejora de la selectividad respecto al arte estándar sin modificar (Tabla 1). El uso de la manga T90 ha mostrado resultados contradictorios en los distintos estudios realizados hasta ahora en el Mediterráneo. Por una parte, Sola & Maynou (2018) detectaron una reducción de las capturas de los individuos de pequeño tamaño de merluza y salmonete utilizando manga T90 en el Mediterráneo occidental, mientras que Petetta et al. (2022), al igual que el presente trabajo, no detectaron ninguna mejora de la selectividad para estas especies cuando utilizaron manga T90 en el Mar Adriático. Quizás una explicación para estas diferencias podría estar relacionada con el hecho de que la extensión usada en Sola & Maynou (2018) tiene una luz de malla 6 mm mayor (50 mm) que las utilizadas en Petetta et al. (2022) y el presente estudio (44 mm).

En cambio, la utilización del copo de malla cuadrada de 52 mm supuso una clara reducción de los descartes de merluza y un incremento generalizado de la talla de primera captura de las especies comerciales más importantes, en comparación con el copo estándar de malla cuadrada de 40 mm (Tabla 2).

En el caso de la merluza, la mejora de la selectividad supuso un aumento de la talla de primera captura hasta situarla en 22.2 cm, es decir, por encima de su TMRC, permitiendo que el 90% de los individuos por debajo de esta talla escapen del copo.

El mayor efecto sobre la selectividad de las modificaciones hechas en el copo respecto a las llevadas a cabo en el resto de la red, como la manga T90, era esperable teniendo en cuenta que desde hace décadas se conoce que el copo es la parte más importante en cuanto a la selectividad de los artes de arrastre. Así lo demostraron algunos estudios de los años 60 del siglo pasado que establecieron que la mayor parte de los peces susceptible de escapar de un arte de arrastre, lo hacen a través del copo, y más concretamente, la mayoría lo hacen a través de su parte más posterior (Clark, 1963; Beverton, 1963).

Sin embargo, la implementación del copo de malla cuadrada de 52 mm implica pérdidas económicas importantes para la mayoría de especies objetivo, especialmente para la merluza y el salmonete (*Mullus barbatus*), para los que las ganancias se reducirían el 32 y 28%, respectivamente, en comparación con las obtenidas utilizando el copo de malla cuadrada de 40 mm (Figura 1).

Considerando todas las especies para las que se pudieron obtener parámetros de selectividad, y extrapolando las pérdidas estimadas por especie y categoría comercial a las capturas anuales en la Ràpita, el total de pérdida económica que se produciría en la pesquería de merluza explotada desde este puerto ascendería hasta el 27%.

A pesar de estas pérdidas iniciales, los análisis de transición realizados indican que el rendimiento por recluta de las principales especies, merluza, salmonete y gamba blanca se recuperaría después de dos años de la implementación del copo de malla cuadrada de 52 mm, suponiendo que no hubiese cambios significativos del esfuerzo pesquero (Figura 2). Es más, el cuarto año se alcanzaría un aumento del 30 y 17% de los rendimientos de merluza y salmonete, respectivamente.

Sin embargo, las pérdidas iniciales son de tal magnitud, que la implementación del copo de malla cuadrada de 52 mm parece

económicamente insostenible para la flota de arrastre que explota la pesquería de merluza, particularmente en el contexto actual de aumento de los costes operacionales debido mayoritariamente al incremento del precio del carburante, a no ser que el aumento del tamaño de la malla en el copo se acompañe de subvenciones que permitan aliviar las pérdidas económicas hasta la recuperación de los rendimientos.

Clark (1963) concluyó respecto a la selectividad de los artes que “*en términos de gestión de pesquerías simplemente sería necesario el control del copo, ya que el escape (de individuos) dentro del rango de selección es, de hecho, más elevado para el copo que para todo el resto del arte. Los peces que no puedan escapar a través de las secciones anteriores de la red, aún podrán hacerlo con toda probabilidad a través del copo*”. Nuestros resultados apoyan esta conclusión, e indican que modificar el tamaño de la malla en el copo es mucho más efectivo que modificar la extensión a la hora de mejorar la selectividad de las redes de arrastre de fondo.

Referencias bibliográficas:

Ates, C., DEval, M.C., Bök, T., Tosunoglu, Z. (2010). Selectivity of diamond (PA) and square (PE) mesh codends for commercially important fish species in the Antalya Bay, eastern Mediterranean. *J. Appl. Ichthyol.* 26, 465–471. doi: 10.1111/j.1439-0426.2010.01462.x

Bahamon, N., Sardà, F., Suuronen, P. (2006). Improvement of trawl selectivity in the NW Mediterranean demersal fishery by using a 40 mm square mesh codend. *Fish. Res.* 81, 15-25. doi: 10.1016/j.fishres.2006.05.020

Baro, J., and Muñoz de los Reyes, I. (2010). Comparación de los rendimientos pesqueros y la selectividad del arte de arrastre empleando mallas cuadradas y rómbicas en el copo. *Informes técnicos. Instituto Español de Oceanografía*, (188), 1-23

Beverton, R. J. H. (1963). Escape of Fish Through Different Parts of a Codend, in *The Selectivity of Fishing Gear. ICNAF Spec. Publ.* 9-11.

Clark, J. R. (1963). Size Selection of Fish by Otter Trawls. Results of Recent Experiments in the Northwest Atlantic, in *The Selectivity of Fishing Gear*. ICNAF Spec. Publ. 25-96.

GFCM (2021). Working Group on Stock Assessment of Demersal Species (WGSAD). Scientific Advisory Committee (SAC). Online, 18-23 January 2021 (western Mediterranean); online, 25-30 January 2021 (central and eastern Mediterranean and Adriatic Sea). 115 pp.

Guijarro, B., and Massutí, E. (2006). Selectivity of diamond- and square-mesh codends in the deepwater crustacean trawl fishery off the Balearic Islands (western Mediterranean). *ICES J. Mar. Sci.* 63, 52-67. doi: 10.1016/j.icesjms.2005.08.011

Holst, R., and Revall, A. (2009). A simple statistical method for catch comparison studies. *Fish. Res.* 95, 254-259. doi: 10.1016/j.fishres.2008.09.027

Leonart, J., and Salat, J. (1992). *VIT: Software for Fishery Analysis*. FAO, Roma, 1997 p. 107.

Ordines, F., Massutí, E., Guijarro, B., Mas, R. (2006). Diamond vs. square mesh codend in a multi-species trawl fishery of the western Mediterranean: effects on catch composition, yield, size selectivity and discards. *Aquat. Living Resour.* 19, 329-338. doi: 10.1051/alr:2007003

Petetta, A., Herrmann, B., Virgili, M., Li Veli, D., Brinkhof, J., Lucchetti, A. (2022). Effect of Extension Piece Design on Catch Patterns in a Mediterranean Bottom Trawl Fishery. *Front. Mar. Sci.* 9. doi: 10.3389/fmars.2022.876569

Sola, I. and Maynou, F. (2018). Assessment of the relative catch performance of hake, red mullet and striped red mullet in a modified trawl extension with T90 netting. *Sci. Mar.* 82, 19-26. doi: 10.3989/scimar.04711.04A

Tosunoğlu, Z., Aydin, C., Salman, A., and Fonseca, P. (2009). Selectivity of diamond, hexagonal and square mesh codends for three commercial

cephalopods in the Mediterranean. *Fish. Res.* 97(1-2), 95-102. doi:
10.1016/j.fishres.2009.01.006

Tabla 1. Resultados de las comparaciones de T de Student para los rendimientos de las principales especies comerciales entre: i) las distintas configuraciones red con y sin extensión T90 con el mismo tipo de copo (tradicional o copo 50S) y, ii) entre el pool de pescas realizado con configuraciones con copo de 40 mm las realizadas con copo 50S. *: $p < 0.05$; **: $p < 0.01$; ***: $p < 0.001$; 1: TRA > T90; 2: TRA < T90; 3: TRA > 50SC; 4: EXP > 50SC; 5: EXP < 50SC; 6: TRA+T90 > EXP+50SC; 7: TRA+T90 < EXP+50SC; 8: TRA < 50SC.

	TRA vs T90			EXP vs 50SC			TRA+T90 vs EXP+50SC		
	TOTAL	COM	DES	TOTAL	COM	DES	TOTAL	COM	DES
<i>Arnoglossus laterna</i>	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	*** (6)	*** (6)	n.s.
<i>Chelidonichthys gurnardus</i>	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
<i>Chelidonichthys lucerna</i>	n.s.	n.s.	-	n.s.	n.s.	-	n.s.	n.s.	-
<i>Citharus linguatula</i>	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
<i>Lepidotrigla cavillone</i>	n.s.	n.s.	* (2)	n.s.	n.s.	n.s.	** (6)	** (6)	n.s.
<i>Lophius budegassa</i>	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
<i>Merluccius merluccius</i>	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	*** (6)	*** (6)	*** (6)
<i>Mullus barbatus</i>	n.s.	n.s.	-	** (5)	** (5)	-	n.s.	n.s.	-
<i>Scomber scombrus</i>	n.s.	n.s.	n.s.	* (4)	** (4)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
<i>Scyliorhinus canicula</i>	n.s.	n.s.	-	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
<i>Trachinus draco</i>	n.s.	n.s.	-	n.s.	n.s.	-	n.s.	n.s.	-
<i>Trisopterus minutus</i>	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	*** (6)	*** (6)	n.s.
<i>Parapenaeus longirostris</i>	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
<i>Squilla mantis</i>	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
<i>Alloteuthis media</i>	* (1)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	*** (6)	*** (6)	n.s.
<i>Eledone cirrhosa</i>	n.s.	n.s.	-	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
<i>Illex coindetii</i>	n.s.	n.s.	n.s.	* (4)	* (4)	* (4)	*** (6)	*** (6)	n.s.
<i>Loligo vulgaris</i>	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	-	n.s.	n.s.	n.s.
<i>Sepia elegans</i>	** (1)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.

Tabla 2. Parámetros de selección (media \pm E.S.) del copo 50S. S₁ y S₂: parámetros de las curvas logísticas. L₅₀: talla de primera captura (cm para todas las especies excepto

Parapenaeus longirostris en mm). RS: rango de selección. δ : Parámetro exponencial en caso de ajuste a curva logística de Richard.

Species	S ₁	S ₂	L ₅₀	RS	δ
<i>Citharus linguatula</i>	-5.17 ± 0.90	0.37 ± 0.06	13 ± 0.37	4.25 ± 0.71	
<i>Lepidotrigla cavillone</i>	-8.79 ± 0.81	0.75 ± 0.08	11.28 ± 0.17	2.10 ± 0.22	
<i>Merluccius merluccius</i>	-31.90 ± 10.2	1.26 ± 0.39	22.19 ± 0.18	5.03 ± 0.16	5.58
<i>Mullus barbatus</i>	-30.71 ± 8.35	1.61 ± 0.41	17.66 ± 0.18	2.56 ± 0.20	3.33
<i>Trachinus draco</i>	-10.51 ± 1.05	0.42 ± 0.04	24.06 ± 0.33	3.73 ± 0.38	
<i>Trisopterus capelanus</i>	-5.83 ± 0.33	0.28 ± 0.02	19.32 ± 0.57	5.56 ± 0.47	
<i>Parapenaeus longirostris</i>	11.99 ± 53.61	0.19 ± 0.01	22.62 ± 0.34	8.49 ± 0.56	1.37 10 ⁻⁷
<i>Squilla mantis</i>	-6.65 ± 0.36	0.34 ± 0.02	19.65 ± 0.18	6.49 ± 0.34	
<i>Eledone cirrhosa</i>	-1.27 ± 0.30	0.11 ± 0.04	8.46 ± 0.67	14.65 ± 4.43	
<i>Illex coindetii</i>	-2.34 ± 0.13	0.23 ± 0.01	10.40 ± 0.22	6.00 ± 0.41	22.31

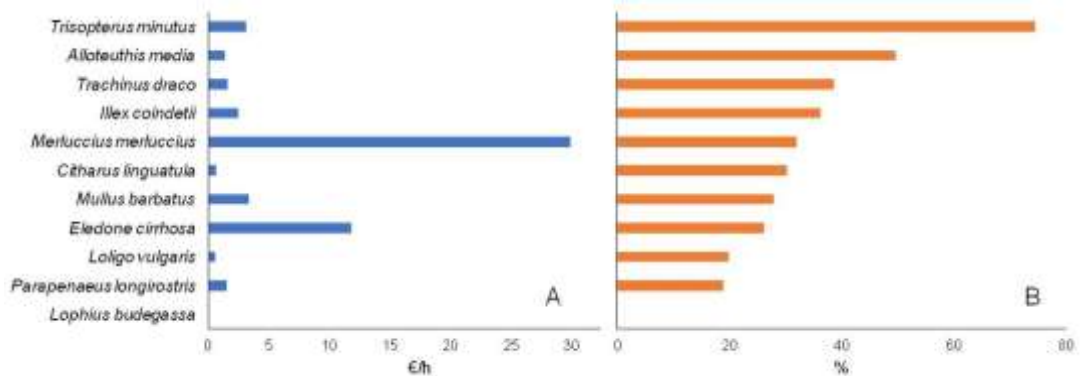


Figura 1. Pérdidas económicas en €/h y porcentaje de las principales especies comerciales en la pesquería de merluza explotada por la flota de La Ràpita.

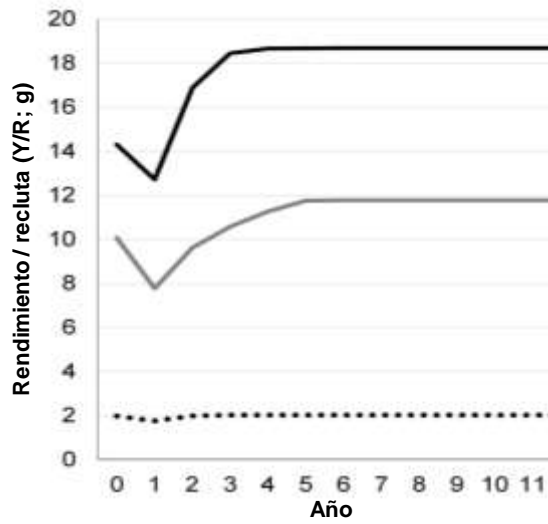


Figura 2. Resultados de los análisis de transición mostrando la evolución del rendimiento por recluta (g/individuo) a lo largo de los 11 años después de la implantación del copo 50S. Línea negra: *Merluccius merluccius*; línea gris: *Mullus barbatus*; línea negra punteada: *Parapenaeus longirostris*.

Mejora de la selectividad de la flota de arrastre en la costa peninsular y Baleares

Beatriz Guijarro^{1,*}, Marina Prieto¹, Marina Forteza¹, Aina de Mesa¹, Sergi Joher¹, Francesc Ordines¹, Antonio Esteban², Encarnación García², María José Meléndez³, José Luis Pérez³, José Miguel Serna³, Miguel Vivas² y Enric Massutí¹

¹ Centro Oceanográfico de Baleares (IEO-CSIC) Moll de Ponent s/n, 07015 Palma (Illes Balears)

² Centro Oceanográfico de Murcia (IEO-CSIC) Calle el Varadero 1, 30740 San Pedro del Pinatar (Murcia)

³ Centro Oceanográfico de Málaga (IEO-CSIC) Puerto Pesquero s/n, 29640 Fuengirola (Málaga)

*beatriz.guijarro@ieo.csic.es

Introducción

El Reglamento (UE) 2019/1022 del Parlamento Europeo y del Consejo de 20 de junio de 2019, que establece un plan plurianual para la pesca demersal en el Mediterráneo occidental (MAP), considera que, para alcanzar los objetivos de la Política Pesquera Común, se deben adoptar medidas de conservación tales como planes plurianuales, medidas técnicas y establecer y asignar el esfuerzo pesquero máximo admisible, en número de días de pesca. Así, desde su entrada en vigor en 2020, se ha llevado a cabo una reducción del esfuerzo pesquero de la flota de arrastre, una limitación del esfuerzo en la flota de palangre de fondo, se han establecido zonas de cierre espacio-temporales y se ha limitado las capturas para una de las especies objetivo del plan, la gamba roja, *Aristeus antennatus*.

Además, de esto, el Artículo 7.3.b de dicho Reglamento prevé la posibilidad de completar estas medidas con cualesquiera otras medidas técnicas o de conservación al objeto de alcanzar el Máximo Rendimiento Sostenible (MRS) a más tardar el 1 de enero de 2025 para las especies objetivo del plan: la merluza (*Merluccius merluccius*), el salmonete de fango (*Mullus barbatus*), la gamba blanca (*Parapenaeus longirostris*), la cigala (*Nephrops norvegicus*) y la gamba roja (*A. antennatus*). De hecho, en su Artículo 13 («Medidas técnicas de conservación específicas»), el Reglamento incluye la posibilidad de adoptar medidas o especificaciones que permitan mejorar la selectividad, reducir las capturas no deseadas o reducir al mínimo el impacto negativo sobre el ecosistema. Además, de acuerdo con la declaración conjunta de diciembre de 2020, Francia y España reconocieron la urgencia de mejorar la selectividad de los artes que capturan las

especies objetivo del MAP, para permitir una mejor protección de juveniles y permitir la recuperación de estos stocks.

La forma y tamaño de la malla del copo se consideran dos factores muy importantes a la hora de determinar la selectividad de las redes de arrastre. El cambio de la geometría de las mallas de la red en el copo introducido por la aplicación del Reglamento (CE) Nº 1967/2006 de 2006, de malla rómbica de 40 mm de luz a cuadrada del mismo tamaño, supuso, un aumento de las tallas de primera captura (L_{50} , talla a la cual el porcentaje de quedar un ejemplar retenido o escapado es del 50%) de la mayoría de las especies, mejorando así la selectividad. Con el objetivo de evaluar el efecto de copos de malla cuadrada de abertura mayor de 40 mm, en 2021 se realizaron una serie de proyectos piloto en la flota de arrastre del Mediterráneo a lo largo de la costa peninsular y Baleares.

Material y métodos

Se seleccionaron copos de dos tamaños de malla cuadrada, 45 y 50 mm, según el estrato en el que se llevaron a cabo las pescas experimentales, considerando el tamaño de 45 mm para los proyectos que se llevaron a cabo entre la plataforma costera y el talud superior y de 50 mm para los proyectos del talud medio. El método utilizado fue el de copo cubierto (Wileman *et al.*, 1996; Figura 1), en el que un sobrecopo de malla más ciega se coloca sobre el copo, para retener los ejemplares escapados. El sobrecopo, de malla rómbica de 18 mm y una longitud y anchura mínima de 1,5 veces el tamaño del copo, se montó sobre aros externos, que permitían un filtrado adecuado e impedían tupir las mallas del copo, con el consiguiente efecto negativo en la selectividad de la red. Este método se considera apropiado cuando las capturas no son muy grandes, como es el caso del Mediterráneo y se ha utilizado en la mayoría de los estudios de selectividad de arrastre realizados en esta área.

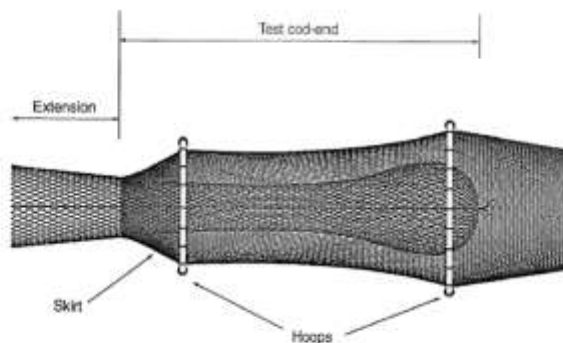


Figura 1. Esquema del método del copo cubierto en el que se muestra el copo experimental (test cod-end), el sobrecopo (skirt), así como los aros (hoops). Figura extraída de Wileman *et al.*, 1996.

En cada pesca experimental, que se realizó en condiciones lo más parecidas posible a la pesca comercial, se recogió información de las características del lance y se priorizó el muestreo de las principales especies objetivo del MAP aunque, en algunos casos, se muestrearon también otras especies comercialmente importantes. El muestreo se realizó de manera independiente para la captura del copo (fracciones comercial y descartada) y el sobrecopo. Los datos recogidos se estandarizaron a tiempo efectivo de arrastre (hora) y se obtuvieron las distribuciones de tallas para la fracción retenida (copo) y escapada (sobrecopo). En aquellos casos en los que el número de ejemplares fue suficiente en ambas

fracciones, se ajustó una curva logística, de la que se obtuvo la talla de primera captura (L_{50}), a partir de la fórmula $SL = \frac{e^{(S_1+S_2*L)}}{1+e^{(S_1+S_2*L)}}$, donde L representa la talla, SL la proporción de individuos de talla L retenidos en el copo y S_1 y S_2 son los parámetros a estimar y $L_{50} = \frac{-S_1}{S_2}$. También se calculó el rango de selección (L_{25} - L_{75}), siendo $L_{25} = \frac{-S_1-\ln(3)}{S_2}$ y $L_{75} = \frac{-S_1+\ln(3)}{S_2}$. Este ajuste se realizó con todas las pescas realizadas en cada barco y estrato batimétrico y en el caso de que una especie se capturara en varios estratos con el mismo barco, de manera conjunta para todos los estratos.

Para poder comparar los resultados obtenidos con los que se obtendrían con copos de malla cuadrada de 40 mm se utilizó información bibliográfica disponible de curvas y parámetros de selección para recalcular, a partir de la distribución de tallas total (copo+sobrecopo), la distribución de tallas teórica que se hubiera obtenido en caso de utilizar copo de malla cuadrada de 40 mm. Estas distribuciones totales se utilizaron también para recalcular, a partir de las curvas de selección calculadas para las mallas de 45 y 50 mm en cada barco, la distribución de tallas teórica con las mallas experimentales. A partir de estos datos, se calcularon los rendimientos biológicos (abundancia y biomasa) de las fracciones potencialmente comercializadas y descartadas y los rendimientos económicos para la fracción potencialmente comercializada, utilizando la información de precio medio por kilo para cada especie y/o categoría comercial de cada uno de los puertos muestreados.

Resultados y discusión

En total, se realizaron 111 pescas válidas en siete puertos de la costa peninsular y Baleares: Caleta de Vélez, Almería y Mazarrón en la GSA 1 (Norte del Mar de Alborán), Palma y Cala Rajada en la GSA 5 (Islas Baleares) y Jávea y Palamós en la GSA 6 (Norte de España) (Tabla 1). Estas pescas cubrieron toda la franja batimétrica explotada por la flota de arrastre, desde la plataforma costera hasta el talud medio y, por tanto, sus principales especies objetivo: salmonete, merluza, gamba blanca, cigala y gamba roja.

Tabla 1. Número de pescas realizadas por tipo de malla en el copo en cada uno de los puestos en los que se llevaron a cabo los proyectos de selectividad. Se incluye la subárea geográfica (GSA) en cada caso (1: Norte del Mar de Alborán; 5: Islas Baleares; 6: Norte de España).

GSA	Puerto	Especie objetivo	Malla	Pescas
1	Caleta	Gamba blanca	45 mm	11
	Almería	Gamba roja	50 mm	8
	Mazarrón	Salmonete	45 mm	10
		Merluza – gamba blanca	45 mm	10
	Gamba roja	50 mm	10	
5	Cala Rajada	Salmonete	45 mm	10
		Gamba roja	50 mm	9
	Palma	Cigala – gamba blanca	45 mm	10
6	Jávea	Salmonete	45 mm	6
		Merluza – gamba blanca	45 mm	6
		Cigala	45 mm	6
	Palamós	Merluza – gamba blanca	45 mm	9
		Cigala – gamba blanca	45 mm	6

En general, la L_{50} estimada con las mallas experimentales más grandes fueron superiores a las de la malla actualmente en vigor (Tabla 2, Figuras 2 y 3). Sin embargo, en algunos casos las curvas mostraron importantes variaciones entre puertos tanto en la L_{50} estimada como en la forma de la curva. Esto podría estar relacionado con las distintas estructuras poblacionales de los diferentes puertos analizados. Estas diferencias también se ven reflejadas en la comparación de los índices de abundancia, biomasa y económicos (Tablas 3-6): en general, las variaciones entre la malla de 40 mm en el copo y las experimentales (45 o 50 mm) mostraron pérdidas, pero su importancia dependía de la especie y del área. Así, en el caso de *M. barbtus*, las pérdidas económicas variaban entre 29 y 38% y para su especie congénica, *Mullus surmuletus*, entre 17 y 27% (Tabla 3). Para *M. merluccius*, la pérdida económica sería pequeña (menos del 6%) y la reducción de descartes variaría entre 25 y 50% tanto en abundancia como en biomasa (Tabla 4). Para *P. longirostris* (Tabla 5), las variaciones cambian mucho entre puertos, incluso obteniendo valores positivos en algunos casos. Este resultado está probablemente relacionado con el pobre ajuste de la curva para las tallas más pequeñas, debido a la escasez de individuos en el muestreo. Este es también el caso de *N. novegicus* (Tabla 6a). Para *A. antennatus*, se han detectado importantes variaciones entre puertos, con pérdidas económicas que oscilan entre 4 y 35% (Tabla 6b). Estos

resultados indican que las conclusiones obtenidas en ciertas áreas no son necesariamente extrapolables a otras, ya que pueden depender de varios factores, no solo estrategia de muestreo (estrato batimétrico, período de estudio) sino también de las diferentes estructuras poblacionales explotadas.

Tabla 2. Resumen de las tallas de primera captura (L_{50}) obtenidas para distintos tamaños de malla en el copo obtenidos de fuentes bibliográficas y de este estudio, para las especies objetivo del MAP. Longitud total (en cm) para peces y longitud del cefalotórax (en mm) para crustáceos.

Especies	40 mm	45 mm	50 mm	Referencias
<i>M. barbatus</i>	11.5-13.7	14.1-15.9	17.7	40 mm: Baro y Muñoz de los Reyes (2007), García-Rodríguez y Fernández (2005) 45 mm: este estudio 50 mm: Ferragut <i>et al.</i> (enviado)
<i>M. surmuletus</i>	12.2	13.3-13.5	—	40 mm: Ordines <i>et al.</i> (2006) 45 mm: este estudio 50 mm: no disponible
<i>M. merluccius</i>	14.6-15.6	16.3-17.4	22.2	40 mm: Bahamon <i>et al.</i> (2006), Baro y Muñoz (2007), García-Rodríguez y Fernández (2005), Ordines <i>et al.</i> (2006) 45 mm: este estudio 50 mm: Ferragut <i>et al.</i> (enviado)
<i>P. longirostris</i>	17.1-20.2	16.9-20.1	22.6	40 mm: Baro y Muñoz de los Reyes (2007), Guijarro y Massutí (2006) 45 mm: este estudio 50 mm: Ferragut <i>et al.</i> (enviado)
<i>N. norvegicus</i>	22.4-24.5	21.7-22.4	—	40 mm: Bahamon <i>et al.</i> (2006), Guijarro y Massutí (2006) 45 mm: este estudio 50 mm: no disponible
<i>A. antennatus</i>	20.1-21.3	—	21.7-26.1* 26.2**	40 mm: Gorelli <i>et al.</i> (2014, 2017), Guijarro y Massutí (2006) 45 mm: no disponible 50 mm: *este estudio; **Gorelli <i>et al.</i> (2017)

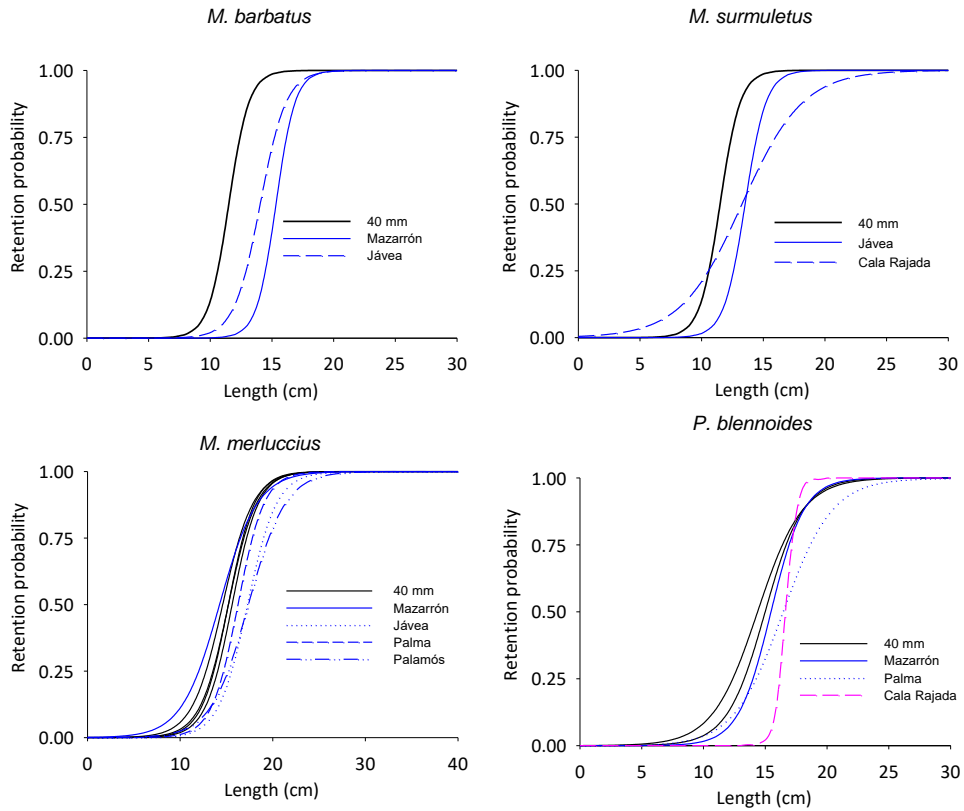


Figura 2. Curvas logísticas de copos de malla cuadrada de 40 mm (líneas negras, de bibliografía), 45 mm (líneas azules, este estudio) y 50 mm (líneas rosas, este estudio), para las especies de peces analizadas, incluyendo las especies objetivo del MAP.

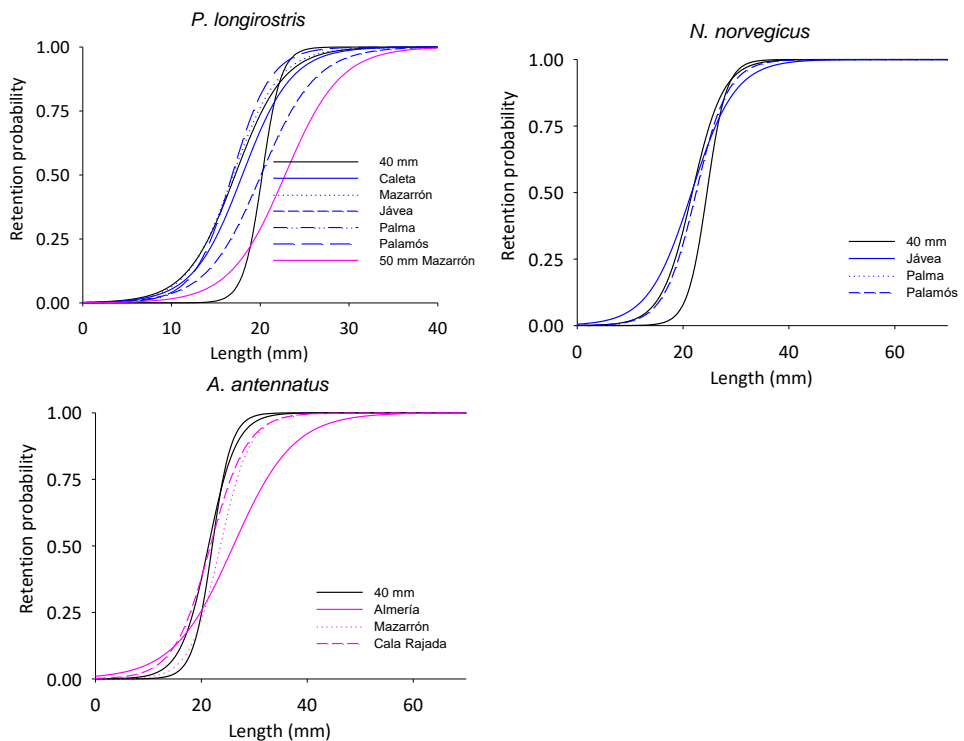


Figura 3. Curvas logísticas de copos de malla cuadrada de 40 mm (líneas negras, de bibliografía), 45 mm (líneas azules, este estudio) y 50 mm (líneas rosas, este estudio), para las especies de crustáceos analizadas, incluyendo las especies objetivo del MAP.

Tabla 3. Comparativa de los índices de biomasa, abundancia y económicos (media y error estándar) entre la malla cuadrada de 40 mm en el copo actualmente en vigor (estimada de bibliografía) y la malla experimental de 45 mm obtenida durante este estudio, para la fracción de la captura potencialmente comercializada (especímenes por encima de la talla mínima de referencia para la conservación, POT_COM) y descartada (especímenes por debajo de dicha talla, POT_DISC) de *M. barbatus* (a) and *M. surmuletus* (b). Se incluye también la variación entre la malla cuadrada de 45 mm o 50 mm y la cuadrada de 40 mm (Change), con valores negativos significando reducción.

a)

<i>Mullus barbatus</i>	POT_COM			POT_DISC		
Biomass (kg·h ⁻¹)	40 mm	45 mm	Change	40 mm	45 mm	Change
GSA 1 - Mazarrón	5.98±1.86	3.69±0.81	-38.29	0.00±0.00	0.00±0.00	—
GSA 6 - Jávea	4.23±4.23	3.01±2.78	-28.84	0.05±0.07	0.01±0.01	-80.00
Abundance (ind·h ⁻¹)	40 mm	45 mm	Change	40 mm	45 mm	Change
GSA 1 - Mazarrón	139.47±56.84	65.60±18.49	-52.96	0.36±0.39	0.00±0.00	-100.00
GSA 6 - Jávea	119±132	66±66	-44.54	5±6	1±1	-80.00
Economic (€·h ⁻¹)	40 mm	45 mm	Change	40 mm	45 mm	Change
GSA 1 - Mazarrón	45.93±4.76	28.36±2.07	-38.25	—	—	—
GSA 6 - Jávea	30.69±30.72	21.83±20.15	-28.87	—	—	—

b)

<i>Mullus surmuletus</i>	POT_COM			POT_DISC		
Biomass (kg·h ⁻¹)	40 mm	45 mm	Change	40 mm	45 mm	Change
GSA 5 – Cala Rajada	1.41±0.62	1.15±0.47	-18.44	—	—	—
GSA 6 - Jávea	0.79±0.82	0.58±0.60	-26.58	—	—	—
Abundance (ind·h ⁻¹)	40 mm	45 mm	Change	40 mm	45 mm	Change
GSA 5 – Cala Rajada	36±18	28±13	-22.22	—	—	—
GSA 6 - Jávea	17±3	11±2	-35.29			
Economic (€·h ⁻¹)	40 mm	45 mm	Change	40 mm	45 mm	Change
GSA 5 – Cala Rajada	10.43±4.31	8.61±3.27	-17.45	—	—	—
GSA 6 - Jávea	5.75±0.91	4.18±0.65	-27.30			

Tabla 4. Comparativa de los índices de biomasa, abundancia y económicos (media y error estándar) entre la malla cuadrada de 40 mm en el copo actualmente en vigor (estimada de bibliografía) y la malla experimental de 45 mm obtenida durante este estudio, para la fracción de la captura potencialmente comercializada (especímenes por encima de la talla mínima de referencia para la conservación, POT_COM) y descartada (especímenes por debajo de dicha talla, POT_DISC) de *M. merluccius* (a) and *P. blennoides* (b). Se incluye también la variación entre la malla cuadrada de 45 mm o 50 mm y la cuadrada de 40 mm (Change), con valores negativos significando reducción.

a)

<i>Merluccius merluccius</i>	POT_COM			POT_DISC		
	40 mm	45 mm	Change	40 mm	45 mm	Change
Biomass (kg·h⁻¹)						
GSA 1 - Mazarrón	1.71±1.16	1.70±1.15	-0.58	—	—	—
GSA 5 - Palma	4.07±2.43	4.07±2.42	0.00	0.15±0.33	0.09±0.18	-40.00
GSA 6 - Jávea	4.31±5.00	4.24±5.00	-1.62	0.75±0.67	0.49±0.43	-34.67
GSA 6 - Jávea	9.45±5.19	9.38±5.15	-0.74	0.62±0.57	0.46±0.41	-25.81
GSA 6 – Palamós	13.27±1.82	13.13±1.80	-1.06	10.11±1.64	6.42±1.06	-36.50
Abundance (ind·h⁻¹)						
GSA 1 - Mazarrón	17±12	17±12	0.00	—	—	—
GSA 5 - Palma	15±13	15±13	0.00	4±10	2±5	-50.00
GSA 6 - Jávea	31±31	30±31	-3.23	20±18	12±11	-40.00
GSA 6 - Jávea	73±43	69±40	-5.48	14±13	10±9	-28.57
GSA 6 – Palamós	69±11	67±11	-2.90	343±55	217±35	-36.73
Economic (€·h⁻¹)						
GSA 1 - Mazarrón	14.43±9.75	14.29±9.66	-0.97	—	—	—
GSA 5 - Palma	36.34±20.89	36.31±20.86	-0.08	—	—	—
GSA 6 - Jávea	34.67±39.90	34.12±39.56	-1.59	—	—	—
GSA 6 - Jávea	76.00±41.71	75.44±41.39	-5.48	—	—	—
GSA 6 – Palamós	47.93±6.44	47.31±6.32	-1.29	-	-	-

b)

<i>Phycis blennoides</i>	POT_COM			POT_DISC		
	40 mm	45 mm	Change	40 mm	45 mm	Change
Biomass (kg·h⁻¹)						
GSA 1 - Mazarrón	0.49±0.44	0.45±0.42	-8.16	—	—	—
GSA 5 - Palma	4.11±2.68	3.42±2.32	-16.79	—	—	—
Abundance (ind·h⁻¹)						
GSA 1 - Mazarrón	16±14	14±12	-12.5	—	—	—
GSA 5 - Palma	105±67	64±40	-39.05	—	—	—
Economic (€·h⁻¹)						
GSA 1 - Mazarrón	2.41±2.19	2.25±2.10	-6.64	—	—	—

GSA 5 - Palma	36.34±20.89	36.31±20.86	-0.08	—	—	—
---------------	-------------	-------------	-------	---	---	---

Tabla 5. Comparativa de los índices de biomasa, abundancia y económicos (media y error estándar) entre la malla cuadrada de 40 mm en el copo actualmente en vigor (estimada de bibliografía) y la malla experimental de 45 mm (a) y 50 mm (b) obtenidas durante este estudio, para la fracción de la captura potencialmente comercializada (especímenes por encima de la talla mínima de referencia para la conservación, POT_COM) y descartada (especímenes por debajo de dicha talla, POT_DISC) de *P. longirostris*. Se incluye también la variación entre la malla cuadrada de 45 mm o 50 mm y la cuadrada de 40 mm (Change), con valores negativos significando reducción.

a)

<i>Parapenaeus longirostris</i>	POT_COM			POT_DISC		
	40 mm	45 mm	Change	40 mm	45 mm	Change
Biomass (kg·h⁻¹)						
GSA 1 – Caleta de Vélez	12.08±2.04	11.52±1.95	-4.64	2.92±0.89	2.54±0.77	-13.01
GSA 1 - Mazarrón	6.64±1.08	6.87±1.13	3.46	—	—	—
GSA 6 – Jávea	3.43±2.86	3.12±2.55	-9.04	—	—	—
GSA 6 - Palamós	1.93±0.56	1.97±0.57	2.07	—	—	—
GSA 6 - Palamós	4.79±0.77	4.90±0.79	2.30	—	—	—
Abundance (ind·h⁻¹)						
GSA 1 – Caleta de Vélez	1783±288	1689±274	-5.27	798±251	692±216	-13.28
GSA 1 - Mazarrón	1206±252	1258±264	4.31	—	—	—
GSA 6 – Jávea	342±323	305±284	-10.82	—	—	—
GSA 6 - Palamós	136±40	141±42	3.68	—	—	—
GSA 6 - Palamós	328±53	341±55	3.96	—	—	—
Economic (€·h⁻¹)						
GSA 1 – Caleta de Vélez	201.47±117.76	192.12±112.94	-4.64	—	—	—
GSA 1 - Mazarrón	86.42±14.05	89.44±14.708	3.49	—	—	—
GSA 6 – Jávea	55.50±46.25	50.50±41.22	-9.01	—	—	—
GSA 6 - Palamós	44.15±12.63	44.51±12.73	0.82	—	—	—
GSA 6 - Palamós	113.47±20.17	114.35±20.27	0.78	—	—	—

b)

<i>Parapenaeus longirostris</i>	POT_COM			POT_DISC		
	40 mm	50 mm	Change	40 mm	50 mm	Change
Biomass (kg·h⁻¹)						
GSA 1 - Mazarrón	0.30±0.17	0.20±0.11	-33.33	0.01±0.01	0.00±0.00	-100.00
Abundance (ind·h⁻¹)						
GSA 1 - Mazarrón	39±20	23±12	-41.03	2±1	1±0	
Economic (€·h⁻¹)						
GSA 1 - Mazarrón	378.54±330.44	356.12±310.26	-5.92	—	—	—

Tabla 6. Comparativa de los índices de biomasa, abundancia y económicos (media y error estándar) entre la malla cuadrada de 40 mm en el copo actualmente en vigor (estimada de bibliografía) y la malla experimental de 45 mm obtenida durante este estudio, para la fracción de la captura potencialmente comercializada (especímenes por encima de la talla mínima de referencia para la conservación, POT_COM) y descartada (especímenes por debajo de dicha talla, POT_DISC) de *N. norvegicus* (a) and *A. antennatus* (b). Se incluye también la variación entre la malla cuadrada de 45 mm o 50 mm y la cuadrada de 40 mm (Change), con valores negativos significando reducción.

a)

<i>Nephrops norvegicus</i>	POT_COM			POT_DISC		
Biomass (kg·h⁻¹)	40 mm	45 mm	Change	40 mm	45 mm	Change
GSA 6 - Jávea	3.36±1.21	3.48±1.23	3.57	—	—	—
GSA 6 – Palamós	2.22±0.64	2.43±0.69	9.46	—	—	—
GSA 6 – Palamós	5.59±0.92	6.10±0.99	9.12	—	—	—
Abundance (ind·h⁻¹)	40 mm	45 mm	Change	40 mm	45 mm	Change
GSA 6 - Jávea	130±59	141±67	8.46	—	—	—
GSA 6 – Palamós	119±36	141±42	18.49	—	—	—
GSA 6 – Palamós	287±46	341±55	18.82	—	—	—
Economic (€·h⁻¹)	40 mm	45 mm	Change	40 mm	45 mm	Change
GSA 6 - Jávea	9.93±2.27	8.07±2.40	-18.70	—	—	—
GSA 6 – Palamós	78.05±22.40	85.47±24.45	9.51	—	—	—
GSA 6 – Palamós	196.85±32.35	214.83±34.86	9.13	—	—	—

b)

<i>Aristeus antennatus</i>	POT_COM			POT_DISC		
Biomass (kg·h⁻¹)	40 mm	50 mm	Change	40 mm	50 mm	Change
GSA 1 - Almería	5.12±0.75	4.19±0.59	-18.16	—	—	—
GSA 1 - Mazarrón	8.88±7.75	8.35±7.28	-5.97	—	—	—
GSA 5 - Cala Rajada	6.17±0.50	5.90±0.47	-4.38	—	—	—
Abundance (ind·h⁻¹)	40 mm	50 mm	Change	40 mm	50 mm	Change
GSA 1 - Almería	354±58	268±42	-24.29	—	—	—
GSA 1 - Mazarrón	702±628	631±563	-10.11	—	—	—
GSA 5 - Cala Rajada	601±42	582±39	-3.16	—	—	—
Economic (€·h⁻¹)	40 mm	50 mm	Change	40 mm	50 mm	Change
GSA 1 - Almería	173.78±23.07	150.44±19.26	-13.43	—	—	—
GSA 1 - Mazarrón	3.93±2.16	2.57±1.47	-34.61	—	—	—
GSA 5 - Cala Rajada	283.86±25.66	271.57±24.37	-4.33	—	—	—

Referencias

Bahamon, N., Sardà, F., & Suuronen, P. (2006). Improvement of trawl selectivity in the NW Mediterranean demersal fishery by using a 40 mm square mesh codend. *Fisheries research*, 81(1), 15-25.

Baro, J., & Muñoz de los Reyes, I. (2007). Comparación de los rendimientos pesqueros y la selectividad del arte de arrastre empleando mallas cuadradas y rómbicas en el copo. *Informes técnicos. Instituto Español de Oceanografía*, 188. 23 pp.

Ferragut-Perello, F, Vasapollo, C., Valls, M., Farriols, M.T., Massutí, E., Guijarro, B., Joher, S. Bibiloni, M. & Ordines, F. (Enviado). Effects of the implementation of T90 extension and 50 mm square mesh codend on the bottom trawl hake fishery of the North-Western Mediterranean. *Frontiers in Marine Science*.

García-Rodríguez, M., & Fernández-González, Á. M. (2005). Influencia de la geometría de la malla del copo en las capturas, la selectividad y el rendimiento de algunas especies de peces comerciales en el golfo de Alicante. Informes técnicos. *Instituto Español de Oceanografía*, 185, 26 pp.

Gorelli, G., Bahamón, N., & Sardà, F. (2017). Improving codend selectivity in the fishery of the deep-sea red shrimp *Aristeus antennatus* in the northwestern Mediterranean Sea. *Sci. Mar.* 81, 381

Guijarro, B., & Massutí, E. (2006). Selectivity of diamond-and square-mesh codends in the deepwater crustacean trawl fishery off the Balearic Islands (western Mediterranean). *ICES Journal of Marine Science*, 63(1), 52-67.

Ordines, F., Massutí, E., Guijarro, B., & Mas, R. (2006). Diamond vs. square mesh codend in a multi-species trawl fishery of the western Mediterranean: effects on catch composition, yield, size selectivity and discards. *Aquatic Living Resources*, 19(4), 329-338.

Wileman, D. A. (1996). Manual of methods of measuring the selectivity of towed fishing gears. *ICES Coop. Res. Rep.*, 215, 1-126.

Selectividad de redes de arrastre en el marco del Plan Multianual para pesquerías demersales en el Mediterráneo occidental (MAP)

Nixon Bahamon, Joan B. Company, Laura Recasens

Institut de Ciències del Mar (ICM-CSIC)

Introducción

La mayor parte de los stocks pesqueros demersales del mar Mediterráneo se encuentran en niveles de sobreexplotación (FAO, 2020; Osio *et al.*, 2015) y presentan altos niveles de descartes (Blanco *et al.*, 2022). Para revertir esta situación y hacer un uso sostenible de dichos stocks, el actual Plan de Gestión Plurianual (MAP) para stocks demersales en el Mediterráneo occidental (Regulación EU 2019/1022, Parlamento y Consejo Europeo, junio 20, 2019) establece una reducción substancial del esfuerzo pesquero, que permita conseguir los objetivos de sostenibilidad en enero de 2025.

Hasta el momento, la reducción del esfuerzo pesquero se ha centrado en la reducción del número de horas de pesca anual por barca. Si se reduce aún más el número de horas de pesca, se puede poner en riesgo la viabilidad de parte de la flota y con ello al entramado social ligado a la dinámica de la flota. El componente social es característico de las pesquerías del mar Mediterráneo occidental, que no está presente en las pesquerías del norte de Europa, en las que se utilizan grandes barcos con escasa implicación de las comunidades costeras. Esta situación diferencial debe considerarse a la hora de implementar medidas de gestión orientadas a acabar con la sobreexplotación pesquera en aguas marinas europeas.

Con el propósito de dar solución a esta situación y contribuir a la reducción de esfuerzo pesquero y cumplir con los objetivos del MAP, así como al abordaje del problema social en el Mediterráneo occidental, desde el Instituto Catalán de Investigación para la Gobernanza del Mar (ICATMAR), se ha propuesto como

alternativa, la implementación de mejoras en la selectividad de las redes de arrastre, que permita reducir sustancialmente las capturas de juveniles y los descartes. Para ello se han realizado diversos experimentos de selectividad, cuyos resultados preliminares se encuentran disponibles en informes del ICATMAR (2021 a, b). En este documento se presentan algunos ejemplos de dichos resultados obtenidos, los cuales se ponen en contexto con otros experimentos históricos de selectividad realizados en diversas zonas del mar Mediterráneo occidental.

Consideramos que la implantación de mejoras en la selectividad es necesaria y complementaria a la reciente implementación de zonas de exclusión pesquera (BOE, 2022) propuestas por ICATMAR. Estas dos medidas de gestión permitirán no sólo acercarse a los objetivos del MAP en relación con la reducción de la sobreexplotación pesquera, sino que también permitirán restaurar hábitats degradados y mantener el entramado social característico de las pesquerías del Mediterráneo occidental.

Metodología

Se realizaron experimentos de selectividad de redes de arrastre utilizando barcas comerciales en el norte de la Subzona Geográfica 6 (GSA6), establecida por el Consejo General de Pesca del Mediterráneo (GFCM), desde las poblaciones de Xàbia (Valencia) hasta Roses (Cataluña).

Debido a que los experimentos de selectividad implican el análisis de todos los individuos que entran a la red y quedan atrapados en el copo o escapan del mismo, fue necesario cubrir los copos con sobrecopos de malla fina (10 mm), para capturar los individuos que escapaban al copo.

En primera instancia se utilizaron copos comerciales vigentes, de malla cuadrada de 40 mm, para determinar la línea base de la retención de todos los individuos que entran en la red. Los muestreos se realizaron en zonas costeras (entre 100 y 250 m de profundidad), en pesquerías dirigidas a la captura de merluza (*Merluccius merluccius*), cigala (*Nephrops norvegicus*), gamba blanca (*Parapenaeus longirostris*) y salmonete (*Mullus barbatus*). Posteriormente se realizaron capturas experimentales con redes que utilizaban copos de malla cuadrada de 45 mm en las mismas zonas. Finalmente, se realizaron pescas experimentales con los mismos copos de malla cuadrada de 40 mm en zonas profundas (entre 250 y 500 de

profundidad), en fondos de gamba roja (*Aristeus antennatus*) y posteriormente se realizaron pescas con copos de malla cuadrada de 50 mm, siguiendo el ejemplo de los pescadores de Palamós (que actualmente pescan gamba roja con copos de malla de 50 mm). En total se realizaron 169 pescas experimentales. De cada una de las pescas se extrajeron muestras representativas de la captura total, para identificar, medir y pesar los individuos y posteriormente poder evaluar el impacto de los cambios de malla del copo, sobre las capturas y la comunidad demersal. También se estimaron los parámetros de selectividad, siguiendo procedimientos estándar (Fryer, 1991). Estos parámetros se estimaron para cada una de las especies mencionadas y corresponden a la talla media de selección (L50) y al rango de selección (SR) alrededor de dicha media. En total se realizaron 121000 registros a partir de las pescas experimentales, los cuales se guardan en las bases de datos del ICATMAR.

Para estimar valores medios de retención en las pescas, se utilizaron diagramas de cajas (box plots). Estos diagramas permiten observar la distribución de los datos alrededor de una mediana y de los datos centrales entre los percentiles 25 y 75 (que se corresponden con los límites inferior y superior de las cajas). La dispersión de los datos alrededor de la caja se representa con líneas discontinuas, que se extienden a partir de las cajas. Los valores muy alejados de los valores centrales están representados por pequeños puntos o círculos más allá de las líneas discontinuas. La mediana es una medida que, a diferencia del promedio, está más relacionada con los valores centrales y está menos sujeta a medidas extremas, por lo que puede considerarse una medida fiable para representar el conjunto de datos.

Para poner en contexto los parámetros de selectividad del presente estudio, se realizó una amplia revisión de la literatura sobre los parámetros de selectividad de redes de arrastre tanto con copos de malla cuadrada como con copos de malla rómbica de diversos tamaños. Más detalles metodológicos pueden consultarse en los informes de ICATMAR (2021a , b).

Resultados

Reducción en la retención de individuos

El incremento de la actual malla cuadrada de 40 mm a 45 mm en los copos de las redes de arrastre en pesquerías costeras, produjo una reducción media del 20% de los individuos capturados (es decir, de todos los individuos que entran en la red), correspondiente a una reducción del 14% en peso (**Figura 1**). En pesquerías de zonas profundas, la reducción de capturas fue mucho menor, representando en promedio el 11% en número de individuos y el 9% en peso (**Figura 1**).

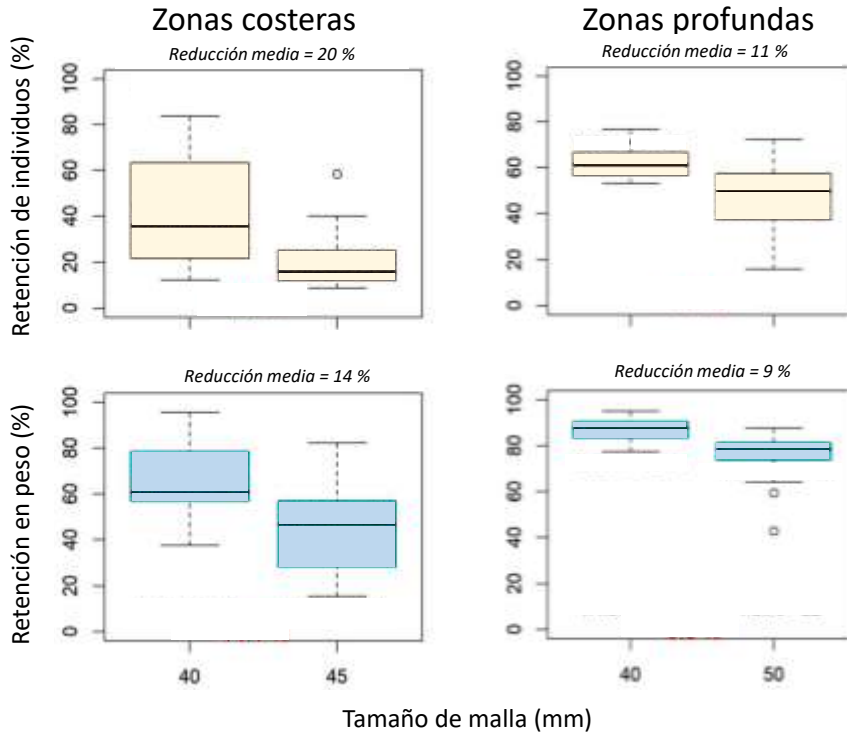


Figura 1. Diagramas de cajas que muestran el efecto en la retención de los individuos que entran en la red de arrastre, en porcentaje del número de individuos y su equivalente en peso. La reducción media de retención se estimó a partir de la diferencia entre las medianas de retención (líneas gruesas horizontales dentro de las cajas) de las mallas cuadradas de 40 y 45 mm en zonas costeras y de 40 y 50 mm en zonas profundas.

El análisis del impacto de los copos experimentales en la retención de individuos por rango batimétrico, fue variable en función de cada especie. En términos generales se observó que en las pescas más someras el impacto de mejorar la

selectividad fue mayor, es decir, se retuvo mucho menos individuos con la malla de 45 que con la malla de 40 mm. En cambio, en las pescas más profundas, la diferencia entre las capturas con malla de 40 y de 50 mm fue mucho más baja. Esta tendencia se ejemplifica claramente en especies como la merluza (*M. merluccius*) que ve reducida la retención media de individuos en un 44% (28% en peso) en pescas realizadas entre 100 y 150 m, mientras que en la franja de 250 – 500 m de profundidad, el impacto medio en la retención de individuos con el aumento del tamaño de malla fue prácticamente nulo (**Figura 2**).

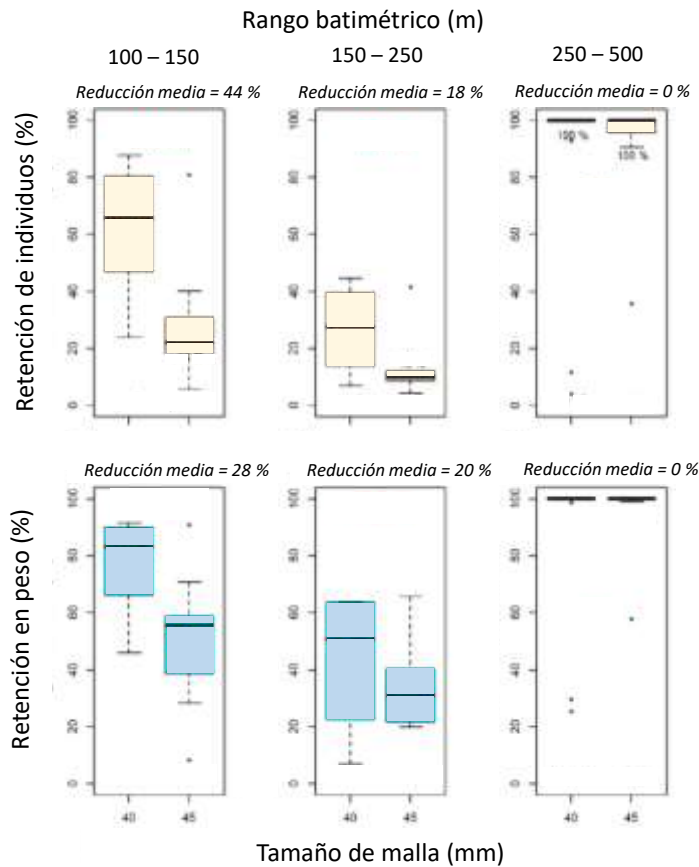


Figura 2. Diagramas de caja que muestran el efecto en la retención de la merluza debido al incremento del tamaño de malla de 40 a 45 mm entre 100 y 250 m de profundidad y de 40 a 50 mm entre 250 y 500 m. La reducción media de retención se estimó a partir de la diferencia entre las medianas de retención (líneas gruesas horizontales dentro de las cajas) de los dos tipos de malla.

Reducción de descartes

En relación a los descartes, se encontró una reducción importante, aunque variable, al aumentar el tamaño de malla, en función de cada especie. Aquí se muestran algunos ejemplos de reducción de descartes en salmonete, merluza y gamba blanca (**Figura 3**). La mayor reducción de descartes fue observada en la merluza, que vio reducida la fracción media de descartes de individuos en un 60%, al aumentar el tamaño de malla de 40 a 45 mm (**Figura 3**). Para el caso del salmonete, la reducción media de descartes con copos de malla de 45 mm, fue del 48%, mientras que, para el caso de la gamba blanca, fue del 34%, con respecto a los descartes actuales utilizando copos con malla de 40 mm.

Los casos presentados, sugieren que mayor parte del efecto del incremento del tamaño de las mallas en los copos afecta a los descartes y no tanto a las capturas comerciales. Por ejemplo, para el caso de la merluza, las capturas comerciales sólo se redujeron en menos del 1%. Para el caso del salmonete y la gamba blanca, la reducción media de las capturas fue del 5 y el 7%, respectivamente.

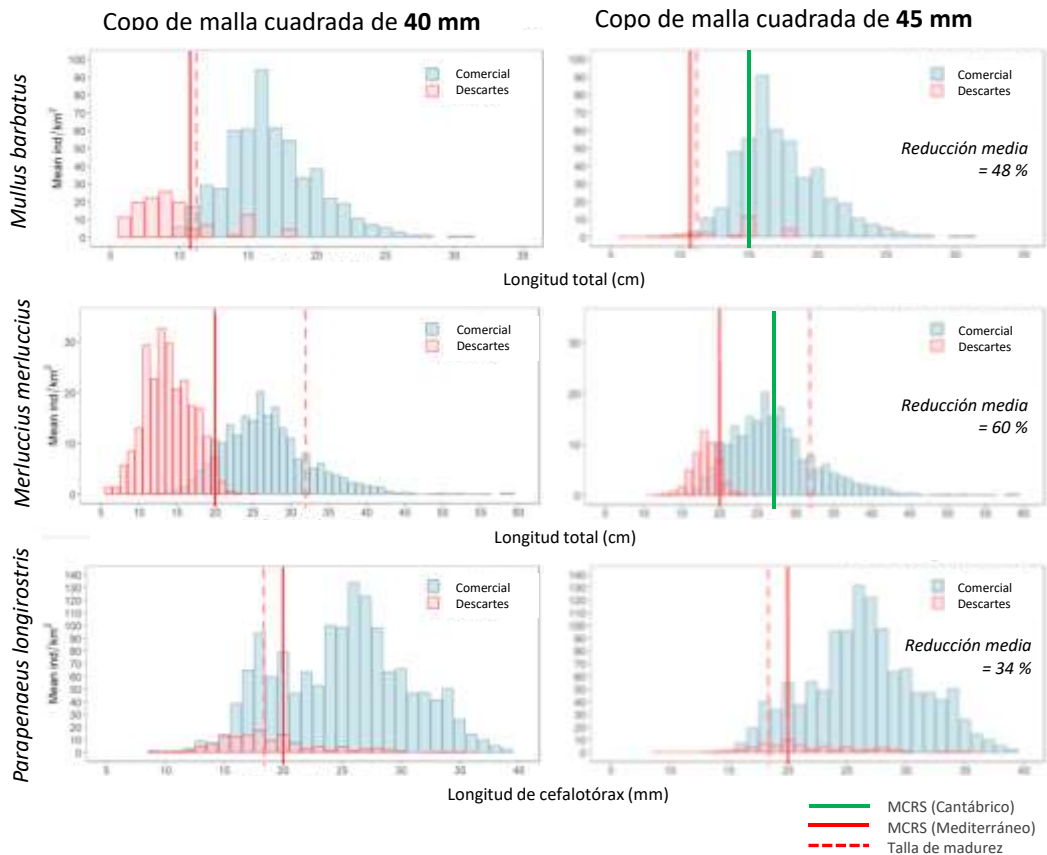


Figura 3. Histogramas de frecuencias de tallas, que muestran la reducción de descartes de tallas pequeñas del salmonete (*M. barbatus*), la merluza (*M. merluccius*) y la gamba blanca (*P. longirostris*), debido a la mejora en la selectividad por el aumento del tamaño de las mallas del copo, de 40 a 45 mm. MCRS es la Talla Mínima de Referencia a Efectos de Conservación.

Acercamiento de la talla media de selección (L50) a la MCRS

La revisión histórica de los parámetros de selección de las redes de arrastre para las especies comerciales más relevantes, permitió sugerir diversos escenarios de conservación. Aquí presentamos el caso de la merluza (**Figura 4**), en el que las capturas con copos de malla cuadrada de 40 mm determinan una L50 cercana a los 14 cm. Para poder capturar individuos con una L50 cercana a la talla mínima legal (MCRS), de 20 cm para el mar Mediterráneo, sería necesario utilizar una

mallas cuadradas de 50 mm (**Figura 4**). Hay que tener en cuenta que, la MCRS para el Mediterráneo (20 cm) es mucho más pequeña que la MCRS vigente para el Atlántico, de 27 cm. Y en todo caso, la captura de individuos con una L50 cercana a la MCRS para el Mediterráneo o el Atlántico, estaría aún por debajo de la talla media de madurez reportada para los machos (29 cm) y muy por debajo de la talla media de madurez de las hembras (36 cm) (ver informe ICATMAR, 2021a).

La malla rómbica en general es muy poco selectiva y el aumento en su tamaño sólo mejora ligeramente la talla media de selección y por tanto no es recomendable. Esto es debido a su tendencia a cerrarse cuando se tira de la red. En general, el uso de malla rómbica en el copo o la malla rómbica girada 90 grados (T90) en la extensión no mejora sustancialmente la selectividad y no produce resultados comparables con el uso de la malla cuadrada en el copo. Por ejemplo, si se quieren capturar individuos con una L50 cercana a la MCRS del Mediterráneo, sería necesario utilizar copos con malla rómbica cercana a los 80 mm (**Figura 4**).

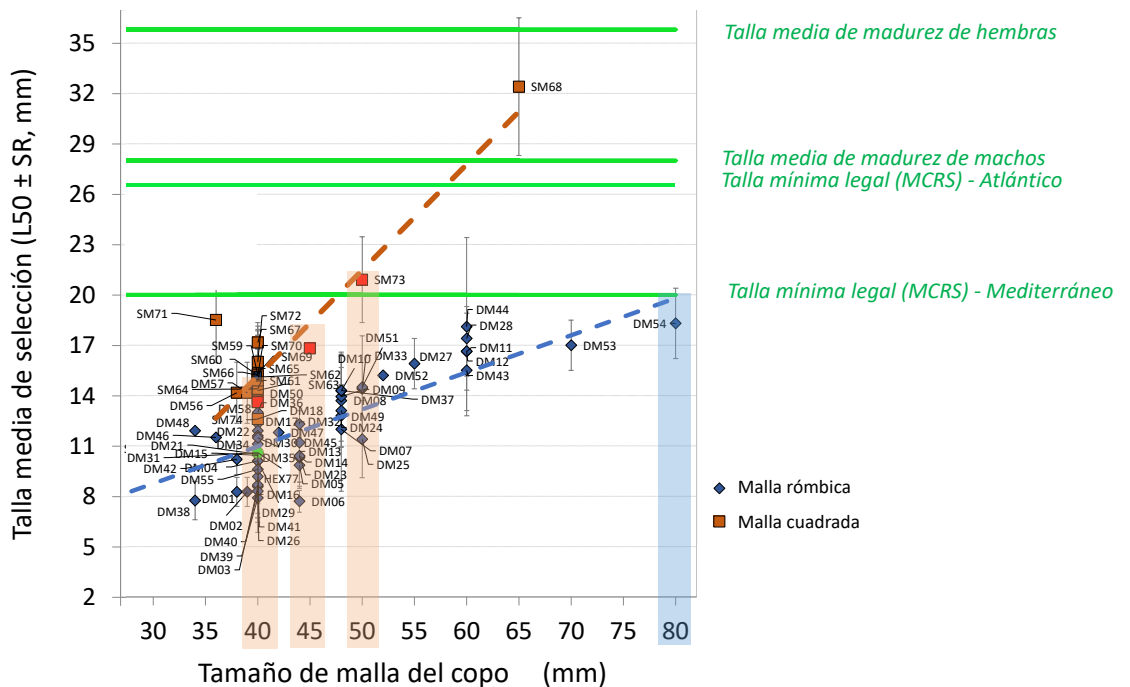


Figura 4. Relación entre el tamaño de malla del copo en redes de arrastre y la talla media de selección (L50) de la merluza obtenidos a partir de diversos

experimentos de selectividad realizados en el mar Mediterráneo. Las líneas grises verticales representan el rango de selección (SR). Los cuadros en naranja representan experimentos de selectividad con mallas cuadradas. Los cuadros rojos representan los resultados del presente estudio. Los rombos azules representan resultados de experimentos con mallas rómbicas. Las dos líneas discontinuas naranja y azul representan el ajuste lineal para para el caso de las mallas cuadradas y las mallas rómbicas, respectivamente. Las tres franjas verticales en naranja indican la efectividad para alcanzar valores de L50 usando mallas cuadradas de 40, 45 y 50 mm. La franja vertical azul representa la efectividad de la malla rómbica de 80 mm para alcanzar una L50 próxima a la MCRS para el Mediterráneo. Los experimentos con mallas rómbicas de 70 y 80 mm son referencias tomadas del Atlántico. Los códigos (p.ej. DM03, SM64, etc) indican el estudio de selectividad específico del cual se extrajeron los datos y cuya referencia completa puede ser consultada en ICATMAR (2021a).

Discusión

El impacto del aumento del tamaño de la malla cuadrada en los copos de las redes de arrastre, es relativamente alto para individuos pequeños, con lo cual se reduce sustancialmente la captura de individuos inmaduros, como en el caso de la merluza. El impacto del aumento del tamaño de la malla es prácticamente nulo en pescas profundas para el caso de la merluza, ya que, en la franja batimétrica por debajo de los 250 m de profundidad, se encuentran principalmente los individuos grandes. Esta reducción de capturas de individuos pequeños, produce una importante reducción de los descartes y afecta muy poco las capturas comerciales que, para los casos indicados del salmonete, la merluza y la gamba blanca, se vieron reducidas en un porcentaje inferior al 7%.

Los copos actuales con malla cuadrada de 40 mm, favorecen la captura de individuos que no sólo están por debajo de la MCRS como la merluza o el salmonete, sino que además se trata de individuos que no han alcanzado su estado de madurez y por tanto no han logrado reproducirse. Esta situación puede solventarse en gran parte con el incremento del tamaño de la malla del copo. Además, la reducción de capturas de individuos juveniles facilita y reduce la maniobra a bordo, ya que reduce el esfuerzo para separar estos individuos de la

captura comercial. Esto también tiene un impacto positivo sobre futuras pescas, ya que se favorece el reclutamiento en los años sucesivos.

Aunque una mejora en la selectividad de los copos es en general positiva, la diversidad de formas y comportamientos de las especies capturadas, hace que el impacto de esta mejora sea muy variable en función de cada especie. Otro aspecto que influye en la variabilidad del impacto por el cambio en la selectividad, es el estrato batimétrico, ya que las primeras fases de desarrollo de algunas especies tienen lugar cerca de la superficie, con lo cual se encuentran allí los individuos más pequeños y, por tanto, la reducción en la retención de individuos es más evidente.

Es previsible que los primeros años de implementación de una mejora en la selectividad haya una reducción de los ingresos por pesca (ICATMAR, 2021b). No obstante, en los años posteriores se espera una mejora de las capturas debido a la reducción de la presión pesquera y al favorecimiento reclutamiento de las especies comerciales (Bahamon et al., 2007). En el caso de la flota de arrastre de Palamós que va dirigida a la captura de gamba roja, no se espera reducción de ingresos porque desde hace varios años ya utilizan la malla cuadrada de 50 mm en sus copos. En todo caso, la implementación de mejoras en la selectividad, debe ser complementaria a la implementación de zonas de exclusión pesquera (Sala-Coromina et al., 2021), para conseguir también la recuperación de ambientes altamente impactados por la pesca y garantizar la protección de zonas de reclutamiento y asentamiento de especies comerciales y la comunidad demersal.

Es muy difícil que para 2025 se alcancen los objetivos de uso sostenible de los recursos pesqueros demersales para el Mediterráneo occidental, tal como indica el actual MAP, ya que sólo restan poco más de dos años para implementar medidas de gestión que produzcan los efectos esperados. En todo caso, independientemente de las medidas correctoras que se vayan aplicando a la flota de arrastre, los resultados sólo serán evidentes en los años posteriores a la implementación de dichas medidas. Esto sugiere la necesidad de un plan de monitorización que permita valorar el impacto real que las medidas tomadas puedan tener en las pesquerías, en los fondos marinos y en la sociedad. El plan de monitorización permitirá también sugerir correcciones o ampliar las medidas de gestión para conseguir el objetivo final de hacer uso racional y sostenible de recursos pesqueros. La gestión de los recursos involucrando no sólo la administración sino también los pescadores e investigadores científicos, puede

favorecer la consecución de los objetivos de sostenibilidad de los recursos y la protección y restauración de su entorno natural.

Conclusiones

Una pequeña mejora en la selectividad de los copos de las redes de arrastre, p.ej. utilizando mallas cuadradas de 45 mm en las pesquerías costeras y de 50 mm en pesquerías profundas, puede tener un impacto muy positivo en el ecosistema debido a que permite que más individuos inmaduros puedan escapar de las redes, favoreciendo no sólo a las especies comerciales, sino también a toda la comunidad demersal. La reciente implementación de zonas de exclusión pesquera complementa las medidas sugeridas en cuanto a mejoras en la selectividad, para garantizar no sólo un rendimiento sostenible, sino también para garantizar la restauración de fondos marinos altamente impactados por la pesca de arrastre y la conservación del ecosistema.

Referencias

Bahamon, N., Sarda, F., Suuronen, P. 2007. Potential benefits from improved selectivity in the northwest Mediterranean multispecies trawl fishery. *ICES Journal of Marine Science* 64: 757-760. FAO, 2020. The State of Mediterranean and Black Sea Fisheries 2020. General Fisheries Commission for the Mediterranean. Rome. <https://doi.org/10.4060/cb2429en>

Blanco, M., Nos, D., Lombarte, A., Recasens, L., Company, J.B., Galimany, E. 2022. Characterization of discards along the wide bathymetric range from a trawl fishery in the NW Mediterranean. *Fisheries Research*. In press. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2022.106552>

BOE-A-2022-13834. Orden APA/799/2022, de 5 de agosto, por la que se modifica el Anexo III de la Orden APA/423/2020, de 18 de mayo, por la que se establece un plan de gestión para la conservación de los recursos pesqueros demersales en el mar Mediterráneo. BOE Num 196. Publicado 16 agosto 2022.

Fryer, R.J. 1991. A model of between-haul variation in selectivity. *ICES Journal of Marine Sciences*, 48: 281-290.

ICATMAR, ICM-CSIC, Generalitat de Catalunya. 2021a. Management practices for bottom trawling fisheries (OTB) on Spanish waters of the western Mediterranean Sea (GSA6). Eds.: Company, J.B., Recasens, L., García del Arco, J.A., Bahamon, N., Colmenero, A.I. Technical Report. June 2021. 108 pp.

ICATMAR, ICM-CSIC, Generalitat de Catalunya, Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. 2021b. Size selectivity trials and the economic impact in GSA6 of increasing square mesh codend size from the actual 40mm to 45- and 50mm for coastal and deep-sea otter trawl fisheries, respectively. Eds.: Company, J.B., Recasens, L., Bahamon, N., García del Arco, J.A., Calero, B., Maurer, A., Quevedo, J., Sala, J. Technical Report. Nov 2021. 41 pp.

Osio, G.C., Orio, A., Millar, C.P. 2015. Assessing the vulnerability of Mediterranean demersal stocks and predicting exploitation status of un-assessed stocks. *Fisheries Research* 171: 110-121.

Sala-Coromina, J., Garcia, J.A., Martín, P., Fernandez-Arcaya, U., Recasens, L. 2021. European hake (*Merluccius merluccius*, Linnaeus 1758) spillover analysis using VMS and landings data in a no-take zone in the northern Catalan coast (NW Mediterranean). *Fisheries Research* 237: 105870.

ZONAS DE CIERRE TEMPORALES Y PERMANENTES EN LA GSA06

Laura Recasens, José A. García del Arco, Joan Sala-Coromina y Joan B. Company

Instituto de Ciencias del Mar (ICM-CSIC)

Institut Català de Recerca per ala Governança del Mar (ICATMAR)

El establecimiento de áreas protegidas a la pesca en zonas sometidas a una intensa explotación, se ha revelado como una herramienta de gestión útil y complementaria, para recuperar los hábitats y poblaciones (Demestre et al., 2008; Sala & Giakoumi, 2017). A lo largo de la GSA6, que incluye Cataluña, Comunidad Valenciana y una parte de Murcia, se han establecido una serie de zonas de exclusión pesquera, con el fin de preservar los hábitats y recuperar los stocks de las especies fuertemente explotadas. Se trata de más de 2000 km² de fondos marinos protegidos. En la zona de Cataluña, con un total de 21 áreas, la mayoría de ellas se han establecido como cierres de forma permanente a toda actividad pesquera (462 km²). En la Comunidad Valenciana, la estrategia en su mayor parte ha sido de protección estacional y para el arte de arrastre, con un total de 1754 km². Estos cierres se han acordado mediante un trabajo conjunto entre Administración (estatal y autonómica), sector pesquero y comunidad científica, que en el caso de Cataluña se ha articulado mediante el nuevo modelo de gobernanza pesquera, que incorpora la figura de ICATMAR, como órgano de colaboración entre la administración autonómica (Direcció General de Pesca Sostenible) y el CSIC (Instituto de Ciencias del Mar).

La ordenación de la actividad pesquera que, desde el Plan Castellón de los años 70, se organiza, para el arte de arrastre, en jornadas de pesca de 5 días a la semana de actividad pesquera (de lunes a viernes) y con un máximo de 12 horas al día (BOE, 1999), conduce en la práctica a que las

barcas pesquen en la zona de mar adyacente a los puertos de pesca (Fig. 1).

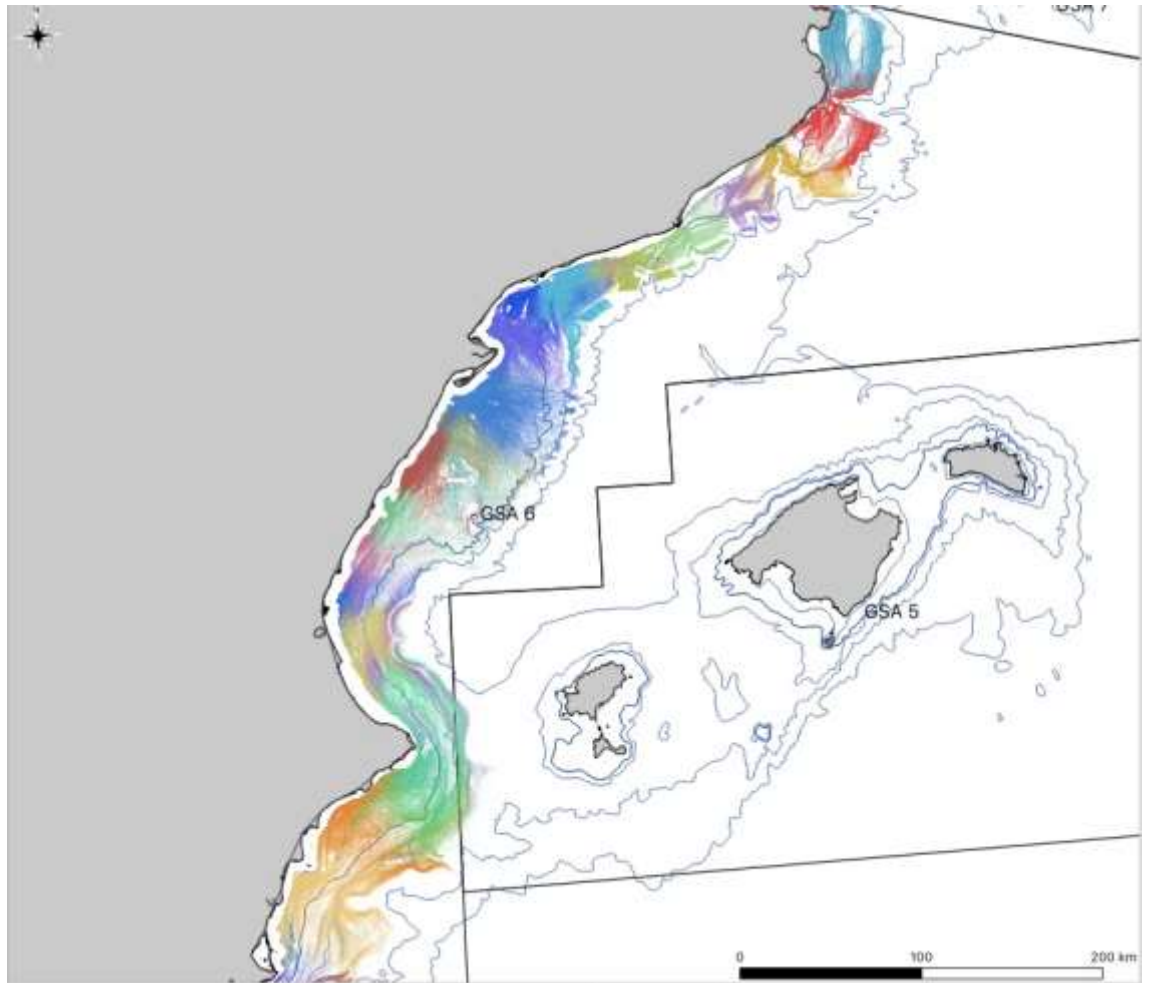


Figura 1. Huella pesquera del arte de arrastre en la GSA6. La coloración hace referencia a las barcas de un mismo puerto.

Teniendo en cuenta que muchos estocs pesqueros se encuentran en estado de sobreexplotación pesquera o cercanos a ella (FAO, 2020), a inicios del 2013, a iniciativa del propio sector pesquero, se empezó a plantear el establecimiento de zonas de veda a la pesca situadas en

caladeros frecuentados por la flota de arrastre, con el fin de crear zonas de refugio para estos estocs fuertemente explotados.

La experiencia se inició con el cierre permanente a partir de 2014 de un área de 51 km² en un caladero de pesca frecuentado por las barcas del puerto de Roses, situado entre 120 y 140 m de profundidad en una zona de alevinaje de merluza (Fig. 2). En esta zona se realizó un primer seguimiento científico en 2015-16 y un segundo en 2017-18, para evaluar el efecto del cierre en términos de abundancia y biomasa dentro y fuera del área protegida. Se realizaron pescas experimentales de igual duración y a la misma profundidad dentro y fuera de la zona cerrada a la pesca. Los primeros resultados indicaron un incremento de la biomasa de la comunidad bentónica dentro del área, así como también de la abundancia de alevines de merluza por debajo de la talla de comercialización (Fig. 3) (Balcells et al., 2016; Padilla et al., 2022; Recasens et al., 2016; Tuset et al., 2021).

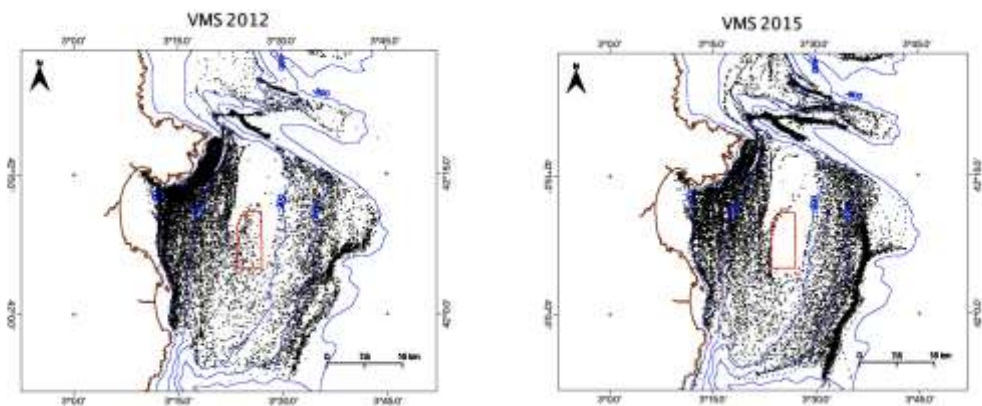


Figura 2. Distribució del esforç pesquero de les barques d'arrastre del port de Roses, a partir de dades VMS (cajass azules), abans del tancament (2012) i després del mateix (2015). El polígon vermell indica l'àrea de tancament a la pesca.

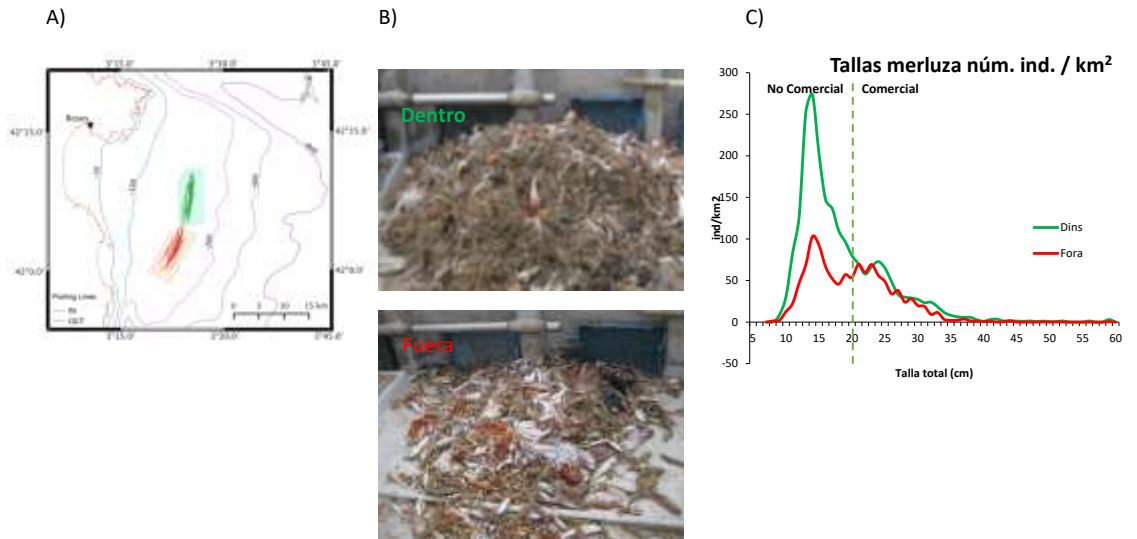


Figura 3. Resultados vedado Roses. A) Pescas realizadas, en Verde pescas dentro de la zona de cierre, en Rojo pescas fuera de la zona de cierre. B) Captura de una pesca experimental Dentro del cierre (en verde) y Fuera del mismo (en rojo). C) Abundancia y distribución de tallas de merluza dentro (verde y fuera (rojo) de la zona cerrada a la pesca.

Paralelamente, y a través de integrar la información de las cajas azules (VMS) y las notas de venta diarias de las barcas, se evaluó la biomasa de merluza alrededor de la zona de cierre, antes y después del mismo. El cálculo de la biomasa que se exporta fuera de la reserva es un buen indicador de la efectividad de la misma (Di Lorenzo et al., 2016). Para ello se diseñaron alrededor del cierre 5 zonas con la misma superficie que el mismo y se determinó la captura de merluza en estas zonas. En las hojas de venta diarias, la merluza se clasifica en 5 categorías, correspondiendo la categoría 1 a las merluzas más grandes (>48 cm longitud total), categoría 2 (entre 36-48 cm), categoría 3 (entre 30-35 cm) categoría 4 (entre 22 y 30 cm) y categoría 5 (18-22 cm), de manera que se pudo calcular la captura (kg/km^2) de adultos (merluza 2) y juveniles (merluza 5) de forma separada (Fig. 4). Los resultados indicaron que entre 2012 y 2016 se había incrementado la captura total de merluza de 18 a 23 toneladas y

que, en particular la captura de juveniles (merluza 5), había pasado de 8 a 10 toneladas anuales (Sala-Coromina et al., 2021).

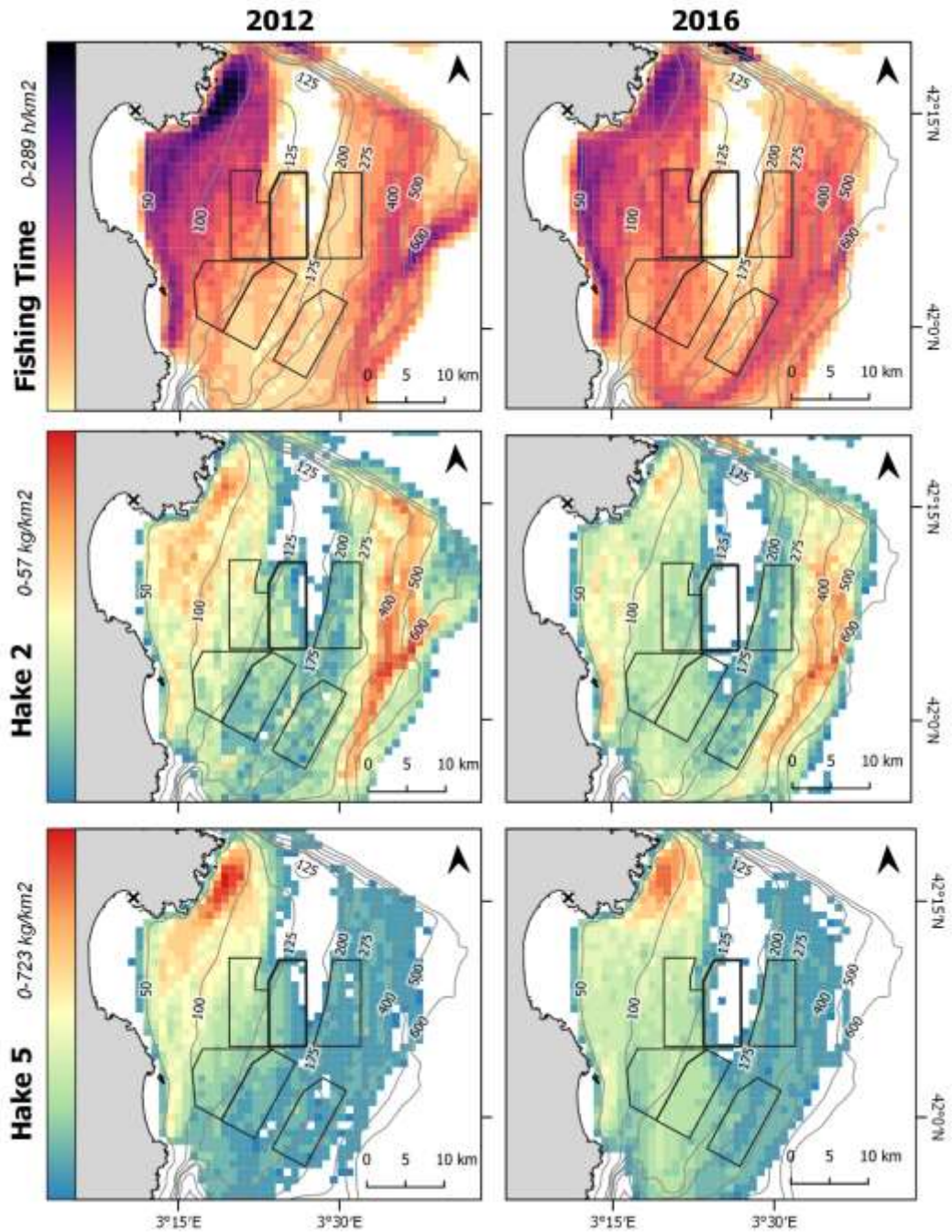


Figura 4. Distribución antes (2012) y después (2016) del cierre de Roses, del esfuerzo de pesca (Fishing time, h/km²), Adultos de merluza (Hake 2, kg/km²) y Juveniles de merluza (Hake 5, kg/km²)

Posteriormente, y mediante un acuerdo entre pescadores y científicos se cerraron dos zonas más, una en Blanes en fondo de plataforma y otra entre Roses y Palamós en zona de talud (Fig. 5). En este último caso se trataba de un caladero de cigala. Se realizaron pescas experimentales dentro y fuera en 2021 y los resultados mostraron que en la zona de reserva se había incrementado no solamente la abundancia y biomasa de cigala sino que también habían aumentado significativamente las hembras adultas portadoras de huevos.

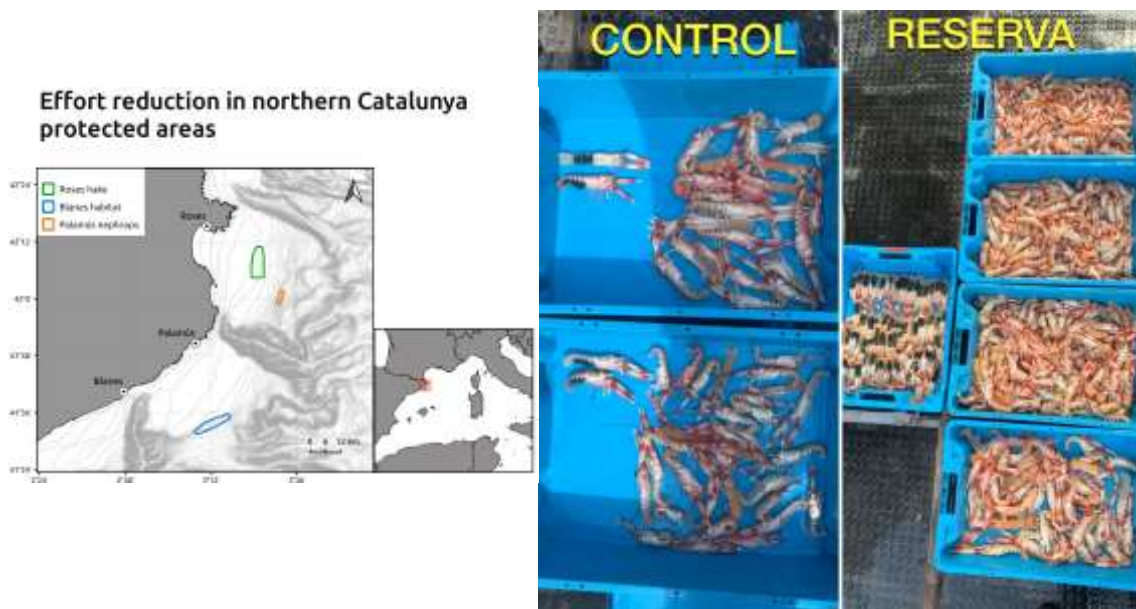


Figura 5. Mapa con la situación de las áreas cerradas a la pesca. En la derecha resultados de las pescas experimentales realizadas en el caladero de cigala, dentro (control) y fuera (reserva) del mismo.

En vista a los primeros resultados obtenidos, se han acordado en 2022 zonas de cierre a lo largo de toda la GSA6, mayoritariamente de carácter permanente en la zona de Cataluña (norte de la GSA6), que comprenden

un área de protección total a la pesca de 462 km² y de carácter temporal en el sur de la GSA6 (Fig. 6), con un área restringida estacionalmente a la pesca de 1754 km². Todo ello acordado entre pescadores, científicos y administración, y con la idea general de que todas las cofradías de pescadores realicen un esfuerzo equivalente en el ámbito de la protección de las poblaciones y ecosistemas.

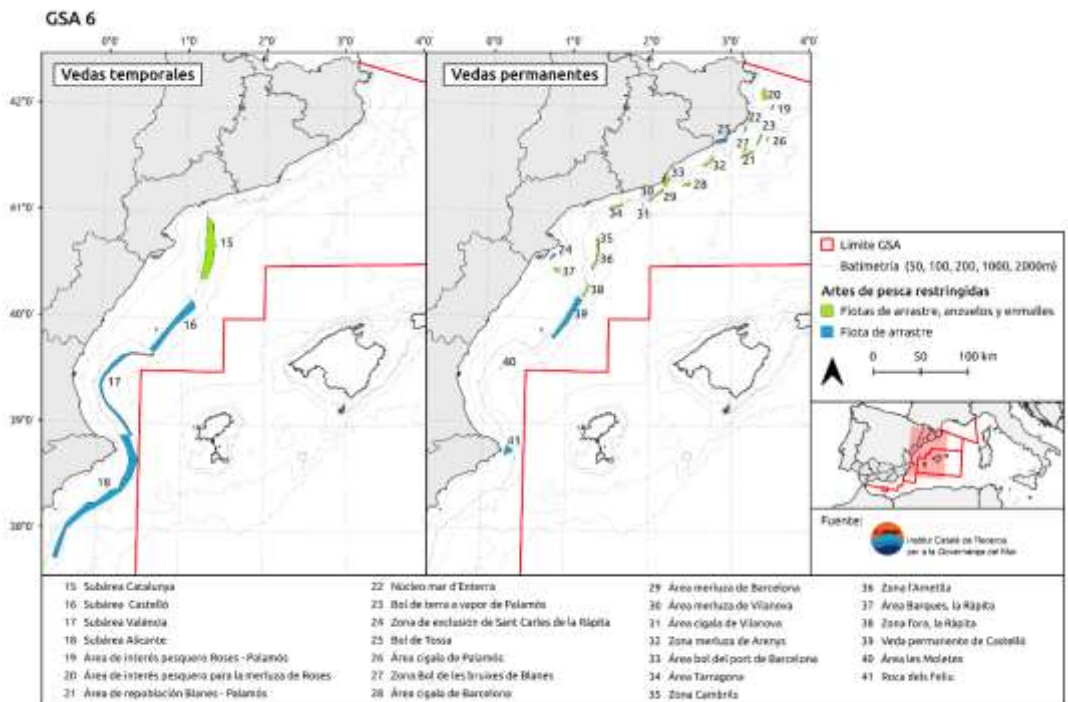


Figura 6. GSA06. Zonas de cierre a la pesca temporales y permanentes. BOE 196, 16 agosto 2022, Sec III, págs. 118893-118904.

Este planteamiento de creación de zonas protegidas a la pesca temporales y permanentes se ha extendido a todo el litoral Mediterráneo español, y se han propuesto cierres en todas las GSAs (BOE, 2022).

A partir de aquí, ICATMAR se propone realizar un seguimiento de estos fondos en base a métodos no invasivos (Aguzzi et al., 2020; Whitmarsh et

al., 2017), por una parte mediante transectos realizados por ROV y AUV, para determinar el estado y estructura de los hábitats y comunidades, y por otro, calculando la redistribución del esfuerzo de pesca alrededor de las zonas vedadas y las capturas alrededor de las mismas para poder calcular la posible exportación de biomasa (spillover).

Referencias

- Aguzzi J., Iveša N., Gelli M., Costa C., Gavrilovic A., Cukrov N., Cukrov M., Cukrov Nu., Omanovic D., Štifanić M., Marini S., Piria M., Fanelli E., Azzurro E., Danovaro R. 2020. Ecological video monitoring of Marine Protected Areas by underwater cabled surveillance cameras. *Marine Policy*, 119: 104052
- Balcells, M., U. Fernández-Arcaya, A. Lombarte, M. Ramón, P. Abelló, A. Mecho, J.B. Company y L. Recasens (2016). Effect of a small-scale fishing closure area on the demersal community in the NW Mediterranean Sea. *Rapp. Comm. Int. Mer Médit.*, 41: 517.
- BOE (1999). Real Decreto 1440/1999, de 10 de septiembre, por el que se regula el ejercicio de la pesca con artes de arrastre de fondo en el caladero nacional del Mediterráneo. BOE 251: 36833-36835.
- BOE (2022). Orden APA/799/2022 de 5 de agosto por la que se modifica el Anexo III de la Orden APA/423/2020, de 18 de mayo, por la que se establece un plan de gestión para la conservación de los recursos pesqueros demersales en el mar Mediterráneo. BOE 196, Sec. III., págs. 118893-118904
- Demestre, M., de Juan, S., Sartor, P., Ligas, A. (2008). Seasonal closures as a measure of trawling effort control in two Mediterranean trawling grounds: Effects on epibenthic communities. *Marine Pollution Bulletin* 56, 1765–1773.
- Di Lorenzo M, Claudet J, Guidetti P (2016) Spillover from marine protected areas to adjacent fisheries has an ecological and a fishery component. *J Nat Conserv* 32:62–66.

FAO (2020). The state of Mediterranean and Black Sea fisheries 2020. General Fisheries Commission for the Mediterranean. Rome.

Padilla A., Recasens L., Balcells M., Fernández de Arcaya U., Abelló P. (2022). Effects on faunistic composition and population characteristics of decapod crustaceans after the implementation of a fisheries no-take area in the NW Mediterranean. *Sci. Mar.* 86(2): e035. <https://doi.org/10.3989/scimar.05245.035>

Recasens, L., U. Fernández-Arcaya, P. Martín, M. Balcells, A. Lombarte y J. Leonart. (2016). The effect of a fishing ban on a hake nursery ground in the Roses Gulf (NW Mediterranean). *Rapp. Comm. Int. Mer Médit.*, 41: 387.

Sala-Coromina, J., García del Arco, Jose A., Martín, P., Fernández de Arcaya, U., Recasens, L. (2021). European Hake (*Merluccius merluccius*) spillover analysis using VMS and landing data in a no-take zone in the Gulf of Roses (NW Mediterranean). *Fisheries Research* 237: 105870. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2020.105870>

Sala, E., Giakoumi, S. (2017). No-take marine reserves are the most effective protected areas in the ocean. *ICES Journal of Marine Science*, 75(3). DOI: 10.1093/icesjms/fsx059.

Tuset V.M., Farré M., Fernández-Arcaya U., Balcells M., Lombarte A., Recasens L. (2021). Effects of a fishing closure area on the structure and diversity of a continental shelf fish assemblage in the NW Mediterranean Sea. *Regional Studies in Marine Science*, 43: 101700. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2021.101700>

Whitmarsh, S. K., Fairweather, P. G. and Huveneers, C. (2017). What is Big BRUVver up to? Methods and uses of baited underwater video. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 27: 53-73.

Inconsistencias del plan plurianual para la pesca demersal en el Mediterráneo occidental: Una visión desde la ciencia

Beatriz Guijarro, Francesc Ordines y Enric Massutí

Centro Oceanográfico de Baleares (IEO-CSIC) Moll de Ponent s/n, 07015 Palma (Illes Balears)

El estado actual de la mayoría de stocks demersales en el Mediterráneo indica una situación de explotación por encima de los valores que se consideran sostenibles (FAO 2020). Ello no solo reduce la productividad biológica de los stocks, sino que también implica unos bajos rendimientos económicos de las pesquerías. El plan purianual para la pesca demersal en el Mediterráneo occidental (EUMAP; Reglamento (EU) 2019/1022 del Parlamento Europeo y del Consejo de 20 de junio de 2019) tiene como objetivo contribuir a hacer realidad los objetivos de la Política Pesquera Común y, en particular: (i) alcanzar y mantener el Rendimiento Máximo Sostenible (RMS) para las poblaciones contempladas; (ii) aplicar la obligación de desembarque de las poblaciones demersales y de las capturas accesorias pelágicas efectuadas en pesquerías demersales sujetas a tallas mínimas de referencia a efectos de conservación; y (iii) promover un nivel de vida adecuado para quienes dependen de las actividades pesqueras, teniendo en cuenta la pesca costera y los aspectos socioeconómicos. El EUMAP pretende asimismo aplicar a la gestión pesquera un enfoque ecosistémico, con el fin de minimizar el impacto negativo de las actividades pesqueras en los ecosistemas marinos.

En esta actual situación casi generalizada de sobreexplotación, los objetivos del EUMAP son necesarios para conseguir alcanzar la sostenibilidad de las pesquerías. No obstante, su planteamiento y aplicación presenta, desde un punto de vista científico, las siguientes inconsistencias, que hacen que su efectividad pueda ser limitada, insuficiente o, incluso, no conveniente:

- i) A pesar del marcado carácter ecosistémico del EUMAP, éste se basa sólo en seis especies objetivo (*Mullus barbatus*, *Merluccius merluccius*, *Parapenaeus longirostris*, *Nephrops norvegicus*, *Aristaeomorpha foliacea* y *Aristeus antennatus*). Los desembarcos de estas especies representan un porcentaje bajo de las capturas de la flota de arrastre, aunque varían según las áreas: En torno al 35% en la subárea geográfica GSA 1 (Norte del Mar de Alborán), 40% en la GSA 2 (Isla de Alborán), 25% en la GSA 5 (Islas Baleares), 32% en la GSA 6 (Norte de España) y 39% en la GSA 7 (Golfo de León). Incluso una de estas especies, la gamba blanca (*P. longirostris*), muestra una dinámica poblacional que parece estar más influenciada por

variables ambientales, concretamente el calentamiento global, que por la explotación pesquera (Colloca et al., 2014; Sbrana et al., 2019). De hecho, durante los últimos años, la presencia y abundancia de esta especie parece haberse incrementado en latitudes altas del Mediterráneo occidental, probablemente favorecida por el aumento de la temperatura.

- ii) No se está teniendo en cuenta las diferencias que existen en las flotas pesqueras y los estados de explotación de estas especies entre las distintas zonas. Si el objetivo del EUMAP es hacer compatible la explotación de los recursos marinos vivos con restablecer y mantener sus poblaciones por encima de los niveles que puedan producir el rendimiento máximo sostenible, y el grado de sobrepesca no es igual en todas las áreas, ni en todas las especies, tal y como demuestran los resultados de las evaluaciones científicas de los stocks pesqueros (GFCM, 2022, STECF, 2021) las reducciones de esfuerzo deberían establecerse teniendo en cuenta el punto de partida de cada una de ellas.
- iii) Un régimen de esfuerzo que, además, se aplica considerando grupos de esfuerzo pesquero basados en dos tipos de mareas: i) las que tienen como objetivo el salmonete de fango, merluza, gamba de altura y cigala en la plataforma continental y el talud superior; y ii) las que tienen como objetivo la gamba roja (*A. antennatus*) y el langostino moruno (*A. foliacea*) en aguas más profundas (i.e. el talud medio). Esta agrupación de las mareas que desarrolla la flota no recoge la diversidad de estrategias de pesca de la flota de arrastre española, que en muchas áreas incluyen: plataforma costera, plataforma profunda, talud superior y talud medio (Abad et al., 2007; Palmer et al., 2009; Sánchez et al., 2004). Esta aproximación no se puede considerar la manera más adecuada de medir el esfuerzo pesquero, al no tener en cuenta la diversidad de las comunidades demersales explotadas, que los estudios científicos han demostrado varían mucho con la profundidad (Carney, 2005) y, por tanto, contrasta con el supuesto carácter ecosistémico del EUMAP (STECF, 2018).
- iv) Aunque uno de los objetivos del EUMAP es alcanzar el rendimiento máximo sostenible de las seis especies antes mencionadas, sus otros objetivos relacionados con el by-catch, generalmente diverso y numeroso, y el enfoque ecosistémico, no se tienen en cuenta. De hecho, cuando se han aplicado algunas de las medidas propuestas, como los cierres espacio-temporales, la mayoría están orientados principalmente a proteger los

juveniles y reproductores de las especies objetivo, pero no tienen en cuenta otros objetivos como, por ejemplo, la minimización del impacto de la pesca sobre hábitats vulnerables, hábitats esenciales para la sostenibilidad de los recursos vivos y, por tanto, de las pesquerías y sobre especies protegidas.

- v) El EUMAP se basa, fundamentalmente, en un régimen de gestión de esfuerzo pesquero que asume que una reducción del número de días de pesca implicará una reducción de la mortalidad por pesca. No obstante, hasta la fecha, los grupos de evaluación de pesquerías no han podido demostrar una relación lineal entre ambas variables (STECF 2018, 2020). Además, basar toda la gestión de una pesquería multiespecífica en conseguir llegar a un punto de referencia tan precautorio como $F_{0.1}$ (que es el que se usa en el Mediterráneo como aproximación de rendimiento máximo sostenible, F_{RMS}) únicamente para cinco especies es muy limitado, no solo porque no tiene en cuenta el carácter multiespecífico de la pesquería, sino porque este punto de referencia es muy sensible a cambios de otros parámetros de los modelos, como la mortalidad natural (M) y porque varía en función de cambios en la explotación pesquera, como un cambio en la selectividad de los artes de pesca, principalmente el arrastre (Jakobsen, 1992).
- vi) Esta última medida de gestión, mencionada en el EUMAP, pero no implementada hasta ahora, ha demostrado ser más eficaz en la mejora del estado de los stocks que una simple reducción de la mortalidad por pesca. Por ello, no se justifica priorizar la reducción de días de pesca y el establecimiento de cierres espacio-temporales para proteger los juveniles de las especies objetivo, respecto a una mejora de la selectividad de las redes de arrastre, que capturan un porcentaje elevado de ejemplares pequeños. De hecho, esta es una herramienta fundamental para corregir la sobrepesca del Mediterráneo. Según Colloca et al. (2013), una reducción del esfuerzo pesquero, sin cambios en la selectividad, no permitirá maximizar la biomasa de los stocks, ni el rendimiento pesquero y, por tanto, los ingresos de los pescadores.
- vii) Por último, la escala temporal del EUMAP es muy limitada. Los efectos de las medidas que se están aplicando requieren de un plazo de tiempo superior a su propia duración. A pesar de que las reducciones de esfuerzo

aplicadas hasta ahora no tienen precedentes (10, 7.5 y 6% en 2020, 2021 y 2022, respectivamente) se han llevado a cabo de forma consecutiva, sin dejar pasar el tiempo necesario para poder evaluar el efecto de cada una de ellas. Por tanto, sin poder determinar si estas reducciones ya podrían haber alcanzado el nivel de esfuerzo equivalente a F_{RMS} . Además, la aplicación de distintas medidas de gestión de manera simultánea impedirá evaluar la efectividad de cada una de ellas por separado (cierres espacio-temporales vs. reducción del esfuerzo pesquero).

Todas estas inconsistencias científicas no son nuevas. En 2021, un grupo de investigadores de distintos países del Mediterráneo publicamos un artículo en una revista científica internacional en el que, entre otros problemas, se denunciaba las interferencias de los funcionarios de la Comisión Europea en los grupos de evaluación y el asesoramiento científico para la gestión de las pesquerías, lo que dificulta la independencia del trabajo científico (Cardinale et al., 2021). Un camino que creemos equivocado para conseguir la sostenibilidad tanto de los recursos como del propio sector pesquero y hacer compatible la pesca con la conservación de los ecosistemas marinos.

Referencias

Abad E., I. Preciado, A. Serrano & J. Baro.- 2007. Demersal and epibenthic assemblages of trawlable grounds in the northern Alboran Sea (western Mediterranean). *Scientia Marina* 71(3): 513-524.

Cardinale M., F. Colloca, A. Bonanno, G. Scarcella, E. Arneri, A. Jadaud, C. Saraux, S. Aronica, S. Genovese, M. Barra, G. Basilone, S. Angelini, F. Falsone, V. Gancitano, A. Santojanni, F. Fiorentino, G. Milisenda, M. Murenu, T. Russo, P. Carpi, B. Guijarro, J.L. Pérez Gil, M. González, P. Torres, A. Giráldez, C. García, A. Esteban, E. García, M. Vivas, E. Massutí, F. Ordines, A. Quetglas & J. Gil Herrera.- 2021. The Mediterranean fishery management: A call for shifting the current paradigm from duplication to synergy. *Marine Policy*, 131: 104612. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2021.104612>.

Carney R. S.- 2005. Zonation of deep biota on continental margins. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review* 43: 211–278.

Colloca F., M. Cardinale, F. Maynou, M. Giannoulaki, G. Scarcella, K. Jenko, J.M. Bellido & F. Fiorentino.- 2013. Rebuilding Mediterranean fisheries: a new paradigm for ecological sustainability. *Fish and Fisheries* 14(1): 89-109. DOI: 10.1111/j.1467-2979.2011.00453.x.

Colloca F., G. Mastrantonio, G.J. Lasinio, A. Ligas & P. Sartor.- 2014 *Parapenaeus longirostris* (Lucas, 1846) an early warning indicator species of global warming in the central Mediterranean Sea. *Journal of Marine Systems* 138: 29-39.

FAO.- 2020. The State of Mediterranean and Black Sea Fisheries 2020. General Fisheries Commission for the Mediterranean. Rome. <https://doi.org/10.4060/cb2429en>

GFCM.- 2022. Twenty-third session of the Scientific Advisory Committee (SAC). FAO headquarters, Rome, Italy, 21-24 June 2022. 197 pp.

Jakobsen T.- 1992. Biological reference points for North-East Arctic cod and haddock. *ICES Journal of Marine Science* 49: 155-166.

Palmer M., A. Quetglas, B. Guijarro, J. Moranta, F. Ordines & E. Massutí.- 2009. Performance of artificial neural networks and discriminant analysis in predicting fishing tactics from multispecific fisheries. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 66: 224-237.

Sánchez P., M. Demestre & P. Martín.- 2004. Characterisation of the discards generated by bottom trawling in the northwestern Mediterranean. *Fisheries Research* 67: 71-80.

Scientific, Technical and Economic Committee for Fisheries (STECF) – Fishing effort regime for demersal fisheries in the western Mediterranean Sea – Part II (STECF-18-13). Publications Office of the European Union, Luxembourg, 2018, ISBN 978-92-79-79396-7, doi:10.2760/509604, JRC114702

Scientific, Technical and Economic Committee for Fisheries (STECF) – Evaluation of fishing effort regime in the Western Mediterranean – part V (STEC-20-13). EUR 28359 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg, 2020, ISBN 978-92-76-27701-9, doi:10.2760/143313, JRC122924

Scientific, Technical and Economic Committee for Fisheries (STECF) – Stock assessments in the Western Mediterranean Sea 2021 (STECF-21-11). Publications

Office of the European Union, Luxembourg, 2021, EUR 28359 EN, ISBN XXXXXX, doi:XXXXXXXX, PUBSY No.

Sbrana M., W, Zupa, Alessandro Ligas, F. Capezzuto, A. Chatzisprou, M. C. Follesa, V. Gancitano, B. Guijarro, I. Isajlovic, A. Jadaud, O. Markovic, R. Micallef, P. Peristeraki, C. Piccinetti, I. Thasitis & P. Carbonara.- 2019. Spatiotemporal abundance pattern of deep-water rose shrimp, *Parapenaeus longirostris*, and Norway lobster, *Nephrops norvegicus*, in European Mediterranean waters. Mediterranean demersal resources and ecosystems: 25 years of MEDITS trawl surveys. Scientia Marina, 83S1: 71-80 - DOI: 10.3989/scimar.04858.27A.

Evaluación del impacto socio económico del MAP, en la mitad del periodo de vigencia

Mario Vizcarro Gianni Gerente OPP 67



ANÁLISIS SOBRE LA **VIABILIDAD SOCIO-ECONÓMICA** DE LAS
EMBARCACIONES DE ARRASTRE DESPUÉS DE LA APLICACIÓN DEL
REGLAMENTO MAP

Este estudio, iniciado en el 2020, pretende poner de manifiesto, primero por simulación y posteriormente por constatación de la realidad contable, el grave impacto de la implementación del MAP en viabilidad socio económica de la flota de arrastre de fondo y al resto de modalidades y Cofradías de Pescadores que dispongan de la gestión de la Lonja de Pescado y Marisco.

Estudio de la cuenta de explotación de una embarcación real, por cada uno de los tramos de eslora más representativos en la gestión de la normativa que desarrolla el MAP.

1. EMBARCACIÓN DE MENOS DE 14 METROS DE ESLORA

CUENTA	CUENTA EXPLOTACION	PREVISION	PREVISION	PREVISION
	2019	2020	2021	2022
INGRESOS				
VENDAS DE PESCADO	183.299,06	164.969,15	146.639,25	128.309,34
SUBVENCIONES VEDA	4.200,00	4.200,00	4.200,00	4.200,00
TOTAL INGRESOS	187.499,06	169.169,15	150.839,25	132.509,34
GASTOS DE PERSONAL				
SUELDOS Y SALARIOS	58.959,00	49.794,00	40.794,00	31.794,00
SEGURIDAD SOCIAL CARGO EMPRESA	8.689,44	8.819,78	8.952,07	9.086,35
TOTAL GASTOS DE PERSONAL	67.648,44	58.613,78	49.746,07	40.880,35
OTROS GASTOS DE EXPLOTACION				
CUOTA SOST CONFRARIA	7.132	6.598,76	5.865,57	5.132,37
ARRIENDOS Y CANONES	6.000,00	6.000,00	6.000,00	6.000,00
REPARACIÓN Y CONSERVACIÓN	30.254,41	30.254,41	30.124,05	30.570,10
SERVICIOS PROFESIONALES	2.009,36	2.039,50	2.070,09	2.101,14
TRANSPORTES	103,93	110,00	114,35	112,41
SEGUROS	2.120,02	2.140,00	2.157,50	2.167,41
SERVICIOS BANCARIOS	1.469,54	1.451,25	1.498,25	1.501,78
SUMINISTROS	38.277,24	34.449,52	30.621,79	26.794,07
DOT. AMORTIZACIONES INMO	2.140,00	2.140,00	2.140,00	2.140,00
OTROS SERVICIOS	4.545,02	4.540,25	4.582,35	4.595,87
TOTAL OTROS GASTOS EXPLOTACION	86.919,52	85.183,44	85.173,95	81.115,15
RESULTADO DE LA EXPLOTACION	32.931,10	25.371,94	15.919,23	10.513,84

Las embarcaciones de menor eslora, en general, han sido las peor tratadas en la asignación de jornadas máximas de pesca, tanto en costera como en profundidad. En el momento de iniciar este estudio, no existían las llamadas vedas socioeconómicas que posteriormente se introdujeron.

Como vemos, el resultado de la explotación se reduce rápidamente, de casi 33.000€ a 10.500€ en cuatro ejercicios, un 68,18%.

2. EMBARCACIÓN DE 14 A 18 METROS DE ESLORA

CUENTA	CUENTA EXPLOTACION	PREVISION	PREVISION	PREVISION
	2019	2020	2021	2022
INGRESOS				
VENDAS DE PESCADO	221.277,10	199.149,39	177.021,68	154.893,97
SUBVENCIONES VEDA	8.091,00	8.091,00	8.091,00	8.091,00
TOTAL INGRESOS	229.368,10	207.240,39	185.112,68	162.984,97
GASTOS DE PERSONAL				
SUELDOS Y SALARIOS	74.809,00	63.746,00	52.683,00	41.620,00
SEGURIDAD SOCIAL A CARGO EMPRESA	17.510,20	17.772,85	18.039,44	18.310,02
TOTAL GASTOS PERSONAL	92.319,20	81.518,85	70.722,44	59.930,02
OTROS GASTOS DE EXPLOTACION				
CUOTA SOST CONFRARIA	8.851,08	7.965,97	7.080,86	6.195,75
REPARACIÓN I CONSERVACIÓN	24.249,17	24.301,25	24.358,47	24.547,25
SERVICIOS PROFESIONALES	2.014,40	2.044,61	2.068,21	2.099,23
TRANSPORTES	49,41	50,01	50,69	51,45
SEGUROS	7.428,88	7.462,74	7.480,58	7.504,25
FRIBUTOS	44,30	44,96	45,56	46,24
SUMINISTROS	54.083,99	48.675,59	43.267,19	37.858,79
DOT. AMORTIZACIONES INMO	4.191,58	4.191,58	4.191,58	4.191,58
OTROS SERVICIOS	2.414,13	2.445,25	2.451,94	2.460,73
TOTAL OTROS GASTOS DE EXPLOTACION	103.326,94	97.181,96	90.995,08	84.955,27
RESULTATDO DE LA EXPLOTACION	33.721,96	28.539,58	23.395,16	18.099,68

En el caso de las embarcaciones de eslora media, la gran mayoría en nuestros puertos, el resultado de la explotación también **se reduce rápidamente, de casi 34.000€ a 18.000€ en cuatro ejercicios, un 47,05% de reducción.**

3. EMBARCACIÓN DE MÁS DE 18 METROS DE ESLORA

En el caso de las embarcaciones de mayor eslora, el resultado de la explotación también **se reduce rápidamente, de casi 61.000€ a 33.000€ en cuatro ejercicios, lo que significa un 47,05% de reducción.**

CUENTA	CUENTA EXPLOTACION	PREVISION	PREVISION	PREVISION
	2019	2020	2021	2022
INGRESOS				
VENDAS DE PESCADO	384.724,49	346.252,04	307.779,59	269.307,14
SUBVENCIONES DE VEDA	12.224,70	12.224,70	12.224,70	12.224,70
TOTAL INGRESOS	396.949,19	358.476,74	320.004,29	281.531,84
GASTOS DE PERSONAL				
SUELDOS Y SALARIOS	124.687,00	105.450,75	86.214,50	66.978,25
SEGURIDAD SOCIAL CARGO EMPRESA	25.351,56	25.731,83	26.117,80	26.509,56
TOTAL GASTOS DE PERSONAL	150.038,56	131.182,58	112.332,30	93.487,81
OTROS GASTOS DE EXPLOTACION				
QUOTA SOST CONFRARIA	15.388,96	13.850,08	12.311,18	10.772,28
REPARACIÓN Y CONSERVACIÓN	43.595,93	43.654,10	43.758,14	43.857,47
SERVICIOS PROFESIONALES	2.145,17	2.177,34	2.186,47	2.219,26
SEGUROS	2.460,44	2.485,14	2.522,41	2.560,24
SUMINISTROS	90.424,57	81.382,11	72.339,66	63.297,20
DOT. AMORTIZACIONES INMO	25.475,18	25.475,18	25.475,18	25.475,18
OTROS SERVICIOS	6.535,31	6.548,19	6.584,94	6.578,85
TOTAL OTROS GASTOS EXPLOTACION	186.025,56	175.572,14	165.177,98	154.760,48
RESULTADO DE EXPLOTACION	60.885,07	51.722,02	42.494,02	33.283,55

SITUACIÓN REAL EN SEPTIEMBRE DE 2022

La previsión inicial, aplicando una progresión en la reducción de los ingresos, no se ha cumplido en las cuentas de las embarcaciones. El impacto negativo, en general, en las embarcaciones se ha visto atemperado.

Esto puede deberse a varios motivos:

1. El mercado del pescado fresco no es lineal en la composición de los precios de venta de las capturas
2. Desde el 2020, inicio de la aplicación del MAP de demersales, hemos padecido una pandemia, una crisis energética y una guerra en Europa
3. Todas estas circunstancias, han generado un encarecimiento de los costes de producción (45% de los costes de una embarcación de arrastre pueden ser de combustible) y una inflación galopante
4. Además, la flota de arrastre, ha podido acceder a vedas socio económicas, que compensan parcialmente la reducción en la asignación de jornadas

INGRESOS REALES TRAS LAS NUEVAS VEDAS SOCIO ECONOMICAS

SEGMENTO 14	2019	2020	2021	2022*
-------------	------	------	------	-------

VENTAS	183.299	164.969	153.421	143.448
VEDAS S/E	4.200	4.200	4.200	8.400
TOTAL ING	187.499	169.169	157.621	151.848

SEGMENTO 18 2022*		2019	2021	2021
VENTAS	221.227	199.149	185.208	173.170
VEDAS S/E	8.091	8.091	8.091	16.000
TOTAL ING	229.368	207.240	193.299	189.170

SEGMENTO +18	2019	2020	2021	2022*
VENTAS	384.724	346.251	322.013	301.083
VEDAS S/E	12.225	12.225	12.225	20.000
TOTAL ING	396.9483	358.476	334.238	321.083

* Previsión hasta el final del ejercicio 2022

SITUACIÓN ACTUAL A SEPTIEMBRE DE 2022

- El cuadro anterior, escenifica claramente el efecto de la implementación de las vedas socio económicas a favor de las embarcaciones afectas por el MAP.
- En cambio, otros agentes han padecido, en mayor o menor medida la aplicación del MAP.
- Las Cofradías de Pescadores, han menguado los ingresos por su actividad, sin recibir compensaciones. Manteniendo los mismos Servicios prestados a sus asociados y limitando sus ingresos por menores ventas.
- Padeciendo los incrementos de los costes energéticos (electricidad) y los de la inflación en sus aprovisionamientos
- Los siguientes en la cadena de nuestro sector pesquero:
- Los rederos, talleres náuticos y otros prestadores de servicios pesqueros (a menor actividad menor ingreso).
- También afecta a los otros pescadores de las diferentes modalidades; la pesca de arrastre supone un aliciente a los compradores de pescado, que suplen la falta de producto con importaciones.

CONCLUSIONES

- Si seguimos con la reducción de jornadas asignadas de pesca, las Cofradías de pescadores serán inviables económicamente, de manera inmediata, dependiendo de presencia de barcos de arrastre en su puerto, será más o menos rápido. Sin Cofradías cae el sistema, no sólo el arrastre.
- No podemos seguir aplicando el artículo 7 del Rto UE 2019/1022 del MAP de demersales, como un rodillo que implica reducir las jornadas asignadas en un 40% sobre las marcadas como índice de referencia.
- Reivindicamos en primer lugar, el “como máximo” (up to) y en todo caso, los objetivos deben tener mayor lapso de tiempo en ser alcanzados.
- Somos pescadores, cambiar días de pesca por ayudas no creemos que sea la solución a medio y largo plazo, a corto plazo evidentemente hay que compensar para alcanzar los objetivos (ayudas estructurales), no podemos reducir más nuestra actividad, seremos pescadores a tiempo parcial.
- Estamos a tiempo, pero hay que enderezar el rumbo, en caso contrario vamos a perder como sociedad un sector que debería ser estratégico (garantías sanitarias, aprovisionamiento alimentario, actividad económica, cultural y mucho más)
- Somos parte fundamental de la Economía Azul. Y queremos continuar siéndolo.

FUTUREMARES (UE-H2020): Pesca sostenible como adaptación al cambio climático

Castro-Cadenas, M.D., Ramírez, F., Espasandín, L., Fernández-Corredor, E., Giménez, J., Lloret-Lloret, E., Ouled-Cheikh, J., Sbragaglia, V., Steenbeek, J. y Coll, M.

CONTEXTO DEL PROYECTO FUTUREMARES

El mar Mediterráneo contiene entre el 7 y el 10 % de la biodiversidad marina del planeta y sostiene una actividad pesquera importante tanto a nivel social como económico. Su biodiversidad y los servicios ecosistémicos derivados están amenazados por las crecientes presiones antrópicas. En relación a la pesca, un alto porcentaje de los recursos pesqueros analizados en el Mediterráneo están sobreexplotados. Además, el Mediterráneo es una de las áreas más vulnerables al cambio climático. Por ello, es necesaria una gestión pesquera que sea sostenible y que se adapte al creciente impacto del cambio climático, favoreciendo así la resiliencia del ecosistema y del propio sector pesquero.

En este contexto, la aplicación de soluciones basadas en la naturaleza para la gestión de la pesca puede fomentar la sostenibilidad de esta a nivel social, económico y ambiental, disminuyendo la vulnerabilidad socio-ecológica frente al cambio climático. Se denominan soluciones basadas en la naturaleza aquellas acciones que implican trabajar con la naturaleza y aprovechar la capacidad de los ecosistemas saludables para afrontar retos como la seguridad alimentaria o la pérdida de biodiversidad. Por ejemplo, realizando el cierre temporal o completo de una zona a un tipo concreto de pesca, se aprovecha la capacidad innata del sistema de recuperarse, aumentando la biomasa y abundancia de la especie de interés comercial y, por tanto, la salud del ecosistema, no solo en la zona de cierre sino también en el área colindante, beneficiando así además a los pescadores locales.

Dentro de este contexto surgió el proyecto FutureMARES “Cambio Climático y Futuros Servicios de los Ecosistemas Marinos y Biodiversidad”, proyecto de investigación europeo financiado por el Programa de Investigación e Innovación de la Unión Europea Horizonte 2020 (Acuerdo de subvención N.º 869300). En el proyecto participan 33 socios de distintos países de Europa, América del Sur y Asia occidental. Entre ellos, se encuentra el Instituto de Ciencias del Mar (ICM) del Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC).

El objetivo general del proyecto es analizar soluciones social y económicamente viables basadas en la naturaleza que puedan contribuir a la adaptación y mitigación de los efectos del cambio climático, entre ellas la pesca sostenible. Para lograr este objetivo general, FutureMARES tiene cuatro objetivos específicos:

- Entender la relación entre la ecología de los hábitats marinos y los servicios ecosistémicos que proporcionan;
- Predecir los impactos futuros del cambio climático y determinar cuáles son las regiones marinas mayormente afectadas;
- Explorar cómo las poblaciones humanas costeras estarán afectadas por cambios en los ecosistemas marinos;
- Investigar cómo las soluciones basadas en la naturaleza pueden ayudar a la adaptación al cambio climático y evaluar los costes económicos y beneficios de implementarlas localmente.

Regionalmente, FutureMARES estudiará las potenciales soluciones basadas en la naturaleza en el mar Mediterráneo, evaluará su funcionamiento, y cómo estas están afectadas por el cambio climático. Las soluciones basadas en la naturaleza objeto de estudio son las siguientes:

- La restauración de hábitats esenciales: restaurar especies formadoras de hábitats que pueden actuar como “rescatadoras climáticas”. Los hábitats como las praderas marinas forman una protección costera natural, protegiendo de las subidas del nivel del mar y riesgo de inundaciones;
- La protección de zonas clave: las estrategias de conservación que tienen en cuenta los impactos del cambio climático en los hábitats y especies para una mayor efectividad de la estrategia de protección;
- La gestión sostenible de la pesca y la acuicultura: una gestión pesquera basada en los ecosistemas contribuye a aumentar la salud de las comunidades marinas y hacerlas más resilientes al cambio climático, lo que se traduce en una actividad pesquera menos dependiente de cambios externos.

FutureMARES se inició en septiembre de 2020 y finalizará en agosto de 2024. A través de este proyecto, el ICM evalúa el impacto acumulado del cambio climático y la actividad antrópica en el mar Mediterráneo occidental, investiga cómo determinadas especies responden al cambio climático y analiza cómo podemos contribuir a una mayor resiliencia del sistema mediante soluciones basadas en la naturaleza que incluyan protección, restauración y explotación sostenible de los recursos marinos.

A continuación, se resumen los dos primeros estudios que se han realizado en el contexto de una pesca sostenible adaptada al cambio climático.

EL IMPACTO ACUMULADO DEL CAMBIO CLIMÁTICO Y LA PRESIÓN PESQUERA EN LA COMUNIDAD PELÁGICA

El cambio climático y una presión pesquera excesiva son dos de las principales amenazas a las que se enfrentan los ecosistemas marinos y particularmente, los stocks pesqueros. Además, estas dos amenazas a menudo no actúan de forma independiente, sino que interactúan y se retroalimentan, haciendo que aquellas regiones que están más sobreexplotadas sean también más susceptibles al impacto del clima (**Figura 1a**). Avanzar hacia un equilibrio entre la conservación de los ecosistemas marinos y la exploración sostenible de sus recursos en el actual contexto de cambio climático requiere, por tanto, de aproximaciones holísticas e integradoras que consideren de forma simultánea estos dos grandes estresores.

En este estudio, evaluamos e identificamos qué áreas marinas están más afectadas de forma conjunta por los efectos del cambio climático y la presión pesquera en el mar Mediterráneo occidental (**Figura 1b**). Disminuir la presión pesquera en estas zonas particularmente afectadas por el cambio climático podría atenuar sus efectos, y contribuir a la sostenibilidad de las pesquerías a corto, medio y largo plazo (Ramírez y coautores 2021; Ouled-Cheikh y coautores, en prensa). Un mayor conocimiento del impacto acumulado de diversas presiones a las que está sometido el ecosistema marino y su integración en la gestión, es esencial dentro del contexto de

una planificación espacial marítima, la cual tiene que ser proactiva, efectiva y adaptativa al cambio climático.

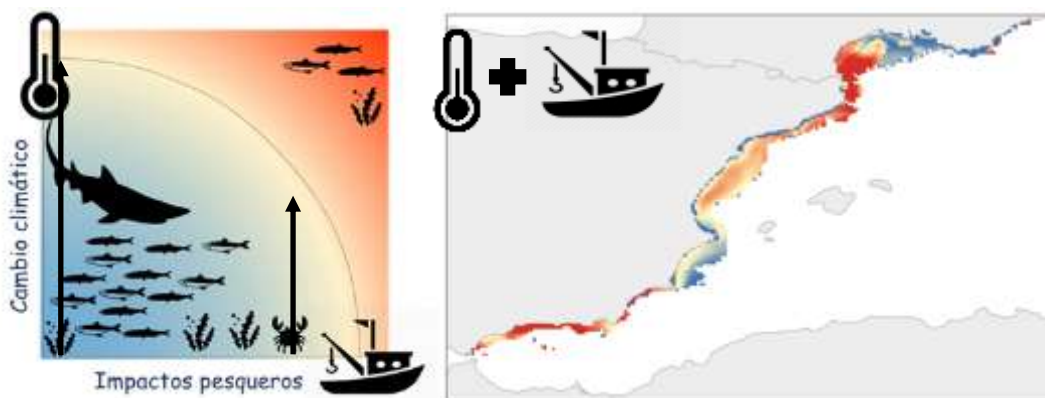


Figura 1a (izquierda). “Espacio operativo seguro”. El eje horizontal representa el impacto pesquero y el vertical el cambio climático (velocidad de cambio de la temperatura). La línea curva representa el valor de cada una de estas dos variables a partir de la cual el ecosistema colapsaría. Las dos flechas verticales representan la resiliencia del sistema. **Figura 1b** (derecha). Impactos de la temperatura (velocidad de cambio en invierno) y presión pesquera en el mar Mediterráneo occidental. Los colores rojos más intensos muestran aquellas zonas en las que las condiciones de temperatura han cambiado más rápidamente y la presión pesquera es mayor (Ramírez y coautores 2021).

EL MERO BLANCO: CAMBIOS EN SU DISTRIBUCIÓN Y EN LA PERCEPCIÓN SOCIAL

Las especies están cambiando sus distribuciones globalmente y se están desplazando hacia latitudes más elevadas debido, entre otros factores, al aumento de la temperatura del mar. El principal problema con el que nos encontramos a la hora de monitorizar estos cambios en la distribución de las especies es la falta de datos a nivel ecológico y, sobre todo, a nivel social.

En este estudio exploramos cómo el mero blanco (*Epinephelus aeneus*), una especie de interés pesquero, está cambiando su distribución como respuesta al calentamiento del mar Mediterráneo occidental. En el estudio se ha combinado información procedente de la literatura científica con datos de capturas de pescadores recreativos obtenidos a través de la plataforma de YouTube. En este contexto, los pescadores recreativos pueden constituir una valiosa red de muestreo, proporcionándonos información de los cambios en la distribución de especies que pescan, pero también ofreciéndonos un caso de estudio que nos permite entender la respuesta social al cambio de la distribución de especies.

Los resultados del estudio han mostrado que los datos obtenidos de YouTube complementan los datos de distribución ya existentes y revelan la dinámica de cambio de distribución del mero blanco en zonas del norte del Mediterráneo occidental (**Figura 2**) (Sbragaglia y coautores 2021). Además, resultados preliminares indican que los sentimientos positivos, como alegría o asombro,

son más frecuentes en videos procedentes de zonas donde el mero blanco ha llegado recientemente. Esto es un ejemplo de cómo el cambio climático puede tener efectos socio-ecológicos en los ecosistemas marinos (Espasandín y coautores, en revisión). El estudio muestra que conocer las percepciones de los pescadores recreativos ante la llegada del mero blanco podría ayudar a entender cómo se adaptarán los pescadores recreativos al cambio y evalúa las implicaciones que puede tener para el ecosistema en general. Conocer y tener en cuenta la percepción social de los cambios ambientales es fundamental para dimensionar las medidas de gestión necesarias que garantizan una mayor aceptación social y efectividad de las mismas.

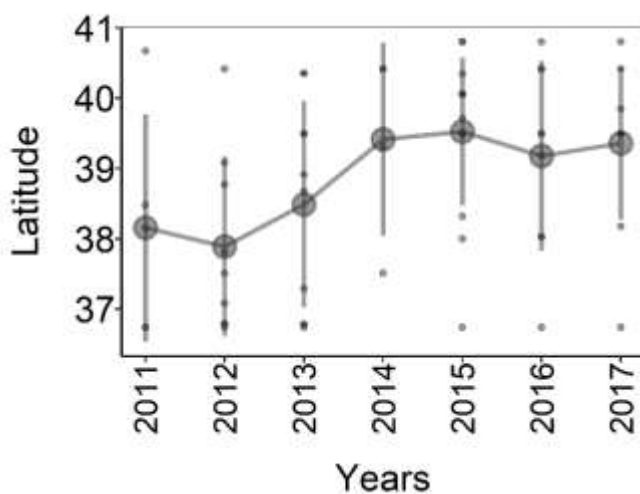


Figura 2. Datos de distribución del mero blanco desde 2011 a 2017 obtenidos mediante el análisis de videos publicados por pescadores recreativos en YouTube y procedentes del artículo científico Sbragaglia y coautores (2021).

TRABAJOS EN MARCHA

En línea con los objetivos de FutureMARES, estamos trabajando en los siguientes estudios:

- Revisión sistemática sobre la evidencia científica de los efectos del cambio climático en el mar Mediterráneo;
- Revisión sistemática sobre la evidencia científica del efecto de las soluciones basadas en la naturaleza para una pesca sostenible y su adaptación al cambio climático;
- Exploración de escenarios de gestión pesquera adaptativa al cambio climático;
- Evaluación del riesgo climático de especies de interés comercial como la sardina, la anchoa y el mero.

REFERENCIAS

Espasandín, L., Coll, M., & Sbragaglia, V. (en revisión). Distributional range shift of a marine fish is related to a geographical gradient of emotions among recreational fishers.

Ouled-Cheikh, J., Coll, M., Cardona, L., Steenbeek, J. & Ramírez, F. (en prensa). Fisheries-enhanced pressure on Mediterranean regions and pelagic species already impacted by climate change. *Elementa: Science of the Anthropocene*.

Ramírez, F., Pennino, M. G., Albo-Puigserver, M., Steenbeek, J., Bellido, J. M., & Coll, M. (2021). SOS small pelagics: A Safe Operating Space for small pelagic fish in the Western Mediterranean Sea. *Science of the Total Environment*, 756, 144002. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144002>.

Sbragaglia, V., Coco, S., Correia, R. A., Coll, M., & Arlinghaus, R. (2021). Analyzing publicly available videos about recreational fishing reveals key ecological and social insights: A case study about groupers in the Mediterranean Sea. *Science of the Total Environment*, 765, 142672. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142672>

Interacciones acuicultura-pesca en el Mediterráneo español: propuestas para una gestión adaptativa.

Kilian Toledo Guedes

Dpto. de Ciencias del Mar y Biología Aplicada

1. Alcance del problema

Evaluar la cantidad de peces de cultivo que ingresan a los ecosistemas silvestres es crucial para visualizar y comprender el problema de los peces que se escapan. Los países pioneros son Noruega, Escocia, donde es obligatorio informar todos los eventos de escape desde 2001, e Irlanda desde 1996 (Walker et al., 2006; Jensen et al., 2010; Green et al., 2012). Sin embargo, se cree que el número de fugitivos está subestimado, ya que no se informan todos los eventos de escape (Jackson et al., 2012). En cualquier caso, pocos países cuentan con un sistema integral para recolectar y analizar la cantidad de peces escapados que ingresan a la naturaleza (Jensen et al., 2010), lo que refleja la necesidad global de políticas en esa dirección.

Los escasos datos sobre escapes masivos ocurridos en el Mediterráneo en los últimos años han permitido un cálculo aproximado de la cantidad total (en toneladas) de peces escapados. Si se tiene en cuenta la producción total se revela el porcentaje de peces escapados por especie: el 5,26% de la lubina, el 3,41% de la dorada y el 1,25% de la corvina producidos en el Mediterráneo se escaparon al medio natural. En estas cifras se pueden encontrar dos fuentes de sesgo. En primer lugar, la tasa media de escape no refleja posibles mejoras en los materiales, diseños y manejo de las jaulas para peces. Por lo tanto, se esperaría que estos porcentajes fueran más bajos en la actualidad. Sin embargo, es probable que se subestimen las tasas de fuga porque, de nuevo, no todas las fugas masivas se registran localmente. Además, pequeños escapes recurrentes, que pueden significar el 1% de la biomasa total en cultivo cada mes (Jackson et al., 2012), podrían aumentar claramente la tasa de escape.

La repoblación y la mejora de stocks serían las únicas acciones comparables a los eventos de escape. Su objetivo es restaurar las poblaciones de peces agotadas o mejorar las que todavía están “sanas” mediante la liberación controlada de peces criados en criaderos marcados (Blankeship y Leber, 1995). Durante los últimos años se ha cuestionado si la repoblación y la mejora de las poblaciones son una ayuda o un perjuicio para las poblaciones de peces silvestres (revisado por Araki y Schmid, 2010). En España se han llevado a cabo varios estudios piloto para la mejora de stocks de lubina, dorada y corvina. En la Bahía de Cádiz se liberaron entre 1993 y 1997 30.323 ejemplares de doradas de entre 316 y 854 g (Sánchez-Lamadrid, 2002). En Baleares se soltaron 2.572 doradas con un peso medio de 0,5 kg en 2001-2002 (Valencia et al., 2008). En las

mismas islas se han liberado un total de 15.000 ejemplares de corvina entre 2008 y 2012 (CSIC, 2012) y existen informes de actuaciones de repoblación donde se liberaron 400 ejemplares de lubina de 120 g de peso en el AMP de Palma de Mallorca. Dadas estas cifras, está claro que los eventos de escape superan en gran medida a las acciones de reabastecimiento en números liberados y deben estudiarse cuidadosamente ya que se desconocen sus efectos. Los programas de reintroducción exitosos sugieren que se puede mantener la capacidad de readaptación y que una aptitud inicial suficiente combinada con un alto número de liberaciones puede impulsar el proceso de feralización (Philippart, 1995; Young et al., 2002)

2. Desempeño de los escapes en el medio natural

¿Cómo se las arreglan los peces escapados en la naturaleza? Diferentes rasgos individuales (la mayoría de ellos rasgos funcionales sensu Violle et al., 2007) se combinan en rasgos de rendimiento que finalmente son un indicador de la aptitud del fugitivo durante el proceso de asilvestramiento. Además, la población se estudia a través de rasgos demográficos que, en el caso de los peces escapados, están fuertemente vinculados con el alcance y la frecuencia de los eventos de escape y las tasas de mortalidad. Dependiendo del desempeño a nivel individual (es decir, fitness) y poblacional, surgen una serie de interacciones potenciales (y detectadas). En ausencia de datos sobre un rasgo o interacción específicos (por ejemplo, mortalidad, comportamiento, interacciones genéticas), se analizan críticamente los resultados más importantes de otros estudios.

Mortalidad

La mayor parte del éxito de un pez escapado se basa en su capacidad para sobrevivir los primeros días o semanas después del evento de escape. Diferentes estudios sobre acciones de repoblación apuntan a las altas tasas de mortalidad post-liberación de los peces de piscifactoría (Olla et al., 1998; Skaala et al., 2012). En el caso de los salmones escapados, un estudio realizado después de un escape masivo en Chile reveló que la mayor tasa de mortalidad ($Z=1,2$) fue el mejor predictor de la abundancia real de peces escapados (Soto et al., 2001). Los estudios sobre lubinas realizados en el Mediterráneo (Arechavala-Lopez et al., 2011; Grati et al., 2011) sugieren igualmente altas tasas de mortalidad de lubinas marcadas liberadas en la naturaleza. Los autores coinciden en sugerir que la mortalidad posterior a la fuga depende de la densidad y el tamaño (Pitcher, 1986; Kristiansen et al., 2000). Adicionalmente, la incidencia de las diferentes fuentes de mortalidad depende de las características fenotípicas y genéticas individuales, adquiridas o seleccionadas en las condiciones de crianza (Lorenzen et al., 2012). Por ejemplo, nuestros resultados sugieren que aquellos individuos que crecieron mejor durante los períodos de criadero/vivero fueron seleccionados positivamente (es decir, se desempeñaron mejor) en condiciones naturales. Esto está respaldado por estudios en condiciones controladas donde los juveniles de lubina silvestre y de piscifactoría estuvieron expuestos a la depredación de las aves (Handelsman et al., 2010). Estos

autores encontraron que el factor que mejor predecía la supervivencia de la lubina de cultivo era la tasa de crecimiento durante el intervalo anterior. Curiosamente, en este caso, un rasgo típico seleccionado para los peces de cultivo (ya que es de rápido crecimiento) podría favorecer la supervivencia en condiciones silvestres. Dadas las grandes entradas de peces a través de eventos de escape (del orden de cientos de miles en cada temporal), la pregunta puede no ser las tasas de mortalidad de los peces escapados, que se sabe que son altas, sino cuántos de los escapados pueden sobrevivir y interactuar en la naturaleza. Se pueden identificar cuatro fuentes principales de mortalidad con respecto a los peces escapados:

- Pesca profesional/recreativa: son un factor importante que controla las densidades de peces escapados, en particular para eventos de escape masivo. Los peces escapados parecen ser especialmente vulnerables durante las primeras semanas después de la fuga, según informan los pescadores profesionales y recreativos, así como los datos de los experimentos de marcado y recaptura con lubina y dorada (Grati et al., 2011; Arechavala-Lopez et al., 2011).

- Depredadores salvajes: se sabe que las jaulas de peces actúan como dispositivos de atracción de peces (FAD's). La complejidad estructural y, sobre todo, el aporte de alimento en forma de gránulos no consumidos atraen grandes biomásas de peces (Dempster et al., 2004). La presencia de peces de piscifactoría y agregados atrae a su vez especies piscívoras que encuentran más oportunidades de alimentación (Sanchez-Jerez et al., 2011). En el entorno de instalaciones acuícolas se han registrado varias especies depredadoras activas de peces: *Coryphaena hippurus*, *Seriola spp.*, *Pomatomus saltatrix*, *Acanthocybium solandri*, *Sphyrna spp.*, *Carcharhinus spp.*, *Tursiops truncatus* (Sanchez-Jerez et al. ., 2011; obs. pers.). Los depredadores alrededor de las jaulas de peces actúan como una primera barrera de contingencia, especialmente para pequeños eventos de escape de unos pocos individuos. En casos de eventos de fuga masiva (es decir, de miles a millones de individuos) su efectividad sería superada. Una vez en la costa, el comportamiento de formación de bancos, visto especialmente después de eventos de escape masivos (obs. pers.), podría reducir la mortalidad de los fugitivos (Pitcher, 1986).

- Canibalismo: las lubinas muestran un comportamiento caníbal cuando individuos de diferente tamaño comparten hábitat, incluso en instalaciones acuícolas donde se alimentan ad libitum (Katavic et al., 1989). Es probable que este escenario ocurra inmediatamente después de eventos de escape masivo cuando varias jaulas se ven afectadas y se liberan peces de diferentes tamaños al mismo tiempo. Por ejemplo, las lubinas pequeñas (LT <20 cm) representaron el 50% de los peces escapados (Ramírez et al., 2011) un evento de escape masivo en La Palma en 2010, mientras que durante los censos representaron un 5,6% de los individuos contados (datos no publicados). Esto apoyaría la hipótesis de la mortalidad mediada por el canibalismo posterior a la fuga de individuos de pequeño tamaño y la dependencia del tamaño de la mortalidad. En el caso de eventos de escape combinados de lubina y dorada, la lubina también podría depredar a la dorada, según informan los pescadores profesionales.

- Inanición: se ha sugerido que las fallas en la adaptación para explotar los recursos naturales podrían ser un factor importante en la mortalidad (Ramírez et al., 2011). Sin embargo, varios estudios han señalado la resistencia de la lubina a largos períodos de inanición (hasta cinco meses; Echevarría et al., 1997), y que los peces escapados pueden comenzar a explotar los recursos naturales a los pocos días de escapar (Arechavala- López et al., 2012). Nuestra visión es que la inanición podría explicar una aptitud reducida que eventualmente aumenta la probabilidad de ser depredado o su capturabilidad por parte de las pesquerías, pero la ausencia de mortalidad masiva después de grandes eventos de escape descarta la inanición como una fuente importante de mortalidad en sí misma.

Dispersión

La dispersión posterior al escape de los peces fugitivos determinará la extensión espacial del evento de escape, este conocimiento es particularmente esencial si se emprenden esfuerzos de recaptura. Excepto en casos de escapes masivos (Ramírez et al., 2011), se han registrado muy pocos individuos escapados en las propias instalaciones (Dempster et al., 2005). Esto sugiere que, poco después de escapar, los peces llegan a aguas costeras poco profundas cerca de las instalaciones acuícolas (González-Lorenzo et al., 2005; Toledo-Guedes et al., 2009). La distribución de los peces escapados en el Mediterráneo podría estar menos restringida ya que la plataforma continental es amplia en la mayor parte de la costa y, en consecuencia, las instalaciones de acuicultura pueden ubicarse a varios kilómetros de la costa. Los estudios de telemetría y marcado externo han demostrado que algunos individuos escapados pueden permanecer en los alrededores de las instalaciones de acuicultura durante varios días, pero la mayoría de los fugitivos fueron recapturados en áreas costeras (Arechavala-Lopez et al., 2012). Otros experimentos de marcado también han registrado movimientos posteriores a la liberación de lubinas de piscifactoría hacia la costa en el Mediterráneo. Por lo tanto, se podría esperar tal comportamiento, dependiendo de la geomorfología local (Grati et al., 2011).

Una vez en aguas costeras poco profundas, la distribución de los escapes en la naturaleza está fuertemente vinculada a la distancia desde la fuente (es decir, instalaciones de acuicultura), explicando la abundancia de escapes en una escala de km. Esto mostró un patrón altamente predecible: se observan abundancias que descienden exponencialmente a medida que nos alejamos de las instalaciones acuícolas. Esto es compatible con altas tasas de dispersión, ya que la combinación de estas últimas con 'fugas' continuas y altas tasas de mortalidad daría como resultado el patrón de distribución observado. La capacidad de dispersión de los peces escapados parece potenciarse cuando se desplazan en grandes cardúmenes (González-Lorenzo et al., 2005). Por ejemplo, algunas semanas después de los eventos de escape masivo en La Palma, un banco de 500 lubinas escaparon aprox. fue observado a 60 km del punto de escape. Como se comentó, este comportamiento de formación de bancos también reduce las tasas de mortalidad, lo que

permitiría una supervivencia suficiente de los fugitivos para llegar a zonas distantes. Sin duda, en zonas con actividades acuícolas, las especies cultivadas se encuentran a lo largo de todo el litoral, desde individuos solitarios hasta grandes cardúmenes (González-Lorenzo et al., 2005; Toledo-Guedes et al., 2009; Ramírez et al., 2011).

Uso del hábitat

Las características del hábitat son importantes para explicar la abundancia de fugitivos en los hábitats costeros poco profundos. El uso del hábitat puede ser importante para comprender el impacto en las comunidades locales y concentrar los planes de erradicación en áreas donde la densidad de peces escapados es mayor. Con esta información se puede predecir su presencia en áreas y hábitats valiosos como AMPs o praderas de fanerógamas marinas. Parece que, a distancias similares del punto de escape, las variables ambientales (relacionadas con la complejidad del sustrato) influyen en la distribución de los escapes (Toledo-Guedes et al., 2009). Más claramente, en una escala de 100 de m, las características del sustrato establecen la probabilidad de encontrar escapes en la naturaleza. También se sabe que visitan las praderas de fanerógamas marinas, ya que se encontraron algunos estómagos llenos de *Cymodocea nodosa* (Toledo-Guedes et al., 2009), pero su presencia allí puede ser ocasional dada la ausencia de escapes en las prospecciones realizadas en estas áreas con vegetación (Tuya et al., 2005; Espino et al., 2011). Los cantos rodados y los arenosos son sustratos de baja complejidad y alta movilidad caracterizados por una alta turbidez. Esta condición podría facilitar tanto la protección contra los depredadores como brindar mejores oportunidades de alimentación, como se sugiere (ICES, 2006) para su área de distribución natural.

Los estudios mencionados se limitan a la presencia de escapes en hábitats naturales. Sin embargo, varios informes y nuestras propias observaciones resaltan la importancia de los ambientes artificiales para dar refugio a los peces escapados (Toledo-Guedes et al., 2009; Ramírez et al., 2011; Arechavala-Lopez et al., 2012). Lejos de alterar el comportamiento de los peces de piscifactoría, los escapes son resistentes a cierto grado de contaminación, entrando a menudo en pequeños puertos y marinas (Kelley, 1988) y siendo atraídos por los arrecifes artificiales (Fabi y Fiorentini, 1994). Los puertos y marinas podrían actuar como lugares protegidos, ya que la pesca recreativa y profesional suele estar limitada, si no prohibida, dentro de ellos. Una mayor dispersión desde estos puntos explicaría en parte la persistencia observada de peces escapados (Toledo-Guedes et al., 2009) en hábitats salvajes.

Adaptación individual tras la fuga

El éxito de los escapes en la naturaleza está íntimamente relacionado con la capacidad para adaptarse a las condiciones ambientales; claramente diferente al ambiente en una jaula de peces (Brown y Laland, 2003). Los rasgos morfológicos, fisiológicos y de comportamiento son impulsados por las condiciones de cultivo (es decir, rasgos de crianza) o elegidos por la cría selectiva (es decir, rasgos de productos básicos) en los escapes recientes. Por lo tanto, tienen que superar el desajuste entre sus propios rasgos adaptados a la granja y un hábitat altamente impredecible y complejo cuando escapan. La plasticidad fenotípica permite que esos rasgos cambien, y esto ocurre en diferentes escalas de tiempo dependiendo del rasgo (Lorenzen et al., 2012):

- Comportamiento: el primer desafío al que se enfrenta un pez escapado es perder su comportamiento ingenuo (Brown y Laland, 2001), es decir, desarrollar habilidades anti-depredadores y de explotación de recursos. Los peces de piscifactoría muestran más movilidad y agresividad que sus contrapartes silvestres, pero son peores en la búsqueda de alimento, lo que resulta en un alto gasto de energía y una baja ingesta (Sosiak et al., 1979; Erbak y Haase, 1983), lo que resulta en una reducción progresiva de la aptitud física. Estudios experimentales recientes en lubina también sugieren que los peces con altas tasas metabólicas (es decir, más susceptibles a la hipoxia) y tasas de crecimiento muestran comportamientos de audacia más frecuentes (Millot et al., 2009, 2010). Esto se traduciría en una mayor probabilidad de ser depredado (Killen et al., 2012). Sin duda, el comportamiento anti-depredador es evolutivamente más importante que la caza, como lo demuestra el principio vida/cena: “el conejo corre más rápido que el zorro, porque el conejo corre para salvar su vida mientras que el zorro solo corre para su cena” (Dawkins y Krebs, 1979). Realmente la lubina es bastante tolerante a los periodos de inanición, como hemos comentado anteriormente; en consecuencia, los fugitivos tendrían mucho más tiempo para aprender a cazar que para huir (es decir, pueden fallar en la caza pero no en huir de los depredadores). De cualquier manera, los autores coinciden en destacar ambos como pasos cruciales para el éxito de los peces de cultivo en la naturaleza (Olla et al., 1998; Brown y Laland, 2001, 2003). Los cambios en el comportamiento, junto con los estímulos ambientales, desencadenan más adaptaciones a lo largo de un continuo que constituye el proceso de feralización durante la vida del animal (Daniels y Bekoff, 1989).

- Morfología: existen dos importantes alteraciones post-escape para los peces fugitivos, el ambiente de crianza y el régimen alimentario. Se ha demostrado que ambos son fuerzas impulsoras de la morfometría de los peces, junto con la influencia genética (Costa et al., 2010). Los escapes un alargamiento en el eje horizontal mientras que un acortamiento en el vertical si las comparamos con sus contrapartes de piscifactoría. Esto no sucede solo en el cuerpo sino también en la cabeza e incluso el tamaño del ojo se ve afectado por nuevas condiciones. Por lo tanto, los peces exhiben una forma corporal más aerodinámica que sería ventajosa para un buen rendimiento de natación y mejores tasas de aceleración (Benhaïm et al., 2012; Vandamm et al., 2012). En consecuencia, los cambios en la morfología podrían mejorar la supervivencia al facilitar el escape de los depredadores y la caza de presas muy móviles.

- Fisiología: el evento de fuga también plantea alteraciones fisiológicas. Es probable que siga un período más o menos prolongado de privación de alimentos. Como se ha visto en las condiciones de cría, los escapes movilizan los lípidos durante el período de inanición, especialmente los del hígado y la grasa perivisceral (Pérez-Jiménez et al., 2007). Como resultado, los peces escapados muestran un índice hepatosomático y un factor de condición (K) más bajos. El metabolismo de la grasa acumulada en la granja podría ayudar a minimizar la reducción de la condición física debido a la inanición (Echevarría et al., 1997) y contribuir a cambios morfológicos como la racionalización. El crecimiento somático es otro aspecto fisiológico sujeto a alteración tras el escape. Es probable que se produzca una reducción de la tasa de crecimiento posterior al escape en condiciones de privación de alimentos (véase la revisión de Ali et al., 2003). La depresión del crecimiento se detectó como una especie de crecimiento compensatorio en algunos de los fugitivos. La tasa de crecimiento también fue más variable en los peces escapados, un resultado esperado ya que se ha detectado en otras especies (Bernard y Myers, 1994). Refleja el paso de un suministro constante de alimentos en condiciones de granja a un forrajeo más impredecible en hábitats naturales (Stokesbury et al., 2001). De cualquier forma, se puede concluir que los fugitivos que sobrevivieron en la naturaleza crecieron tan bien como los peces de piscifactoría. Este es un hallazgo importante ya que la tasa de crecimiento es un buen indicador de la aptitud y el rendimiento de los peces (Bang, 2005). Arechavala-López et al. (2012) también encontraron que las lubinas salvajes crecen tan bien como las de piscifactoría en el Mediterráneo, lo que indicaría que las condiciones de la acuicultura promueven el crecimiento en peso más que el crecimiento somático reflejado en las escamas. Pero también podría deberse al corto período de selección de reproducción de la lubina para las características de crecimiento (Haffray et al., 2006). Esto atenuaría las afirmaciones que aparecen en algunos informes técnicos que sugieren que los peces escapados parecen “desnutridos” (Ramírez et al., 2011; Ortega et al., 2011). La pérdida de peso en un pez con sobrepeso es un ex resultado esperado del proceso de feralización. De hecho, el factor de condición medio (K) de los escapes ($0,96 \pm 0,87$), aunque más variable, fue similar al encontrado para sus homólogas salvajes en el Mediterráneo ($1,03 \pm 0,12$; Arechavala-Lopez et al., 2011), e inferior a la de los peces de cultivo ($>1,5$). La pérdida general de peso durante las primeras cuatro semanas después de la liberación también se ha informado en estudios de mejora de la población de dorada (Valencia et al., 2008).

Explotación de recursos tróficos

Esclarecer la dieta de los depredadores introducidos puede proporcionar una mejor comprensión de las interacciones ecológicas que están interrumpiendo y una descripción más completa de sus impactos potenciales en la biodiversidad (Cucherousset et al., 2012; Coté et al., 2013). Se sabe que la lubina y la corvina tienen una dieta dependiente del tamaño, o lo que es lo mismo, sufren un cambio trófico a lo largo de su vida (Kennedy y Fitzmaurice, 1972; Kelley, 1987; Rogdakis et al., 2010). Este cambio consiste en una mayor importancia de los crustáceos pequeños para los de

menor tamaño, mientras que se encuentra un predominio de peces y crustáceos grandes para los de mayor tamaño (Rogdakis et al., 2010).

Si aceptamos la necesidad de un período de aprendizaje de la caza, entonces el tamaño al que escaparon los peces, el tiempo en libertad y el tamaño real en la captura son factores cuyas interacciones determinarán la dieta observada. Nuestros datos respaldan la existencia de un período de aprendizaje porque se encontraron rarezas (i.e. pedazos de plástico, colillas de cigarrillos, restos de plantas terrestres, etc.) en el 7% de los estómagos con contenido. Esto indicaría que las lubinas que se escaparon recientemente todavía están buscando comida en forma de gránulos. No obstante, el análisis del contenido estomacal también muestra que el vínculo entre los peces escapados y sus instalaciones acuícolas de origen es débil. Solo se encontró un individuo con perdigones en el estómago, probablemente porque escapó pocas horas antes de ser capturado. Otra similitud con sus contrapartes salvajes es que se han encontrado algunos individuos escapados con el estómago lleno de pastos marinos (*Cymodocea nodosa*). Algunos autores sugieren que se debe a un rasgo de comportamiento herbívoro (Fritsch, 2005), mientras que nosotros lo relacionamos con ataques fallidos de caza en áreas con vegetación. La dieta también depende de la disponibilidad de presas; algunos estudios describen un bajo rendimiento de caza de lubinas escapadas debido a que la dieta que encontraron estaba compuesta principalmente por crustáceos encontrados en los puertos (Ramírez et al., 2011). Sin embargo, esta muestra de dieta está fuertemente vinculada a las áreas donde se tomaron muestras de peces escapados (es decir, puertos y sus alrededores). Por lo tanto, para una evaluación correcta del desempeño trófico de los peces escapados, el muestreo debe realizarse en una variedad de hábitats naturales. La lubina salvaje generalmente muestra un comportamiento trófico similar al de sus contrapartes salvajes. De hecho, el nivel trófico global calculado a partir de nuestros datos da una cifra de 4,0 para la lubina escapada, que está en el rango de la lubina salvaje ($3,8 \pm 0,6$; Froese y Pauly, 2012).

Maduración y Reproducción

La maduración gonadal y el éxito reproductivo desencadenan el establecimiento de poblaciones autosostenibles. Esto significa que no se necesitan más aportes de individuos para mantener (o aumentar) sus poblaciones. Se ha demostrado que la lubina es una especie muy plástica en relación con el inicio y la maduración de las gónadas, adaptándose a diferentes condiciones ambientales (Pawson et al., 2000; Vinagre et al., 2009). Tanto los machos como las hembras que sobreviven lo suficiente en la naturaleza y alcanzan tamaños superiores a 45 cm (machos) y 55 cm (hembras) LT son capaces de desarrollar gónadas funcionales maduras.

Los escapes a través del desove surgen como una preocupación relativamente nueva, ya que los peces a menudo se crían a tamaños en los que pueden reproducirse en las jaulas (Jørstad et al.,

2008). La proporción de sexos de la lubina está sesgada hacia los machos en las instalaciones acuícolas (del 75 al 95 %; Vandeputte et al., 2012). No obstante, todavía hay machos y hembras en las mismas jaulas. Por lo tanto, si el tamaño de captura supera los 50 cm LT, aumenta la probabilidad de encontrar lubinas maduras en jaulas. En ese caso el “escape por desove” podría ser un proceso a tener en cuenta, especialmente en dorada, ya que parte de los individuos se vuelven hembras al alcanzar tallas adecuadas (Somarakis et al., 2013).

3. Los peces como contaminantes

Se ha prestado una atención notable al desarrollo y establecimiento de un marco regulatorio para las actividades acuícolas en España (FOESA, 2013). Estos esfuerzos se centran en evaluar y minimizar los posibles impactos negativos que los desechos de la acuicultura (por ejemplo, alimentos no consumidos y heces de peces) podrían tener en los hábitats naturales. A pesar de la gran heterogeneidad en la legislación entre las regiones, todas las nuevas instalaciones acuícolas deben ir acompañadas de una evaluación de impacto ambiental y un plan de monitoreo integral. Esto es razonable, ya que existe la necesidad de evitar contaminantes (p. ej., materia orgánica, productos químicos nocivos) en cantidades tales que podrían poner en peligro la salud y el funcionamiento del ecosistema. Cuando pensamos en contaminantes, existe una clara dicotomía: factores que afectan negativamente la calidad ambiental frente a los que llamaríamos “naturales” (Firestone y Barber, 2001). Popularmente, hay una línea clara entre los contaminantes y las sustancias presentes de forma natural, y un factor determinado no debe estar a ambos lados de la línea. Los peces se consideran naturales (en la gran mayoría de los casos) y afectan positivamente la calidad del agua o al menos funcionan como una herramienta para medir los efectos de los contaminantes. Por el contrario, los productos químicos nocivos son contaminantes y solo pueden afectar negativamente la calidad del agua (Firestone y Barber, 2001). Puede parecer extraño hablar de peces vivos como contaminantes, tan extraño como hablar de sustancias químicas nocivas como naturales. Sin embargo, la definición tradicional de pescado como natural puede estar cambiando con la aparición de nuevas preocupaciones sobre cómo las introducciones accidentales o mal planificadas de peces pueden afectar negativamente al medio ambiente (Naylor y Burke, 2005; Naylor et al., 2009). Como se vio para el salmón, estas preocupaciones son igualmente importantes si los peces liberados son exóticos (Soto et al., 2006), ausentes localmente o nativos (Fleming et al., 2000). Incluso su capacidad de reproducción en la naturaleza se convierte en un aspecto secundario cuando la acuicultura es el origen de los peces, ya que su aporte es regular, simulando una población autosostenible (Arismendi et al., 2009). Por lo tanto, puede ser razonable tratar los peces que escapan de las instalaciones acuícolas como contaminantes biológicos. Cumplen todas las características, por definición: cualquier cosa que altere la pureza o las condiciones normales de una cosa o un ambiente. Los contaminantes clásicos como la materia orgánica, los productos químicos o los medicamentos como los antibióticos que se liberan de las granjas tienen patrones de dispersión o deposición que se pueden modelar (Henderson et al., 2001), e incluso se conocen las concentraciones por encima de las cuales pueden tener efectos negativos. Por el contrario, el comportamiento y los efectos de un contaminante biológico como los peces escapados están lejos de ser predecibles. Dado el

potencial de los peces escapados de causar daños ambientales, la legislación de la Unión Europea establece que se debe aplicar un principio de precaución (EC No 708/2007). Este enfoque de precaución establece que si una acción tiene un riesgo sospechoso de causar daño al medio ambiente, en ausencia de un consenso científico de que la acción es dañina, la carga de la prueba de que no es dañina recae en quienes llevan a cabo ese acto. En España, sin embargo, las leyes y normativas autonómicas y nacionales en materia de acuicultura no proporcionan herramientas específicas para prevenir los daños potenciales causados por los peces escapados. Teniendo en cuenta las lagunas existentes, el siguiente apartado se dedicará a proponer medidas para evaluar y gestionar el riesgo asociado a la fuga de peces de las instalaciones acuícolas y su potencial daño ecológico a los ecosistemas marinos.

Marco de evaluación de riesgos

Muchos autores han tratado de definir el riesgo en el contexto de la evaluación del riesgo. Una de las definiciones que proponen se ajusta al contexto de la acuicultura: “riesgo es la exposición a circunstancias con efectos potencialmente dañinos que surgen de un evento que no se maneja adecuadamente” (Husdal, 2009). La evaluación de riesgos involucra todas las acciones tomadas para abordar ambos lados de un evento accidental: las fuentes que conducen a él y las consecuencias que surgen de él. En términos figurativos, las “barreras” se colocan en ambos lados para evitar que una circunstancia se convierta en un evento, o para evitar que un evento desarrolle consecuencias negativas (Husdal, 2009). En una instalación de acuicultura compuesta por jaulas flotantes para peces, el escape de parte de los peces cultivados sería el evento accidental (es decir, el evento de escape). Un buen programa de mantenimiento sería una barrera de origen, mientras que un procedimiento de recuperación sería una barrera de consecuencia.

Los protocolos utilizados para los esquemas de evaluación de riesgo de especies exóticas/localmente ausentes son derivados de los protocolos de gestión de riesgos desarrollados durante la última parte del siglo XX para garantizar la salud y la seguridad en la industria nuclear (Copp et al., 2008). Cuatro elementos comunes a todos los esquemas de evaluación de riesgos son:

1. Identificación de riesgos
2. Evaluación de riesgos
3. Gestión de Riesgos: planes de mitigación, información, contingencia y restauración.
4. Monitoreo e Investigación de Riesgos

Estos elementos deben implementarse simultáneamente en lugar de en secuencia, por ejemplo, los riesgos pueden reducirse simplemente informando (y, cuando sea necesario, "educando") a la industria y al público en general sobre los peligros asociados con la liberación de organismos en el medio ambiente. entorno abierto (Copp et al., 2008).

Identificación de riesgos

Consiste en la identificación de un determinado riesgo y la determinación de las posibles causas que lo originan y las consecuencias de la exposición a dicho riesgo. Parte de este estudio corresponde a este primer paso de la gestión de riesgos. A lo largo de este estudio, los eventos de escape han sido identificados como un riesgo. Se han señalado y abordado el riesgo y las diferentes causas y consecuencias.

Evaluación de riesgos

Este es un enfoque numérico para establecer "cuánto" riesgo se asume si se lleva a cabo una acción. Este tipo de análisis puede ayudar a respaldar decisiones o evaluar si se han tomado decisiones correctas (Holmer et al., 2008). En esa valoración se deben abordar una serie de cuestiones, siempre basadas en el conocimiento científico. Para cada respuesta se establece un grado de incertidumbre. En el caso de que no se disponga de conocimientos científicos (o no se haya llegado a un consenso), el grado de incertidumbre se establece como 'alto' y se debe seguir un enfoque de precaución. Los impactos potenciales de los peces escapados son múltiples, dada la complejidad de los ecosistemas naturales. Como tal, es poco probable que una sola persona tenga la experiencia necesaria para completar todos los aspectos de las evaluaciones de riesgos, y se supone que se requerirá un equipo de especialistas reconocidos para completar la evaluación de cualquier especie determinada (Copp et al., 2008).

Gestión de riesgos

-Planes de mitigación

Todas las acciones tomadas “antes” del evento de escape y que conducen a la prevención de tales eventos se incluyen en los planes de mitigación. Las fallas técnicas debido a tormentas se citan como la primera causa de eventos de escape, especialmente de escapes masivos (Jensen et al., 2010). Por lo tanto, las mejoras en los materiales y la construcción de las jaulas para peces son de vital importancia para reducir la frecuencia y la magnitud de los eventos de escape. Sin embargo, este tema no está dentro del alcance de este estudio. Así, a continuación se enumeran únicamente las actuaciones que puede realizar cualquier instalación acuícola:

- Ubicar las instalaciones en sitios con baja probabilidad de eventos de escape (es decir, sitios con baja incidencia de tormentas marinas).
- Evitar la falta de coincidencia entre el diseño de la instalación de acuicultura y las condiciones ambientales locales (es decir, diseños débiles en condiciones expuestas).
- Construir la instalación con los mejores materiales y tecnología disponible.
- Cultivar individuos de reproductores locales con suficiente variabilidad genética.
- Evitar el cultivo de especies exóticas o localmente ausentes.
- Cultivar híbridos estériles para evitar interacciones genéticas.
- Formación continua del personal en identificación y reparación de material dañado.
- Programa de mantenimiento integral, reforzado antes del periodo de mayor recurrencia de tormentas.

Sin embargo, las acciones de mitigación comienzan con la adopción de regulaciones y políticas (como esquemas de evaluación de riesgos) que contribuyan a la prevención de eventos de escape y sus efectos potenciales. Las empresas de acuicultura, como empresas comerciales, adoptarán las medidas rentables propuestas para minimizar las pérdidas económicas que plantean los eventos de escape. Pero cuando los costos de las acciones preventivas superan los costos de los peces que escapan (que suele ser el caso porque la población está asegurada), entonces la mitigación deja de ser rentable. Es aquí donde la administración pública debería impulsar medidas de mitigación a través de un sistema punitivo para aquellas empresas que suelten más pescado, o mejor aún, un sistema de recompensas para las instalaciones acuícolas con menores índices de fuga.

-Planes de Contingencia

Estos son protocolos detallados destinados a evitar el pote consecuencias negativas potenciales de los eventos de escape, tan pronto como sea posible después. Estudios recientes han tratado de

modelar el comportamiento posterior al escape de la lubina, la dorada y el bacalao (Uglem et al., 2008; Arechavala-Lopez et al., 2011, 2012) y probar diferentes técnicas de pesca para recuperar el bacalao escapado en Noruega. (Serra-Llinares et al., 2013). El comportamiento posterior al escape de los fugitivos muestra que es posible volver a capturar una gran proporción de los individuos escapados si los esfuerzos de recaptura comienzan inmediatamente después del evento de escape (Uglem et al., 2008). Sin embargo, todavía no se han desarrollado técnicas específicas para la recaptura con baja captura fortuita (Serra-Llinares et al., 2013). Los datos sobre fugas masivas indican que los planes de contingencia efectivos deben incluir lo siguiente:

- Prealerta: la mayor parte de eventos de escape masivo registrados involucran tormentas con alturas de ola >2 m. Así, el plan debe preactivarse cuando se prevea que las olas que afecten a las instalaciones superen los 2 m de altura.

- Informes posteriores a la tormenta: tan pronto como las condiciones del mar lo permitan, los administradores de las instalaciones deben comunicar a las autoridades un informe sobre los eventos de escape, si los hubiere. Estos últimos decidirían si su magnitud es suficiente para justificar los esfuerzos de recuperación.

- Acuerdos con pescadores profesionales: los esfuerzos de recuperación llevados a cabo después del escape masivo de La Palma en 2010 sugieren que los pescadores profesionales son actores clave en el desarrollo e implementación de planes de contingencia para la región. Todas las acciones conducentes a la recaptura de peces escapados deben coordinarse en el marco de estos acuerdos.

Adicionalmente, las pólizas de seguros de las empresas acuícolas deben cubrir (a través de cláusulas de responsabilidad) los posibles costos derivados de los planes de contingencia, restauración y monitoreo de peces escapados. A las empresas aseguradas se les paga según las pérdidas atribuibles a las tormentas (van Anrooy et al., 2006) cuando no se demuestra negligencia, por lo que la recaptura de los peces también debe estar cubierta por dicho seguro, que para ser efectivo debe ser obligatorio.

- Planes de restauración

La restauración ambiental se refiere a todas las acciones encaminadas a devolver el medio ambiente al estado previo a la ocurrencia de un determinado impacto (Pastorok et al., 1997). En general, estas medidas se llevan a cabo después de los planes de contingencia y suelen abarcar períodos de tiempo más prolongados. En el caso de los peces escapados, el objetivo de los planes

de restauración idealmente sería eliminar todos los peces escapados (es decir, la fuente de riesgo ambiental) presentes en el medio ambiente. Este objetivo puede lograrse mediante medidas "pasivas" o "activas":

- Medidas pasivas: las especies de cultivo también son codiciadas por los pescadores, por lo que todas las medidas que faciliten la captura de este pez contribuirían a retirar los peces escapados de los hábitats naturales. Por ejemplo, desregular la pesca de peces escapados alrededor de las instalaciones de acuicultura. Esto implica que los pescadores (tanto profesionales como recreativos) podrían pescar tantos fugitivos como quisieran, independientemente del tamaño del pez. Sin embargo, las autoridades públicas deben tener especial cuidado para determinar y comunicar si los peces escapados son seguros para el consumo.

- Medidas activas: en determinados casos pueden recomendarse procedimientos de erradicación en algunas zonas sensibles y/o donde la pesca está total o parcialmente prohibida. Las zonas de exclusión de las AMP, las áreas con estatus especial como los Sitios de Importancia Comunitaria (una figura de protección de la UE) o las Reservas de la Biosfera de la Unesco serían adecuadas para las campañas de erradicación. La erradicación local concentrada podría reducir sustancialmente las poblaciones salvajes de peces escapados en puertos, marinas y áreas de playa. La mejor técnica de pesca para este tipo de intervenciones sería la pesca submarina por ser la más selectiva. Los torneos de pesca submarina que apuntan a especies escapadas o premios especiales en torneos regulares para aquellos que capturan peces escapados podrían ser otras medidas proactivas para eliminar peces fugitivos del medio ambiente. Estas acciones estarían restringidas a eventos de escapes masivos, en los que la probabilidad de capturar peces escapados es máxima.

Seguimiento de riesgos

Dado que estamos en la frontera del conocimiento sobre el comportamiento de los peces escapados en la naturaleza y sus consecuencias ecológicas, existe una clara necesidad de una gestión adaptativa que evalúe continuamente los resultados obtenidos (es decir, seguimiento) y busque nuevos hallazgos para mejorar la gestión (es decir, investigación). Luego, la información obtenida retroalimentará la evaluación de riesgos para modificar (o no) sus resultados. De esta forma, el marco de evaluación de riesgos se mantiene actualizado y optimizado. Esto minimiza el riesgo asociado con los peces escapados tanto como sea posible aplicando los mejores conocimientos disponibles. Los siguientes puntos críticos deben ser monitoreados:

- Parásitos y Enfermedades: la Unión Europea y los gobiernos regionales está impulsando la acuicultura como una de las actividades del futuro, por lo que el número de instalaciones y la

producción total está creciendo. En consecuencia, se necesita un seguimiento fiable de los parásitos y las enfermedades que afectan a los peces de cultivo y silvestres. Los informes completos y regulares sobre parásitos y enfermedades que afectan a diferentes instalaciones serían esenciales para una respuesta rápida y para evitar una mayor propagación a los conjuntos de peces silvestres concentrados alrededor de las piscifactorías (Arechavala-Lopez et al., 2013). Además, esto permitiría monitorear la incidencia de parásitos y enfermedades en los peces escapados que podrían transmitirse más (Toledo-Guedes et al., 2012).

- Tratamiento: se necesitan informes sobre los tratamientos contra parásitos y enfermedades aplicados a los peces sembrados para evaluar los riesgos que plantean los fugitivos tratados recientemente para la salud humana y la seguridad alimentaria.

- Escape: las empresas de acuicultura deben reportar información confiable sobre el número de individuos que se introducen en cada jaula de peces como alevines. Entonces, teniendo en cuenta la mortalidad total y el número de individuos cosechados, sería fácil estimar el número de individuos que se han escapado durante el período de cultivo. Este procedimiento y los informes antes mencionados ya son enviados a las compañías de seguros en forma mensual (Secretan et al., 2007). Así, brindando la confidencialidad necesaria, sería gratuito para las empresas acuícolas poner esta información a disposición de los gestores públicos.

- Captura: los datos de las primeras ventas parecen ser un buen indicador del número de peces escapados en la naturaleza. Nuevamente, este es un programa de monitoreo sin costo ya que esos datos ya están disponibles y solo sería necesario analizar las especies cultivadas por separado semanalmente. Esta sencilla medida podría detectar eventos de escape desconocidos y activar planes de contingencia en caso de accidentes no comunicados.

- Recaptura: si se realizan esfuerzos de recaptura, estos deben ser monitoreados porque la captura incidental de otras especies durante las acciones de contingencia podría tener consecuencias negativas. Por lo tanto, el monitoreo podría ayudar a detectar técnicas inadecuadas o áreas inapropiadas para la recaptura debido a una incidencia negativa en los ensamblajes naturales.

- Antibiótico: La Unión Europea ya ha regulado el nivel residual mínimo (LMR) de diferentes antibióticos en pescado para un consumo seguro, y los métodos para medirlos ya son fiables (Cañada-Cañada et al., 2009). Por lo tanto, por razones de seguridad alimentaria, existe una gran necesidad de monitorear regularmente las concentraciones de antibióticos en los peces escapados.

Futuras líneas de investigación

Las preguntas que responde este estudio son mucho menos numerosas que las que surgen de él. La única forma de abordarlos es a través de un conocimiento riguroso basado en la ciencia. Futuras líneas de investigación mejorarán la gestión de los peces escapados, revelando la eficacia de la gestión del riesgo y nuevos puntos críticos en los que intervenir.

- Reproducción: la forma en que se maneja el problema de los peces escapados depende en gran medida de la capacidad de los fugitivos para establecer poblaciones autosuficientes. En ese caso, las poblaciones de peces asilvestrados no dependerían de la aportación de nuevos fugitivos y sería más complejo gestionar los riesgos asociados. Por lo tanto, la capacidad de las especies cultivadas para cerrar su ciclo de vida en condiciones diferentes a las óptimas (por ejemplo, diferentes temperaturas) debe estudiarse en profundidad. En consecuencia, los estudios in situ para evaluar la madurez de los peces escapados y los estudios de ictioplancton para comprobar la presencia de larvas de especies cultivadas en la naturaleza serían de especial relevancia.

- Dieta: el análisis del contenido estomacal es una técnica rentable para evaluar, de forma preliminar, la dieta de los peces escapados. Sin embargo, estudios recientes muestran que otras técnicas como el análisis de isótopos estables (SIA; Cucherousset et al., 2012), que puede revelar las relaciones tróficas a mediano y largo plazo de los peces escapados y su papel trófico en la naturaleza. También es una herramienta adecuada para identificar a los fugitivos y sus contrapartes salvajes (Schröder y García de Leániz, 2011)

- Enfermedades y parásitos: varios estudios evalúan la incidencia de los mismos en especies cultivadas (Murray y Peeler, 2005). Sin embargo, se sabe muy poco sobre los ciclos de vida y la transmisión de los parásitos de varias enfermedades. Se cree que el papel de los peces escapados como parásitos y portadores de enfermedades es importante, pero no explorado (Arechavala-Lopez et al., 2013). Además, la incidencia de los mismos en las poblaciones silvestres debe ser abordada en la región.

- Interacciones genéticas: es necesaria la investigación genética sobre poblaciones cultivadas y salvajes de peces presentes en el Mediterráneo. Sería de especial interés comparar la respuesta genética de pequeñas poblaciones silvestres, donde las instalaciones de cultivo han liberado tanto lubinas como doradas, con poblaciones silvestres de zonas donde no se ha llevado a cabo ninguna actividad acuícola.

- Técnicas de recaptura: pocos estudios han tratado de diseñar artes de pesca específicos para la recaptura de peces escapados (Serra-Llinares et al., 2013). La investigación que conduzca a optimizar los esfuerzos de recaptura con bajas tasas de captura incidental será esencial para los planes de contingencia.

4. Bibliografía

Ali M, Nicieza A and Wootton RJ (2003) Compensatory growth in fishes: a response to growth depression. *Fish Fish.* 4: 147-190.

Araki H and Schmid C (2010) Is hatchery stocking a help or harm? Evidence, limitations and future directions in ecological and genetic surveys. *Aquaculture.* 308: S2-S11.

Arechavala-Lopez P, Uglem I, Fernandez-Jover D, Bayle-Sempere JT and Sanchez-Jerez P (2011) Immediate post-escape behaviour of farmed seabass (*Dicentrarchus labrax* L.) in the Mediterranean Sea. *J. Appl. Ichthyol.* 27: 1375–1378.

Arechavala-Lopez P, Uglem I, Fernandez-Jover D, Bayle-Sempere JT and Sanchez-Jerez P (2012) Post-escape dispersion of farmed seabream (*Sparus aurata* L.) and recaptures by local fisheries in the Western Mediterranean Sea. *Fish. Res.* 121-122: 126-135.

Arechavala-Lopez P, Sanchez-Jerez P, Bayle-Sempere JT, Uglem I and Mladineo I (2013) Reared fish, farmed escapees and wild fish stocks—a triangle of pathogen transmission of concern to Mediterranean aquaculture management. *Aquacult. Environ. Interac.* 3(2): 153-161.

Arismendi I, Soto D, Penaluna B, Jara C, Leal C and León-Muñoz J (2009) Aquaculture, non-native salmonid invasions and associated declines of native fishes in Northern Patagonian lakes. *Freshwater Biol.* 54: 1135–1147.

Bang A (2005) Metabolic rate in the early life stages of fish as a predictor of future fitness. PhD thesis. University of Aarhus (Denmark).158pp.

Benhaïm D, Péan S, Lucas G, Blanc N, Chatain B AND Bégout ML (2012) Early life behavioural differences in wild caught and domesticated sea bass (*Dicentrarchus labrax*). *Appl. Anim. Behav. Sci.* 141(1–2): 79–90.

- Bernard RL and Myers KW (1994) The performance of quantitative scale pattern analysis in the identification of hatchery and wild steelhead. (NPAFC Doc. 62.) 19 p. FRI-UW-9410. Fisheries Research Institute, School of Fisheries, University of Washington, Seattle.
- Blankeship HL and Leber KM (1995) A responsible approach to marine stock enhancement. *Am. Fish. S. S.* 15: 167-175.
- Brown C and Laland KN (2001) Social learning and life skills training for hatchery reared fish. *J. Fish Biol.* 59: 471-493.
- Brown C and Laland KN (2003) Social learning in fishes: a review. *Fish Fish.* 4: 280-288.
- Cañada-Cañada F, Muñoz de la Peña A and Espinosa-Mansilla A (2009) Analysis of antibiotics in fish samples. *Anal. Bioanal. Chem.* 395: 987-1008.
- Copp GH, Britton JR, Jeney G, Joly J-P, Gherardi F, Gollasch S, Gozlan RE, Jones G, MacLeod A, Midtlyng PJ, Moissac L, Nunn AD, Occhipinti-Ambrogi A, Oidtmann B, Olenin S, Peeler EJ, Russell IC, Savini D, Tricarico E and Thrush M (2008) Risk assessment protocols and decision making tools for use of alien species in aquaculture and stock enhancement. Report to the European Commission, Project no.: 044142 (IMPASSE – Environmental impacts of alien species in aquaculture) for Coordination Action Priority FP6 2005-SSP-5A, Sustainable Management of Europe's Natural Resources. 84 pp.
- Costa C, Vandeputte M, Antonucci F, Boglione C, Menesatti P, Cenadelli S, Parati K, Chavanne H and Chatain B (2010) Genetic and environmental influences on shape variation in the European sea bass (*Dicentrarchus labrax*). *Biol. J. Linn. Soc.* 101: 427-436.
- Côté IM, Green SJ, Morris JA Jr., Akins JL and Steinke D (2013) Diet richness of invasive Indo-Pacific lionfish revealed by DNA barcoding. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 472: 249-256.
- CSIC (2012) Nota de prensa. 5.000 corvinas liberadas al Mar Balear en la Bahía de Palma. Mallorca, 6 de agosto de 2012.
- Cucherousset J, Bouletreau S, Martino A, Roussel JM and Santoul F (2012) Using stable isotope analyses to determine the ecological effects of non-native fishes. *Fisheries Manag. Ecol.* 19: 111-119.
- Daniels TJ and Bekoff M (1989) Feralization: the making of wild domestic animals. *Behav. Process.* 19: 79-94.
- Dawkins R and Krebs JR (1979) Arms Races between and within Species. *Proc. R. Soc. Lond. B* 205: 489-511.
- Dempster T, Sanchez-Jerez P, Bayle-Sempere J and Kingsford M (2004) Extensive aggregations of wild fish at coastal sea-cage fish farms. *Hydrobiologia.* 525: 245-248.
- Dempster T, Fernandez-Jover D, Sanchez-Jerez P, Tuya F, Bayle-Sempere J, Boyra A and Haroun RJ (2005) Vertical variability of wild fish assemblages around sea-cage fish farms: implications for management. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 304: 15-29.

- EC (2007) Council Regulation No 708/2007 of 11 June 2007 concerning use of alien and locally absent species in aquaculture. Official Journal of the European Union. L 168.
- Echevarría G, Martínez-Bebíá M and Zamora S (1997) Evolution of biometric indices and plasma metabolites during prolonged starvation in European Sea Bass (*Dicentrarchus labrax*, L.). *Comp. Biochem. Physiol.* 118A(1): 111-123.
- Ersbak K and Haase BL (1983) Nutritional deprivation after stocking as a possible mechanism leading to mortality in stream-stocked Brook Trout. *N. Am. J. Fish. Manage.* 3(2): 142-151.
- Espino F, Tuya F, Brito A and Haroun R (2011) Variabilidad espacial en la estructura de la ictiofauna asociada a praderas de *Cymodocea nodosa* en las Islas Canarias, Atlántico nororiental subtropical. *Rev. Biol. Mar. Oceanog.* 46(3): 391-403.
- Fabi G and Fiorentini L (1994) Comparison between an artificial reef and a control site in the Adriatic sea: Analysis of four years of monitoring. *B. Mar. Sci.* 55(2-3): 538-558.
- Firestone J and Barber R (2003) Fish as pollutants: limitations of and crosscurrents in law, science, management, and policy. *Wash. Law Rev.* 78: 693-756.
- Fleming IA, Hindar K, Mjølnerød IB, Jonsson B, Balstad T and Lamberg A (2000) Lifetime success and interactions of farm salmon invading a native population. *P. Roy. Soc. B Biol. Sci.* 267: 1517-1523.
- FOESA (2013). Estrategia para el desarrollo sostenible de la acuicultura española. FOESA, Madrid, España. 88 pp.
- González-Lorenzo G, Brito A and Barquín J (2005) Impactos provocados por los escapes de peces de las jaulas de cultivos marinos en Canarias. *Vieraea.* 33: 449-454.
- Grati F, Scarcella G, Bolognini L and Fabi G (2011) Releasing of the European sea bass *Dicentrarchus labrax* (Linnaeus) in the Adriatic Sea: Large-volume versus intensively cultured juveniles. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 397: 144–152.
- Green DM, Penman DJ, Migaud H, Bron JE, Taggart JB and McAndrew BJ (2012a) The Impact of Escaped Farmed Atlantic Salmon (*Salmo salar* L.) on Catch Statistics in Scotland. *PLoS One.* 7(9): e43560.
- Handelsman C, Claireaux G and Nelson JA (2010) Swimming ability and ecological performance of cultured and wild European Sea Bass (*Dicentrarchus labrax*) in coastal tidal ponds. *Physiol. Biochem. Zool.* 83(3): 435-445.
- Henderson A, Gamito S, Karakassis I, Pederson P and Smaal A (2001) Use of hydrodynamic and benthic models for managing environmental impacts of marine aquaculture. *J. Appl. Ichthyol.* 17: 163-172.
- Holmer M, Black K, Duarte CM, Marbá N and Karakassis I (2008) Aquaculture in the ecosystem. Springer, Netherlands. 332 pp.

- Husdal J (2009). Risk Management: Contingent versus Mitigative. Available at www.husdal.com
- ICES (2006) Report of the Working Group on Environmental Interactions of Mariculture (WGEIM), 24-28 April 2006, Narragansett, Rhode Island, USA. ICES CM 2006/MCC:03. 195 pp.
- Jackson D, Drumm A, McEvoy S, Jensen Ø, Dempster T, Mendiola D, Borg JA, Papageorgiou N and Karakassis I (2013) A pan-European evaluation of the extent, causes and cost of escape events from sea-cage fish farming. In: PREVENT ESCAPE Project Compendium. Chapter 2. Commission of the European Communities, 7th Research Framework Program.
- Jensen Ø, Dempster T, Thorstad EB, Uglem I and Fredheim A (2010) Escapes of fishes from Norwegian sea-cage aquaculture: causes, consequences and prevention. *Aquacult. Environ. Interact.* 1: 71-83.
- Jørstad KE, Van der Meeren T, Ingar Paulsen O, Thomsen T, Anders Thorsen A and Svåsand T (2008) "Escapes" of Eggs from Farmed Cod Spawning in Net Pens: Recruitment to Wild Stocks. *Rev. Fish. Sci.* 16(1-3): 285-295.
- Katavic I, Jug-Dujakovic J and Glamuzina B (1989) Cannibalism as a Factor Affecting the Survival of Intensively Cultured Sea Bass (*Dicentrarchus labrax*) Fingerlings. *Aquaculture.* 77: 135-143.
- Kelley DF (1987) Food of bass in U.K. waters. *J. Mar. Biol. Assoc. UK* 67: 275-286.
- Kelley DF (1988) The importance of estuaries for sea-bass, *Dicentrarchus labrax* (L.). *J. Fish Biol.* 33(Supplement A): 25-33.
- Kennedy M and Fitzmaurice P (1972) The biology of the bass, *Dicentrarchus labrax*, in Irish waters. *J. Mar. Biol. Assoc. UK.* 52: 557-597.
- Killen SS, Marras S, Ryan MR, Domenici P and McKenzie DJ (2012) A relationship between metabolic rate and risk-taking behaviour is revealed during hypoxia in juvenile European sea bass. *Funct. Ecol.* 26: 134-143.
- Kristiansen TS, Otterå H and Svåsand T (2000) Size-dependent mortality of juvenile Atlantic cod, estimated from recaptures of released reared cod and tagged wild cod. *J. Fish Biol.* 56: 687-712.
- Lorenzen K, Beveridge MCM and Mangel M (2012) Cultured fish: integrative biology and management of domestication and interactions with wild fish. *Biol. Rev. Camb. Philos.* 87: 639-660.
- Millot S, Bégout M-L and Chatain B (2009) Exploration behaviour and flight response toward a stimulus in three sea bass strains (*Dicentrarchus labrax* L.). *Appl. Anim. Behav. Sci.* 119: 108-114.
- Millot S, Bégout M-L and Chatain B (2010) Risk-taking behaviour variation over time in sea bass *Dicentrarchus labrax*: effects of day-night alternation, fish phenotypic characteristics and selection for growth. *J. Fish Biol.* 75: 1733-1749.
- Murray AG and Peeler EJ (2005) A framework for understanding the potential for emerging diseases in aquaculture. *Prev. Vet. Med.* 67: 223-235.

Naylor RL and Burke M (2005) Aquaculture and ocean resources: raising Tigers of the Sea. *Annu. Rev. of Env. Resour.* 30: 185-218.

Naylor RL, Hardy RW, Bureau DP, Chiu A, Elliott M, Farrell AP, Forster I, Gatlin DM, Goldberg RJ, Hua K and Nichols PD (2009) Feeding aquaculture in an era of finite resources. *P. Natl. Acad. Sci. USA.* 106(36): 15103–15110.

Olla BL, Davis MW and Ryer CH (1998) Understanding how the hatchery environment represses or promotes the development of behavioral survival skills. *B. Marine Sci.* 62(2): 531–550.

Pastorok RA, MacDonald A, Sampson JR, Wilber P, Yozzo DJ and Titre JP (1997) An ecological decision framework for environmental restoration projects. *Ecol. Eng.* 9: 89-107.

Pawson MG, Pickett GD, Witthames PR (2000) The influence of temperature on the onset of first maturity in sea bass. *J. Fish Biol.* 56(2): 319-327.

Pérez-Jiménez A, Guedes MJ, Morales AE, Oliva-Teles A (2007) Metabolic responses to short starvation and refeeding in *Dicentrarchus labrax*. Effect of dietary composition. *Aquaculture.* 265: 325-335.

Philippart JC (1995) Is captive breeding an effective solution for the preservation of endemic species? *Biol. Conserv.* 72: 281-295.

Pitcher TJ (1986) Functions of shoaling behaviour in teleosts. In: Pitcher TJ, *Behaviour of Teleost Fishes*. 2nd edition. Chapman & Hall. London. pp. 363-439.

Ramírez B, Ortega L, Cárdenas Y and Haroun R (2011) Evaluación de las interacciones de lubinas escapadas desde jaulas de acuicultura en la isla de La Palma en el año 2010. Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. 44pp

Rogdakis Y, Ramfos A, Koukou K, Dimitriou E and Katselis G (2010) Feeding habits and trophic level of sea bass (*Dicentrarchus labrax*) in the Messolonghi–Etoliko lagoons complex (Western Greece). *J. Biol. Res. Thessalon.* 13: 13-26.

Sanchez-Jerez P, Fernandez-Jover D, Uglem I, Arechavala-Lopez P, Tim Dempster T, Bayle-Sempere JT, Valle Perez C, Izquierdo D, Bjorn PA, and Nilsen R (2011) Coastal Fish Farms as Fish Aggregation Devices (FADs). In: Bortone SA, Pereira F, Fabi G and Otake S. *Artificial reefs in fisheries management*. CRC Press, USA. pp. 187-208.

Sanchez-Lamadrid A (2002) Stock enhancement of gilthead sea bream (*Sparus aurata*, L.): assessment of season, fish size and place of release in SW Spanish coast. *Aquaculture* 210(1-4): 187-202.

Secretan PAD, Bueno PB, van Anrooy R, Siar SV, Olofsson Á, Bondad-Reantaso MG and Funge-Smith S (2007) Guidelines to meet insurance and other risk management needs in developing aquaculture in Asia. *FAO Fish. Tech. Rep.* 163 pp.

Serra-Llinares RM, Nilsen R, Uglem I, Arechavala-Lopez PA, Noble C (2013) Post-escape dispersal of juvenile Atlantic cod *Gadus morhua* from Norwegian fish farms and their potential for recapture. *Aquacult. Environ. Interact.* 3:107-116.

Skaala Ø, Glover KA, Barlaup BT, Svåsand T, Besnier F, Hansen MM and Borgstrøm R (2012) Performance of farmed, hybrid, and wild Atlantic salmon (*Salmo salar*) families in a natural river environment. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 69: 1994-2006.

Somarakis S, Pavlidis M, Saapoglou C, Tsigenopoulos CS and Dempster T (2013) Evidence for 'escape through spawning' in large gilthead sea bream *Sparus aurata* reared in commercial sea-cages. *Aquacult. Environ. Interact.* 3: 135-152.

Sosiak AJ, Randal RG and McKenzie JA (1979) Feeding by hatchery-reared and wild Atlantic Salmon (*Salmo salar*) parr in streams. *J. Fish. Res. Board Can.* 36: 1408-1412.

Soto D, Jara F and Moreno C (2001) Escaped salmon in the inner seas, southern Chile: facing ecological and social conflicts. *Ecol. Appl.* 11(6), 1750-1762.

Soto D, Arismendi I, González J, Sanzana J, Jara F, Jara C, Guzman E and Lara A (2006) Southern Chile, trout and salmon country: invasion patterns and threats for native species. *Rev. Chil. Hist. Nat.* 79: 97-117.

Stokesbury MJW, Lacroix GL, Price EL, Knox D and Dadswell MJ (2001) Identification by scale analysis of farmed Atlantic Salmon juveniles in Southwestern New Brunswick Rivers. *Trans. Am. Fish. Soc.* 130(5): 815-822.

Toledo-Guedes K, Sanchez-Jerez P, González-Lorenzo G and Brito Hernández A (2009) Detecting the degree of establishment of a non-indigenous species in coastal ecosystems: sea bass *Dicentrarchus labrax* escapes from sea cages in Canary Islands (Northeastern Central Atlantic). *Hydrobiologia.* 623(1): 203-212.

Toledo-Guedes K, Sanchez-Jerez P, Mora-Vidal J, Girard D and Brito A (2012) Escaped introduced sea bass (*Dicentrarchus labrax*) infected by *Sphaerospora testicularis* (Myxozoa) reach maturity in coastal habitats off Canary Islands. *Mar. Ecol.* 33: 26-31.

Tuya F, Boyra A, Sanchez-Jerez P and Haroun RJ (2005) Multivariate analysis of the benthodemersal ichthyofauna along soft bottoms of the Eastern Atlantic: comparison between unvegetated substrates, seagrass meadows and sandy bottoms beneath sea-cage fish farms. *Mar. Biol.* 147: 1229-1237.

Uglem I, Bjorn PA, Dale T, Kerwath S, Okland F, Nilsen R, Aas K, Fleming I and McKinley RS (2008) Movements and spatiotemporal distribution of escaped farmed and local wild Atlantic cod (*Gadus morhua* L.). *Aquac. Res.* 39: 158-170.

Valencia JM, Pastor E, Grau A, Palmer G and Massutí E (2008) Repoblación de dorada (*Sparus aurata*, Linnaeus 1752) en aguas de la Islas Baleares (2001-2002). *Boll. Soc. Hist. Nat. Balears.* 50: 117-122.

van Anrooy R, Secretan PAD, Lou Y, Roberts R and Upare M (2006) Review of the current state of world aquaculture insurance. FAO Fisheries Technical Paper No. 493. Rome, FAO. 104pp.

Vandamm JP, Marras S, Claireaux G, Handelsman CA and Nelson JA (2012) Acceleration performance of individual European sea bass *Dicentrarchus labrax* measured with a sprint performance chamber: comparison with high-speed cinematography and correlates with ecological performance. *Physiol. Biochem. Zool.* 85(6): 704-717.

Vandeputte M, Quillet E and Chatain B (2012) Are sex ratios in wild European sea bass (*Dicentrarchus labrax*) populations biased? *Aquat. Living Resour.* 25: 77-81.

Vinagre C, Ferreira T, Matos L, Costa MJ and Cabral HN (2009) Latitudinal gradients in growth and spawning of sea bass, *Dicentrarchus labrax*, and their relationship with temperature and photoperiod. *Estuar. Coast. and Shelf Sci.* 81(3): 375-380.

Violle C, Navas ML, Vile D, Kazakou E, Fortunel C, Hummel I and Garnier E (2007) Let the concept of trait be functional! *Oikos.* 116(5): 882-892.

Walker AM, Beveridge MCM, Crozier W, Maoiléidigh NÓ, and Milner N (2006) Monitoring the incidence of escaped farmed Atlantic salmon, *Salmo salar* L., in rivers and fisheries of the United Kingdom and Ireland: current progress and recommendations for future programmes. *ICES J. Mar. Sci.* 63: 1201-1210.

Young MK, Harig AL, Rosenlund B and Kennedy C (2002) Recovery history of Greenback Cutthroat Trout: Population characteristics, hatchery involvement, and bibliography. Fort Collins, CO. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. 25 pp.

Data sharing y Web apps para el monitoreo pesquero

Joan Sala-Coromina y Jordi Ribera Altimir

ICM CSIC y ICATMAR

Resumen

Uno de los pilares de la recogida de datos realizada por el ICATMAR (Institut Català de Recerca per a la Governança del Mar) para el monitoreo pesquero, es el soporte informático para poder estructurar, procesar, analizar, visualizar y publicar dicha información. En esta ponencia, se muestran las herramientas que se están desarrollando para orientar científicamente la gestión de la actividad pesquera en Catalunya y transferir el conocimiento adquirido.

Servicio de Asesoramiento Pesquero

Durante las últimas décadas, la actividad pesquera en Catalunya ha disminuido de forma notable. El mal estado de los recursos vivos marinos explotados ha provocado la reducción de la flota pesquera y la regresión de esta actividad económica. La colaboración entre el sector pesquero, científico y administración es básica para la gestión sostenible de esta actividad económica a largo plazo.

Con este pretexto, nace ICATMAR (Institut Català de Recerca per a la Governança del Mar), un órgano de cooperación entre la Dirección General de Política Marítima y Pesca Sostenible de la Generalitat de Catalunya y el ICM (Institut de Ciències del Mar) del CSIC, para formalizar y canalizar esta colaboración entre sectores. ICATMAR empieza con un servicio de seguimiento pesquero para dar asesoramiento científico-técnico a la administración y cofradías de Catalunya para mejorar el estado de las principales poblaciones de especies comerciales de la costa catalana.

Workflow de recogida de datos del muestreo

Recogida de datos propios

Con el fin de determinar el estado de las principales poblaciones marinas de la costa catalana, periódicamente se realizan embarques en barcos pesqueros para recoger datos de todas las especies y residuos que son capturados. A bordo, se identifican todas las especies, se miden y se

toman datos complementarios. Parte de la captura se lleva al ICM para realizar el muestreo biológico en disección.

Estos datos se apuntan en los estadios de muestreo y, mediante un dispositivo GPS, se georreferencian las pescas (Figura 1). Se ha desarrollado una Web de introducción de datos para mejorar la eficiencia y la calidad de la entrada de datos y su almacenamiento en una base de datos (BBDD).



Figura 1. Workflow de recogida de datos del muestreo.

Web de introducción de datos

Este sistema permite a los muestreadores introducir datos de forma autónoma, implementar verificaciones automáticas de datos para reducir errores en los datos almacenados en la BBDD y realizar cálculos automáticos para facilitar su análisis. A medida que el muestreo se modifica y se expande a otras flotas, el sitio web y la estructura de la base de datos se actualizan para incorporar las nuevas especificaciones de muestreo y mejoras continuas. La Web está desarrollada con el *framework* Django, que tiene como lenguaje base Python y otros complementarios como JS, leaflet, chartjs, etc.

Una parte fundamental de la recopilación de datos es asegurar que los datos tengan la máxima calidad posible. En el control de calidad de datos, el perjuicio aumenta exponencialmente a medida que pasa el tiempo, por lo que el objetivo es tratar de prevenirlos o solucionarlos lo antes posible. Con el fin de prevenir problemas y maximizar la calidad de los datos, se han desarrollado

diferentes funcionalidades en la Web para visualizar los datos introducidos e identificar posibles errores u *outliers*, como la visualización de la relación talla peso o la frecuencia de tallas entre el rango mínimo y máximo de cada especie (Figura 2).



Figura 2. Visualización de la frecuencia de tallas introducida con el rango mínimo y máximo de la especie.

La información geográfica es crucial para los datos del muestreo de campo. Es especialmente importante para el muestreo de arrastre, ya que se debe calcular el área barrida para estandarizar la abundancia y la biomasa de las especies muestreadas. Por esta razón, se han desarrollado una serie de funcionalidades para la entrada y validación de datos GPS en la Web de introducción de datos de entrada. Como las operaciones de pesca varían entre flotas pesqueras, el protocolo y la estructura de verificación de datos se ha adaptado para cada tipo de flota.

Para el muestreo de arrastre, todas las posiciones de los lances muestreados se registran a través de un dispositivo GPS. Los datos de puntos se recopilan con una frecuencia de 1 min. También se recogen manualmente las posiciones a bordo cada 15 min desde que el arte de pesca empieza a pescar hasta que se vuelve a recoger. Los usuarios de la Web de introducción de datos pueden subir un archivo .gpx por lance y luego visualizar sus datos juntos con posiciones recogidas manualmente a bordo (Figura 3 y Figura 4). El *track* de GPS se cortará automáticamente entre las posiciones de inicio y fin, por lo que sólo quedarán registradas las posiciones correspondientes al lance de pesca. El área barrida por lance se obtiene de combinar la distancia total arrastrada –

considerando todos los puntos – y la distancia de apertura de la boca del arte de pesca. Toda la información se almacena automáticamente en la BBDD.

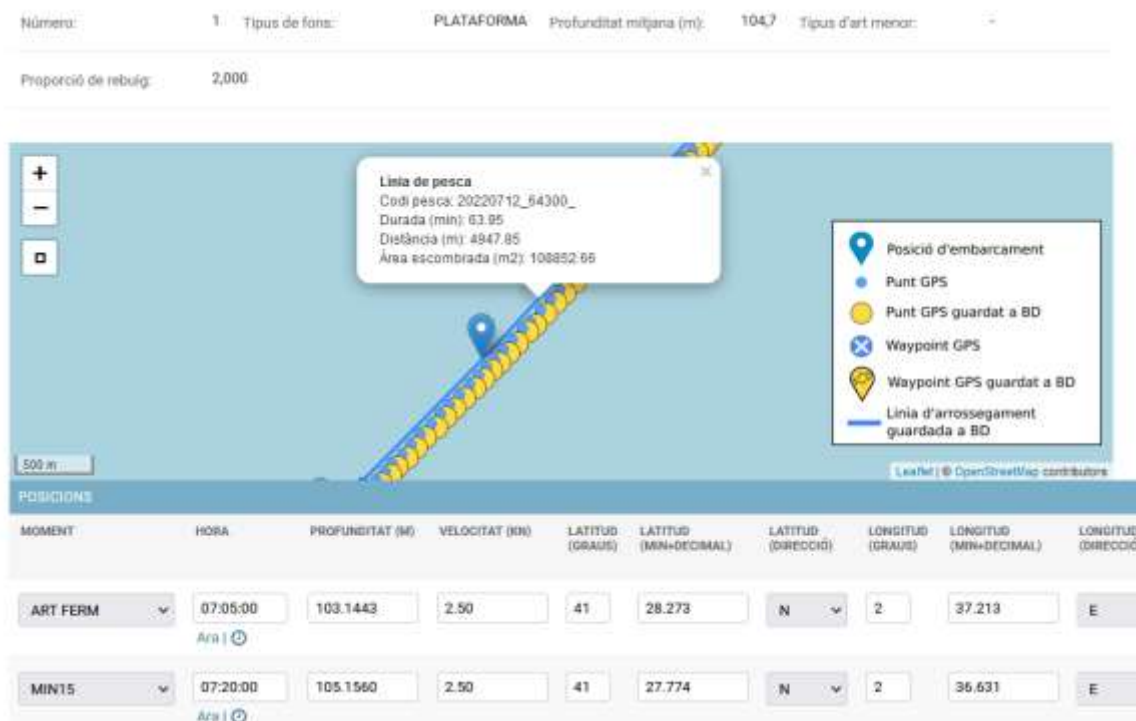


Figura 3. Ejemplo de introducción de datos GPS del muestreo de arrastre a través de la Web de introducción de datos. Se muestran los puntos GPS (azul), los puntos almacenados en la base de datos (amarillo), la línea de arrastre y las posiciones introducidas manualmente (puntero azul). El usuario puede consultar los datos almacenados en la base de datos y corregir los errores para que el *track* cortado sea correcto.

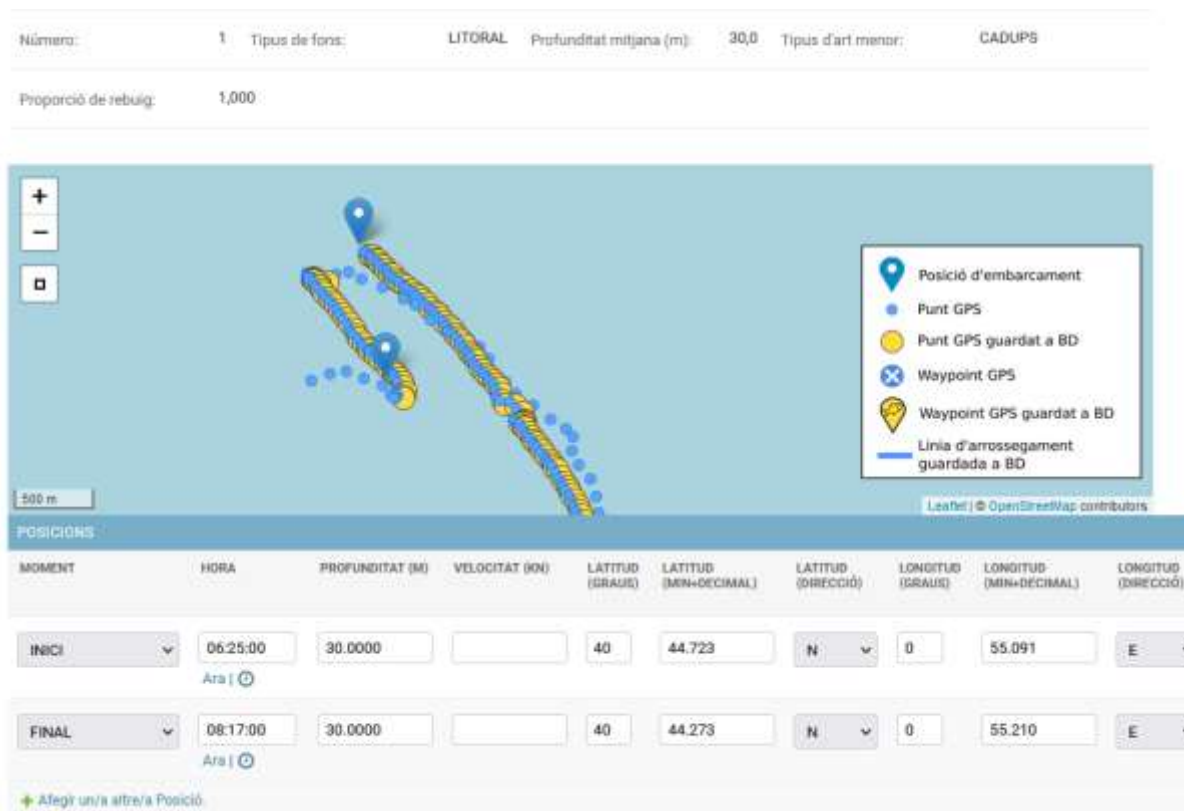


Figura 4. Ejemplo de introducción de datos GPS del muestreo de catufos o nasas para la pesca de pulpo común (*Octopus vulgaris*) a través de la Web de introducción de datos. Se visualizan los puntos GPS sin procesar (azul), los puntos GPS almacenados (amarillo) y las posiciones introducidas manualmente (puntero azul). Se puede apreciar como las posiciones entre las líneas de pesca no se almacenan en la base de datos tras el filtro de velocidad aplicado.

Almacenamiento de datos

La BBDD ha sido creada en PostgreSQL con el complemento postGIS para el tratado de datos espaciales. Ha sido diseñada como una BBDD relacional de objetos, combinando una base de datos relacional con un modelo orientado a objetos, para facilitar la programación orientada a objetos.

Los muestreos pesqueros comenzaron en octubre de 2018 y hasta setiembre de 2022 se han realizado 1114 lances de pesca y registrando 3400 posiciones. En los muestreos se han identificado 512 taxones distintos (el 80% identificados a nivel de especie), de las cuales se ha medido un total de 323000 individuos y diseccionando 58000. En el muestreo de arrastre, la distancia de arrastre es de 3000 km. Todos estos datos se han validado y almacenado en la BBDD.

Productos con datos del muestreo

Los datos de los muestreos permiten hacer un seguimiento de las pesquerías en Catalunya. Algunos de los productos que se pueden generar son la composición de la captura (comercial, descarte, residuo naturales y basura marina), así como la proporción de especies o residuos en cada una de ellas, la estructura de tallas de las especies, el seguimiento biológico de las especies objetivo, la evaluación de los *stocks* pesqueros y los impactos en la comunidad (Figura 5).

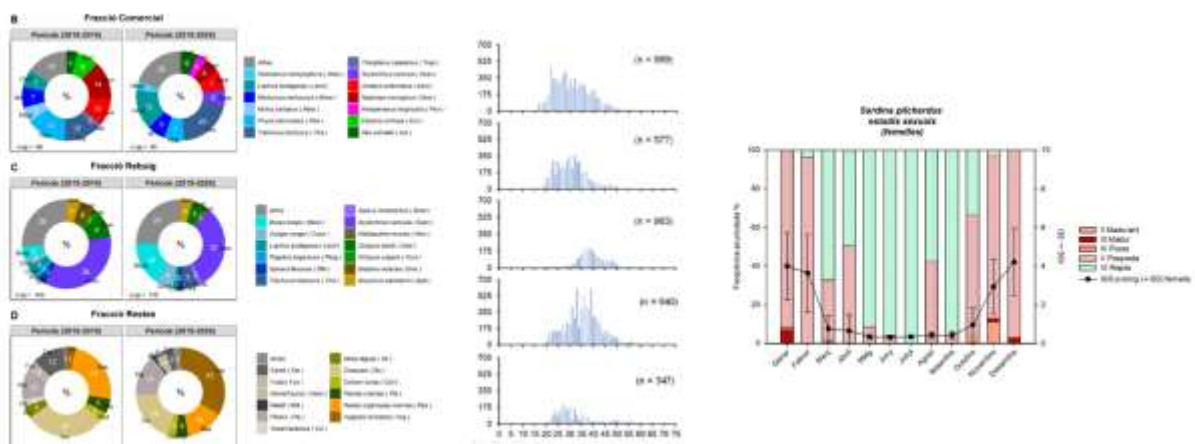


Figura 5. Ejemplos de productos generados con los datos del muestreo

Combinación con datos externos

A parte de los datos del muestreo pesquero, existen otros conjuntos de datos que resultan imprescindibles para el análisis completo de la pesquería catalana. Estos datos son generados por varias administraciones públicas (Europea, estatal y autonómica) de los que se reciben para su incorporación a la base de datos PostgreSQL de ICATMAR. Los principales conjuntos de estos datos son:

- **Registro general de la flota pesquera:** se descarga del sitio web oficial del registro de la flota europea. Esta es información crucial que se vinculará con prácticamente todos los conjuntos de datos utilizados en las bases de datos de ICATMAR. Es necesario actualizarlo ya que el número de embarcaciones activas puede cambiar o las embarcaciones activas pueden variar su base portuaria o sus artes de pesca.
- **Desembarcos pesqueros (2000-2021):** se reciben periódicamente de la Secretaría de Pesca de Cataluña. Son los registros de las ventas para cada día, embarcación y especie

que se registran en las lonjas pesqueras. Los datos deben validarse, limpiarse, vincularse con los datos del registro de la flota y almacenarse.

- **Vessel Monitoring System (VMS) (2008-2021):** Los datos se reciben de la Secretaría de Pesca de España, de donde recibimos datos periódicamente. Informan sobre la posición, velocidad y rumbo de todas las embarcaciones pesqueras de más de 12m de eslora. Los datos deben validarse de múltiples maneras, limpiarse, interpolarse, estructurarse, vincularse con registros de flota y conjuntos de datos de desembarques y almacenarse.

Algunos de estos datos se tienen que procesar para poder generar los productos ICATMAR para el análisis pesquero. El principal proceso es el cruce de VMS y desembarcos comerciales con los que se estima el tiempo de pesca y la distribución de desembarcos en el espacio.

Los datos de VMS tienen una frecuencia de transmisión mínima de dos horas. Utilizar este intervalo para las estimaciones de la actividad pesquera podría generar errores. Por este motivo se interpolan los puntos aumentando su frecuencia a 10min. Este sistema de posicionamiento en sí no informa sobre si la embarcación está pescando o navegando, así que se aplican filtros de velocidad y posición y así filtrar los puntos por actividad pesquera. Todos los registros de pesca de una embarcación un mismo día se identifican con un código único. Este código también se define para los datos de desembarcos y así podemos cruzar las posiciones de pesca de una embarcación de cada día con los desembarcos de ese mismo día y embarcación (Figura 6).

El dataset cruzado con las posiciones de pesca, su tiempo de pesca y los datos de desembarcos cruzados se almacenan en la base de datos de ICATMAR. Con esta tabla de datos se calculan de forma rutinaria multitud de índices como el tiempo de pesca de arrastre por km² o la distribución de las capturas de las principales especies comerciales (**¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.**).

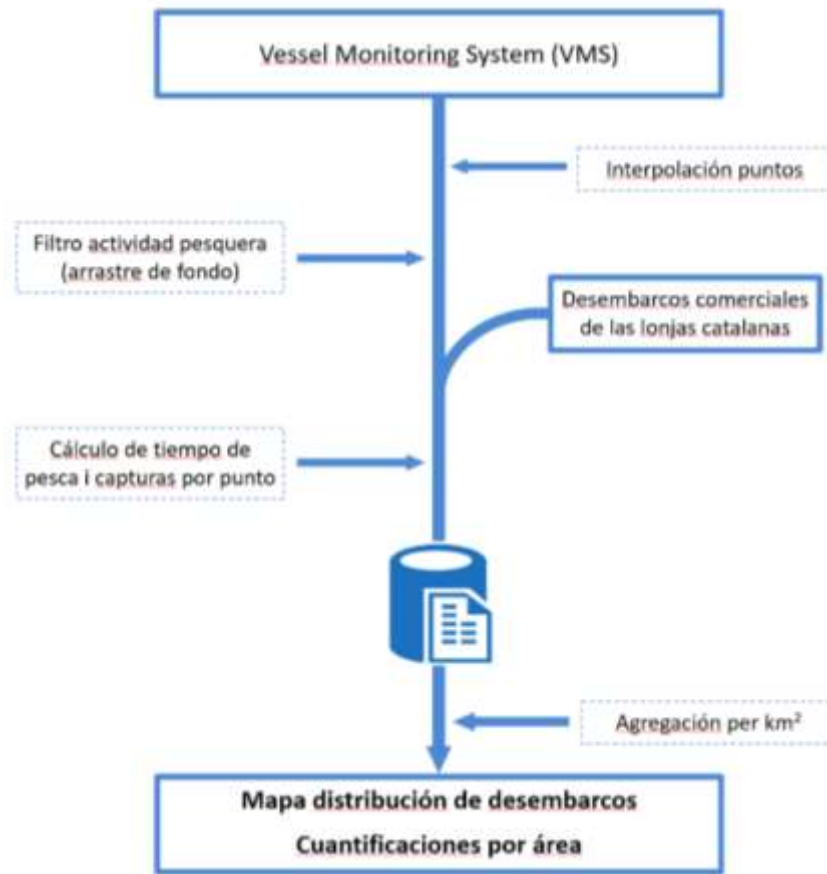


Figura 6. Esquema del procesado de datos VMS y desembarcos pesqueros para la generación de productos ICATMAR

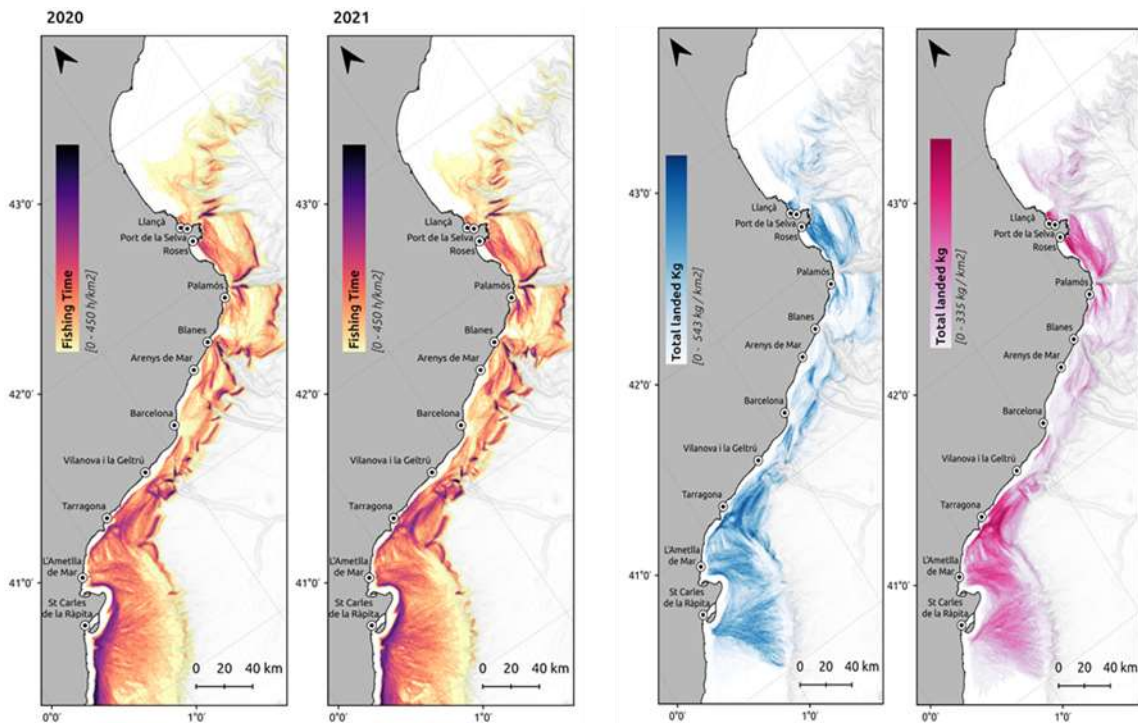


Figura 7. Ejemplo de producto generado con los datos VMS y desembarcos cruzados. De izquierda a derecha: esfuerzo pesquero de la flota de arrastre 2020, esfuerzo pesquero de la flota de arrastre 2021, distribución de los desembarcos de merluza para el año 2020 y distribución de desembarcos de pulpo blanco para el 2020.

Visualizadores de datos

Por el momento, las formas de publicación y difusión del análisis de datos de ICATMAR son a través de informes, presentaciones, carteles y folletos. Debido a que la mayoría de los productos geográficos, gráficos y tablas presentados tienen que generarse anualmente para mostrar la evolución, su generación se ha automatizado usando QGIS y R directamente conectado a la BBDD.

Uno de los objetivos principales de ICATMAR es que los datos que se generen sean públicos y accesibles a la diversidad de perfiles a los que el proyecto se dirige: sector pesquero, administración, sector científico y público general. Para poder llegar a este objetivo es necesario desarrollar herramientas que faciliten, de forma dinámica y automatizada, la interacción de estos públicos con los datos generados. Por este motivo se están desarrollando dos tipos de visualizadores de datos.

Visualizador. Público general

El visualizador para el público general proporcionará acceso a los datos de ICATMAR de forma dinámica para todos los públicos objetivo sin inicio de sesión de usuario. Por el momento, se está desarrollando un visualizador de datos para la pesquería de arrastre en colaboración con la Xarxa Marítima de Catalunya (BlueNetCat).

Como el muestreo se extiende a lo largo de la costa catalana, se han desarrollado gráficos circulares dinámicos para visualizar la biomasa (kg/km^2) en las diferentes áreas y puertos muestreados (Figura 8). Al seleccionar un puerto específico, se muestra la composición de la captura relacionada (comercial, descarte, residuos naturales y basura marina), con la proporción de especies y residuos para cada fracción. Además, se puede realizar una comparación entre dos puertos o áreas diferentes. Asimismo, como el muestreo se reparte a lo largo de cada estación del año, se han desarrollado gráficos circulares dinámicos para visualizar la biomasa (kg/km^2) para cada estación y año.

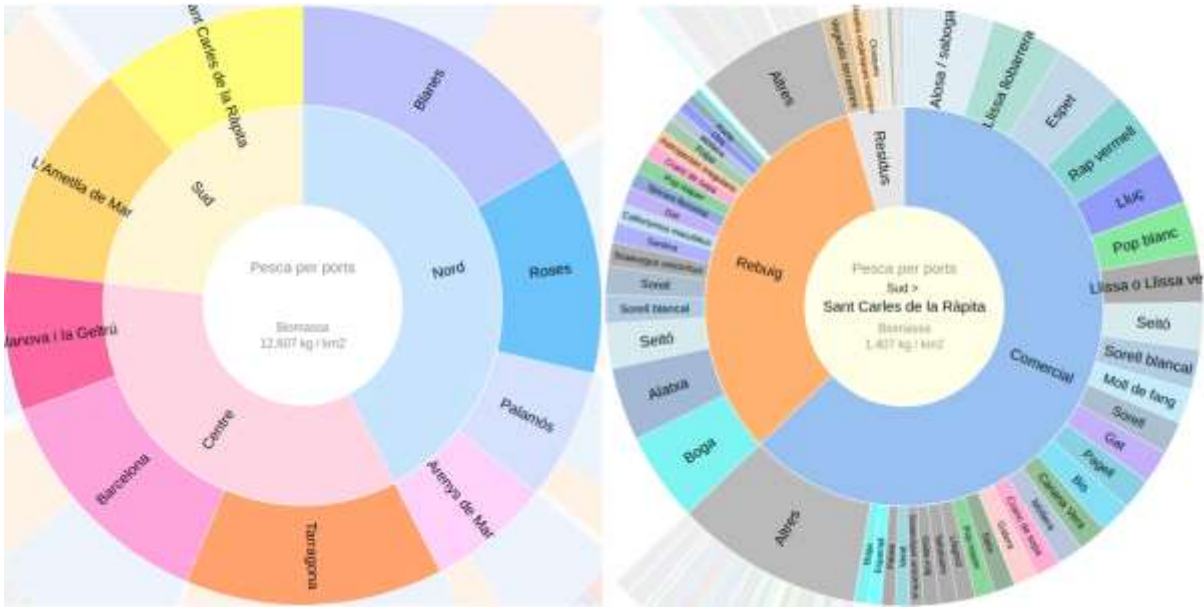


Figura 8. Composición de la captura por zona y puerto (izquierda) y del puerto de la Ràpita (derecha) del visualizador para el público general.

Conocer la evolución de la estructura de tallas de la especie es importante para evaluar el estado de la especie. Por lo tanto, la frecuencia de tallas se visualiza dinámicamente para todas las especies muestreadas en número de individuos por km² (Figura 9). La frecuencia de tallas se puede comparar entre distintas especies.

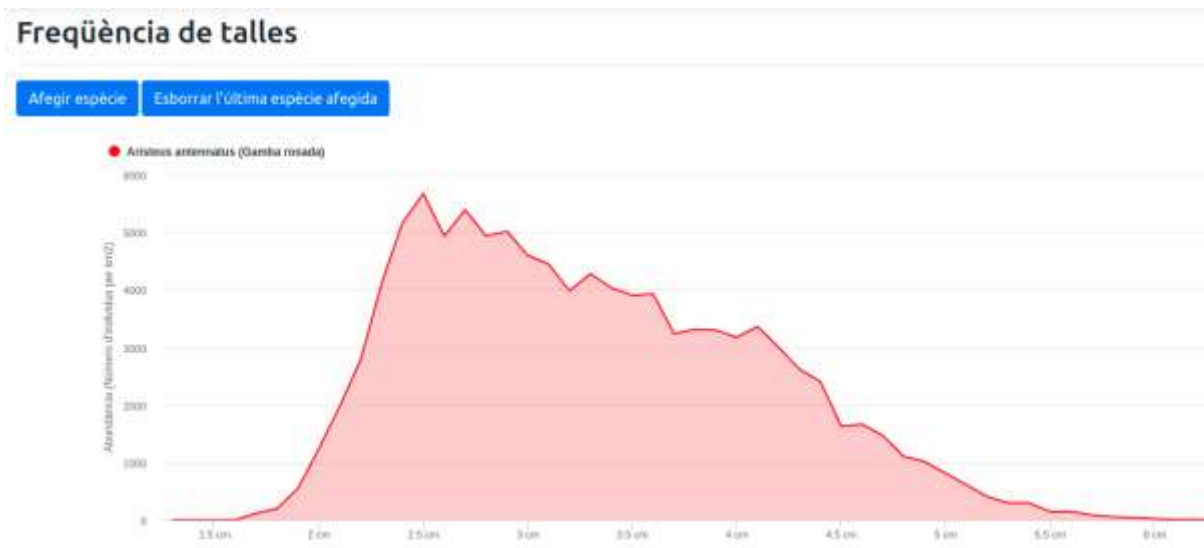


Figura 9. Visualización de la frecuencia de tallas para la gamba rosada (*Aristeus antennatus*) del visualizador para el público general.

Visualizador. Público científico

Los públicos a los que se dirige una estructura como ICATMAR son varios y cada uno tiene unas necesidades de consulta y uso de los datos generados por ICATMAR distintos.

Para servir los datos a todos los públicos objetivo es necesario ampliar las funcionalidades en compartición y gestión de datos. Por este motivo se está diseñando un visor científico al que también se podrá acceder a través de la web corporativa de ICATMAR.

El objetivo principal de este visor es dar acceso a todos los conjuntos de datos ICATMAR disponibles, ya sean geográficos o no, a una variedad de usuarios. El sistema permite publicar capas almacenadas en bases de datos ICATMAR o conjuntos de datos estáticos (Figura 10). Cada capa contiene sus metadatos, estilos y atributos específicos. Los usuarios pueden consultar datos, cambiar entre los estilos disponibles, hacer mapas combinando capas (Figura 11) y descargar mapas dibujados y capas específicas.

Las tecnologías utilizadas serán Geoserver y Geonode, un sitio web basado en Django que permite la gestión de usuarios. Por lo tanto, el acceso de los usuarios a los datos publicados se puede controlar junto con sus permisos para interactuar con las capas. Además, a través de Geoserver se puede diseñar un sistema Web Map Service (WMS) y por lo tanto maximizar los usos de datos a través de diferentes plataformas.

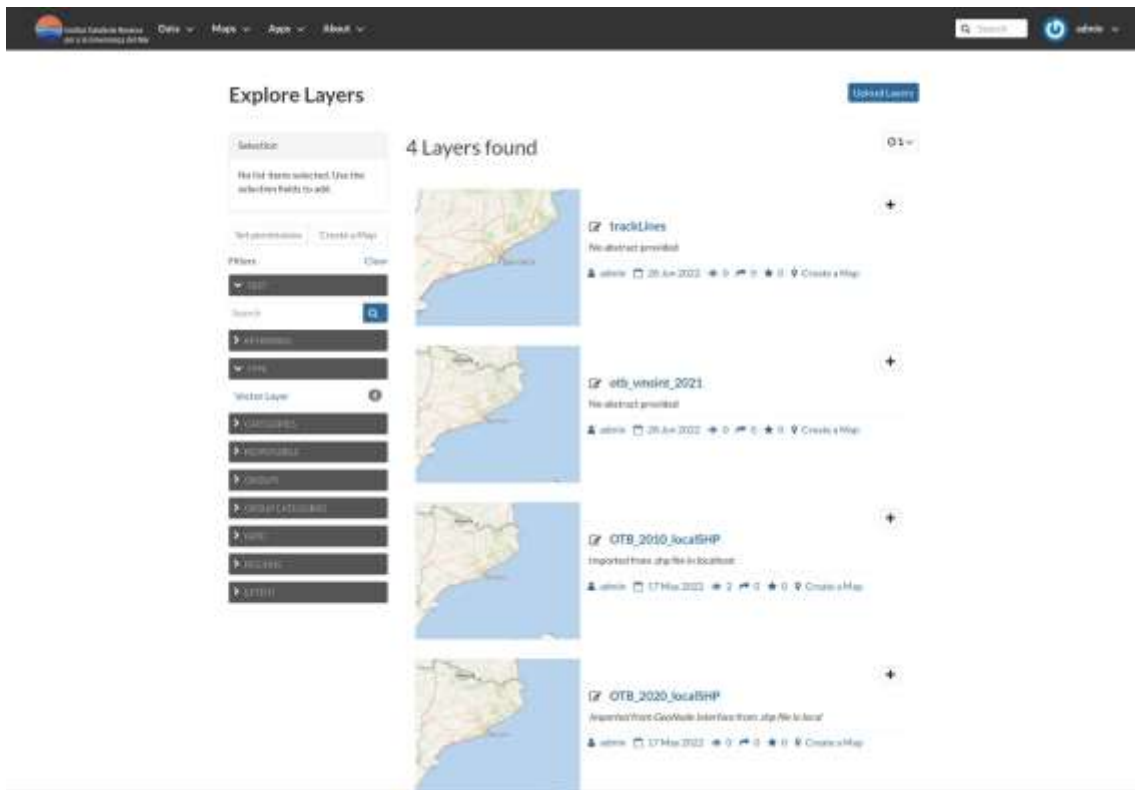


Figura 10. Página de exploración de capas del visor científico de ICATMAR. Todas las capas disponibles se pueden explorar individualmente para obtener información sobre la fuente de datos, los autores y otros metadatos. Las capas también se pueden descargar individualmente en diferentes formatos.

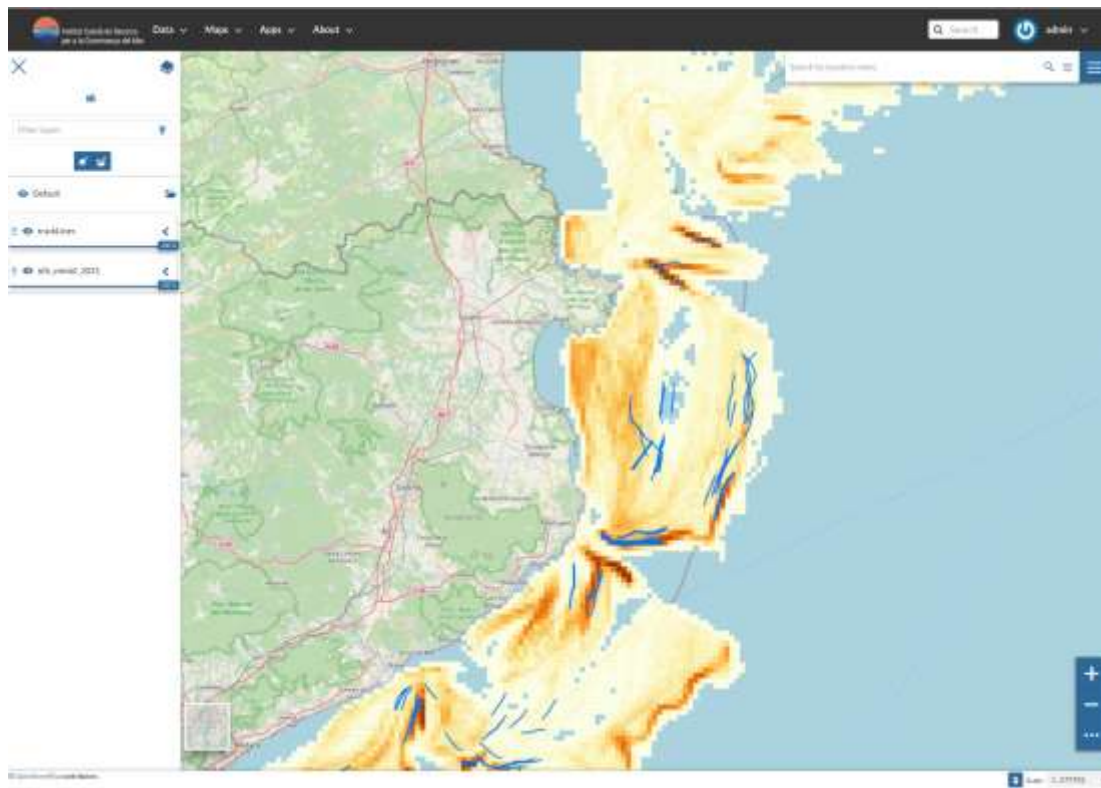


Figura 11. Página de exploración de mapas del visor científico de ICATMAR. Las capas disponibles se pueden combinar para que se puedan comparar diferentes conjuntos de datos. En el ejemplo se combina el esfuerzo de la flota de arrastre catalana con los lanzes de muestreo de arrastre de SAP.

Tallado automático de especies de peces en lonja mediante visión por computador y deep learning

Alejandro Galán-Cuenca, Nahuel E. García-d'Urso, Pau Climent-Pérez, Marcelo Saval-Calvo, Jorge Azorin-Lopez, Andres Fuster-Guillo

Resumen Las pesquerías de todo el mundo presentan una sobreexplotación que ha llevado a las comunidades a buscar estrategias de gestión para atajar el problema. Sin embargo, las estrategias se adoptan a menudo sobre la base de datos estadísticos de dudosa utilidad en el mundo real. Para abordar este problema, es necesario realizar cálculos precisos de extracción de biomasa. La lonja es el lugar donde los barcos desembarcan diariamente sus capturas y, por lo tanto, un valioso punto de contacto para obtener esta información. Las pesquerías de pequeño tamaño, como indica la FAO, son mayoría en algunas zonas, y las lonjas pequeñas tienen más dificultades para instalar cámaras industriales fijas. Este trabajo contribuye a dichos esfuerzos proponiendo un flujo de trabajo completo para la regresión del tamaño de los peces a partir de imágenes no calibradas de una cámara de teléfono móvil utilizando datos de segmentación y clasificación de instancias de peces proporcionados por una red neuronal pre entrenada con la misma tipología de datos. El tamaño real de los peces se calcula mediante homografía y se utiliza para la comparación. Los resultados muestran un error absoluto medio de $1,7614 \pm 2,7633$ cm utilizando el regresor CatBoost, e incluso mejor, $1,2713 \pm 2,0616$ cm, si se consideran algunos parámetros de calibración en la entrada.

1 Introducción

La gestión de la pesca es un proceso complejo en el que intervienen diversos agentes públicos y privados. Disponer de datos detallados sobre cuándo y dónde se captura una determinada especie es fundamental para mejorar la gestión. La evaluación de las poblaciones de peces puede evitar la sobrepesca y reducir la amenaza de la

Alejandro Galán-Cuenca, Nahuel E. García d'Urso, Pau Climent-Pérez, Marcelo Saval-Calvo, Jorge Azorin-Lopez, Andres Fuster-Guillo

Departamento de Tecnología Informática y Computación, Universidad de Alicante, Alicante, España. e-mail: a.galan—nahuel.garcia—pau.climent—msaval—jazorin—fuster@ua.es

sostenibilidad de la industria pesquera. Bradley et al. [3] analizan la importancia de disponer de datos precisos y de información de retorno para mejorar la eficacia de la gestión pesquera, garantizando que el acceso compartido a los datos por parte de los pescadores y los gestores les ayude a trabajar hacia un objetivo mutuamente acordado.

Según la FAO [5], los buques de pequeña escala representan más del 80% de la flota en la zona del Mediterráneo. El Plan de Acción Regional para la Pesca a Pequeña Escala (RPOA-SSF) pide que se mejoren los conocimientos para garantizar un seguimiento adecuado de las SSF, incluidas las capturas. La mayoría de estas pesquerías a pequeña escala se gestionan en contacto directo con las autoridades pesqueras locales. D'Armengol et al. [4] subrayaron el interés de adoptar modelos de cogestión entre las partes interesadas, que deberían ser económicamente aceptables para los pescadores. Palmer et al. [15] destacan la importancia de contar con pruebas científicas para evaluar la población y, por tanto, la importancia de adoptar un seguimiento automático, frecuente y de alta resolución de los desembarques.

Las lonjas realizan un importante esfuerzo, a menudo manual, para contar las capturas por especies y medir las tallas de los peces [15]. El coste de este trabajo manual incorpora errores per se en los datos obtenidos, debidos al cansancio, a la capacidad de precisión humana, etc. Los sistemas de control basados en la visión por ordenador para recoger automáticamente los datos de las mediciones podrían reducir estos errores, aunque todavía son una excepción en la industria pesquera. El trabajo de Gladju et al. [12] revisa diferentes aplicaciones, incluyendo aspectos de la gestión pesquera, como la monitorización de las capturas, que hacen más eficaz la pesca en la evaluación de la gestión de las poblaciones de peces. Los recientes avances en el área del aprendizaje profundo y la visión por ordenador están siendo aprovechados para desarrollar sistemas automáticos de identificación y tallado de especies basados en esta metodología [1, 7, 18].

Este trabajo se centra en el problema de la identificación y medición automáticas del pescado en las pesquerías a pequeña escala. Estas suelen estar asociadas a las lonjas de pescado a pequeña escala (SSFm). En estos mercados no siempre se dispone de sistemas de cámaras preinstalados, por lo que se utilizan sistemas de adquisición temporales y móviles sin calibrar las condiciones. Por ello, se aborda la identificación y medición de las especies de pescado en las lonjas a partir de imágenes no calibradas. Para abordar este problema, la propuesta recupera el tamaño del pescado en centímetros a partir de las imágenes no calibradas, utilizando un paso de segmentación de instancias y clasificación de especies realizado con la red presentada en [8], para luego utilizar esta información y calcular la estimación del tamaño. Por otro lado, respecto al entrenamiento los regresores, es necesario obtener el *ground truth*, es decir, los valores reales que se pretenden predecir. Para estimarla utilizamos técnicas de metrología visual y homografía, como se explica en la sección 2.1.

La clasificación de imágenes determina la clase de una imagen en su conjunto o las diferentes regiones de la imagen, es decir, los objetos detectados en ella (mesa, bandeja, peces), mientras que la segmentación de instancias indica cada elemento por clase en la imagen (pez 1, pez 2, pez 3...) delimitando su contorno o sombreado.

Las redes neuronales profundas han tenido mucho éxito en la clasificación [14] y la segmentación de instancias [9, 13].

Nuestra propuesta está pensada para trabajar en los SSFM del mundo real, donde el ritmo de trabajo suele ser acelerado, y el pesaje de peces, y el tiempo de procesamiento tiene estrictas limitaciones de tiempo. Por lo tanto, la segmentación de instancias en tiempo real es de suma importancia. Esto se consigue mediante el uso de Yolact/Yolact++ (You Only Look At Coefficients) [2], propuesta inspirada en la filosofía de la conocida arquitectura YOLO.

La contribución de este trabajo, tal y como se resume en la Figura 1, es un sistema que estima el tamaño real de los peces en las SSFM a partir de imágenes no calibradas de cámaras pertenecientes a teléfonos móviles, sin un punto origen constante donde se realizan las capturas. El sistema se compone de un módulo de segmentación y clasificación de instancias (sección 2.1) que proporciona la información necesaria (área en píxeles, caja delimitadora, y especies) para que el módulo de regresión (sección 2.3) calcule el tamaño real de los peces en centímetros. Como las imágenes no están calibradas, no podemos disponer del tamaño real de los peces, por lo que el modelo de regresión se entrena utilizando un módulo generador de salidas para entrenamiento que utiliza la metrología visual y la homografía para estimar el tamaño de los peces en centímetros a partir de la imagen original no calibrada, el tamaño de la bandeja de peces (que se conoce), el tamaño de los peces en píxeles (obtenido de Yolact++) y el etiquetado y segmentación de las instancias obtenidos de forma manual.

2 Metodología de medición del tamaño de los peces

Como se ha explicado, el método propuesto en este trabajo tiene como objetivo reducir el costoso y largo proceso de calibración de imágenes para la estimación del tamaño de especies en imágenes sin calibrado pertenecientes a bandejas de pescado en lonjas minoristas.

El flujo de trabajo es el siguiente: La entrada al modelo de regresión de tamaño propuesto consiste en la salida de una red neuronal que ha sido pre entrenada para la segmentación de instancias de pescado, incluyendo la clasificación de cada instancia en su especie (etiqueta de clase). Esta red neuronal se entrena utilizando información de las esquinas de las bandejas etiquetadas por humanos, así como las siluetas de los peces (por espécimen de pez, es decir, por instancia). La segmentación de la instancia de pescado también proporciona el área del espécimen en píxeles, así como una caja delimitadora en coordenadas de píxeles.

En la metodología propuesta, el tamaño de los peces se estima mediante un modelo de regresión. Se trata de un método supervisado que requiere que se disponga de datos reales de ejemplo con los que aprender (es decir, en este caso, las tallas de los peces). Sin embargo, dado que hay miles de bandejas, con varios miles de especímenes de peces que deben ser medidos físicamente para el etiquetado de esos datos reales destinados únicamente al entrenamiento, la tarea se vuelve inviable. Para evitar el etiquetado manual

de las tallas de los peces, se emplea en su lugar un generador automático de datos reales ejemplo, que utiliza la metrología visual (la estimación de la homografía, más concretamente). Es decir, conociendo el tamaño de los objetos reales de la escena (como la bandeja en la que se presenta el pescado durante la subasta, en este caso), se puede calcular una función de transformación de la imagen para que los ejemplares de pescado también se conviertan y, por lo tanto, las cajas delimitadoras obtenidas por el elemento de la red neuronal también se pueden convertir de píxeles a centímetros. Esta información se utiliza entonces para guiar al regresor durante el entrenamiento.

La principal contribución de este trabajo es, como resultado, la regresión precisa de los tamaños de los peces a partir de los datos de segmentación inferidos por una red neuronal, y el uso de los tamaños de los peces estimados por la homografía como datos reales para la comparación durante el entrenamiento. Permitiendo abordar un problema de calibrado, sin la necesidad de calibrar. Pretendiendo aproximar al máximo los resultados y evitando el gasto de recursos que supondría un entorno calibrado, donde este no es rentable. La figura 1 muestra una visión general del flujo de trabajo completo para la metodología propuesta, incluyendo los diferentes componentes que la forman. Obsérvese que la parte superior del esquema representa la predicción del tamaño mediante la segmentación de instancias y la posterior regresión. La parte inferior, es decir, la metrología visual, se utiliza para generar los datos reales que se utilizarán únicamente durante la fase de entrenamiento. Para la estimación final del tamaño de los peces (recuadro amarillo en la Fig. 1), se exploran diferentes modelos de regresión, desde los bien establecidos como las máquinas de vectores de soporte (SVM), hasta algunas otras alternativas como el regresor de gradiente (GBR), etc. Esto se explicará con más detalle en la sección 2.3. Todos los métodos regresores utilizados reciben la misma entrada, es decir, el cuadro delimitador y la máscara de segmentación de la imagen con los peces en las bandejas, junto con la clase de peces (que puede actuar como un sesgo, dada la variabilidad de los tamaños de los peces en función de la especie). El uso de la segmentación y de la caja delimitadora simplifica la estimación de la longitud de los peces, ya que el uso de las cajas delimitadoras únicamente, ignora el valor real del área de los peces en la caja, mientras que solo el uso de la máscara, no proporciona una percepción real de la relación de aspecto de los peces (longitud frente a altura). La segmentación y clasificación de las instancias (recuadros azules y naranjas) se realiza mediante una red YOLACT que se explica brevemente en la sección 2.1.

2.1 Inferencia de datos de entrada: segmentación y clasificación de instancias

Partiendo de una imagen que muestra varios peces en una bandeja (denotada como O_1 en la Fig. 1), los datos se pasan a una red neuronal pre entrenada. En el método

propuesto, se pre entrena una arquitectura Yolact para la segmentación de instancias de peces como se describe en [8]. Las salidas de esta red (denotadas como O_2

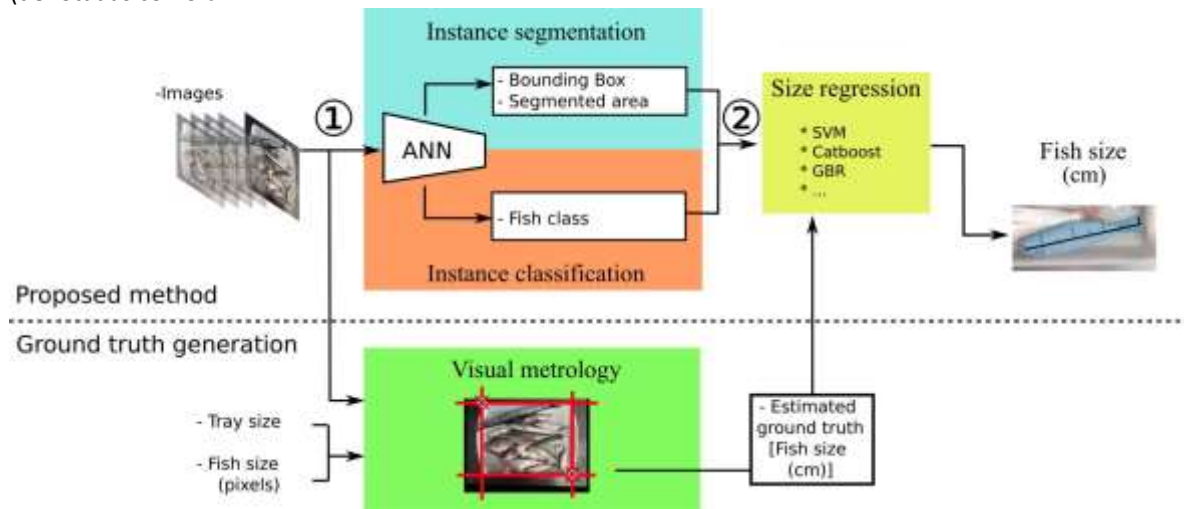


Fig. 1 Flujo de trabajo general de la metodología propuesta para la estimación del tamaño de los peces. La parte superior muestra el flujo de trabajo desde las imágenes de entrada hasta la estimación del tamaño de los peces. El flujo de trabajo consta de dos bloques: Segmentación y clasificación de instancias (en azul y naranja, a partir de una red neuronal pre entrenada), y la regresión de tamaños presentada en este trabajo (amarillo). La parte inferior muestra un bloque de metrología visual (en verde), es decir, el proceso de generación del *ground truth*, que se utiliza en el flujo de trabajo superior durante el entrenamiento.

en la Fig. 1) son utilizadas por el método de regresión de tallado de peces sin calibrar presentado en este trabajo. Estos resultados, que consisten en máscaras de segmentación de instancias, cuadros delimitadores y etiquetas de especies, se convierten en los datos de entrada del modelo de regresión (cuadro amarillo en la Fig. 1), que proporciona los tamaños finales de los peces en el mundo real.

Sin embargo, en los proyectos DeepFish y DeepFish 2 (véase <http://deepfish.dtic.ua.es>) la estimación de la biomasa (es decir, el volumen de peces y el peso total de las capturas) también debe tenerse en cuenta. Por lo tanto, un enfoque para lograr esto es estimar el tamaño de los peces, y utilizarlo para estimar la biomasa dada la correlación existente entre el tamaño de los peces (longitud), la especie y el peso. Estas correlaciones son conocimiento de expertos en el campo de la biología marina, y están fuera del alcance de este documento. Además, desde el punto de vista de la estimación de la biomasa, que es uno de los principales objetivos finales, el tamaño

de los peces como área (en cm^2) podría ser de interés. Esto hace que el presente

trabajo se centre en la estimación del tamaño de los peces, como una pista útil para la estimación de la biomasa, dada la correlación existente y conocida.

2.2 Estimación del tamaño real a través de la metrología visual

A la hora de adquirir el *ground truth* sobre el tamaño del conjunto de datos, se han tenido en cuenta cuatro aspectos importantes:



Fig. 2 Imagen etiquetada por humanos, mostrando *ground truth* para los datos de entrada utilizados por el bloque de regresión de talla en el flujo de trabajo presentado.

- Previo conocimiento de las **dimensiones reales de la bandeja**. Los objetos de la imagen se pueden escalar con medidas del mundo real. Se conoce la anchura y la altura de cada tipo de bandeja.
- **Puntos físicos de la bandeja**. Las medidas entre ellas se conocen de antemano en centímetros. éstas se marcan como un rectángulo amarillo en la herramienta de etiquetado de *ground truth* (véase la Figura 2).
- **Segmentos del tamaño de los peces**. En el marco del etiquetado del *ground truth*, se asigna a cada espécimen un polígono que representa el tamaño del pez desde la boca hasta la cola (teniendo en cuenta la posible curvatura de la columna vertebral). Se representa como un polígono azul (véase la Figura 2).
- Uso de técnicas de estimación de **homografía** para re proyectar la imagen en un plano, y así reducir los errores debidos a las rotaciones arbitrarias debidas a la adquisición de las imágenes, que varían en ángulo y distancia, ya que la mayoría fueron tomadas con la cámara de un teléfono móvil.

Con estas consideraciones, las tallas utilizadas para hallar esos datos reales, o *ground truth*, del método de regresión pueden calcularse con un error medio del **2,72%** en comparación con las tallas reales de un subconjunto de especímenes de peces medidos por expertos con un dispositivo de medición de peces (es decir, un *ictiómetro*).

2.3 Regresión del tamaño de peces

Con todos los datos anteriores adquiridos e inferidos (O_1 y O_2), se puede hacer una

regresión del tamaño de los especímenes de peces. Esto implicará el cálculo de una salida final (Fig. 1, zona derecha) consistente en un tamaño en centímetros para cada conjunto de máscara de segmentación, caja delimitadora y etiqueta de especie de pez. Independientemente del método de regresión utilizado, se han tenido en cuenta algunas consideraciones comunes sobre los datos para mejorar los resultados:

- **Conversión de la segmentación.** La segmentación de la instancia se extrae como un conjunto de coordenadas (x, y) , que no es apropiado para que un modelo de regresión lo utilice como entrada debido al gran (y variable) número de puntos. La solución utilizada es convertir este polígono en un solo número, calculando el área encerrada.
- **Transformación del cuadro delimitador.** La mayoría de las imágenes del conjunto de datos tendrán diferentes ángulos y distancia desde la bandeja, la misma caja delimitadora en píxeles desde otro punto de vista podría no tener nada en común en términos de tamaño en el mundo real. Para evitar esa situación, se ha utilizado el punto inicial (x, y) y la anchura y altura, en lugar del punto inicial (x, y) y el punto final (x, y) . El punto inicial tendrá dependencia respecto de la posicionalidad, la justificación de uso es el entorno en que se encuentra, un sistema no calibrado. Al aportar información sobre la escala o las deformaciones, dicha penalización posicional es compensada y este parámetro acaba siendo beneficioso para el modelo.

3 Evaluación experimental

Descripción del dataset: Para llevar a cabo los experimentos expuestos en este trabajo, se ha utilizado el conjunto de datos DeepFish. Se trata de 1.291 imágenes de bandejas de pescado (7.339 ejemplares) procedentes de una lonja de pescado a pequeña escala en el Campello (Alicante, España). Las imágenes se etiquetaron a nivel de píxel (por instancia de pescado, es decir, cada espécimen). Para ello se utilizó una versión modificada de la herramienta de etiquetado de *ground truth* de instancias de Django [6]. Hay peces de 59 especies diferentes, con 60 etiquetas de clase proporcionadas (debido al dimorfismo sexual de una especie). Para más detalles, consulte el repositorio público del conjunto de datos, y publicación relacionada [10].

Montaje experimental: El objetivo de los experimentos propuestos es la selección del modelo de regresión más adecuado para la estimación del tamaño de los peces, incluyendo el aprendizaje de la calibración de la imagen durante el entrenamiento a partir de los resultados esperados. Se han previsto cinco experimentos diferentes:

1. Selección de un subconjunto de regresores de mejor rendimiento.
2. Reducción de la selección aún más mediante la comprobación del ajuste de los hiperparámetros.
3. Selección del algoritmo de mejor rendimiento, al añadir la normalización.
4. Verificación de los mejores resultados utilizando 10 bucles k -fold.

5. Comparación de los resultados con los de la información adicional de la esquina de la bandeja (calibración).

Los modelos de regresión utilizados para estos experimentos que tienen un mejor ajuste a los datos son **GBR** [19], **Extra Trees** [11] y **CatBoost** [16]. Sin embargo, la presencia de **SVM** [17] con kernel radial, es decir, el mejor kernel para esta situación, se utiliza para comparar un regresor estándar, medio y común con la salida de los demás. Además, también se ha comparado SVM con kernel lineal, para tener una mejor perspectiva de un modelo con un rendimiento menor pero correcto.

4 Resultados y discusión

Batería de regresores: En el primer experimento, se analiza el rendimiento de 25 modelos diferentes sobre el conjunto de datos. Results of the best 20 models can be seen in Table 1.

Modelo	MAE	MSE	R2	MAP	TT (Seg)
Extra Trees Regressor	1.86	8.71 15	0.7 694	0.11 73	0. 10 1
CatBoost Regressor	1.8 506	8.81 61	0.7 668	0.1 172	1.21 1
Gradient Boosting Regressor	1.8 504	9.31 02	0.7 544	0.1 166	0.07 5
Random Forest Regressor	1.8 830	9.59 34	0.7 474	0.1 175	0.20 1
Light Gradient Boosting Machine	1.9 224	9.56 24	0.7 471	0.1 201	0.02 1
Extreme Gradient Boosting	1.9 853	9.83 69	0.7 409	0.1 252	0.07 6
K Neighbors Regressor	2.0 806	10.1 672	0.7 312	0.1 331	0.00 5
Linear Regression	2.5 980	15.2 516	0.6 071	0.1 656	0.12 7
Ridge Regression	2.5 973	15.2 517	0.6 071	0.1 655	0.00 3
Bayesian Ridge	2.5 962	15.2 524	0.6 071	0.1 655	0.00 3
Least Angle Regression	2.6 365	15.5 18	0.5 993	0.1 676	0.00 3
Huber Regressor	2.4 311	16.4 486	0.5 823	0.1 585	0.00 5
Decision Tree Regressor	2.6 236	17.0 694	0.5 577	0.1 617	0.00 7
Lasso Regression	2.7 333	19.2 231	0.5 162	0.1 769	0.00 4

Elastic Net	2.7 526	19.3 541	0.5 145	0.1 768	0.00 3
Orthogonal Matching Pursuit	2.6 763	21.8 864	0.4 456	0.1 753	0.00 3
AdaBoost Regressor	4.3 506	29.9 264	0.1 917	0.3 018	0.03 5
Passive Aggressive Regressor	3.8 979	31.7 804	0.1 534	0.2 338	0.00 4
Lasso Least Angle Regression	4.3817	39.4312	-0.0028	0.2706	0.003
Dummy Regressor	4.3817	39.4312	-0.0028	0.2706	0.002

Table 1 Comparativa entre 25 modelos de regresión populares (mostrando únicamente los 20 mejores).

Análisis de hiperparámetros: A partir de los resultados anteriores, se han seleccionado los seis métodos con mejor rendimiento para comprobar su precisión en los datos cuando se utiliza el ajuste de parámetros. Como se ha dicho, también se ha incluido el modelo SVM como línea de base, para comparar con perspectiva. Los resultados pueden verse en la Tabla 2.

Nivel de normalización: Dada la importancia de la normalización de los datos en este tipo de problemas, el siguiente paso ha consistido en seleccionar la normalización adecuada para los datos. Los resultados de este paso se reflejan en la Tabla 3.

Modelo	Sin ajuste de hiperparámetros		Con ajuste de hiperparámetros		MAPE
	MAE (cm)	MSE	R ²	MAPE	
Extra Trees	1.8613	8.7115	0.7694	0.1173	1.8108
GBR	1.8504	9.3102	0.7544	0.1166	1.8339
CatBoost	1.8506	8.8161	0.7668	0.1172	1.8033
LightBM	1.9224	9.5624	0.7471	0.1201	8.6005
Random Forest	1.8830	9.5934	0.7474	0.1175	0.1144
XGBoost	1.9853	9.8369	0.7409	0.1252	8.8154
SVM	2.0654	15.7179	0.6136	0.1311	0.769

Table 2 Comparativa entre los resultados de los seis mejores modelos considerados (y SVM), sin (izquierda), y con ajuste de hiperparámetros (derecha).

En este momento, solo se comparan los tres mejores modelos de mencionados anteriormente, y SVM como modelo de referencia. Intuitivamente, los datos normalizados funcionan mejor con los algoritmos de regresión.

La razón detrás del mejor rendimiento de *MinMax* sobre el algoritmo *Standard* podría ser causada por las características de algunos valores atípicos. Normalmente, los valores atípicos se deben a errores de medición o a casos poco comunes. Sin embargo, en este conjunto de datos, hay algunas especies como *Sphyraena sphyraena*, que tiene una presencia de 124 instancias, es decir, el 2% del número total de instancias, con valores que oscilan entre 25 cm y 83 cm, con una media de 45 ± 12 , 62 cm. Por su parte, el conjunto de datos contiene medidas que van de 5 cm a 83 cm, con una media de 17 ± 6 , 91 cm. Esto significa que cada instancia de *Sphyraena sphyraena* es un valor atípico dentro de los datos globales, dado que es más grande que la mayoría de las demás especies de peces consideradas. A diferencia de otros algoritmos, *MinMax* no cambia la forma de la distribución, lo que impide reducir el peso o la importancia de los casos atípicos en el modelo.

Modelo de regresión	N o escalado	Escalado Standard input	Escalado MinMax input	Escalado MinMax I/O
GBR <i>k</i> -fold	1.85 64	1.8 564	1.8 539	1.85 4
Extra Trees <i>k</i> -fold	2.00 52	1.9 969	1.9 857	2.01 19
SVM Tuned <i>k</i> -fold	4.35 81	1.8 471	1.8 195	21.5 391
CatBoost <i>k</i> -fold	1.79 54	1.7 920	1.7 710	1.78 24

Table 3 Comparativa de MAE en centímetros entre los mejores modelos de regresión analizados y diferentes normalizaciones de los datos de entrada y salida.

Resultados con mejor rendimiento: Una vez identificados los modelos de mejor rendimiento, se ha obtenido un conjunto adicional de resultados (Tabla 4, izquierda), en el que se han escalado los datos de entrada mediante *MinMax*, y se ha realizado una validación de 10 *k*-fold. Las métricas mostradas son la media de un bucle de 10 semillas diferentes de 10 *k*-fold, para evitar posibles errores de situación debidos a la causalidad. Como se ha mencionado anteriormente, también se ha incluido el algoritmo SVM con un kernel lineal (es decir, “SVM Lineal”) para tener una mejor perspectiva de la mejora del rendimiento mostrada por otros modelos. De hecho, los resultados de los algoritmos con escalamiento *MinMax* son diferentes en esta

sección debido a un ajuste más estricto de los hiperparámetros, a costa de tiempos de ejecución más largos, es decir, más costosos computacionalmente.

Modelos de regresión	Sin calibrado		Con calibrado	
GBR 10 <i>k</i>-fold	1.8501 ± 3.0099	0.7613	1.3304 ± 2.0937	0.8740
Extra Trees 10 <i>k</i>-fold	1.9715 ± 3.0396	0.7462	1.4098 ± 2.3239	0.8531
SVM Lineal 10 <i>k</i>-fold	2.6711 ± 4.4582	0.4746	1.8234 ± 3.3598	0.6996
SVM Radial 10 <i>k</i>-fold	1.8741 ± 3.1885	0.7307	1.2994 ± 2.2449	0.8620
CatBoost 10 <i>k</i>-fold	1.7614 ± 2.7633	0.7926	1.2713 ± 2.0616	0.8840

Table 4 Resultados finales con los mejores modelos de regresión analizados con las 3 entradas originales (cuadro delimitador en píxeles, área de segmentación en píxeles, etiqueta de la especie), **izquierda**; y añadiendo las entradas de calibración, es decir, los 4 cuadrados marcadores de la bandeja (x, y), **derecha**. Se muestra el MAE en centímetros y el parámetro R^2 .

Adición de parámetros de calibración como entrada: Finalmente, el último experimento consiste en repetir la evaluación anterior con los mejores modelos, pero ahora utilizando parámetros de entrada adicionales, más concretamente, las coordenadas en píxeles de las esquinas de las bandejas, que se utilizan para encontrar el *ground truth* del parámetro de salida, es decir, el tamaño, con técnicas de metrología visual. Estos cuatro puntos $2D$ (x, y) ayudan al modelo de regresión a comprender mejor los datos y a reducir los errores en los cuadros delimitadores y las áreas de segmentación obtenidas causados por la cambiante perspectiva, la distorsión y las variaciones de ángulo. Como se ha mencionado anteriormente, esta configuración funciona mejor, sin embargo, no será posible obtener estos puntos de referencia de la bandeja en tiempo real durante el tiempo de ejecución del sistema con las condiciones actuales, ya que estos parámetros se han etiquetado manualmente, y se adquieren a partir de los datos de *ground truth* en los experimentos. Como se muestra en la columna de la derecha en la Tabla 4, esta información ayuda a mejorar los resultados y, por lo tanto, es útil en cualquier escenario donde sea posible recoger estos puntos de forma automática.

5 Conclusiones

La principal aportación de este artículo es la propuesta de un método basado en un flujo de trabajo completo para estimar las tallas de los peces en las lonjas de pesca artesanal. La entrada al modelo de regresión para obtener el

tamaño de los ejemplares de pescado es la información extraída de una red neuronal de segmentación de instancias. La metrología visual se utiliza como una estimación del *ground truth* de la talla del pescado, que se utiliza para dirigir el entrenamiento del regresor del tamaño del pescado, mediante datos no calibrados. Este trabajo ha introducido un método novedoso para la predicción del tamaño de los especímenes de peces a partir de mediciones basadas en píxeles como entrada obtenida directamente de imágenes no calibradas. Esto evita el uso de la metrología visual (utilizada aquí solo como *ground truth* para el entrenamiento), que requiere la calibración de la cámara o al menos la detección de puntos de referencia (esquinas) de un objeto conocido del mundo real. En algunas situaciones, la instalación de cámaras fijas totalmente calibradas es inviable, como ocurre en algunas lonjas que carecen de espacio o recursos, y en las que resulta mucho más práctico obtener imágenes de cámaras móviles no calibradas tomadas desde diversos ángulos y distancias.

Utilizando el conjunto de datos DeepFish para la validación, se ha demostrado que el modelo más adecuado en términos de capacidad de generalización y mínimo error es el regresor *CatBoost*, especialmente para el caso en que la entrada se normaliza con el enfoque *MinMax* y utilizando un ajuste de hiperparámetros. Hemos demostrado que los resultados pueden mejorarse aún más cuando se utilizan los puntos de esquina de la bandeja como entradas para el regresor, ya que esta información puede ser útil para corregir las áreas de segmentación y las entradas del cuadro delimitador de la red neuronal profunda, que produjo resultados no calibrados. Sin embargo, dado que el sistema propuesto se basa principalmente en imágenes no calibradas, solo las imágenes de *ground truth* (de entrenamiento) disponían de estos marcadores; es decir, las nuevas bandejas capturadas por el sistema en tiempo real carecen de estas referencias. Por lo tanto, sería útil disponer de un modelo automatizado de localización de las esquinas de las bandejas. En futuros trabajos, que incluirán lonjas de mayor envergadura, está previsto migrar de cámaras no calibradas y móviles a cámaras calibradas y fijas, ya que parece ayudar a aumentar el rendimiento de 1, 7614±2, 7633 a 1, 2713±2, 0616. Además, la regresión a partir de las coordenadas de la silueta de los peces y la estimación del volumen también se dejan como trabajo futuro. Hasta donde sabemos, no hay ningún estudio en la literatura sobre técnicas de regresión para calcular la talla en imágenes no calibradas, utilizando la metrología visual con el apoyo de la homografía para estimar el *ground truth*, aplicada al sector pesquero. Esta investigación será útil para la industria 4.0 aplicada a la pesca artesanal y a las lonjas pequeñas o tradicionales, o incluso a otros campos en los que sea necesaria la regresión, donde la instalación de cámaras fijas y su calibración para la medición de tallas no es una posibilidad.

Agradecimientos Este trabajo se ha desarrollado con la colaboración de la Fundación Biodiversidad (Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico), a través del Programa Pleamar, cofinanciado por el Fondo Europeo Marítimo y de Pesca (FEMP). Proyectos Deepfish/Deepfish².

Bibliografía

1. Álvarez-Ellacuría, A., Palmer, M., Catalán, I.A., Lisani, J.L.: Image-based, unsupervised estimation of fish size from commercial landings using deep learning. *ICES Journal of Marine Science* **77**(4), 1330–1339 (2020). DOI 10.1093/icesjms/fsz216
2. Bolya, D., Zhou, C., Xiao, F., Lee, Y.J.: Yolact++ better real-time instance segmentation. *IEEE Transactions on Pattern Analysis and Machine Intelligence* **44**(2), 1108–1121 (2022). DOI 10.1109/TPAMI.2020.3014297

3. Bradley, D., Merrifield, M., Miller, K.M., Lomonico, S., Wilson, J.R., Gleason, M.G.: Opportunities to improve fisheries management through innovative technology and advanced data systems. *Fish and Fisheries* **20**(3), 564–583 (2019). DOI 10.1111/faf.12361
4. d'Armengol, L., Prieto Castillo, M., Ruiz-Mallén, I., Corbera, E.: A systematic review of comanaged small-scale fisheries: Social diversity and adaptive management improve outcomes. *Global Environmental Change* **52**, 212–225 (2018). DOI 10.1016/j.gloenvcha.2018.07.009
5. FAO: The State of Mediterranean and Black Sea Fisheries 2020. FAO (2020). DOI 10.4060/cb2429en
6. French, G., Fisher, M., Mackiewicz, M.: Django labeller (2021)
7. French, G., Mackiewicz, M., Fisher, M., Holah, H., Kilburn, R., Campbell, N., Needle, C.: Deep neural networks for analysis of fisheries surveillance video and automated monitoring of fish discards. *ICES Journal of Marine Science* **77**(4), 1340–1353 (2019). DOI 10.1093/icesjms/fsz149
8. García-D'Urso, N.E., Galán-Cuenca, A., Climent-Pérez, P., Saval-Calvo, M., Azorin-Lopez, J., Fuster-Guillo, A.: Efficient instance segmentation using deep learning for species identification in fish markets. In: 2022 International Joint Conference on Neural Networks (IJCNN), pp. 1–8 (2022). DOI 10.1109/IJCNN55064.2022.9892945
9. García-García, A., Orts-Escolano, S., Oprea, S., Villena-Martínez, V., Martínez-González, P., García-Rodríguez, J.: A survey on deep learning techniques for image and video semantic segmentation. *Applied Soft Computing* **70**, 41–65 (2018). DOI 10.1016/j.asoc.2018.05.018
10. García-d'Urso, N.E., Galán-Cuenca, A., Pérez-Sánchez, P., Climent-Pérez, P., Fuster-Guillo, A., Azorin-Lopez, J., Saval-Calvo, M., Guillén-Nieto, J.E.: The deepfish computer vision dataset for fish instance segmentation, classification, and size estimation. *Scientific Data* **9**(1), 287 (2022)
11. Geurts, P., Ernst, D., Wehenkel, L.: Extremely randomized trees. *Machine Learning* **63**(1), 3–42 (2006). DOI 10.1007/s10994-006-6226-1
12. Gladju, J., Kamalam, B.S., Kanagaraj, A.: Applications of data mining and machine learning framework in aquaculture and fisheries: A review. *Smart Agricultural Technology* **2**, 100061 (2022). DOI 10.1016/j.atech.2022.100061
13. Hafiz, A.M., Bhat, G.M.: A survey on instance segmentation: state of the art. *International Journal of Multimedia Information Retrieval* **9**(3), 171–189 (2020). DOI 10.1007/s13735-020-00195-x
14. Minaee, S., Boykov, Y.Y., Porikli, F., Plaza, A.J., Kehtarnavaz, N., Terzopoulos, D.: Image Segmentation Using Deep Learning: A Survey. *IEEE Transactions on Pattern Analysis and Machine Intelligence* pp. 1–1 (2021). DOI 10.1109/TPAMI.2021.3059968
15. Palmer, M., Álvarez Ellacuría, A., Moltó, V., Catalán, I.A.: Automatic, operational, high-resolution monitoring of fish length and catch numbers from landings using deep learning. *Fisheries Research* **246**, 106166 (2022). DOI 10.1016/j.fishres.2021.106166
16. Prokhorenkova, L., Gusev, G., Vorobev, A., Dorogush, A.V., Gulín, A.: Catboost: unbiased boosting with categorical features. In: S. Bengio, H. Wallach, H. Larochelle, K. Grauman, N. Cesa-Bianchi, R. Garnett (eds.) *Advances in Neural Information Processing Systems*, vol. 31. Curran Associates, Inc. (2018)
17. Suthaharan, S.: Support Vector Machine, pp. 207–235. Springer US, Boston, MA (2016). DOI 10.1007/978-1-4899-7641-3_9
18. Vilas, C., Antelo, L., Martín-Rodríguez, F., Morales, X., Pérez-Martín, R., Alonso, A., Valeiras, J., Abad, E., Quinzan, M., Barral-Martínez, M.: Use of computer vision onboard fishing vessels to quantify catches: The iobserver. *Marine Policy* **116**, 103714 (2020). DOI 10.1016/j.marpol.2019.103714
19. Zemel, R., Pitassi, T.: A gradient-based boosting algorithm for regression problems. In: T. Leen, T. Dietterich, V. Tresp (eds.) *Advances in Neural Information Processing Systems*, vol. 13. MIT Press (2000)

"Programa de monitoreo de la flota pesquera comercial en Cataluña: SAP-ICATMAR"

Marta Carretón, Eve Galimany

Introducción

Siguiendo las directrices del programa de recogida de datos pesqueros de la Unión Europea, en el año 2018 se creó el *Institut Català de Recerca per a la Governança del Mar* (ICATMAR), un órgano de cooperación entre la *Direcció General de Política Marítima i Pesca Sostenible* y el *Institut de Ciències del Mar* (ICM-CSIC). El objetivo principal es obtener datos científicos propios para evaluar el estado de las principales especies comerciales de la costa catalana. Un equipo de un total de 26 expertos, entre técnicos y científicos, abordan todos tipo de temas relacionados con la mejora de la gestión pesquera, incluyendo desde la biología marina y los modelos pesqueros hasta la comunicación científica.

Desde el año 2019, el Servicio de Asesoramiento en Pesca (SAP) de ICATMAR realiza un monitoreo exhaustivo de la flota pesquera comercial catalana a bordo de barcas comerciales de arrastre, cerco y artes menores. Con presencia en 13 puertos, se recoge información de las 12 especies objetivo principales de la zona, así como del descarte y la basura marina, con el objetivo de proporcionar datos científicos de calidad para uso de las autoridades y la gestión pesquera. El seguimiento de la pesca incluye tanto la recreativa en aguas marinas como la comercial. La metodología de estudio de cada tipo de pesca es muy distinta ya que el estudio de la pesca recreativa se basa en encuestas tanto virtuales como de campo. Debido a esta especificidad, esta charla pretende presentar el monitoreo de la pesca comercial de SAP-ICATMAR dando una visión del trabajo realizado en estos 3 años de monitoreo intensivo de la costa catalana (2019-2021).

Trabajo de campo

La pesca comercial estudiada incluye artes de arrastre, cerco y artes menores (Tabla 1). Las especies objetivo de estudio incluyen peces, moluscos y crustáceos, siendo algunas de ellas objeto de planes de cogestión que implican tanto al sector pesquero como a las administraciones, al sector científico y a ONGs.

El muestreo de campo está diseñado según el tipo de arte de pesca, y pensado para cerrar su ciclo anualmente.

- Arrastre: los puertos base de este muestreo son, de norte a sur, Roses, Palamós, Blanes, Arenys de Mar, Barcelona, Vilanova i la Geltrú, Tarragona, l'Ametlla de Mar, La Ràpita. Desde cada uno de estos puertos, de forma trimestral, se realizan 3 pescas, cada una a una profundidad distinta (plataforma, talud superior y talud inferior), dentro de caladeros definidos por los propios pescadores y por los datos de esfuerzo pesquero. En la zona del delta del Ebro, por sus características geo-físicas, las profundidades estudiadas son la plataforma continental somera, la plataforma continental y el talud superior.

- Cerco: se toman muestras desde los puertos de L'Escala, Palamós, Blanes, Arenys de Mar, Barcelona, Vilanova i la Geltrú y Tarragona, con una frecuencia de dos muestreos mensuales. Además, tres veces al mes se adquieren en lonja lotes biológicos de sardina y anchoa que se llevan a analizar al laboratorio para evaluar el estado de madurez sexual y la condición de los individuos.
- Artes menores: en las sonseras, se adquieren 2 muestras mensuales de la captura (especies objetivo y descarte), y en las barcas que faenan con catufos y nasas se realizan 6 muestreos a bordo cada mes (4 en Vilanova i la Geltrú y 2 en La Ràpita o Deltebre).

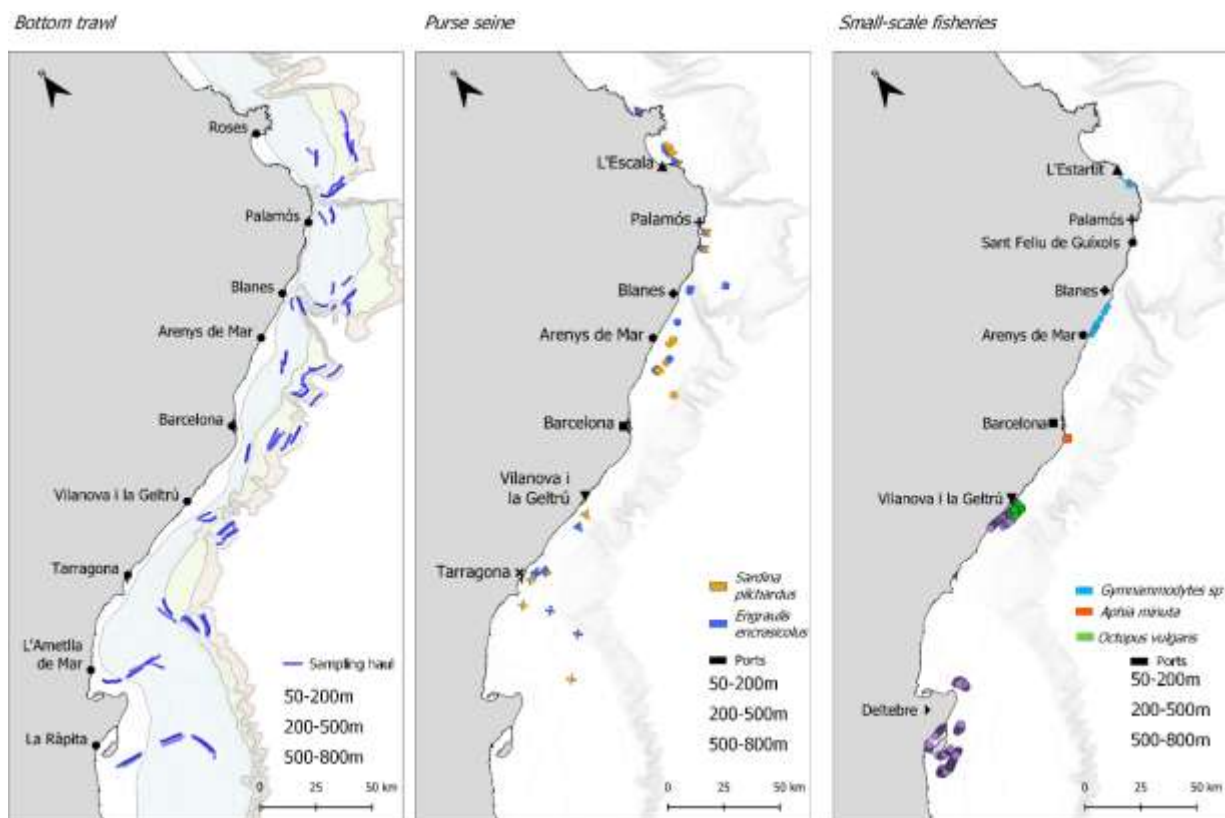


Figura 1. Muestreos a bordo de barcas de arrastre, cerco y artes menores realizados durante el año 2021.

Trabajo de laboratorio

Todas las muestras recogidas en el barco se estudian en el laboratorio del ICM-CSIC. Allí, se toman medidas de talla, peso, sexo y estado sexual, y peso de las gónadas de las especies de interés comercial, además del peso del hígado en el caso de la merluza.

La fracción de descarte, que incluye todos los organismos de especies comerciales por debajo de su talla de venta, las especies no comerciales, los restos orgánicos y la basura marina, se congela hasta poder procesar la muestra. Después, se identifican al nivel taxonómico más bajo posible todos los organismos y se pesan por grupo identificado. Además, peces, cefalópodos, gasterópodos y bivalvos se miden individualmente.

¿Qué se hace con los datos?

Con estos datos se representa la distribución de tallas de las especies estudiadas y su índice gonadosomático. También se están actualizando datos de biología de las especies que ya existían. Además, se representa en mapas la distribución espacial de las especies estudiadas y de algunas variables de interés pesquero como el esfuerzo o el rendimiento.

El objetivo final de los datos recogidos es el de servir de *input* a distintos modelos de evaluación pesquera. Para ello, se ha realizado un trabajo previo de clasificación y diferenciación espacial de cada *métier* (tipo de actividad pesquera definido por la modalidad de pesca, la composición de la captura y la zona geográfica de pesca) a lo largo del litoral catalán. En estos momentos, se usan modelos para pesquerías pobres en datos (*data-poor*) ya que sólo disponemos de una serie de tres años de datos.

¿En qué foros actúa SAP-ICATMAR?

Nuestros datos ya han sido útiles para tomar decisiones a nivel local, a través de las cofradías de pescadores, por ejemplo sobre la selectividad de la malla. A nivel nacional, nuestros datos han ayudado en la implementación del Multi-Annual Plan de la Unión Europea o en la definición de la red de áreas marinas protegidas que recientemente han sido aprobadas (BOE, 2022).

Presentación del Proyecto Horizon Europe (HEU) EmpowerUs. Socio-economic Empowerment of coastal communities as users of the sea to ensure sustainable coastal development (EmpowerUs) (Acuerdo de subvención: 101059957).

Sílvia Gómez Mestres (Universitat Autònoma de Barcelona, Dep. Antropologia Social).
Silvia.gomez@uab.cat.

Resumen

El objetivo de EmpowerUs es capacitar a las comunidades costeras para que actúen a favor del cambio y la transición hacia desarrollos costeros sostenibles, inclusivos y resilientes. Partimos de la base de que el verdadero empoderamiento implica que la I+D debe catalizar, facilitar y apoyar a las comunidades costeras en la adquisición de poder a través de una variedad de herramientas, métodos y coproducción con la inclusión de todos los actores, a nivel local, regional, nacional y europeo. Se desarrollará un mecanismo de transformación adaptativa a través de una red de seis Laboratorios Costeros de Transición (TCL) en todas las regiones costeras de la UE. Reconociendo que no hay una única solución para abordar la multitud de retos a los que se enfrentan las comunidades costeras, el mecanismo de transformación de EmpowerUs será adaptativo y se basará en un enfoque transdisciplinario de múltiples actores. El proyecto creará, pilotará y evaluará programas de empoderamiento a medida que incluyan una cartera de innovación social y soluciones basadas en la naturaleza. Al facilitar el desarrollo de capacidades mediante una mejor comprensión de los retos, los obstáculos y los factores de cambio, y al aumentar la alfabetización oceánica mediante la conexión con la naturaleza y el patrimonio cultural, el proyecto apoyará la innovación social y las comunidades autosuficientes. También proporcionará plataformas innovadoras para empoderar a los ciudadanos a tomar acciones transformadoras en línea con las políticas de la UE para hacer frente a los desafíos globales, incluyendo la degradación de la biodiversidad y el cambio climático a escala local, apoyando el desarrollo costero justo, inclusivo y sostenible.

Introducción

A medida que la necesidad de actuar sobre el clima y restaurar los ecosistemas se hace más urgente, el océano y sus actividades está ganando atención como parte potencial de la solución. Si bien es cierto que actualmente se presta más atención a las fuerzas antropogénicas conductoras de los cambios ambientales en ámbito marino, y se pregona que los mares y océanos son patrimonio cultural y natural de la humanidad que debe protegerse; éstos también se consideran la nueva frontera del desarrollo económico. El aprovechamiento de los ecosistemas, del mar y los océanos, se encuentra en el centro del discurso de la "economía azul" y el "crecimiento azul", como nuevo vehículo de la economía y fuente de aprovisionamiento de recursos.

Apelando al emprendimiento y a la innovación tecnológica, la explotación de los mares y océanos se traduce, por ejemplo, en el fomento de la acuicultura, el turismo costero y marítimo, la biotecnología marina, y la energía renovable eólica marina que se plantea como la nueva "revolución azul".

De esta forma, el creciente interés por los mares y océanos está convirtiendo el ámbito marítimo en un escenario cada vez más relevante y disputado. Los conflictos que emergen por los recursos ponen en colisión los distintos medios de vida con las inversiones en nuevas economías del mar, alertando de la progresiva restricción de los derechos de acceso a los recursos, así como del acaparamiento del océano en la creación de relaciones de exclusión/inclusión que tienden a favorecer a las grandes industrias en detrimento de los pequeños productores y comunidades locales (Gómez y Lloret, 2019). Es lo que se describe como "acumulación por la desposesión" (Harvey, 2004), o lo que Heynen et al., (2007) han llamado como "neoliberalización de la naturaleza" o nueva forma de mercantilización de la gobernanza ambiental.

Por otra parte, el desarrollo de la "economía azul" apunta la necesidad de prestar especial atención a los aspectos sociales en tanto que entiende que las políticas públicas deberían guiarse por una comprensión de las dimensiones humanas -incluidas las consideraciones socioculturales, económicas, de bienestar y de gobernanza- del medio ambiente (Bennet, 2019). En esta dirección, una novedad en las políticas públicas de algunos países ha sido reconocer los valores propios de la naturaleza y convertirla en sujeto de derechos, incluido el de su restauración. Esta valoración conduce a propuestas alternativas a la dependencia de un modelo extractivista. Así, no basta reconocer los límites ecológicos para frenar la expansión económica, intentando reconciliar el crecimiento con la conservación de la biodiversidad o las necesidades humanas; sino que es necesario el reconocimiento de la naturaleza como un patrimonio, independientemente de la utilidad o servicios que pueda prestar a los humanos, lo que implica un giro biocéntrico que se instala en los escenarios políticos actuales, en los que participa la antropología (Aswani, 2020; Gudynas, 2011; Leff, 2005).

El mar es uno de los principales sumideros de dióxido de carbono antropogénico, pero con la aceleración del cambio climático que acelera su acidificación, esta función reguladora se está debilitando. Para hacer frente a esta situación, las actividades económicas deben ir de la mano de la conservación de los ecosistemas. En este escenario, la conciliación de los intereses, a menudo divergentes, de las diferentes actividades marítimas, debe mantener un equilibrio entre los valores económicos, socioculturales y ecológicos para garantizar el acceso y uso equitativo y sostenible de los recursos. Hasta el momento, la gestión basada en el ecosistema marino se ha centrado en la ecología y la economía, mientras que muchos otros aspectos relacionados con el mar (cultura, recreación, bienestar y salud), han recibido poca

atención. La complejidad y la imprecisión a la que está sumida la conceptualización de los valores socioculturales hace difícil su implementación y, por lo tanto, su integración en las políticas de gestión. Además, a menudo se evalúa la viabilidad y la rentabilidad de las actividades económicas, sin tener en cuenta si la oportunidad económica es ética, es decir, correcta o incorrecta, justa y/o sostenible para la sociedad, los medios de vida y los ecosistemas marinos.

Considerando este contexto, el proyecto del programa Horizon Europe (HEU): *EmpowerUs, Socio-economic Empowerment of coastal communities as users of the sea to ensure sustainable coastal development*, tiene por objetivo empoderar a las comunidades costeras para poder actuar en la transición hacia la sostenibilidad inclusiva, equitativa, justa y resiliente (<https://cordis.europa.eu/project/id/101059957/es>).

El proyecto se llevará a cabo junto a los interesados (*stakeholders*), por lo que se espera realizar procesos participativos (ver el método seguido en Gómez y Maynou, 2021). para la coproducción de conocimiento y el codiseño de soluciones basadas en la naturaleza. Soluciones que deben ayudar a hacer frente a los retos del cambio climático, degradación de los ecosistemas y sobreexplotación de los recursos. Aspectos que impactan en el desarrollo de las actividades socioeconómicas, exacerbando las desigualdades en el uso y acceso a los bienes y servicios de los ecosistemas marinos. También propiciando conflictos de interés por la divergencia de valores ambientales, económicos, sociales y culturales.

Se trata de un proyecto liderado por Maiken Bjørkan, investigadora de la Nordland Research Institute, que cuenta con 15 socios participantes de toda Europa. La UAB coordina el caso de estudio de la Mediterránea occidental.

Marco teórico e hipótesis

El proyecto pretende comprender cómo garantizar una gestión sostenible de los recursos, así como evaluar el papel de la toma de decisiones democrática y legítima. Esto es importante porque el uso no sostenible de los océanos y las zonas costeras amenaza la base misma de la que dependen gran parte del bienestar y la prosperidad de las comunidades costeras y, en general, la sociedad (OECD, 2016).

Además del complejo contexto de la ordenación del espacio marítimo-costero, existe una tendencia general de los usuarios implicados a desconfiar del conocimiento científico y las administraciones públicas. Por otra parte, científicos y administraciones públicas tienden a minusvalorar el conocimiento local basado en la experiencia, puesto que lo consideran como percepciones y valoraciones subjetivas poco objetivas. Esto crea controversias acerca la producción de conocimiento y su integración en los planes

de gestión. Éste es un problema creciente en el contexto marítimo-costero, ya que el número de intereses son cada vez mayores (Gleick, P.H., 2007), y más divergentes.

Estas controversias coinciden con los llamamientos a la participación y la transparencia en los procesos de toma de decisiones, a menudo denominados enfoques de "buena gobernanza" (MacDonald, B. et al., 2016). Se supone que la buena gobernanza genera confianza, apoyo y colaboración. Esta suposición, parte de la premisa que los procesos deliberativos alineados con los ideales de la buena gobernanza dan lugar a un consenso con resultados beneficiosos para todos. Aunque a veces, parece que no es así, y el resultado final crea ganadores y perdedores (Porter, L., 2012; Birnbaum, S., 2015]. De ahí que sea necesario encontrar una forma de garantizar procesos de decisión legítimos y eficaces, también en contextos en los que no es posible el consenso.

En esta dirección, la "teoría del agonismo" (Mouffe, C., 2013) es prometedora, ya que, a pesar de los conflictos, proporciona un proceso de toma de decisiones democrático y pragmático en el que se puede establecer una relación de prioridades y encontrar un terreno común. Partimos de la hipótesis que los principios agonísticos son más adecuados para resolver los conflictos que se generan en el contexto de la gestión marítimo-costera, que las nociones de consenso (Lowndes, V., Paxton, M., 2018; Bjorkan, M; Velas, S., 2019; Lundberg, A.K., Richardson, T., Hongslo, E., 2018).

En consonancia con la literatura en este campo (van der Sluijs, P.J., 2012; Funtowicz, S. and J. Ravetz, 1993; Jasanoff, S., 1987) y con Mouffe (2013), me baso en la idea que las cuestiones políticas complejas y complicadas no son cuestiones puramente técnicas que deban resolver únicamente los expertos. Por el contrario, necesitamos una perspectiva que comprenda plenamente la naturaleza plural y controvertida del mundo social y que, por tanto, nos permita comprender los retos a los que se enfrenta hoy el sistema de gobernanza democrática (Mouffe, C., 2013). Si desarrollamos nuevas teorías y nos aventuramos a salir de la "zona de confort" de las teorías basadas en el consenso, obtendremos nuevos conocimientos sobre cómo lograr la sostenibilidad medioambiental, social y económica. Una cuestión que es imprescindible para la consecución de los ODS (Objetivos del Desarrollo Sostenible).

El proyecto de investigación pretende aportar una alternativa tanto a las pretensiones del modelo tecnocrático tradicional basado únicamente en los expertos, como al modelo de buena gobernanza basado en las ideas de deliberación y consenso.

Entendemos que la falta de una teoría de base democrática que abarque los conflictos y las disputas es una barrera central para legitimar los procesos de gestión. Me baso en el enfoque de Mouffe (2013) del "agonismo" para superar esta barrera. Es decir, en base al ideal democrático de, por ejemplo, Dryzek (2006), pero en línea con el "pluralismo agonístico" sugerido por Chantal Mouffe (2013) y otros (Lundberg, A.K.,

Richardson, T., Hongslo, E., 2018; McClymont, K., 2011), que sugieren que el proceso democrático requiere y se ve reforzado de narrativas múltiples y divergentes que no necesitan reconciliarse para producir resultados democráticos. Bajo esta perspectiva, el ciudadano es un proveedor de puntos de vista complementarios y adversario legítimo más que un actor comunicativamente racional en busca de consenso (Mouffe, C., 2013).

En soporte con la hipótesis de partida se sostiene que, si bien las controversias sobre el conocimiento pueden engendrar un debate y una acción saludables, también pueden utilizarse para paralizar la acción y, por tanto, generar conflictos (Yearley, S., 2005). Partiendo de esta base, la pregunta de investigación principal es: ¿Cómo priorizar los objetivos e intereses conflictivos en todas las escalas, garantizando al mismo tiempo soluciones legítimas en consonancia con los ideales democráticos?

Objetivos

Desde una perspectiva transdisciplinaria el proyecto investigador que voy a desarrollar en los próximos años se propone:

1. Identificar principales problemas derivados del cambio climático y degradación de los ecosistemas marinos a los que se enfrentan las actividades socioeconómicas (como la pesca profesional y recreativa, y el buceo), y que pueden desatar conflictos entre ellos.
2. Descripción de los sistemas de gobernanza actuales, procesos de decisión y marcos legales de actuación para emprender acciones y hacer frente a las problemáticas.
3. Mapeo, identificación y descripción de las iniciativas existentes que se están llevando a cabo para hacer frente a estas problemáticas (soluciones basadas en la naturaleza, iniciativas de mercado, aplicación de soluciones tecnológicas).
4. Recolección de los distintos puntos de vista sobre la valoración de las iniciativas existentes y su capacidad efectiva de resolución, barreras para llevarlas a cabo, dificultades y potencialidades. Evaluación de su impacto positivo y negativo en las comunidades, y el medio ambiente.
5. Identificación de lagunas de conocimiento en los conductores para propiciar el cambio hacia la sostenibilidad ambiental, social y económica
6. Recolección de conocimiento local y científico para dar respuestas a las lagunas de conocimiento en cocreación de conocimiento

7. Codiseño de soluciones basadas en la naturaleza “de abajo arriba”, y en base a la cocreación del conocimiento
8. Implementación de pruebas piloto de las soluciones basadas en la naturaleza
9. Acciones de “alfabetización oceánica” para educar a la sociedad
10. Discusión con los actores implicados de los resultados de la implementación de las iniciativas pruebas piloto de las soluciones basadas en la naturaleza. Compartición de los resultados derivados de la implementación de pruebas piloto en otros lugares de Europa. Similitudes, diferencias, puntos en común, problemas, etc.
11. Medir el impacto de los resultados del proyecto en la sociedad. Esto incluye el cambio percibido a lo largo del tiempo en a) el bienestar; b) la alfabetización oceánica y la conexión con la naturaleza; c) el empoderamiento



Fig. 1 Resumen del proyecto en una imagen (elaboración propia)

Reflexión final sobre aportaciones investigadoras de futuro

Las soluciones basadas en los océanos, que reconectan a las sociedades con la naturaleza, han sido destacadas como acciones para proteger, gestionar y restaurar los ecosistemas marinos con el fin de hacer frente a los desafíos sociales de forma adecuada y proporcionar de forma adaptativa el bienestar humano y los beneficios de la biodiversidad. Sin embargo, como se ha señalado, muchas de estas iniciativas siguen siendo controvertidas debido a las incertidumbres en torno a los sistemas de gobernanza, los posibles impactos ecológicos y las repercusiones en las poblaciones humanas, por nombrar sólo algunas.

Para hacer frente a estos retos, necesitamos una cooperación activa entre los científicos que investigan los océanos del mundo y los actores sociales que viven de, por y con los ecosistemas marinos. Por esa misma razón, se ha creado la necesidad de desarrollar enfoques de investigación transdisciplinarios (Gómez y Köpsel, 2022). Como se describe en Gómez and Köpsel (2022) la transdisciplinariedad cobró impulso en la última parte del siglo XX en respuesta a la preocupación por el desajuste de la especialización y la compartimentación del conocimiento con la incierta realidad de un mundo cambiante. En el contexto de una economía globalizada y de una crisis medioambiental para abordar problemas "perversos" como la pobreza, la injusticia social y las desigualdades en el uso y el acceso a los bienes y servicios de los ecosistemas, las respuestas teóricas ya no son suficientes. Además, los diversos ángulos morales y éticos implicados en la complejidad inherente de la realidad se convierten en constitutivos de los problemas socioecológicos. Una episteme de investigación que absorba los principios éticos debe tener en cuenta las preocupaciones sociales que deben garantizarse en investigaciones participativas. A medida que la colaboración de la sociedad para abordar los complejos problemas medioambientales en un océano cambiante se vuelve primordial, los científicos deben producir asesoramiento (Rudd, 2014) trasladando su papel y responsabilidad en la esfera de la acción para la transformación socioambiental.

REFERENCIAS

- Aswani, Shankar (2020) New Directions in Maritime and Fisheries Anthropology. *American Anthropologist* 122(7). DOI: 10.1111/aman.13380
- Bennett, Nathan J. (2019) Marine Social Science for the Peopled Seas. *Coastal Management*, 47 (2): 244–252
- Birnbaum, S. (2015) Environmental co-governance, legitimacy, and the quest for compliance: When and why is stakeholder participation desirable? *Journal of Environmental Policy & Planning*, 1.
- Bjørkan, M. and S. Veland (2019) Beyond consensus: Perceptions of risk from petroleum developments in Lofoten, Vesterålen and Senja, Norway. *ICES Journal of Marine Science*.
- Dryzek, J.S. (2006) *Deliberative global politics: discourse and democracy in a divided world*. Cambridge, Polity.
- Funtowicz, S. and J. Ravetz (1993) Science for the post-normal age. *Futures*, 25.
- Gleick, P.H., (2007) Testimony to the Senate Committee on Commerce, Science, and Transportation. For the Hearing on Climate Change Research and Scientific Integrity.

Threats to the Integrity of Science, in Committee on Commerce, Science, and Transportation.

Gómez, S., Lloret, J. (2019) Small-scale fishing in Cap de Creus: a look into the future. Generalitat de Catalunya.

Gómez, S., Maynou, F. (2021) Balancing ecology, economy and culture in fisheries policy: Participatory research in the Western Mediterranean demersal fisheries management plan. *Journal of Environmental Management* 291, 112728. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112728>

Gómez, S., Köpsel, V. Eds. (2023) (próximamente) *Transdisciplinary Marine Research. Bridging Science and Society*. Ed. Routledge. 10.4324/9781003311171.

Gudynas, Eduardo (2011) *Desarrollo, derechos de la naturaleza y Buen Vivir después de Montecristi. A: Debates sobre cooperación y modelos de desarrollo. Perspectivas desde la sociedad civil en el Ecuador*. Gabriela Weber, editora. Centro de Investigaciones CIUDAD y Observatorio de la Cooperación al Desarrollo, Quito. Marzo 2011 pp 83-102.

Harvey, D. (2004) The 'new' imperialism: accumulation by dispossession. *Soc. Regist*, 40: 63–87.

Heynen, et al. (2007) *Neoliberal environments: False promises and unnatural consequences*. London: Routledge

Jasanoff, S. (1987) Contested boundaries in policy-relevant science. *Social studies of science*, 17(2).

Leff, Enrique, 2005, *La Geopolítica de la Biodiversidad y el Desarrollo Sustentable: economización del mundo, racionalidad ambiental y reapropiación social de la naturaleza*. A: Seminario Internacional REG GEN: Alternativas Globalizaçãõ (8 al 13 de Octubre de 2005). Rio de Janeiro, Brasil UNESCO, Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura, Disponible en la World Wide Web: <http://bibliotecavirtual.clacso.org.ar/ar/libros/reggen/pp12.pdf>

Lowndes, V., and M. Paxton (2018) Can agonism be institutionalised? Can institutions be agonised? *The British Journal of Politics and International Relations*, 20(3).

Lundberg, A.K., T. Richardson, and E. Hongslo, (2018) The consequences of avoiding conflict: lessons from conservation planning for Europe's last wild reindeer *Journal of Environmental Planning and Management*

McClymont, K. (2011) Revitalising the political: Development Control and Agonism in Planning Practice. *Planning Theory*, 10(3).

MacDonald, B., et al. (2016) *Science, Information, and Policy Interface for Effective Coastal and Ocean Management*.

Mouffe, C. (2013) *Agonistics: Thinking the world politically*. London: Verso.

OECD, *The Ocean Economy in 2030*, O. Publishing, Editor. 2016: Paris

Porter, L. (2011) The Point is to Change It. *Planning Theory & Practice*, 2011. 12(4).

Rudd, M.A. (2014) Scientists' perspectives on global ocean research priorities. *Frontiers in Marine Science*, 36 (1): 1-20. doi: 10.3389/fmars.2014.00036

van der Sluijs, P.J. (2012) Uncertainty and Dissent in Climate Risk Assessment. *Nature and Culture*, 7(2).

Weston K. (2012) Political Ecologies of the Precarious. *Anthropological Quarterly*, 85 (2): 429-455

Yearley, S. (2005) *Making sense of science: understanding the social study of science*. London: Sage

¿Quién compra el pescado en las lonjas catalanas?

Miquel Ortega Cerdà², Marta Coll¹

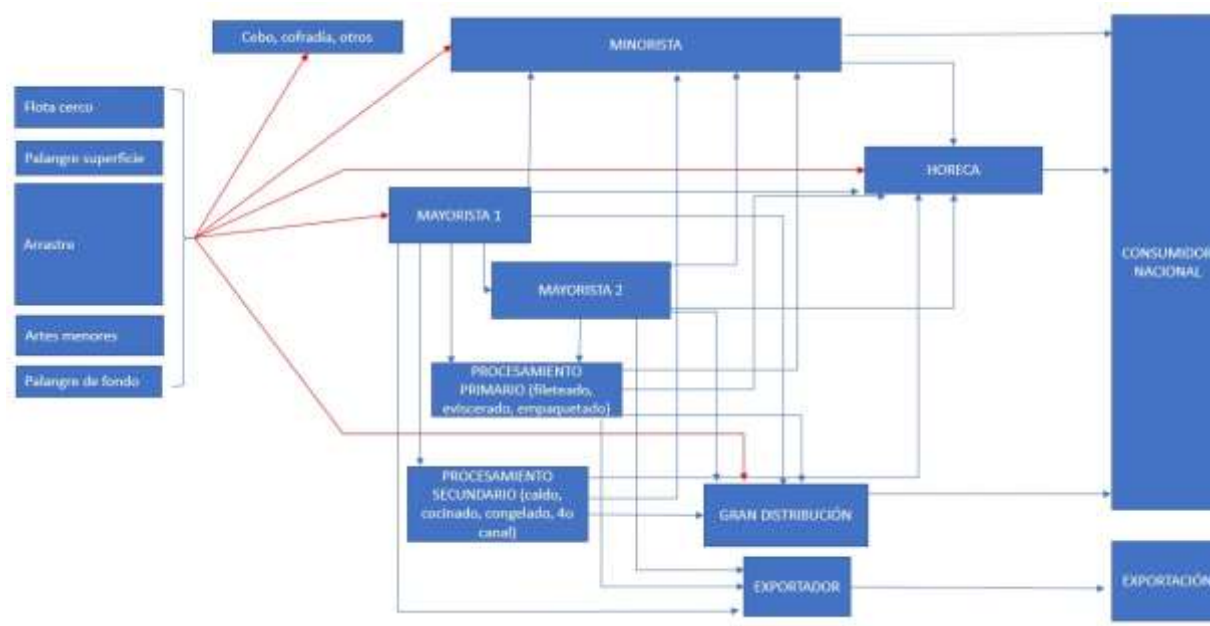
1. Introducción

En 2021 la primera venta de pescado en Cataluña se llevó a cabo en 19 lonjas, donde se vendieron 20.800 toneladas de pescado, con un valor en primera venta de más de 95 millones de euros (Generalitat de Catalunya. Departament d'Acció Climàtica, 2021). ¿Pero quién compra en las lonjas el pescado descargado? Y yendo un poco más allá, ¿cómo se distribuye entre todos los actores del sector pesquero la riqueza generada en los barcos de pesca que trabajan en nuestras costas?

Es en este punto donde el estudio de la cadena de valor puede sernos útil. Se trata de una herramienta de análisis que nos sirve para comprender cómo se reparte la riqueza y el empleo generado por una actividad económica entre los diversos actores involucrados, desde que se inicia la actividad analizada hasta su finalización.

En el caso de la pesca, el objetivo final es comprender mejor cuál es el impacto en términos monetarios y laborales de cada una de las fases por donde circula el pescado desde que es pescado hasta que llega al plato: la captura, la distribución, la transformación y la comercialización del pescado (Figura 3). Esta información adquiere su máxima relevancia cuando puede acoplarse con modelos ecosistémicos, permitiendo así analizar las principales implicaciones de diversas propuestas de gestión pesquera para el conjunto de los actores relevantes (Christensen et al., 2011).

Figura 12 Esquema de una cadena de valor simplificada del pescado fresco en Catalunya.



² Institut de Ciències del Mar. ICM-CSIC. Departament de Recursos Marins Renovables.

Fuente: elaboración propia.

Pese a que el análisis de la cadena de valor es un tipo de análisis bastante implementado en otros sectores y contextos geográficos, y que potencialmente puede ser útil para analizar escenarios de transición, no existen estudios específicos completos para la pesca Mediterránea española - un ámbito especialmente complejo al tratarse de pesquerías mixtas -, aunque se han dado algunos pasos parciales para recopilar información de los diferentes niveles de la cadena (Camí, 2020; García Antoni, 2012; Mascarell-Rocher, 2021; Segarra et al., 2015) y en el ámbito Estatal se dispone de algunos estudios en pesquerías específicas, principalmente centrados en la estructura de precios (EUMOFA, 2015, 2017, 2018, 2019, 2020, 2022a, 2022b; Tragsatec, 2011, 2012c, 2012b, 2012a)

A continuación, presentamos los primeros resultados de un proyecto en marcha durante el cual profundizaremos en el análisis de la cadena de valor de la pesca en el Mediterráneo español. En esta contribución nos centraremos en el análisis del primer eslabón, la venta que se lleva a cabo en las lonjas (indicada en rojo en la Figura 1) en Cataluña.

2. Metodología

Las compras y ventas que se llevan a cabo en las lonjas catalanas llevan asociadas una nota de venta que contiene entre otras informaciones el nombre del vendedor, del comprador, la cantidad, el importe, la especie, la lonja y la fecha. Junto a esta información en la base de datos de notas de venta se incorpora un campo llamado "perfil de comprador", en el que se categoriza el comprador entre gran distribución, mayorista, mayorista Mercabarna, mayorista Mercavalencia, cofradía, cebo, HORECA (hostelería, restaurante, catering), varios y desconocido.

Para este análisis se ha trabajado con todos los datos de las notas de venta correspondientes al año 2021 y se han utilizado estadísticos descriptivos estandarizados para describir la actividad de compraventa que se ha llevado a cabo.

En el proceso de preparación de los datos se ha revisado pormenorizadamente la información del "perfil del comprador" de la base de datos original para todos los compradores que tienen un nivel de compra superior al 0,02% del global. La información contenida en el campo "perfil del comprador" original es directamente asignada por cada una de las cofradías y en numerosas ocasiones es equivocada o poco coherente entre lonjas. En la revisión realizada, el criterio de la asignación de "perfil de comprador" se ha basado en el código CNAE (Clasificación Nacional de Actividad Económicas) del comprador y en la actividad principal registrada en el registro de actividades. Cuando esta información no ha estado disponible se ha reclasificado al comprador como "otros".

Por otra parte, se han agrupado las categorías "mayorista", "mayorista Mercabarna" y "mayorista Mercavalencia" en una única categoría "mayorista", ya que la diferenciación no era necesaria a efectos del análisis que se quería llevar a cabo y, desde el punto de vista operativo de la cadena de valor resulta confusa.

Las categorías de compradores muy minoritarias tanto en volumen de compra como en valor adquirido presentes en la base de datos: “desconocido”, “otros”, “varios”, “cofradía”, “cebo” a efectos de análisis se han agregado en una única categoría: "otros".

En el caso de la empresa Conpestar,SL. - propiedad de la Cofradía de Pescadores de Tarragona - que tiene un contrato indefinido renovable anualmente - de venta del pescado azul de Tarragona con la empresa Mercadona, con precio establecido fuera de subasta, se ha etiquetado como una venta directa a “gran distribuidor”.

En cuanto a las modalidades de pesca utilizadas, se han usado las disponibles en la base de datos centralizada de notas de venta estatal establecidas en el *Real Decreto 418/2015, de 29 de mayo*, por el que se regula la primera venta de los productos pesqueros.

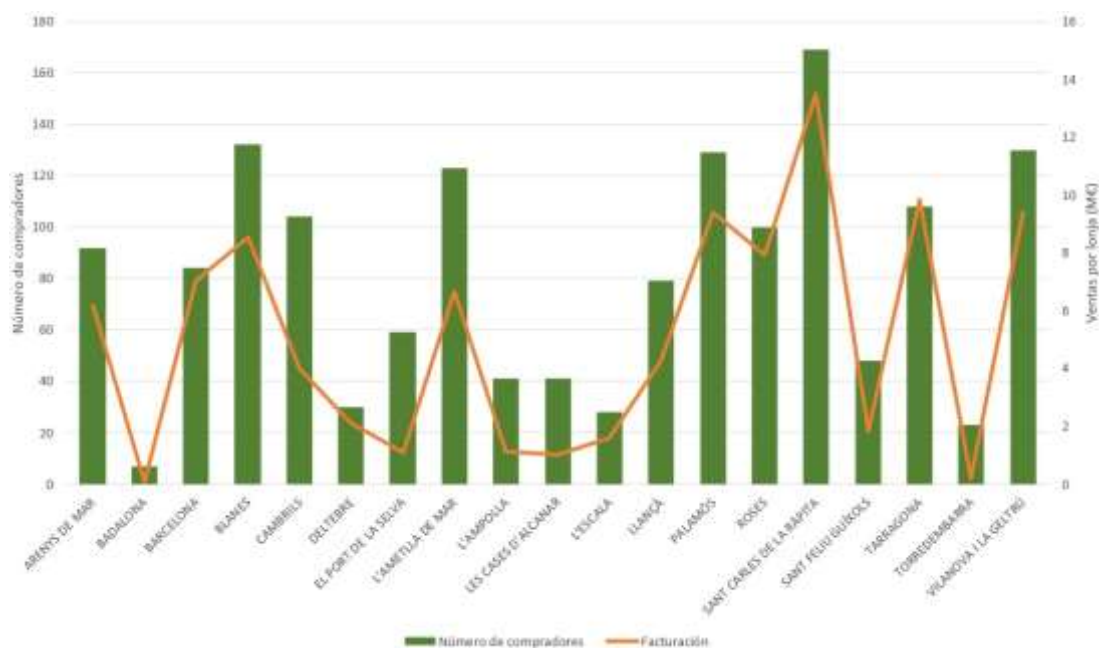
3. Principales resultados

A continuación, se presentan los principales resultados del estudio, una versión mucho más pormenorizada puede descargarse gratuitamente en: <https://doi.org/10.20350/digitalCSIC/14711> (Ortega Cerdà & Coll, 2022)

3.1. ¿Cuántos compradores hay y dónde compran?

En el año 2021 se registraron 965 compradores, distribuidos de manera muy desigual en función de las lonjas: 7 en la más pequeña (Badalona) y 169 en la mayor (La Ràpita) (Figura 2).

Figura 13 Número de compradores y facturación por lonja.



Fuente: elaboración propia.

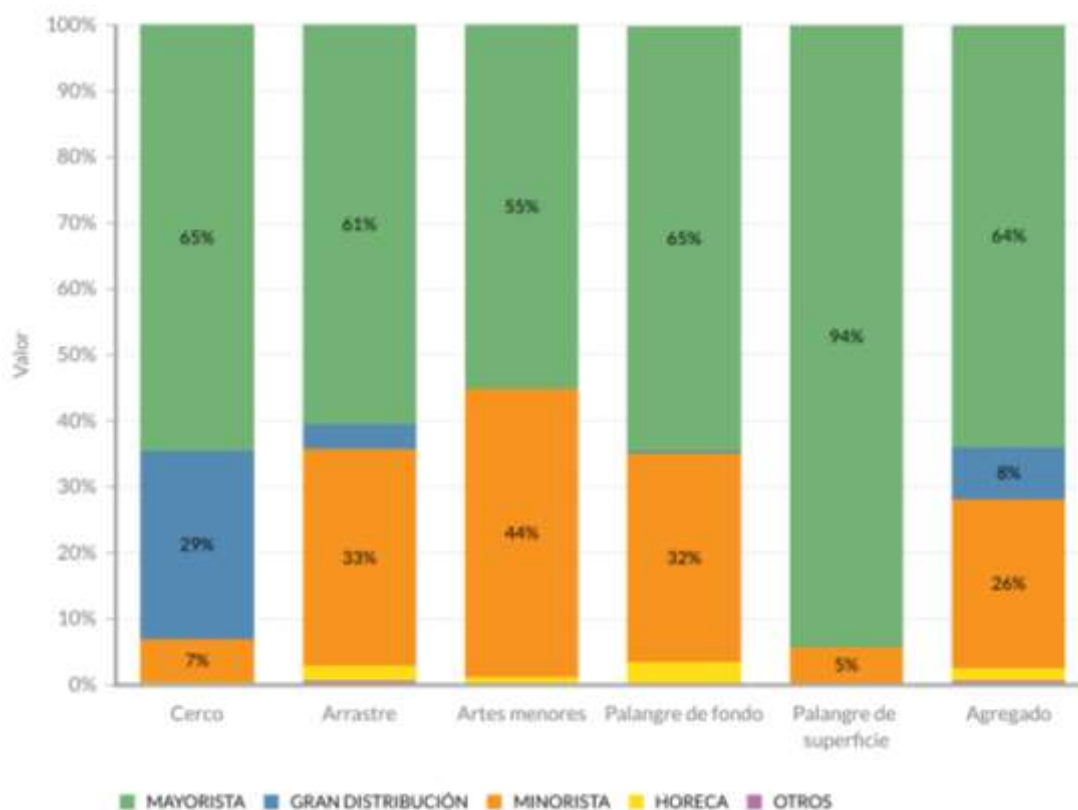
En número, los compradores más abundantes son los minoristas (523), seguidos por los mayoristas (180) y los del canal HORECA (13), para acabar finalmente con la gran distribución (3). Estos valores deben analizarse con prudencia, ya que podría ser que entre los compradores considerados en la categoría “otros”, con un volumen muy pequeño de compra, hubiera un número relevante de compradores vinculados a la pequeña hostelería (HORECA). Es importante señalar que tal como veremos en el siguiente apartado, la repartición del volumen de compra por canal es claramente diferente a la distribución del número de compradores.

Finalmente vale la pena remarcar que en términos de volumen de compra, la distribución del volumen de compras es muy desigual y está muy concentrada, el decil de compradores más importantes adquiere el 84% del peso y el 75% del valor total comercializado.

3.2. ¿Cuánto es el volumen de compra en función la tipología de comprador y la modalidad de pesca?

En líneas generales la tipología de comprador más importante es el mayorista, que adquiere un 64% del valor y el 66% del volumen del pescado vendido en las lonjas catalanas; seguido por los minoristas (el 26% del valor y el 17% del peso) y la gran distribución (8% y 15% respectivamente). El canal HORECA es muy minoritario en la compra directa en lonja para todas las artes de pesca, y se abastece principalmente en una segunda compra a través de mayoristas y minoristas (Figura 3). No obstante, la importancia relativa de los actores cambia significativamente en función de la modalidad de pesca. Por ejemplo, en el caso de la modalidad de pesca con palangre de superficie los mayoristas desempeñan un rol muy destacado (94%), mientras que en la pesca artesanal es donde tienen un peso menor (55%). En cambio, la gran distribución, por su parte, es principalmente relevante en la pesca de cerco (29% del valor y 23% del volumen) y tiene un rol marginal en la pesca de palangre y artes menores. El canal minorista, por su parte, compra en lonja en torno al 30% del pescado proveniente de arrastre y del palangre de fondo, llegando hasta casi un 44% de la pesca artesanal. Es por el contrario irrelevante en la compra del pescado capturado con cerco.

Figura 14 Distribución del valor de compra en lonja en función de la modalidad de pesca y tipología de comprador.



Fuente: elaboración propia.

3.3. ¿A qué precio se compra en función del canal de venta y la modalidad de pesca?

La Figura 4 muestra el valor medio por kg comercializado para cada modalidad de pesca y tipología de comprador para los casos en los que el volumen de compra es superior a un 1% del volumen capturado en cada modalidad.

Puede observarse que en aquellas modalidades donde es significativo en términos de volumen de compra (arrastre, artes menores y palangre de fondos) el comprador HORECA es quien paga de media importes superiores por kilogramo comprado.

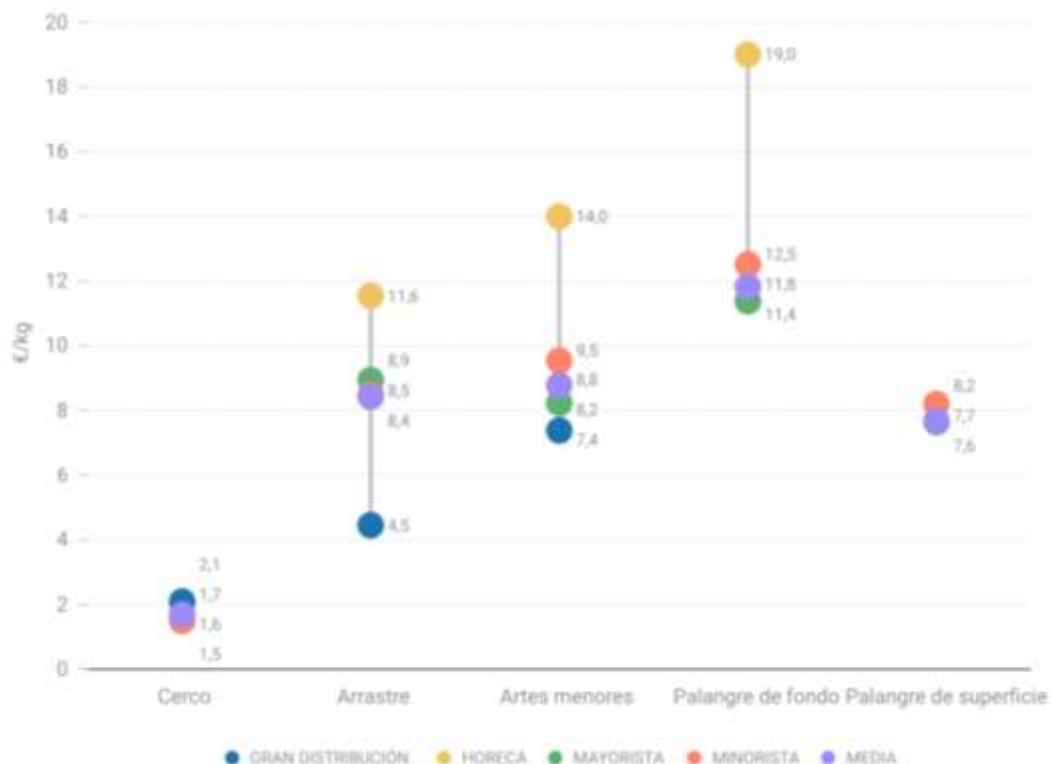
En el caso de la modalidad del cerco es donde se ven diferencias menores en función de la tipología de comprador. Sin embargo, el precio pagado por la gran distribución es ligeramente superior al del mayorista que, a su vez, va seguido muy de cerca por el minorista que compra sólo un 7% del total descargado.

En el arrastre el orden cambia y las diferencias crecen significativamente. Tras el comprador HORECA le siguen con precios descendentes el mayorista, el minorista y la gran distribución.

En cuanto a las artes menores, al palangre de fondo y al palangre de superficie la estructura es similar: cuando es significativo (no está presente en el palangre de superficie) el canal HORECA

es quien más paga, seguido por el minorista que paga en todos los casos un precio ligeramente mayor que el mayorista. En el caso de las artes menores, la gran distribución (muy minoritaria, con menos de un 1,7% de las compras) es quien compra a un precio inferior.

Figura 15 Precio pagado en función de la modalidad de pesca y tipología de comprador.



Fuente: elaboración propia.

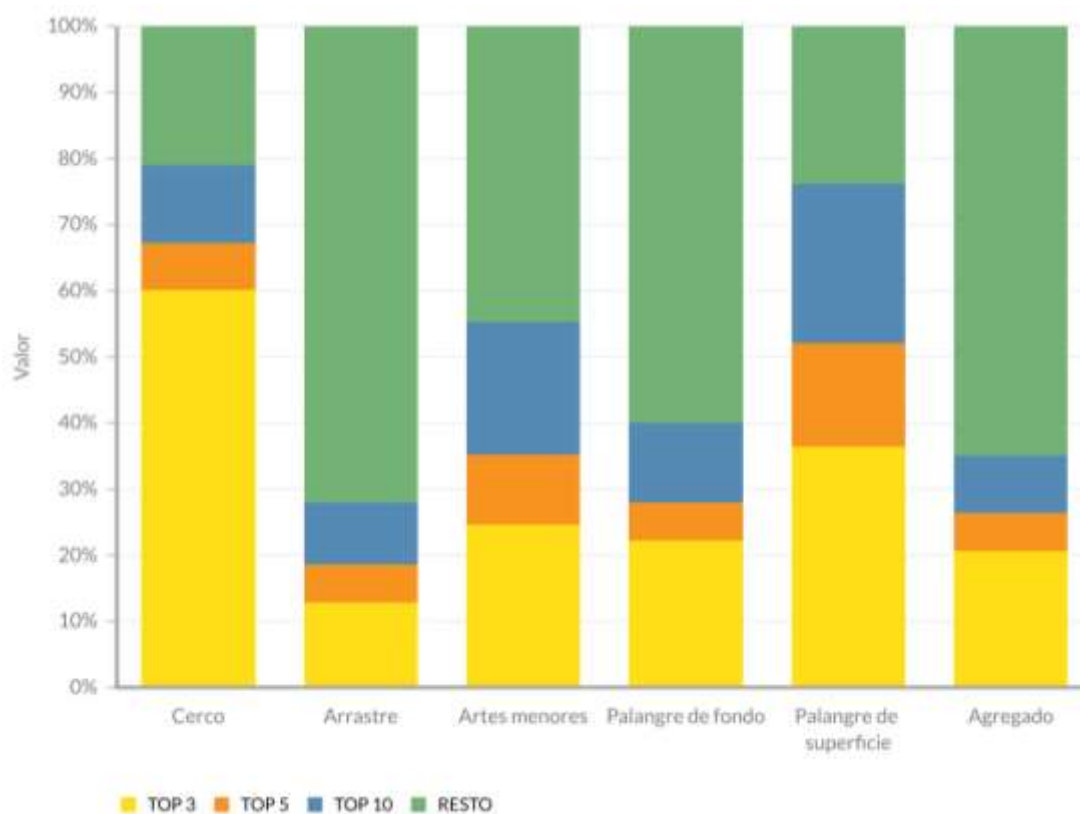
Hay que ser cuidadosos al analizar los resultados, puesto que el hecho de que una tipología de comprador adquiera de media a un precio por kg inferior, no necesariamente implica que sea “peor comprador” desde el punto de vista del pescador, porque puede estar reflejando por ejemplo una especialización en determinadas especies de valor inferior, pero para las que se paga un precio superior a su competencia.

3.4 ¿Cuál es el nivel de concentración de compra?

La concentración de compra en los tres, cinco y diez compradores más importantes en función de la modalidad de pesca puede encontrarse en la Figura 5. De forma agregada, en Cataluña los tres principales compradores adquieren un 20% del valor y un 36% del volumen de pescado vendido. Los diez principales compradores concentran más del 50% del total del pescado (un 51%) y un 35% del valor.

La concentración de compra es especialmente acentuada en el cerco, donde los tres compradores más importantes adquieren casi el 60% de las capturas.

Figura 16 Concentración del valor de compra en lonja.

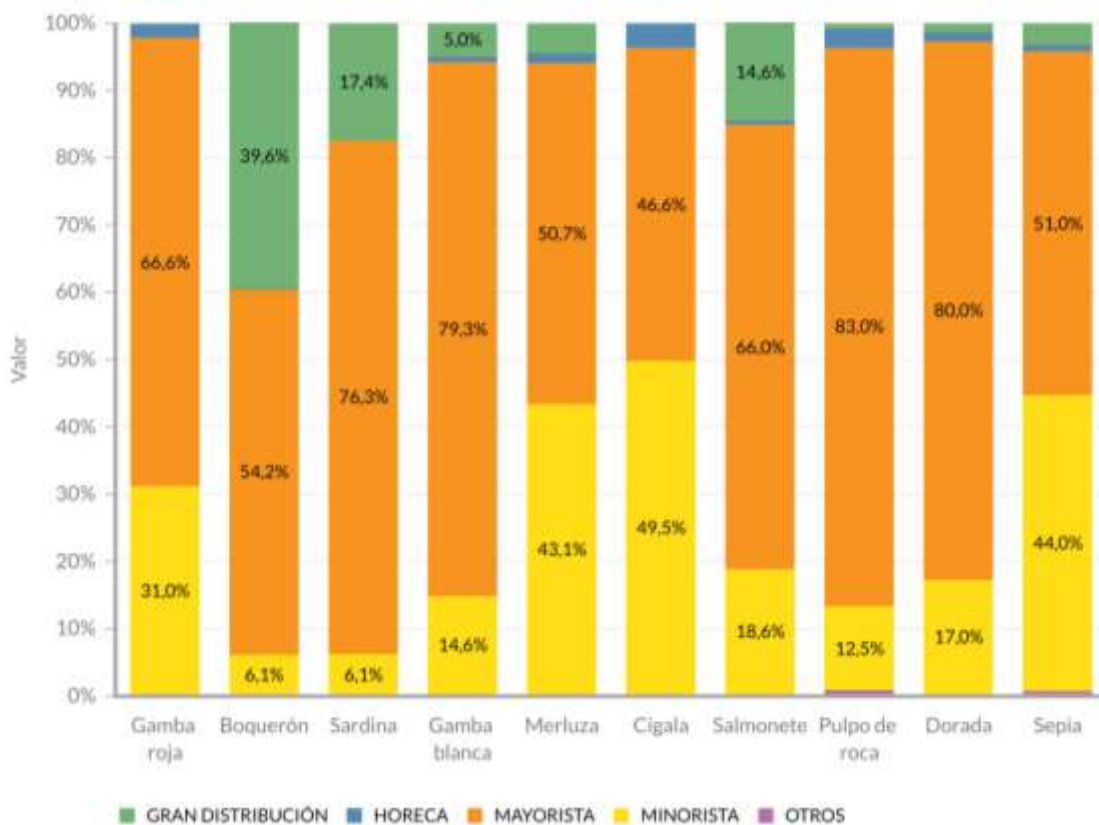


Fuente: elaboración propia.

3.5 ¿Cómo se distribuyen las ventas de las principales especies comerciales y qué precio se paga en función del canal?

Si analizamos la distribución de la venta en función del canal de compra de las principales especies comerciales en Cataluña (Figura 6), podemos observar que en todas ellas la compra mayorista es el canal más destacado con valores entre el 47% (cigala) y el 83% en el pulpo de roca. Las grandes superficies son especialmente relevantes en la compra en lonja de boquerón (40%), siendo también importantes en la sardina (15%) y el salmonete (17%). En cuanto al canal minorista, es especialmente relevante para la cigala (50%), la sepia (44%), la merluza (43%) y la gamba roja (31%). Finalmente, el canal HORECA tiene un rol muy minoritario para todas las especies analizadas, siendo la cigala donde tiene un rol más destacado (3,6%). De nuevo, se hace evidente que su mayor suministro es indirecto a través de la compra a mayorista o incluso el suministro por parte de minoristas.

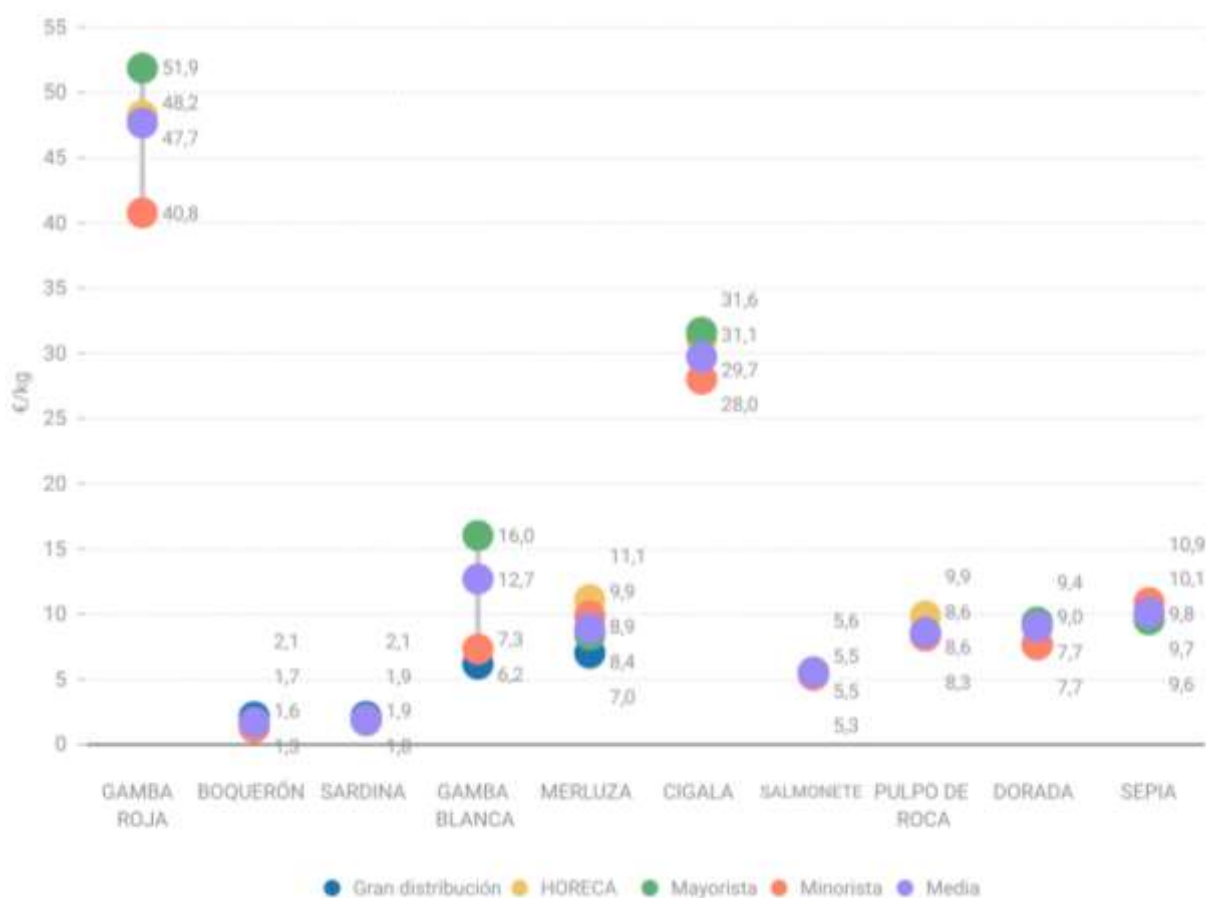
Figura 17 Distribución por canal de compra del valor de las principales especies.



Fuente: elaboración propia.

Por otra parte, el precio pagado para las principales especies en función del canal de compra se puede observar en la Figura 7. Los valores representados deben interpretarse con cautela a la hora de hacer comparativas entre compradores, ya que dentro de cada especie a menudo hay varias categorías (en función del tamaño, de la presentación, etc.), y varios compradores pueden especializarse en diferentes tipologías, por lo que la comparativa directa a escala de especie entre precios pagados por los diversos compradores sería en estos casos poco adecuada. Para obtener resultados concluyentes debería llevarse a cabo un estudio específico.

Figura 18 Precio de las principales especies en función del canal de compra.



Fuente: elaboración propia.

Referencias

- Camí, A. (2020). *Llibre blanc del sector del peix a Catalunya*. Gremi de peixaters de Catalunya. <https://gremipeixaters.cat/llibreblanc/>
- Christensen, V., Steenbeek, J., & Failler, P. (2011). A combined ecosystem and value chain modeling approach for evaluating societal cost and benefit of fishing. *Ecological Modelling*, 222(3), 857–864. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLMODEL.2010.09.030>
- EUMOFA. (2015). *Estructura de precios en la cadena de suministro de la merluza fresca en España*. https://www.eumofa.eu/documents/20178/65201/Case+Study+report+Hake_ES.pdf
- EUMOFA. (2017). *El atún en conserva en España. Estructura de precios en la cadena de suministro*.
- EUMOFA. (2018). *El rodaballo en la Unión Europea. Estructura de precios en la cadena de suministros del rodaballo. España, Francia y los Países Bajos*.
- EUMOFA. (2019). *La lubina en Europa. Estructura de precios en la cadena de suministro. Grecia, Croacia y España*. <https://doi.org/10.2771/947035>

- EUMOFA. (2020). *El pulpo en la Unión Europea. Estructura de los precios en la cadena de suministro. Los casos de España, Italia y Grecia.*
- EUMOFA. (2022a). *La dorada fresca en la Unión Europea. Estructura de los precios en la cadena de suministro. España, Alemania y Francia.*
https://www.eumofa.eu/documents/20178/486475/PTAT+fresh+seabream+in+ES+FR+and+DE_ES.pdf/672c314d-1cab-0603-1638-1a23b1788407?t=1643621516276
- EUMOFA. (2022b). *La corvina en la Unión Europea. Estructura de los precios en la cadena de suministro. El caso de España, Grecia e Italia.* <https://doi.org/10.2771/643505>
- García Antoni, M. (2012). *Aproximación a la formación de precios en la cadena comercial de la pesca en Cataluña* [Máster Universitario en Gestión Pesquera Sostenible - Trabajos Fin de Máster, Universidad de Alicante. Departamento de Ciencias del Mar y Biología Aplicada].
<http://hdl.handle.net/10045/52772>
- Generalitat de Catalunya. Departament d'Acció Climàtica, A. i A. R. (2021). *Estadístiques de pesca. Dades globals per Catalunya.*
http://agricultura.gencat.cat/ca/ambits/pesca/dar_estadistiques_pesca_subhastada/dar_subhastada_lloges_catalanes/
- Mascarell-Rocher, Y. (2021). Pesca local, cadena de valor y comercialización en el Delta del Ebro. *Jornadas Sobre Pesca y Sistemas Alimentarios. 19, 20, 26 y 27 de Noviembre.*
https://bizilur.eus/wp-content/uploads/2021/11/EGITARAUA_PROGRAMA-1.pdf
- Ortega Cerdà, M., & Coll, M. (2022). *¿Quién compra el pescado en las lonjas catalanas? : Informe científico-técnico.* CSIC - Instituto de Ciencias del Mar (ICM).
<https://doi.org/10.20350/DIGITALCSIC/14711>
- Segarra, I., Todó, P., & Leal, R. (2015). La comercialització dels productes pesquers a Catalunya. *La Comercialització Dels Productes Pesquers a Catalunya. Dossier Tècnic Número 78. Formació i Assessorament al Sector Agroalimentari, 78, 3–12.*
- Tragsatec. (2011). *Estudio de la cadena de valor y formación de precios del boquerón fresco.*
- Tragsatec. (2012a). *Estudio de la cadena de valor y formación de precios de la bacaladilla.*
- Tragsatec. (2012b). *Estudio de la cadena de valor y formación de precios de la dorada de acuicultura.*
- Tragsatec. (2012c). *Estudio de la cadena de valor y formación de precios de la merluza Europea.*

Financiación

Este trabajo se ha realizado en el marco del Convenio entre el Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación y la Agencia Estatal Consejo Superior de Investigaciones Científicas, M.P. –a través del Instituto Español de Oceanografía– para impulsar la investigación pesquera como base para la gestión pesquera sostenible. La financiación proviene de los fondos del Plan de Recuperación, transformación y resiliencia. Next Generation EU.

Agradecimientos

Agradecemos a Jordi Ribera (ICATMAR) por la primera extracción de los datos de notas de venta y a Yesmina Mascarell por el trabajo de campo llevado a cabo en la zona del Delta del Ebro y los primeros pasos en el estudio de la cadena de valor en esa zona.

La Asociación Científica Alimentta en el ámbito de la pesca: hacia una alimentación sustentable en España

Autores: Joan Moranta^{1*}, Sebastián Villasante^{2*}, Lucía López-López³, Sílvia Gómez⁴, David Florido⁵

¹Grup d'Oceanografia d'Ecosistemes (GRECO). Centre Oceanogràfic de Balears, Instituto Español de Oceanografía (IEO, CSIC). joan.moranta@csic.es.

²EqualSea Lab-Centro de Investigación Interdisciplinar en Tecnologías Ambientales (CRETUS), Departamento de Economía Aplicada, Universidad de Santiago de Compostela. sebastian.villasante@usc.es.

³Centro Oceanográfico de Santander, Instituto Español de Oceanografía (IEO, CSIC). lucia.lopez@ieo.csic.es.

⁴Grup de Recerca en Antropologia Fonamental i Orientada (GRAFO), Departament d'Antropologia Social i Cultural, Universitat Autònoma de Barcelona. silvia.gomez@uab.cat.

⁵Grupo para el Estudio de las Identidades Socioculturales en Andalucía (Geisa), Departamento de Antropología Social, Universidad de Sevilla. dflorido@us.es.

* JM y SV son miembros fundadores de Alimentta. El resto de autores son colaboradores de la asociación.

Introducción

La asociación científica Alimentta (<https://alimentta.com/>) es un *think tank* cuya misión es aportar conocimiento experto para favorecer la transición hacia un sistema alimentario más resiliente y justo, que resuelva las disfuncionalidades del modelo de producción de alimentos en España, contribuyendo así a la toma de decisiones desde un enfoque interdisciplinar. Alimentta nace en 2018, impulsada por la Fundación Daniel y Nina Carasso (<https://www.fondationcarasso.org/>), y está formada por un grupo multidisciplinar de expertas y expertos en agroecología, recursos marinos, medicina, nutrición, economía, sociología y antropología social y cultural que permite abarcar toda la cadena alimentaria, desde la producción hasta el consumidor final. Para transitar hacia una alimentación más sustentable incidimos sobre: i) la dieta, ya que es importante recuperar la dieta mediterránea basada en productos locales y de temporada; ii) modos de producción y extracción más sustentables que reduzcan los impactos ambientales y permitan mantener la producción de alimentos de consumo humano más saludables; iii) promoción de sistemas alimentarios locales de base agroecológica y bajo impacto ambiental como motor de cambio, con alimentos saludables, una remuneración justa del trabajo y que incluyan cadenas cortas de distribución; y iv) diseño y co-producción de políticas públicas que permita impulsar la transición hacia este sistema alimentario de menor impacto ambiental y social. El equipo investigador trabaja de manera coordinada para la definición de patrones de alimentación sustentables, justos y saludables como alternativa a las actuales pautas alimentarias de la población española, a través de cinco áreas clave: sistemas agrarios, sistemas pesqueros, nutrición y salud, sociología y antropología, políticas públicas.

En esta comunicación se presentan los avances realizados por el Grupo de Sistemas Marinos destacando algunos de los informes y publicaciones realizadas, así como el panel "*Sembrando iniciativas con potencial transformador en el sector pesquero*" organizado en el marco del IX Congreso Internacional de Agroecología (Sevilla, 18-21 de enero de 2023) cuyo objetivo es poner en común iniciativas que tengan la capacidad de generar cambios transformadores sustentables y justos en el sector pesquero.

Informes y publicaciones relacionadas con la pesca

Desde su fundación, la asociación ha publicado 9 informes y 4 publicaciones científicas, destacando en el ámbito de la pesca los relacionados con la sustentabilidad de la pesca y la acuicultura (Moranta, 2019); los ecosistemas marinos vulnerables (Orejas, 2019), el impacto ambiental de la pesca, comercialización y transporte de la merluza (Martins Aragão et al., 2020, 2021, 2022), y la pesca, transformación, distribución y comercio del atún listado (Leyva et al., 2021). Además, ha participado en varios capítulos del libro blanco de la alimentación en España (<https://alimentta.com/primer-libro-blanco-alimentacion-sostenible-espana/>), destacando para las 6 medidas propuestas para una pesca y la acuicultura más sustentables (Moranta et al., 2022).

La sustentabilidad de la pesca y la acuicultura

El pescado y los productos de la pesca y la acuicultura representan una valiosa fuente de proteínas de origen animal para la alimentación humana. Sin embargo, la huella ecológica de la pesca (incluida la acuicultura), en el conjunto del sistema alimentario, no es nada despreciable y se caracteriza por una creciente deslocalización e internalización de sus productos que viene marcada por la globalización general de los mercados en todo el mundo. Cada uno de los eslabones que intervienen en el proceso de la cadena alimentaria, desde la explotación directa en el mar, la producción en acuicultura, la transformación en la industria, el transporte y la comercialización y el consumo, lleva implícitos diferentes impactos que afectan a la sustentabilidad y seguridad del propio sistema. En este informe se realiza una revisión de la contribución de los “productos de la pesca” en la sustentabilidad del sistema agroalimentario español y se analiza cada uno de los eslabones de la cadena. En primer lugar, se describen los principales impactos de la pesca y la acuicultura, destacando principalmente aquellos que inciden directamente sobre la explotación de los recursos naturales. En segundo lugar, se evalúan las diferentes fuentes de entrada de los productos pesqueros en el sistema alimentario: la pesca marítima, la producción acuícola, la industria de procesado y el comercio exterior. A continuación, se analiza la distribución de los productos y su comercialización, que se caracteriza principalmente por su elevada complejidad estructural y se realiza una breve revisión de algunos aspectos relacionados con el consumo y la producción de residuos y excedentes alimentarios.

La Agenda 2030 de la ONU para el desarrollo sostenible incluye en sus objetivos principales (Nº 2, 12 y 14 en particular) la importancia de una alimentación sana y nutritiva, promoviendo una producción agrícola y pesquera de pequeña escala, con mejor acceso a los mercados, eliminando las subvenciones a las exportaciones y a la pesca, y reduciendo el desperdicio de alimentos. Esos objetivos se centran, por un lado, en la importancia de mantener en nivel de producción y, por otro, en asegurar el acceso durante todo el año a diversos alimentos. Además, se incide en la necesidad de poner fin a la pesca excesiva, la pesca ilegal, no declarada y no reglamentada y las prácticas pesqueras destructivas. Sin embargo, como se pone de manifiesto en el informe, la situación actual es paradójicamente diferente y la huella ecológica de la pesca es cada vez mayor. Para poder seguir incrementando las necesidades de consumo de pescado, las flotas cada vez tienen que desplazarse más lejos y pescar más profundo, la porción de océano que hace falta para cubrir los requerimientos de producción primaria necesaria para mantener la producción de alimento es cada vez mayor,

las exportaciones en el mercado global se incrementan año tras año y, en definitiva, los alimentos se obtienen cada vez más lejos de donde se consumen (Watson et al. 2015).

Idealmente, el camino hacia la sustentabilidad debería garantizar la reducción (o decrecimiento) en algunos de los materiales, costes y procedimientos que intervienen en el proceso: disminuir los impactos ambientales de la producción, reducir la sobreexplotación de los recursos, eliminar las subvenciones, simplificar la cadena de distribución y reducir el consumo de productos lejanos y procesados. Otro aspecto importante que requiere especial atención, pero que no se ha abordado en profundidad en el informe, es la reducción de los requerimientos energéticos que demanda esta cadena alimentaria. La huella ecológica de la pesca es mucho mayor que la de otras formas de producción de alimentos, a pesar de que las pesquerías proporcionan solo el 1.2% de la producción calórica global para el consumo humano (Kroodsma et al. 2018). Si además se tuvieran en cuenta los requerimientos energéticos del resto de eslabones de la cadena, incluido el transporte, esta huella ecológica sería todavía mucho mayor y, seguramente, con una aportación de gases de efecto invernadero muy elevada.

Ecosistemas marinos vulnerables: sin hábitat no hay recursos

En este informe se presenta de forma sucinta la importancia de los hábitats marinos en una explotación sostenible de los recursos alimenticios procedentes del medio marino. Los ciclos vitales de las especies de peces, cefalópodos, bivalvos, crustáceos... que extraemos para su consumo, están ligadas a los hábitats en los que habitan y, por tanto, el buen estado de éstos es fundamental para su desarrollo y supervivencia. España cuenta con una enorme extensión de hábitats marinos, tanto someros como profundos, distribuidos además entre las aguas Atlánticas y las Mediterráneas. Sin embargo, la falta de control sobre esa fuente de recursos, erróneamente considerada como inagotable, que es el océano ha llevado a que los mismos se encuentren a día de hoy esquilados y sus hábitats maltrechos. El asesoramiento pesquero empezó a tener lugar cuando comenzó a observarse que las capturas de especies comerciales disminuían de forma alarmante. Durante años la actividad pesquera se ha realizado, y en buena parte sigue realizándose, teniendo en cuenta las poblaciones de las especies de interés pesquero, o en el mejor de los casos el conjunto de poblaciones de interés comercial de una zona determinada, sin embargo, los hábitats han sido ignorados recurrentemente. El medio marino, oculto a nuestros ojos ha sido y aún lo es, largamente ignorado en la gestión de los ecosistemas. En este informe se destaca la importancia de los hábitats para el sustento de las especies comerciales, y la necesidad de mejorar el conocimiento sobre éstos y su relación con las especies móviles que los habitan para así contar con bases científicas sólidas para generar herramientas adecuadas de gestión.

La relevancia de la merluza en el sistema agroalimentario español: del mar al plato

La pesca es de gran importancia para la seguridad alimentaria y económica de miles de personas en España. La merluza es uno de los pescados más arraigados en su cultura gastronómica y la segunda especie más capturada por la flota española. Cada una de las etapas de la cadena de valor de la merluza involucra a diferentes actores, tales como pescadores, vendedores y/o intermediarios, mercados tradicionales, transportistas, empresas mayoristas y minoristas, restauradores, hasta llegar a la mesa del consumidor final. En un escenario

caracterizado por un incremento del consumo mundial per cápita de productos de la pesca, es necesario que los países sean más responsables para garantizar la continuidad ambiental y la calidad nutricional de una población mundial creciente. En este informe se destaca la relevancia de las dos principales especies de merluza en el sistema agroalimentario español (*Merluccius merluccius* y *Merluccius hubbsi*), su cadena de producción y las consecuencias ambientales de su explotación, transformación, comercialización y consumo.

Los impactos ambientales de las operaciones de pesca y las cadenas de comercialización son numerosos y las poblaciones de merluza europea están sobreexplotadas en su mayoría. Siendo la merluza una especie muy importante para la economía y la seguridad alimentaria de muchos españoles, es esencial actuar ante estos desafíos. La buena gestión de los recursos pesqueros implica la necesidad de conocer a fondo no sólo el estado de conservación de las poblaciones, sino todos los eslabones de la cadena de producción y sus impactos, desde la explotación directa en el mar, el transporte y la comercialización hasta la producción de desechos. De las diversas especies de merluza comercializadas en España, dos de ellas, la merluza europea y la merluza argentina representan más del 80% de las capturas de flota española. La merluza europea se capturada principalmente en el Atlántico noreste mientras la merluza argentina en el Atlántico suroeste. El transporte en las operaciones de pesca, es señalado en la mayoría de estudios del Ciclo de Vida como uno de los principales causantes de impacto ambiental, sobre todo por las emisiones de gases de efecto invernadero.

Entre los principales impactos ambientales, además de las emisiones de gases del efecto invernadero, están la sobreexplotación de los stocks de la merluza europea, tanto en el Atlántico cuanto en el Mediterráneo. Los descartes destacan en ese escenario ya que una de las principales artes empleadas en la pesca de merluza es el arrastre de fondo, un arte poco selectivo y de gran impacto a los ecosistemas marinos. Un conocimiento detallado de la cadena de producción de la merluza es de vital importancia ya que aporta información relevante para hacer frente a estos problemas, y, además, permite evaluar con conocimiento científico los principales impactos y posibles oportunidades de mejora para una gestión más sostenible. La distribución comercial de la merluza pasa principalmente por la red de mercas y la mayor parte de la merluza fresca es de origen nacional. Es importante resaltar que en la cadena comercial se clasifica como nacional toda la merluza capturada por la flota española independiente de la especie y zona de captura. La merluza argentina capturada en el Atlántico Suroeste se puede ver incluida en esa clasificación. Los datos de origen y destino concedidos por la red de mercas nos permitirán evaluar los impactos de la distribución de la merluza desde su desembarco en los puertos españoles hasta llegar al consumidor final. En relación al comercio exterior se ve claramente que España cuenta con una balanza comercial deficitaria ya que las importaciones, casi doblan el valor a las exportaciones. Es importante buscar oportunidades dentro de esa cadena para abastecer el mercado nacional y garantizar el rendimiento económico de manera más sostenible.

Algunos estudios indican que una de las cuestiones centrales que dificultan la transición de las pesquerías hacia una explotación más sostenible es la falta de información adecuada y completa a lo largo de toda la cadena de valor (Grafton et al., 2008). Con este informe se da un primer paso para sacar a la luz esta compleja red que supone la pesquería de merluza en España.

La huella de carbono de la cadena agroalimentaria de la merluza en España

La reducción de las emisiones de Gases de Efecto Invernadero (GEI) y la mitigación de los efectos del Cambio Climático (CC) dependen, en gran medida, de que los sectores económicos adapten sus procesos productivos para reducir de manera significativa las emisiones de CO₂. A pesar de los recientes avances en esta materia, la pesca marina suele quedar excluida de las evaluaciones globales de emisiones de GEI o, en el mejor de los casos, incluirse en base a recomendaciones a partir de un número limitado de casos de estudios. Además, el análisis de los impactos ambientales de la actividad pesquera generalmente se enfoca en ciertas preocupaciones biológicas como la disponibilidad del recurso y la conservación de los stocks, mientras subestima otros impactos causados por las actividades pesqueras. En este contexto, la merluza ha sido un alimento clave para la población de Europa Occidental a lo largo de la historia, y continúa siendo uno de los pescados más arraigados en la cultura gastronómica en España. Es un producto muy importante en nuestro mercado doméstico, con gran peso para la economía del sector pesquero y esencial para el abastecimiento de alimento para consumo humano. Este informe reconstruye, por primera vez, la cadena agroalimentaria que sigue la merluza para abastecer el consumo español con el objetivo de estimar la huella de carbono de la extracción (pesca), transporte y distribución en España, tomando como referencia el año 2017.

Los resultados indican que España apenas captura el 8% de la merluza que consume en caladeros nacionales (12.002 t), mientras que el resto procede de caladeros comunitarios o internacionales (85.470 t), o de importaciones de terceros países (121.031 t). Así, la reconstrucción de la cadena agroalimentaria que sigue la merluza para abastecer el consumo español nos permite corroborar que, como ocurre con otros alimentos, recorre grandes distancias antes de llegar a la mesa del consumidor. De este modo, las distancias varían entre los 10.000 km desde Chile, Argentina, Uruguay, Islas Malvinas y Sudáfrica, los 3.000-4.000 km desde América del Norte y los 800-3.000 km desde Marruecos y los países europeos.

El total de las emisiones de GEI de la cadena de producción y comercialización de la merluza asciende a 681.485 t de CO₂eq, con una eficiencia de 4.426 kgCO₂eq/t, similar a las emisiones de GEI de la producción de carne de pollo en España. Del total de emisiones, la mayor parte está asociada a la pesca e importación de merluza desde países europeos (162.237 t de CO₂eq, 67%) y a la pesca y transporte de merluza procedente de América del Sur (180.312 t de CO₂eq, 33%). El valor acumulado de emisiones relativas a la pesca representa el 67% de las emisiones totales de la cadena agroalimentaria de la merluza, con el 33% restante asociado al transporte (marítimo, aéreo o por carretera). El transporte aéreo es el menos eficiente en términos de emisiones de GEI por tonelada de merluza transportada, con una eficiencia de 7.634 kgCO₂eq/t, y aunque es el que menor volumen de merluza transporta, es el que implica una mayor contribución a las emisiones debidas al transporte. El transporte marítimo es el más eficiente con 330 kgCO₂eq/t, siendo además el más utilizado para el transporte de la merluza proveniente de terceros países (54% del volumen total de merluza), compensando las grandes distancias que tiene que recorrer esta merluza con una mayor eficiencia en su transporte. El transporte por carretera presenta una eficiencia media de 546 kgCO₂eq/t, contribuyendo significativamente a la huella de carbono de la merluza que

proviene de los desembarcos de países de África occidental o de puertos de países comunitarios.

Las emisiones de las operaciones de pesca varían notablemente en función de las zonas de captura. Las capturas realizadas en el Atlántico Sur son las más eficientes (<450 Lt diesel/t), disminuyendo la eficiencia a la mitad en el Atlántico central y nororiental (1000 Lt diesel/t) y alcanzando los valores mínimos de eficiencia en las capturas del Mediterráneo y Mar Negro (>3000 Lt diesel/t). Estas grandes diferencias se explican por el carácter multiespecífico de las pesquerías (siendo las que tienen la merluza como su especie objetivo las más eficientes), las diferencias en productividad de los diferentes ecosistemas marinos y el estado de explotación de las distintas poblaciones de merluza.

Este estudio destaca la importancia de evaluar las emisiones de GEI en el sector pesquero con el fin de constituir una herramienta clave para los tomadores de decisiones. Así, este informe pretende contribuir a mejorar la gestión ecosistémica de las pesquerías de merluza y a progresar en torno a la reducción de sus impactos ambientales. Para mitigar los efectos del cambio climático es necesario conocer las emisiones de GEI de los diferentes sistemas de producción para poder articular acciones innovadoras para la transformación del sistema agroalimentario español y, en este caso en particular, en lo referente al consumo de merluza por parte de la población española. Este informe presenta una propuesta robusta sobre cómo considerar los impactos ecosistémicos no sólo de la pesca, sino también de toda la cadena agroalimentaria que abastece a un país, lo que contribuiría a mejorar el enfoque a adoptar en la próxima revisión del marco normativo de la Política Pesquera Común, así como otras regulaciones tales como la Directiva Marco sobre la Estrategia Marina. La evidencia extraída de este informe plantea la necesidad de alcanzar un equilibrio entre los patrones saludables derivados del consumo de pescado y su impacto medioambiental asociado.

Tras la huella del atún listado en el sistema alimentario: una especie relevante en el mercado y consumo español

El atún listado (*Katsuwonus pelamis*) es la principal especie de atún en volumen de capturas a nivel mundial. De acuerdo con el último informe FAO sobre el Estado Mundial de la Pesca y la Acuicultura (FAO, 2020), el listado ha sido durante la última década la tercera especie en cuanto a producción (en volumen) de pesca sólo por detrás de la anchoveta (*Engraulis ringens*) y el colín de Alaska (*Theragra Chalcogramma*). El listado se captura fundamentalmente mediante cerco junto con las especies de atún de aleta amarilla o rabil (*Thunnus albacares*) y atún patudo (*Thunnus obesus*). Esto deviene en que los canales de comercialización y procesado sean similares. Además, el estado actual de las poblaciones de rabil y patudo ha impulsado el desarrollo de medidas de gestión que afectan a las capturas de listado. Por ello, es importante considerar el contexto general de los denominados túnidos tropicales donde se incluyen las tres especies. El presente informe describe el proceso de captura, transformación y comercialización del listado junto a las otras dos especies catalogadas en el grupo de túnidos tropicales.

El viaje del atún listado desde el océano hasta la mesa del consumidor es largo y complejo, contemplándose múltiples posibilidades y pasos intermedios. La información accesible y actualizada resulta insuficiente para evaluar sin incertidumbre la sostenibilidad del

sistema de las pesquerías de túnidos tropicales, tanto de la flota española como a nivel internacional. La pesca industrial de cerco y la industria conservera española que trabaja con los túnidos tropicales como principales especies objetivo tiene un peso importante a nivel internacional. El informe evidencia la gran dificultad existente para identificar el origen, la flota e incluso la especie de atún que se consume a diario en nuestra mesa. El criterio más básico para evaluar la sostenibilidad de un producto pesquero puede basarse en el estado de los stocks basado en evaluaciones científicas. La información se publica periódicamente a través de informes técnicos complejos de difícil acceso y comprensión para el público general y el consumidor. En el caso de los túnidos tropicales, el atún listado es una especie no sobreexplotada bajo este criterio, aunque para las otras dos la presión es mayor en alguno de los caladeros donde se captura.

Dado que en una lata se pueden mezclar piezas de diferentes especies y lugares de procedencia, es muy difícil basar la decisión de compra de una marca de conservas u otra bajo este criterio. El problema principal radica en que la normativa exigida para la trazabilidad de los productos transformados es también muy laxa. Hacen falta medidas que mejoren y controlen el proceso de etiquetado. La obligatoriedad de indicar la especie (o especies) que contiene, arte de pesca con el que han sido extraídos los recursos y lugar tanto de captura como de transformación del producto es necesaria para conocer la procedencia y evaluar la sostenibilidad del recurso.

La evaluación de la huella de carbono de las pesquerías a través del impacto de las actividades industriales como el consumo de combustibles, y otros recursos, así como las emisiones asociadas, también es clave para valorar la sostenibilidad del recurso. Aunque ya existen varios estudios que han valorado este aspecto en la pesquería industrial de cerco, todavía existe un alto grado de incertidumbre. El proceso de captura como se ha visto es solo el principio de viaje del atún. El acceso a estadísticas fiables por parte de cada una de las empresas de la venta del producto capturado puede ayudar a la comprensión de la ruta que ha seguido el producto. Asimismo, se necesita mayor información de todas aquellas partes que no van a la lata, pues pueden suponer hasta el 70% de un único individuo capturado. Estimar el grado de aprovechamiento de esta parte del recurso y conocer las empresas que explotan y se benefician de este recurso también es clave para realizar una valoración fiable de la huella de carbono de estas pesquerías. Dado que estas especies son importantes en el sistema alimentario español por su alta presencia en la mesa del consumidor, es importante seguir trabajando en la recopilación de información de los diferentes pasos del viaje del atún y en la transmisión del conocimiento generado al público general.

Libro Blanco de la Alimentación Sostenible en España. Capítulo 06: La pesca y la acuicultura en España

Actualmente existe una gran cantidad de normativas (internacionales, comunitarias, nacionales y regionales), cuyo objetivo es regular la actividad pesquera y acuícola para que sea sostenible ambiental, social y económicamente. En el caso de la acuicultura, la complejidad de los procesos administrativos necesarios para la obtención de concesiones y autorizaciones para la instalación de nuevos establecimientos, o el cultivo de nuevas especies, desincentivan las iniciativas empresariales. Esta complejidad legislativa se debe a la disparidad de requisitos

entre comunidades autónomas, responsables de su ordenación y concesión de licencias. En el caso de la pesca, existen debilidades en el sistema de seguimiento e inspección, lo que pone en peligro la eficacia de las normativas. El Tribunal de Cuentas Europeo determinó que los datos relativos a la capacidad de pesca y las capturas son poco fiables, ya que la gran mayoría de flotas no cuenta con un sistema de localización de buques que facilite un seguimiento y gestión eficaces. Por último, y no menos importante, la gestión pesquera carece de mecanismos de participación horizontales y equitativos que permitan una mayor colaboración de las comunidades locales en la toma de decisiones.

Para promover la transición hacia una mayor sostenibilidad de la pesca y la acuicultura y tener unos ecosistemas marinos en buen estado de conservación, es necesario mejorar el sistema actual de gestión pesquera y que los análisis económicos del sector tengan en cuenta la conservación del medio ambiente y su contribución al bienestar social (incluyendo la perspectiva de género). Este objetivo solo es alcanzable con la cooperación efectiva entre ciencia, tejido empresarial, agentes sociales y administración. En este capítulo se plantean 6 medidas encaminadas a que la actividad pesquera y acuícola contribuyan a la sostenibilidad del sistema alimentario. Para ello se propone avanzar hacia el siguiente escenario: i) un sistema de control que garantice una mayor transparencia en el ejercicio de la actividad pesquera; ii) una financiación que fomente la pesca y acuicultura de bajo impacto ambiental y mantenga el conocimiento tradicional; iii) una participación real e igualitaria de las comunidades locales hacia la cogestión pesquera; iv) un consumo responsable de productos del mar sostenibles y de producción local; v) una acuicultura sostenible basada en la producción extensiva y de cultivos multitrofos; y vi) una mejor financiación en investigación con mayor transparencia, cooperación, integración y disponibilidad de información.

La transición hacia una pesca de bajo impacto y sostenible a largo plazo resulta crucial para asegurar la soberanía alimentaria, empleos de calidad, la sostenibilidad del sector, mantener ecosistemas marinos sanos, resilientes y productivos, que aporten los bienes y servicios necesarios para la humanidad. Las poblaciones de peces que se encuentran dentro de los límites biológicos seguros, con una biomasa por encima del rendimiento máximo sostenible, son más productivas y pueden contribuir a mejorar la soberanía alimentaria, ya que permitiría reducir la dependencia que tenemos actualmente de caladeros lejanos. Sin embargo, el camino no es sencillo y en ocasiones se ve dificultado por fenómenos disruptivos inesperados como la crisis de la COVID-19 a la que aún nos enfrentamos.

Idealmente, el camino hacia la sostenibilidad debería garantizar la reducción (o decrecimiento) en el uso de materiales, energía, costes y procedimientos que intervienen en el proceso: i) disminuir los impactos ambientales de toda la cadena de valor, ii) eliminar la pesca INDNR y las subvenciones perniciosas, iii) simplificar la cadena de distribución y, iv) reducir el consumo de productos producidos en zonas lejanas y procesados. Al mismo tiempo sería necesario incrementar (o crecer) en: i) cooperación, colaboración y coordinación entre todos los actores, ii) participación de las comunidades locales en la toma de decisiones, con especial atención a las cuestiones de género, iii) investigación y, iv) mejora en la financiación y su distribución.

Un futuro de la pesca y la acuicultura más sostenible ambiental y socialmente demanda entre otras cosas:

1. Acabar con la sobrepesca y reforzar el tejido social pesquero, con una participación real e igualitaria de las comunidades locales en la gestión pesquera.
2. Acabar con la pesca INDNR, haciéndose imprescindible reforzar el control y la vigilancia.
3. Transitar hacia una pesca de bajo impacto y recuperar la identidad sociocultural marinera de las comunidades costeras.
4. Transitar hacia una acuicultura sostenible basada en la producción extensiva con especies de bajo nivel trófico, alternativas a la utilización de harinas de pescado en los piensos y cultivos multitróficos.
5. Favorecer el consumo y la comercialización de productos de la pesca y la acuicultura de producción local.
6. Aumentar la financiación en investigación y facilitar una mayor transparencia, cooperación, integración y disponibilidad de la información.

IX Congreso Internacional de Agroecología. Cultivando Sistemas Alimentarios Marinos. Panel: “Sembrando iniciativas con potencial transformador en el sector pesquero”. Creación del “Colaboratorio de pesca y sustentabilidad”

En la actualidad, los sistemas agroalimentarios, incluida la pesca, son altamente insostenibles ecológicamente, económicamente ineficientes y socialmente injustos. La vulnerabilidad medioambiental se concreta en la exposición de los ecosistemas marinos a los efectos derivados del cambio climático, en los efectos de la contaminación, o en los propios efectos de la acción extractiva. La ineficiencia económica es resultado de la elevada dependencia de subsidios perniciosos, de las dinámicas de integración en mercados globales, la evolución de los precios de combustibles o la competencia de productos pesqueros de flotas industriales. En este marco, se producen resultados sociales injustos como predominio de los segmentos de flotas industriales sobre las artesanales, empeoramiento de las condiciones de trabajo y estrategias empresariales para garantizar una rentabilidad mínima, o los efectos que las grandes flotas generan en las comunidades de terceros países, allí donde ejercen su actividad.

Además, el sistema alimentario actual provoca desigualdades sociales ya que ha sustituido su principal objetivo de cubrir una necesidad básica como es la provisión de alimentos, por priorizar la necesidad de perseguir un incesante aumento del lucro de las empresas que participan de la cadena de valor alimentaria. Este crecimiento podría proporcionar beneficios económicos y de subsistencia a las comunidades costeras y a las poblaciones dependientes de los recursos pesqueros. Sin embargo, al igual que en tierra, el desarrollo económico basado en los océanos puede generar el efecto contrario. Los defensores de la "Economía Azul" abogan por un enfoque diferente del desarrollo, que sea a la vez ambientalmente sostenible y socialmente equitativo. Sin embargo, a menos que se preste

mayor atención al avance de la sostenibilidad y la equidad social, el futuro crecimiento azul simplemente perpetuará las desigualdades y los daños sociales del pasado.

Con esta comunicación invitamos a la comunidad científica y las entidades y organizaciones relacionados con la pesca y la acuicultura a participar en el panel "*Sembrando iniciativas con potencial transformador en el sector pesquero*" que se desarrollará en el transcurso del IX Congreso de Agroecología. Este panel pretende poner en común iniciativas en marcha que tengan la capacidad de generar cambios transformadores sustentables y justos en el sector pesquero. Las iniciativas de sustentabilidad suelen jugar un rol clave en etapas tempranas de posibles transformaciones sociales-ecológicas. Estas iniciativas, usualmente diseñadas y lideradas por actores locales, promueven nuevas formas de pensar, hacer y de reconsiderar la interacción entre las personas y el medio marino. Bajo este amplio concepto de iniciativas se incluyen proyectos, emprendimientos, productos, prácticas, enfoques o tecnologías.

La finalidad de este panel es poner de relieve las diversas manifestaciones que pueden adoptar las iniciativas transformadoras del sector pesquero a pequeña escala con el objetivo de promover un proceso disruptivo a una escala mayor, para así conocer e integrar estas iniciativas locales y preparar una transformación deliberada y deseable hacia la sustentabilidad social-ecológica. Desde una aproximación transdisciplinar se espera recibir aportaciones relacionadas con las ciencias sociales y naturales. El panel está abierto a científicas y científicos, profesionales del sector pesquero (desde la producción al consumo), representantes del ámbito de la administración y del sector no gubernamental que formen parte directa o indirectamente de iniciativas transformadoras o que hayan realizado estudios sobre estas.

En el resumen del artículo publicado en 2022 por McGreevy et al. (2022) concluyen que se requiere una nueva perspectiva para rediseñar el sistema agroalimentario, a partir de principios como "suficiencia, regeneración, distribución, procomún y cuidados". Según estos autores, es preciso no reproducir la óptica y el relato hegemónico sobre la sostenibilidad y promover un modelo de post-crecimiento basado en el mantenimiento de los procesos de vida, humanos y no humanos. En esta reformulación de una nueva perspectiva, proponemos impulsar la creación de un "*Colaboratorio de Pesca y Sustentabilidad en España*" con los objetivos de (a) fomentar la cooperación y coordinación efectiva entre ciencia, tejido empresarial, agentes sociales y administración, (b) promover la gobernanza participativa de las comunidades y entidades locales para incrementar la transparencia, la democracia y la integración del sector pesquero en la toma de decisiones, (c) potenciar procesos de colaboración interdisciplinar para, desde los métodos y enfoques de cada disciplina, encontrar herramientas con las que afrontar los retos medioambientales, económicos y sociales del sistema pesquero, comprendido en el marco del sistema agroalimentario, (d) integrar las diferentes visiones y conocimientos de los actores en las cadenas de valor (pescadores, comercializadores, distribuidores, consumidores), y (e) incluir la perspectiva de género y la facilitación de grupos en el funcionamiento de las comunidades pesqueras, aumentando la capacitación en procesos hacia una mayor equidad social que tengan en cuenta las realidades y visiones de trabajadores, empresarios y otros agentes sociales.

Referencias

- Kroodsma, D.A., Mayorga, J., Hochberg, T., et al. 2018. Tracking the global footprint of fisheries. *Science*, 359: 904–908.
- Leyva, L., Reglero, P., Moranta, J., Abascal, F.J., Villasante, S. 2021. Tras la huella del atún listado en el sistema alimentario: una especie relevante en el mercado y consumo español. Informe Alimentta, 59 pp.
- Martins Aragão, G., Moranta, J. Villasante, S., López-López, L., Hidalgo, M. 2020. La relevancia de la merluza en el sistema agroalimentario español: del mar al plato. Informe Alimentta, 41 pp.
- Martins Aragão, G., Saralegui-Díez, P. Villasante, S., López-López, L. Moranta, J. 2021. La huella de carbono de la cadena agroalimentaria de la merluza en España. Informe Alimentta, 69 pp.
- Martins Aragão, G., Saralegui-Díez, P., Villasante, S., López-López, L., Aguilera, E., Moranta, J. 2022. The carbon footprint of the hake supply chain in Spain: Accounting for fisheries, international transportation and domestic distribution. *Journal of Cleaner Production*, 360: 131979.
- McGreevy, S.R., Rupperecht, C.D.D., Niles, D. et al. 2022. Sustainable agrifood systems for a post-growth world. *Nature Sustainability*: 1–7.
- Moranta, J. 2019. La sostenibilidad de la pesca y la acuicultura en el sistema agroalimentario español. Informe Alimentta, 27 pp.
- Moranta, J., López-López, L., Mascarell, Y., Chaparro, L., Leyva, L., Carreras, C., Pérez, M., Ortega, M., Hidalgo, M., Martins Aragão, G., Reglero, P., Orejas, C., Villasante, S. La pesca y acuicultura en España. En: I. Puigdueta, E. Torremocha, J.L. de la Cruz (Coord.). Libro Blanco de la Alimentación en España, pp: 152-174. Fundación Daniel y Nina Carasso, Fundación Alternativas.
- Orejas, C. 2019. Ecosistemas marinos vulnerables: sin hábitat no hay recursos. Informe Alimentta, 49 pp.
- Watson, R.A., Nowara, G.B., Hartmann, K., et al. 2015. Marine foods sourced from farther as their use of global ocean primary production increases. *Nature Communications* 6: 7365.

Interacciones entre pesca y cambio climático: de la sensibilidad de las especies a la vulnerabilidad de las pesquerías

Lopez-Lopez, L.¹, Polo, J.¹, Sanz-Martín, M.², Punzón, M.¹, Sáinz-Bariáin, M.¹, Aragão, G.M.³, García-Rodríguez, E.⁴, Vivas, M.⁴, Esteban, A.⁴, Pecuchet, L.⁶, González-Irusta, J.M.¹, Guijarro, E.³, Gil de Sola, L.⁵, Rodríguez, A.¹, Hidalgo, M.²

¹Centro Oceanográfico de Santander (CN-IEO-CSIC)

²Centro Oceanográfico de Baleares (CN-IEO-CSIC)

³Universidad de Santiago de Compostela

⁴Centro Oceanográfico de Murcia (CN-IEO-CSIC)

⁵Campus Noruego de Ciencias de la Pesca, UiT. Universidad Ártica de Noruega. Tromso, Noruega.

⁶Centro Oceanográfico de Murcia (CN-IEO-CSIC)

Resumen

Definir y cuantificar la sensibilidad y vulnerabilidad de los distintos componentes del sector pesquero es el punto de partida necesario y obligado para desarrollar estrategias de adaptación al cambio climático del sistema socio-ecológico de la pesca. En el proyecto VADAPES, se ha caracterizado la sensibilidad al cambio climático de los ecosistemas de plataforma de la península ibérica y sus comunidades biológicas desde una perspectiva taxonómica pero también funcional, así como la vulnerabilidad climática de todo el sistema de la pesca comercial. Primero, investigamos cómo las distribuciones de las especies demersales cambian en relación a los patrones de velocidad del cambio climático. Hemos encontrado cambios generalizados en las distribuciones de abundancia de las especies que en su mayoría siguen la dirección principal de la migración de la isoterma (el calentamiento de las aguas en el espacio o paisaje marino), respondiendo a una escala subregional más que global de la dinámica del cambio climático de los mares y océanos. Además hemos investigado qué características de las especies las hacen más sensibles tanto al impacto del cambio climático como de la pesca. Además, en base a características del ciclo de vida, del hábitat y de la morfología de las principales especies de la comunidad, hemos caracterizado la sensibilidad de las comunidades biológicas al impacto combinado del calentamiento global y la actividad pesquera. Finalmente, los análisis de vulnerabilidad climática del sector pesquero nos señalan algunas de las características socio-económicas que más contribuyen a la dispar capacidad de adaptación de las pesquerías que se observa entre comunidades autónomas, destacando como las más relevantes la valorización de recursos de bajo valor comercial, el porcentaje de pesquerías artesanales, la diversidad de artes de pesca utilizadas y la flexibilidad de los buques a la hora de desembarcar la captura en distintos puertos. Los principales resultados del proyecto muestran que los riesgos climáticos son mayores en la cuenca mediterránea en comparación con el Atlántico. Sin embargo, existen diferencias subregionales en todos los componentes, ecológicos y socio-económicos, que se han de tener en cuenta para implementar medidas de adaptación eficaces que eviten procesos de ‘maladaptación’, ya observados en otros lugares por la falta de consideración de la distinta vulnerabilidad climática entre regiones vecinas o adyacentes.

Introducción

Los océanos cubren tres cuartas partes de la superficie de La Tierra, absorben alrededor del 30% del CO₂ producido por el ser humano, regulan el clima y proporcionan alimentos y servicios de ecosistemas esenciales para el mantenimiento de la vida en el planeta. A nivel mundial, el valor de mercado de los recursos marinos y costeros así como de la industria asociada, se estima en 3 mil millones de dólares al año, es decir, alrededor del 5% del PIB mundial, y sólo la pesca marina emplea directa o indirectamente a más de 200 millones de personas en todo el mundo. De hecho, el cambio climático supone un gran

riesgo para la seguridad alimentaria y económica de más de 3.000 millones de personas que dependen de la biodiversidad marina para su subsistencia (IPCC, 2014; Gattuso et al., 2015; Barange, 2018). Las evidencias de los efectos del cambio climático en los hábitats acuáticos han aumentado a un ritmo alarmante durante la última década. Ejemplos de estos impactos son el calentamiento y la acidificación de los océanos, la desoxigenación, el aumento del nivel del mar y los cambios en las patrones de las precipitaciones, el incremento en la intensidad, o el aumento de la frecuencia de eventos extremos y olas de calor (IPCC, 2014).

Estos impactos ya están dando lugar a cambios observados en la biogeografía y la abundancia de los organismos marinos que afectan a la composición de la comunidad, la distribución y el volumen de las capturas, lo que pone en jaque la ordenación de importantes pesquerías y sus beneficios económicos (FAO, 2018). En lo que respecta a la actual gobernanza internacional de los océanos y la pesca, existe una elevada preocupación por la reducción de la eficacia en el logro de los objetivos ecológicos, económicos y sociales debido a los efectos climáticos observados en los recursos pesqueros. A pesar de la incertidumbre en cuanto a la respuesta de los ecosistemas marinos al cambio climático, es evidente que los procesos y presiones a escala regional tanto a nivel climático, como socio-económico y ecológico han de determinaren su conjunto las medidas y estrategias de adaptación al clima (Hollowed et al., 2013; IPCC, 2014; Brander, 2007).

Aunque la unidad habitual en los estudios de cambio climático es la especie, el efecto acumulado de las distintas especies puede a menudo ser reconocido en comunidades completas, que pueden modificar su distribución promedio. En los últimos años ha aumentado el número de estudios enfocados en la caracterización de los ecosistemas basada en las propiedades individuales de los organismos (atributos o *traits*), en lugar de información exclusivamente taxonómica, proporcionando así varias ventajas a la hora de estudiar las comunidades biológicas y su funcionamiento. Estos estudios resultan de vital importancia para la ecología aplicada, desde el seguimiento de los efectos del cambio global hasta la planificación de estrategias de gestión eficaces para los ecosistemas marinos. De hecho, este enfoque funcional se ha mostrado esencial para entender los cambios que están sucediendo en las comunidades como respuesta a impactos externos de una forma más mecanística (ej. McLean et al., 2018; Beukhof et al., 2019; Punzón et al., 2021), interpretando no sólo los cambios taxonómicos sino entendiendo cuales son las características funcionales de las especies que les confieren una ventaja a la hora de lidiar y/o adaptarse a estos cambios.

En el proyecto VADAPES (2019-2022), cofinanciado por la Convocatoria de proyectos de adaptación al cambio climático de la Fundación Biodiversidad y por el Instituto Español de Oceanografía, abordamos una visión integral de la respuesta del ecosistema marino del noreste de la península ibérica a los impactos de la presión pesquera y del aumento de temperatura. Para ello identificamos las zonas sometidas a mayores tasas de calentamiento y la respuesta de especies a nivel individual, pero también aproximando la respuesta combinada de las comunidades marinas ante el calentamiento como a la presión pesquera desde una perspectiva funcional. Por último, implementamos una aproximación socio-ecológica para analizar la vulnerabilidad de las pesquerías a los cambios que están aconteciendo en sus recursos pesqueros y comunidades biológicas asociadas, identificando los principales factores susceptibles de ser gestionados para favorecer la adaptación del sector a los efectos del cambio climático.

2. Métodos

2.1 Origen de los datos

Los datos mensuales de temperatura de la superficie del mar, necesarios para calcular la velocidad del clima y sus trayectorias a 0.16° entre 1987 y 2019, se obtuvieron a través del Servicio Marino de COPERNICUS (CMEMS) para el Noroeste del Mediterráneo (Merchant et al., 2019).

Los datos de abundancia de especies en el área de estudio corresponden a la campaña anual de evaluación del ecosistema bento-demersal, que se viene realizando desde el año 1994 en el Mediterráneo (MEDITS), comisionada por el Instituto Español de Oceanografía (IEO). Esta campaña se realiza en el este del Mar Balear, conocido como la subárea geográfica 6 del Mediterráneo (GSA6) que cubre un área aproximada de 32500 km² (Spedicato et al., 2019). Esta zona se ha muestreado cada principio de verano desde 1994 siguiendo un protocolo estandarizado por la Comisión General de Pesca del Mediterráneo (GFCM). La unidad de muestreo consiste en lances de 30 minutos a una velocidad de 3 nudos, utilizando un arte de arrastre demersal. Todas las especies capturadas son identificadas, contadas y pesadas en cada lance. Estos datos junto con los obtenidos en la campaña DEMERSALES siguiendo la misma metodología que en el Mediterráneo pero en el Atlántico, se filtran para obtener una lista más manejable de sólo las 247 especies más recurrentes en ambos estudios, de entre las casi 1.000 especies identificadas en ambas series de datos.

En base a una búsqueda bibliográfica sobre los efectos de la pesca de arrastre en la biología y la ecología de las especies, su vulnerabilidad al cambio climático o el efecto de ambos impactos sobre las especies (inc. Pearson et al., 2014; Pecuchet et al., 2017; Mc Lean et al. 2018; Beukhof et al., 2019), seleccionamos un listado de atributos relacionados con el nicho ambiental, el ciclo de vida de las especies y su hábitat y morfología. Consultando la información disponible en las principales bases de datos electrónicas como WoRMS, BIOTIC, FISHBASE (Froese et al., 2022) o SeaLifeBase (Palomares et al., 2022) y revisando más de 200 publicaciones científicas (ver detalles en Sáinz-Bariáin et al., in prep) conseguimos completar la base de datos para un set de 15 atributos relacionados con el ciclo de vida, morfometría y hábitat para las 247 especies de la comunidad seleccionadas, incluyendo edad máxima, tamaño máximo, tasa de crecimiento, nivel trófico, edad y talla al alcanzar la madurez, tasa de fecundidad máxima, tamaño de huevo, lugar de desarrollo de la puesta, fecha de puesta, tipo de cuidados parentales, tipo de movilidad, morfología, hábitat y grupo de alimentación. Como descriptores del nicho de especies, recopilamos un conjunto inicial de 10 propiedades ecológicas obtenidas de los modelos de envoltura bioclimática desarrollados por AQUAMAPS (Kesner-Reyes et al., 2020), de las capas de batimetrías de fondo de EMODNET y de datos de presencia de la base de datos OceanBiogeographicInformationSystem (OBIS), caracterizando las preferencias ambientales de las especies demersales: temperaturas de la superficie del mar (SST) y del fondo (SBT), salinidad, área ocupada (expresada en km²), latitud y profundidad, incluyendo no solo valores medios sino también otros estadísticos como valores mínimos, máximos y rangos.

Además, compilamos una serie de indicadores socio-económicos y ecológicos a nivel de comunidad autónoma para analizar las diferencias regionales en vulnerabilidad de las pesquerías, que son particularmente importantes en países con grandes gradientes socioecológicos o segregaciones espaciales, geográficas o ambientales, para los cuales se deben esperar diferencias tanto en los efectos aditivos como en los combinados de: (i) la 'Exposición' a los diversos impactos esperados del cambio climático; (ii) la relevancia de la pesca para sus economías y dietas ('Sensibilidad'); (iii) y la limitada 'Capacidad de adaptación' (Cinner et al., 2012; Pinnegar et al. 2019; Payne et al. 2020). Más detalles sobre estos índices y su importancia pueden verse en la tabla 1 y en Aragão et al. (2022).

2.2 Descripción de los análisis

La velocidad local del clima es la fracción entre la variación temporal y espacial en los patrones de temperatura e identifica a la dirección y velocidad a la que viajan las isotermas en el espacio-tiempo. Esta métrica se calcula en función de los gradientes locales, tomando en consideración las diferencias de

temperatura de cada celda en un *raster* o matrices apiladas con sus celdasadyacentes, en una ventana espacial de 3x3 celdas, y siendo sus unidades $\text{km}\cdot\text{año}^{-1}$) (e.g. Burrows et al., 2011). Más detalles sobre esta metodología pueden ser consultados en Sanz-Martín et al., under review.

Usando la base de datos de abundancias de la comunidad bento-demersal, exploramos varios indicadores espacialmente explícitos para las 102 especies más comunes y con mayor importancia pesquera. En particular, calculamos indicadores espacialmente dependientes como el centro de gravedad (CG) en latitud, longitud y profundidad, basados en las distribuciones de densidad y abundancia de las poblaciones, y se sabe que responden a los impactos del clima y los cambios antropogénicos (Rufino et al., 2018; Puerta et al., 2014). Los datos de afinidad de temperatura y profundidad de las especies (valores medios y rangos) nos permitieron establecer varias categorías en términos de preferencias de temperatura (4 categorías) y profundidad (3 categorías) y explorar, mediante modelos lineales, si el efecto de la velocidad local del clima en cada uno de los indicadores espaciales variaba significativamente en función de las preferencias de temperatura y profundidad de las especies. El mejor modelo para cada indicador se seleccionó después de comparar el Criterio de Información de Akaike (AIC) para todas las configuraciones del modelo, seleccionando la configuración que minimizaba esta métrica. Para cada modelo, se verificaron los residuos para que cumpliesen los requisitos de homogeneidad de varianza y ausencia de autocorrelación temporal. También se comprobó la normalidad de los residuos mediante la prueba de Shapiro-Wilk ($p > 0.05$).

Tipo	Indicador	Variable	Origen de los datos
Exposición	Temperatura superficial del mar	Tasa de incremento proyectada de la temperatura superficial del mar ($^{\circ}\text{C}$ a 0.5 m de profundidad) para 2050.	COPERNICUS, 2020
	Área de la plataforma continental	Superficie de la plataforma continental (km^2) entre 0 y 200 m.	EMODNET, 2019
Sensibilidad de la pesca	Empleo	Personas trabajando en pesquerías marinas como % del total de la población activa.	INE, 2018
	Potencia de la flota	Potencia media de la flota demersal (kw) (2016-2018)	STECF, 2019
	Edad flota	Edad media de la flota demersal (2016-2018)	STECF, 2019
	Consumo de pescado	Consumo medio per cápita de productos de la pesca marina ($\text{kg}/\text{año}$).	MAPA, 2019
Sensibilidad de las especies	Precio	Precio de las principales especies comerciales.	STECF, 2019
	Estabilidad de la CPUE	Coefficiente de variación de los desembarcos por unidad de esfuerzo (CPUE) para las principales especies comerciales (2015-2018)	IEO, unpublished data.
	Sensibilidad de la temperatura	Rango de temperatura de preferencia de las especies (rango entre los percentiles T10 y T90) dividido por la temperatura media de las especies.	AQUAMAPS, 2019
	Rango de profundidad	Rango batimétrico de las especies(entre los percentiles D10 y D90 de su distribución en profundidad)	EMODNET, 2019
	Periodo de puesta	Duración media del periodo de puesta de cada especie (meses/año)	FISHBASE; SEALIFE, 2019
Capacidad de adaptación	Desembarcos de bajo valor comercial	CPUE de las especies de bajo valor comercial/ total de CPUE (2016-2018)	IEO, unpublished data.
	Desembarcos fuera de puerto base	Número medio de puertos en el que desembarca cada buque (2016-2018)	IEO, unpublished data. INE, 2019

	PIB per cápita	Producto Interior Bruto per cápita	MEFP, 2019
	Educación	% de población estudiante a los 17 años (educación no universitaria).	MAPA, 2019
	Pesquerías artesanales	Numero de buques dedicados a la pesca artesanal	Gordoa et al., 2019
	Pesca recreativa	Número de personas involucradas en actividades de pesca recreativa.	REGP, 2019
	Asociaciones pesqueras	Número de asociaciones del sector pesquero, incluyendo GALP's y otras entidades asociativas	STECF, 2019
	Diversidad de artes	Índice de diversidad de Shannon de las principales artes de pesca por buque (2016-2018)	STECF, 2019

Tabla 1. Detalle de los distintos indicadores usados para calcular el índice de vulnerabilidad del sector pesquero al cambio climático.

Los atributos compilados para las 247 especies de la comunidad se categorizaron en grados de sensibilidad, utilizando los cuartiles de la distribución para discretizar variables continuas. La sensibilidad de la mayor parte de los atributos al impacto de la pesca se estableció en tres valores discretos, tomando como referencia numerosos trabajos previos de evaluación de la sensibilidad a pesca y/o a cambio climático (Mace et al, 2008; Drinkwater et al, 2010; Planque et al, 2010; Hare et al, 2016; González-Irusta et al, 2018; De Juan et al, 2019; Bueno-Pardo et al, 2021, entre otros).

Para desarrollar el índice de vulnerabilidad, calculamos la sensibilidad de la comunidad ponderada a la abundancia relativa de cada especie siguiendo una aproximación en dos pasos. En primer lugar, traducimos los valores de cada uno de los atributos para cada especie a su sensibilidad asociada, identificando la sensibilidad media de una especie concreta al cambio climático como a la pesca, como el valor medio de sensibilidad a partir de todos los atributos considerados. La sensibilidad de cada especie, por lo tanto, se calcula de forma independiente para la pesca y el cambio climático. En segundo lugar, la sensibilidad obtenida para cada especie se pondera a la abundancia local de cada especie en la comunidad, obteniendo un valor de sensibilidad para cada punto de muestreo, que refleja así la variabilidad espacio-temporal en la sensibilidad de la comunidad (Grime et al., 1998; Polo et al., in prep).

Para desarrollar el índice de vulnerabilidad del sector pesquero, a partir de la base de datos de indicadores socio-ecológicos a nivel de comunidad autónoma (Tabla 1), estandarizamos cada una de las variables entre 0 y 1 para eliminar sus unidades y hacerlas así comparables. Sin embargo, esta conversión disminuyó artificialmente las diferencias en su rango de variabilidad. Para compensar este artefacto e incluir las diferencias en rango de vulnerabilidad, usamos los coeficientes de variación de las variables como un factor de ponderación antes de incluirlas en el índice, terminando así con un conjunto de indicadores sin unidades pero cuyas diferencias en variabilidad se corresponden con las del conjunto de datos originales. Siguiendo esta aproximación computamos la exposición (E), la sensibilidad a la pesca (SP), la sensibilidad de las especies (SS) y la capacidad de adaptación (AC), cada uno de ellos extendiéndose en el rango 0-1. La vulnerabilidad global se estimó según la siguiente fórmula:

$$V = E + FS + SS - AC$$

Los valores finales de vulnerabilidad son más elevados para las regiones más vulnerables y menores para las menos vulnerables. Este índice de vulnerabilidad final se normalizó de nuevo entre 0 (vulnerabilidad mínima, y 1 para vulnerabilidad máxima).

Resultados

Nuestros resultados evidenciaron patrones subregionales en la velocidad local de calentamiento de la zona de estudio, con una zona con máximos relativos en las tasas de calentamiento al sur de Ibiza, en el norte del Golfo de Alicante y en la parte Central del Golfo de Valencia. Esta zona actúa como una fuente en la que se originan trayectorias de velocidad del clima divergentes hacia el norte y hacia el sur. Las especies expuestas a mayores velocidades de cambio climático fueron aquellas con distribuciones centradas sobre la plataforma continental central o suroeste de la zona de estudio (Fig. 1)

En cuanto a los patrones temporales en los indicadores espaciales, el 42% de las especies (42/102) cambiaron significativamente su distribución en el tiempo. Entre ellos, el 62% (26/42) mostró cambios significativos en su distribución horizontal con el 52% de las especies (22/42) moviéndose hacia el sur. A lo largo del eje de profundidad, el 38% de las especies (16/42) desplazaron su centro de gravedad, la mayoría (29%, 12/42) hacia aguas más profundas (Tabla 2).

Entre las especies de peces con cambios más significativos en el centro de gravedad de sus distribuciones destacaron: los peces *Gadiculus argenteus*, *Scyliorhinus canicula* y *Helicolenus dactylopterus*, los cefalópodos *Todaropsis eblanae* y *Sepietta oweniana* y los crustáceos *Nephrops norvegicus* y *Solenocera membranacea*. Además, 16 especies presentaron un cambio significativo en la profundidad de su centro de gravedad, de las cuales 12 especies se hicieron más profundas y 4 se hicieron más someras (Tabla 2). Las especies con los valores más altos de centro de gravedad promedio en profanidad fueron *Galeus melastomus*, *Phycis blennoides*, *Lophius budegassa*, *Plesionika giglioli* y *Macropipus tuberculatus* (Tabla 2).

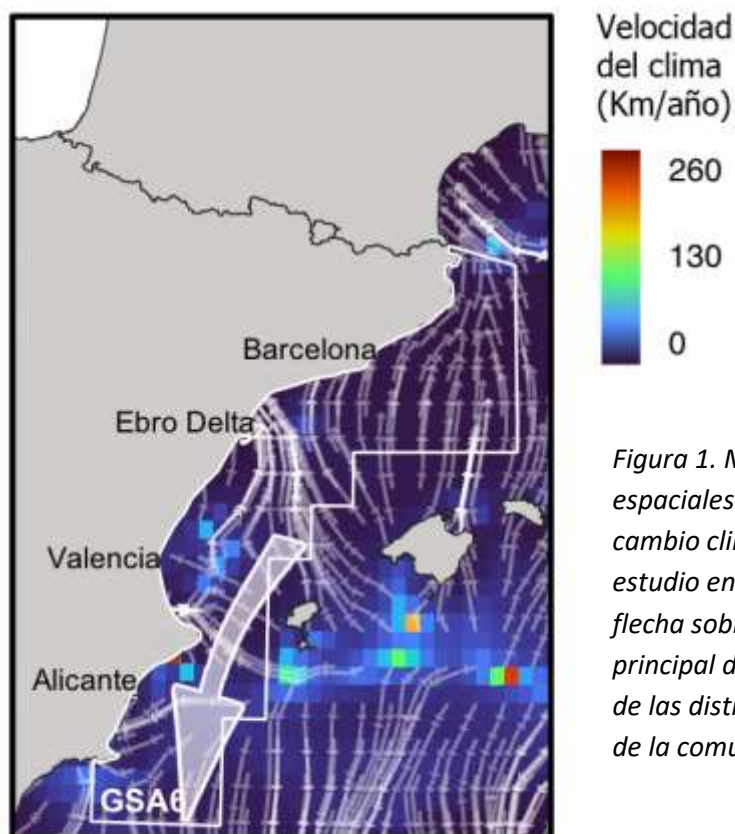


Figura 1. Mapa de los patrones espaciales de velocidad local de cambio climático en la zona de estudio entre 1987 y 2019. La flecha sobre-impuesta identifica la principal dirección de movimiento de las distribuciones de especies de la comunidad bento-demersal.

Nombre de la especie	Centro de gravedad significativo	Dirección latitudinal	Dirección longitudinal	Dirección vertical
<i>Alloteuthis subulata</i>	lon, profundidad		Oeste	Hacia aguas más profundas
<i>Arnoglossus thori</i>	profundidad			Hacia aguas más profundas
<i>Boops boops</i>	profundidad			Hacia aguas más profundas
<i>Cepola macrophthalma</i>	profundidad			Hacia aguas más someras
<i>Conger conger</i>	lat, lon	Sur	Oeste	
<i>Diplodus annularis</i>	lon		Este	
<i>Eledone moschata</i>	lat, lon, profundidad	Sur	Oeste	Hacia aguas más someras
<i>Engraulis encrasicolus</i>	lat, lon, profundidad	Sur	Oeste	Hacia aguas más someras
<i>Gadiculus argenteus</i>	lon, profundidad		Oeste	Hacia aguas más someras
<i>Galeus melastomus</i>	profundidad			Hacia aguas más profundas
<i>Gobius niger</i>	lon		Oeste	
<i>Helicolenus dactylopterus</i>	lat, lon	Sur	Oeste	
<i>Lepidopus caudatus</i>	profundidad			Hacia aguas más someras
<i>Lepidorhombus boschii</i>	lat, lon, profundidad	Sur	Oeste	Hacia aguas más someras
<i>Lepidotrigla cavillone</i>	lat	Sur		
<i>Lophius budegassa</i>	profundidad			Hacia aguas más profundas
<i>Macropipus tuberculatus</i>	profundidad			Hacia aguas más profundas
<i>Merluccius merluccius</i>	lat, lon	Sur	Oeste	
<i>Microchirus variegatus</i>	lat	Sur		
<i>Mullus barbatus</i>	profundidad			Hacia aguas más profundas
<i>Mullus surmuletus</i>	lat	Sur		
<i>Nephrops norvegicus</i>	lat, lon	Sur	Oeste	
<i>Pagellus acarne</i>	lat, lon	Sur	Oeste	
<i>Pagellus erythrinus</i>	lon		Este	
<i>Pagrus pagrus</i>	profundidad			Hacia aguas más profundas
<i>Peristedion cataphractum</i>	lat, lon	Sur	Oeste	
<i>Phycis blennoides</i>	profundidad			Hacia aguas más profundas
<i>Plesionika gigliolii</i>	profundidad			Hacia aguas más profundas
<i>Plesionika heterocarpus</i>	profundidad			Hacia aguas más someras
<i>Plesionika martia</i>	lat	Norte		
<i>Raja asterias</i>	lat, lon	Sur	Oeste	
<i>Raja clavata</i>	lon		Oeste	
<i>Scomber scombrus</i>	profundidad			Hacia aguas más profundas
<i>Scyliorhinus canicula</i>	lat, lon, profundidad	Sur	Oeste	Hacia aguas más profundas
<i>Sepia elegans</i>	profundidad			Hacia aguas más someras
<i>Sepietta oweniana</i>	lon		Oeste	
<i>Solenocera membranacea</i>	lon		Oeste	
<i>Spicara smaris</i>	lat, lon, profundidad	Sur	Oeste	Hacia aguas más profundas
<i>Todaropsis eblanae</i>	lat, lon	Sur	Oeste	
<i>Trachinus draco</i>	profundidad			Hacia aguas más profundas
<i>Trachurus mediterraneus</i>	profundidad			Hacia aguas más profundas
<i>Uranoscopus scaber</i>	lat, lon	Sur	Oeste	

Tabla 2. Detalle de los cambios en los centros de gravedad de las principales especies en la comunidad entre 1994 y 2020.

Combinando los atributos de las especies para evaluar su respuesta funcional frente al cambio climático y la pesca, observamos que nuestro índice de sensibilidad al cambio climático disminuyó drásticamente hasta los años 2000 manteniéndose prácticamente estable desde entonces (Fig. 2a). El índice de sensibilidad de la comunidad a la pesca, por otro lado, disminuye uniformemente durante el periodo de estudio (Fig. 2b). Es reseñable así mismo el mayor rango de variabilidad de la sensibilidad a la pesca (14%) que el rango de variabilidad en relación a la sensibilidad al cambio climático (6. Analizando estos

cambios temporales en distintas subregiones, identificamos evidentes diferencias a nivel local. Mientras que la sensibilidad de la comunidad al calentamiento sólo ha disminuido significativamente en el entorno del Delta del Ebro, la sensibilidad de la comunidad a la pesca disminuye en todo el área de estudio, con excepción del canal de Ibiza (Fig. 2).

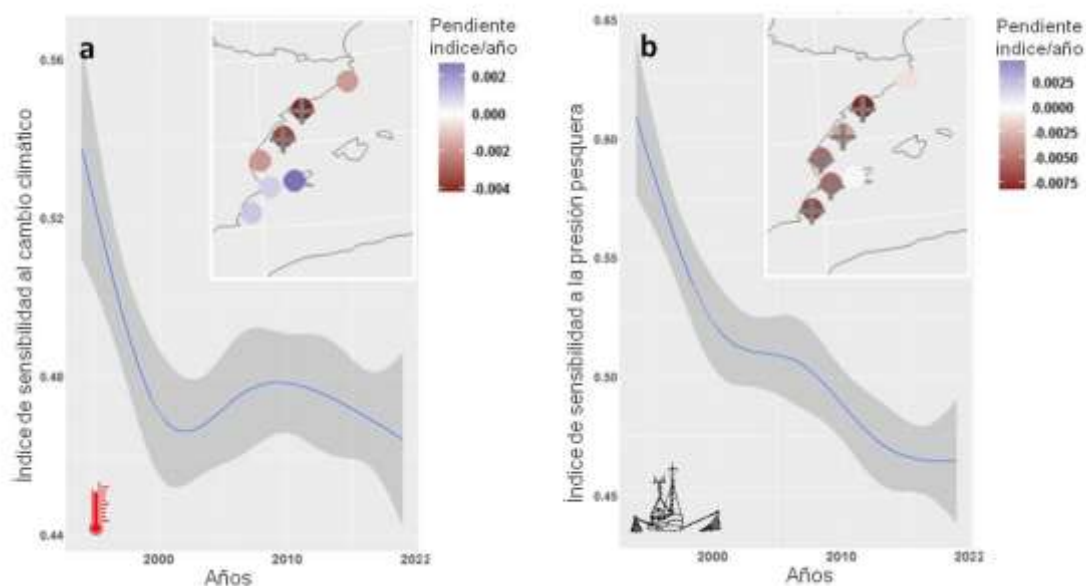


Figura 2. Tendencias temporales de los índices de sensibilidad al cambio climático (a) y sensibilidad a la pesca (b). Los pequeños mapas insertados en cada uno de los paneles indican si estas tendencias son homogéneas espacialmente y si son estadísticamente significativas (marcadas con una cruz).

En relación a la vulnerabilidad de las pesquerías al cambio climático, las comunidades más afectadas por los cambios de temperatura se encuentran en el Mediterráneo, con una mayor vulnerabilidad de las comunidades autónomas costeras más al norte, y en particular de la comunidad Valenciana (Fig. 3). En cuanto a los valores de cada uno de los índices parciales encontramos una mayor exposición en las comunidades Mediterráneas frente a las Atlánticas, principalmente debido a las mayores tasas de aumento de temperatura en esta zona. Sin embargo, la sensibilidad de las pesquerías en la región Mediterránea fue particularmente baja en el contexto nacional, debido a la relativamente baja empleabilidad en el sector y a la baja potencia de la flota (en términos comparativos con las flotas del Atlántico), que consiste principalmente en embarcaciones que realizan mareas diarias. La sensibilidad de los recursos biológicos, por otro lado, fue el índice que mostró una menor diferenciación entre regiones, indicando una gran similaridad de las comunidades biológicas en la plataforma de la península ibérica. Por último, la capacidad de adaptación mostró importantes diferencias entre comunidades autónomas (Fig. 3). Nuestros análisis indicaron que las comunidades con menos capacidades de adaptación fueron las Islas Baleares y Murcia. Entre los indicadores que más contribuyeron a la capacidad de adaptación están el número de puertos de desembarque y el porcentaje de desembarques de especies de bajo valor comercial, ambos indicadores siendo relativamente mayor que en las regiones atlánticas (Aragão et al., 2022).

Discusión y conclusiones

El proyecto VADAPES ha sido pionero en estudiar la velocidad del cambio climático como la velocidad a la que se desplazan las isotermas de temperatura superficial del mar, además de evaluar cómo esta velocidad de desplazamiento afecta a las distribuciones de las especies. Los resultados muestran que los

cambios en la velocidad del cambio climático no sólo han cambiado los centros de gravedad de su distribución sino también han afectando a sus patrones de agregación.

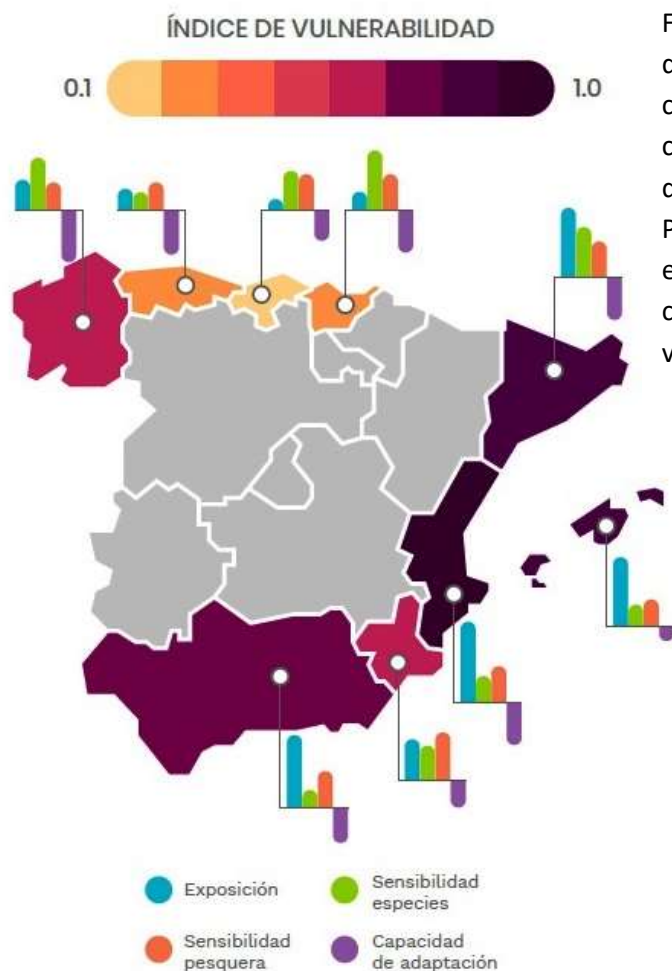


Figura 3. Índice de vulnerabilidad de las pesquerías demersales al cambio climático para las comunidades autónomas costeras de la Península Ibérica y Baleares. Para cada CCAA se desglosa cuál es el peso de los distintos componentes contribuyendo a la vulnerabilidad total.

Nuestro estudio proporciona la evaluación de la velocidad del clima a la escala más fina hasta la fecha y calcula el cambio de distribución de la comunidad demersal (102 especies) en el Mediterráneo occidental, revelando cambios dominantes hacia el sur del área de estudio (GSA6) y desplazamientos verticales de las distribuciones de especies hacia capas más profundas. Estos resultados se oponen al paradigma de una migración de especies hacia el norte como un patrón generalizado de 'meridionalización' de las especies en el mar Mediterráneo donde se supone que el Mar Adriático y el golfo de León actúan como refugio para las especies de aguas frías y se convertirán en un callejón sin salida para la extinción hacia finales de siglo, según estudios basados en proyecciones climáticas (Ben RaisLasram et al., 2010; Burrows et al., 2014). Sin embargo, nuestros resultados concuerdan con otros estudios recientes, como el de Ramírez et al. (2021), que identificaron un clima permanentemente subóptimo y en constante deterioro para especies pelágicas como la anchoa y la sardina en el norte y el centro de GSA6, en contraste con condiciones climáticas más estables y óptimas para estas especies en el sur de GSA6. Nuestro estudio se suma al creciente número de evidencias de cambios en la distribución de especies siguiendo los patrones locales de calentamiento en lugar de las expectativas globales. Por ejemplo, en el golfo de Vizcaya (atlántico nororiental), el cambio dominante en la distribución de la comunidad demersal fue hacia el oeste y hacia aguas más profundas, escapando a las mayores tasas de calentamiento del interior del golfo de Vizcaya. En este área, se demostró que las

comunidades de aguas cálidas se expanden a altas velocidades (~250 km año⁻¹) mientras que las comunidades frías se retraen a menor velocidad (150 km año⁻¹) (Punzón et al., 2021).

Nuestros índices de sensibilidad de la comunidad bento-demersal a la pesca y al cambio climático identifican una disminución de la sensibilidad debido a la reducción de la contribución relativa de especies con atributos biológicos y de nicho ecológico más sensibles a estos impactos. A pesar de que el Mediterráneo Occidental tiene una larga historia de explotación y sobrepesca de algunos recursos (Coll et al. 2012) nuestros análisis identifican una disminución generalizada de la sensibilidad de la comunidad a la pesca en esta zona, indicando que la comunidad sigue cambiando como respuesta a este impacto y a su sensibilidad a las fluctuaciones en la variabilidad natural ambiental (Hidalgo et al. 2022). Por el contrario, la sensibilidad a la pesca no muestra una disminución homogénea sino que muestra una disminución muy clara hasta el año 2000 y una estabilización desde entonces, a pesar de que las tasas de calentamiento en el Mediterráneo han seguido incrementándose durante todo el periodo de estudio y se prevé que sigan aumentando en el futuro (Albuoy et al., 2013). Este cambio de tendencia en el año 2000 podría estar relacionado con el cambio de régimen que Tsimara et al. (2021) identificó para todo el Mediterráneo en base a los desembarcos pesqueros, con un cambio importante en dietas, tamaño, esperanza de vida y preferencias de temperatura y profundidad en las comunidades de plataforma (Tsimara et al., 2021), aunque el cambio más acusado en la contribución relativa de especies se ha reportado en la zona de estudio en torno a 2007 (Hidalgo et al. 2022). La distribución espacial de los cambios en la sensibilidad al cambio climático es bastante heterogénea, con marcadas tendencias a disminuir la sensibilidad en el entorno del Delta del Ebro, lo que se puede interpretar como un mayor impacto en esta zona. Por el contrario, la zona norte y sur del área de estudio no muestran tendencias significativas en la sensibilidad. Esta heterogeneidad espacial puede responder a los patrones de velocidad del cambio climático a escala local, ya que hay una convergencia de trayectorias climáticas en el entorno del Delta del Ebro, mientras que en el norte del área de estudio y en el sur la magnitud de la velocidad del cambio climático es menor (Sanz-Martín et al., under review).

En nuestro estudio, además, se realizó un análisis de vulnerabilidad (CVA) a nivel regional basado en 19 indicadores de exposición, capacidad de adaptación y sensibilidad de las pesquerías y especies demersales. A pesar del creciente número de CVA, existe una falta general de evaluaciones que consideren específicamente las singularidades socioeconómicas y ecológicas a escala regional, particularmente en las regiones europeas. Esta laguna de investigación podría estar relacionada con los resultados de CVA anteriores realizados a nivel nacional, que indicaron una vulnerabilidad generalmente baja del continente europeo a los riesgos del cambio climático, principalmente debido a su mayor capacidad de adaptación, en comparación con las regiones económicamente menos desarrolladas (Allison et al., 2009; Ding et al., 2017). Sin embargo, ejemplos recientes muestran la necesidad de reducir la escala espacial de los CVA (por ejemplo, Pinnegar et al., 2019), particularmente cuando se diseñan enfoques de gestión directamente aplicables (Holsman et al., 2019, 2020). En este sentido, las regiones europeas presentan desafíos únicos que deben abordarse en términos de riesgos climáticos a escala regional (Payne et al., 2020), lo que evidencia la necesidad de análisis más detallados con una resolución más fina. Dentro de Europa, España emerge como uno de los países con el sector pesquero más vulnerable, a pesar de que estudios recientes a nivel subnacional apuntan hacia valores intermedios de vulnerabilidad de las regiones costeras españolas (Payne et al., 2020). Más allá de las claras diferencias atlántico-mediterráneas, nuestro estudio también reveló y caracterizó diferencias espaciales previamente desconocidas en la vulnerabilidad de las pesquerías demersales de interés para los organismos nacionales e internacionales a cargo del desarrollo de planes de adaptación al cambio climático. Nuestro índice de vulnerabilidad general mostró un patrón claro entre el área atlántica y mediterránea, pero también entre regiones dentro de estas dos áreas. No obstante, los resultados de cada región son únicos en su combinación de dependencia del sector pesquero, desarrollo

socioeconómico y exposición a los riesgos climáticos a nivel regional. Si bien la escala espacial para CVA debe minimizar la heterogeneidad espacial en el sistema socio-ecológico dentro de su unidad de análisis, esta debe ser relevante y operativa para gestores y políticos. En este sentido, nuestro estudio llama a otros países a una consideración más detallada de las vulnerabilidades regionales para revelar fuentes socio-ecológicas adicionales e importantes de la vulnerabilidad pesquera al cambio climático ensombrecidas y desconocidas hasta el momento.

Nuestros resultados instan a realizar urgentemente estudios que caractericen los patrones de calentamiento y sus efectos sobre las especies y comunidades, para poder gestionar los ecosistemas de manera efectiva a una escala óptima a la que se pueda monitorizar las respuestas de las especies, así como la evaluación y seguimiento de las posibles medidas de adaptación.

Referencias

- Albouy, C., Guilhaumon, F., Leprieur, F., Lasram, F. B. R., Somot, S., Aznar, R., ... & Mouillot, D. (2013). Projected climate change and the changing biogeography of coastal Mediterranean fishes. *Journal of Biogeography*, 40(3), 534-547.
- Allison, E. H., Perry, A. L., Badjeck, M. C., Neil Adger, W., Brown, K., Conway, D. & Dulvy, N. K. 2009. Vulnerability of national economies to the impacts of climate change on fisheries. *Fish and fisheries*, 10: 173-196.
- Aquamaps. (2019). Retrieved from <https://www.aquamaps.org/>
- Aragão, G. M., López-López, L., Punzón, A., Guijarro, E., Esteban, A., García, E., ... & Hidalgo, M. (2022). The importance of regional differences in vulnerability to climate change for demersal fisheries. *ICES Journal of Marine Science*, 79(2), 506-518.
- Barange, M., Bahri, T., Beveridge, M. C. M., Cochrane, K. L., Funge-Smith, S., and Poulain, F. (eds) 2018. Impacts of climate change on fisheries and aquaculture: synthesis of current knowledge, adaptation and mitigation options. *FAO Fisheries and Aquaculture. Technical Paper*, 627. Rome, FAO.
- Ben RaisLasram, F., Guilhaumon, F.F., Albouy, C., Somot, S., Thuiller, W., Mouillot, D., 2010. The Mediterranean Sea as a 'cul-de-sac' for endemic fishes facing climate change. *Glob. Chang. Biol.* 16, 3233–3245. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02224.x>
- Beukhof, E., Dencker, T. S., Pecuchet, L., & Lindegren, M. (2019). Spatio-temporal variation in marine fish traits reveals community-wide responses to environmental change. *Marine Ecology Progress Series*, 610, 205-222.
- Brander, K. M. (2007). Global fish production and climate change. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104(50), 19709-19714.
- Bueno-Pardo, J., Nobre, D., Monteiro, J. N., Sousa, P. M., Costa, E. F., Baptista, V., ... & Leitão, F. (2021). Climate change vulnerability assessment of the main marine commercial fish and invertebrates of Portugal. *Scientific reports*, 11(1), 1-18.
- Burrows, M. T., Schoeman, D. S., Buckley, L. B., Moore, P., Poloczanska, E. S., Brander, K. M., Brown, C., Bruno, J.F., Duarte, C.M., Halpern, B.S., Holding, J., Kappel, C.V., Kiessling, W., O'Connor, M.I., Pandolfi, J.M., Parmesan, C., Schwing, F.B., Sydeman, W.J., Richardson, A.J. (2011). The pace of shifting climate in marine and terrestrial ecosystems. *Science*, 334(6056), 652-655.
- Cinner, J. E., McClanahan, T. R., Graham, N. A., Daw, T. M., Maina, J., Stead, S. M., . . . Bodin, Ö. (2012). Vulnerability of coastal communities to key impacts of climate change on coral reef fisheries. *Global Environmental Change*, 22(1), 12-20.
- Coll, M., Piroddi, C., Albouy, C., Ben Rais Lasram, F., Cheung, W. W., Christensen, V., ... & Pauly, D. (2012). The Mediterranean Sea under siege: spatial overlap between marine biodiversity, cumulative threats and marine reserves. *Global Ecology and Biogeography*, 21(4), 465-480.

- De Juan, S., Hinz, H., Sartor, P., Vitale, S., Bentes, L., Bellido, J. M., ... & Demestre, M. (2020). Vulnerability of demersal fish assemblages to trawling activities: a traits-based index. *Frontiers in Marine Science*, 44.
- Ding, Q., Chen, X., Hilborn, R., & Chen, Y. 2017. Vulnerability to impacts of climate change on marine fisheries and food security. *Marine Policy*, 83: 55-61.
- Drinkwater, K. F., Beaugrand, G., Kaeriyama, M., Kim, S., Ottersen, G., Perry, R. I., ... & Takasuka, A. (2010). On the processes linking climate to ecosystem changes. *Journal of Marine Systems*, 79(3-4), 374-388.
- EMODNET, 2019. European Marine Observation and Data Network. Data retrieved from www.emodnet.ec.europa.eu
- FAO. 2018. The State of Mediterranean and Black Sea Fisheries. General Fisheries Commission for the Mediterranean. Rome. 172 pp.
- Froese, R. and D. Pauly. Editors. 2022. FishBase. World Wide Web electronic publication. www.fishbase.org, version (06/2022).
- Gattuso, J.-P., Magnan, A., Bille, R., Cheung, W. W. L., Howes, E. L., Joos, F., Allemand, D. et al. 2015. Contrasting futures for ocean and society from different anthropogenic CO₂ emissions scenarios. *Science*, 349: 1-10.
- González-Irusta, J. M., De la Torriente, A., Punzón, A., Blanco, M., & Serrano, A. (2018). Determining and mapping species sensitivity to trawling impacts: the Benthos Sensitivity Index to Trawling Operations (BESITO). *ICES Journal of Marine Science*, 75(5), 1710-1721.
- Gordo, A., Dedeu, A. L., & Boada, J. 2019. Recreational fishing in Spain: First national estimates of fisher population size, fishing activity and fisher social profile. *Fisheries Research*, 211: 1-12.
- Grime, J.P. (1998) Benefits of plant diversity to ecosystems: Immediate, filter and founder effects. *J Ecol* 86:902–910.
- Hare, J. A., Morrison, W. E., Nelson, M. W., Stachura, M. M., Teeters, E. J., Griffis, R. B., ... & Griswold, C. A. (2016). A vulnerability assessment of fish and invertebrates to climate change on the Northeast US Continental Shelf. *PloS one*, 11(2), e0146756.
- Hidalgo, M., Vasilakopoulos, P., García-Ruiz, C., Esteban, A., López-López, L., & García-Gorriz, E. (2022). Resilience dynamics and productivity-driven shifts in the marine communities of the Western Mediterranean Sea. *Journal of Animal Ecology*, 91(2), 470-483.
- Hollowed, A. B., Barange, M., Beamish, R. J., Brander, K., Cochrane, K., Drinkwater, K., Foreman, M. G. G. et al. 2013. Projected impacts of climate change on marine fish and fisheries. *ICES Journal of Marine Science*, 70: 1023–1037.
- Holsman, K. K., Haynie, A. C., Hollowed, A. B., Reum, J. C. P., Aydin, K., Hermann, A. J. & Punt, A. E. 2020. Ecosystem-based fisheries management forestalls climate-driven collapse. *Nature communications*, 11: 1-10.
- Holsman, K. K., Hazen, E. L., Haynie, A., Gourguet, S., Hollowed, A., Bograd, S. J. & Aydin, K. 2019. Towards climate resiliency in fisheries management. *ICES Journal of Marine Science*, 76: 1368-1378.
- Instituto Nacional de Estadística. (2019). Ine. Retrieved from <https://www.ine.es/>
- IPCC. 2014 Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part A: Global and Sectoral Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Ed. by C. B. Field, V. R. Barros, D. J. Dokken, K. J. Mach, M. D. Mastrandrea, T. E. Bilir, M. Chatterjee. et al. Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, New York. 1132 pp.
- Kesner-Reyes, K., Garilao, C., Kaschner, K., Barile, J., & Froese, R. (2020). AquaMaps: algorithm and data sources for marine organisms. In: R. Froese & D. Pauly. (Eds.), FishBase. <https://www.fishbase.org>, version (10/2019).

- Levin, S., Xepapadeas, T., Crépin, A.-S., Norberg, J., de Zeeuw, A., Folke, C., Hughes, T. et al. 2013. Social-ecological systems as complex adaptive systems: modelling and policy implications. *Environment and Development Economics*, 18: 111–132.
- Mace, G. M., Collar, N. J., Gaston, K. J., Hilton-Taylor, C. R. A. I. G., Akçakaya, H. R., Leader-Williams, N. I. G. E. L., ... & Stuart, S. N. (2008). Quantification of extinction risk: IUCN's system for classifying threatened species. *Conservation biology*, 22(6), 1424-1442.
- MAPA. 2019. The Spanish fleet, situation on 31 December 2019. Secretariat-General for Fisheries, Directorate-General for Fisheries Management and Aquaculture, Sub-Directorate-General for Competitiveness and Social Affairs, Madrid, Spain. 14 pp.
- MarLIN, 2006. BIOTIC - Biological Traits Information Catalogue. Marine Life Information Network. Plymouth: Marine Biological Association of the United Kingdom. Available from www.marlin.ac.uk/biotic.
- McLean, M., Mouillot, D., & Auber, A. (2018). Ecological and life history traits explain a climate-induced shift in a temperate marine fish community. *Marine Ecology Progress Series*, 606, 175-186.
- Merchant, C. J., Embury, O., Bulgin, C. E., Block, T., Corlett, G. K., Fiedler, E., Good, S. A., Mittaz, J., Rayner, N. A., Berry, D., Eastwood, S., Taylor, M., Tsushima, Y., Waterfall, A., Wilson, R., and Donlon, C.: Satellite-based time-series of sea-surface temperature since 1981 for climate applications, *Sci. Data*, 6, 223, <https://doi.org/10.1038/s41597-019-0236-x>, 2019.
- Mumby, P. J., Sanchirico, J. N., Broad, K., Beck, M. W., Tyedmers, P., Morikawa, M. & Kleypas, J. A. 2017. Avoiding a crisis of motivation for ocean management under global environmental change. *Global change biology*, 23: 4483-4496.
- Payne, M. R., Kudahl, M., Engelhard, G. H., Peck, M. A., & Pinnegar, J. K. 2020. Climate risk to European fisheries and coastal communities. *BioRxiv*. <https://doi.org/10.1101/2020.08.03.234401>
- Pearson, R. G., Stanton, J. C., Shoemaker, K. T., Aiello-Lammens, M. E., Ersts, P. J., Horning, N., ... & Akçakaya, H. R. (2014). Life history and spatial traits predict extinction risk due to climate change. *Nature Climate Change*, 4(3), 217-221.
- Pecuchet, L., Lindegren, M., Hidalgo, M., Delgado, M., Esteban, A., Fock, H. O., ... & Payne, M. R. (2017). From traits to life-history strategies: Deconstructing fish community composition across European seas. *Global Ecology and Biogeography*, 26(7), 812-822.
- Pinnegar, J. K., Engelhard, G. H., Norris, N. J., Theophille, D., & Sebastien, R. D. 2019. Assessing vulnerability and adaptive capacity of the fisheries sector in Dominica: long-term climate change and catastrophic hurricanes. *ICES Journal of Marine Science*, 76: 1353-1367.
- Planque, B., Fromentin, J. M., Cury, P., Drinkwater, K. F., Jennings, S., Perry, R. I., & Kifani, S. (2010). How does fishing alter marine populations and ecosystems sensitivity to climate?. *Journal of Marine Systems*, 79(3-4), 403-417.
- Polo et al., 2022. Disentangling the effects of fishing and climate in benthic-demersal communities by assessing their vulnerability. Symposium on the decadal variability of the North Atlantic and its marine ecosystems: 2010- 2020. Bergen (Noruega), 20-22 Junio de 2022.
- Puerta, P., Hidalgo, M., González, M., Esteban, A., & Quetglas, A. (2014). Role of hydro-climatic and demographic processes on the spatio-temporal distribution of cephalopods in the western Mediterranean. *Marine Ecology Progress Series*, 514, 105-118.
- Punzón, A., López-López, L., González-Irusta, J. M., Preciado, I., Hidalgo, M., Serrano, A., ... & Massuti, E. (2021). Tracking the effect of temperature in marine demersal fish communities. *Ecological Indicators*, 121, 107142.
- R Core Team, 2019. R: A language and environment for statistical computing. Vienna, Austria.
- Ramírez, F., Pennino, M.G., Albo-Puigserver, M., Steenbeek, J., Bellido, J.M., Coll, M., 2021. SOS small pelagics: A safe operating space for small pelagic fish in the western Mediterranean Sea. *Sci. Total Environ.* 756. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144002>

- Rufino, M.M., Bez, N., Brind'Amour, A., 2018. Integrating spatial indicators in the surveillance of exploited marine ecosystems. *PLoS One* 13, 1–21.
- Sainz- Barriain et al., 2022. Optimizing the use of biological traits susceptible to climate change and fishing pressure to characterize ecosystems vulnerability and its sensitivity to species selection. X Simposio sobre el margen Ibérico-Atlántico. Bilbao, 7-9 de Julio de 2022. Sanz-Martin et al., 2022. Climate velocity drives unexpected southward patterns of species in the Mediterranean Sea. En revision.
- Scientific, Technical and Economic Committee for Fisheries (STECF). (2019). EU fleet register. Retrieved from https://webgate.ec.europa.eu/fleet-europa/index_en
- Palomares, M.L.D. and D. Pauly. Editors. 2022. SeaLifeBase. World Wide Web electronic publication. www.sealifebase.org, version (10/2022).
- Spedicato, M. T., Massutí, E., Mérigot, B., Tserpes, G., Jadaud, A., & Relini, G. (2019). The MEDITS trawl survey specifications in an ecosystem approach to fishery management. *Sci. Mar*, 83, 9-20.
- STECF. 2019 Scientific, Technical and Economic Committee for Fisheries. The EU Fish Processing Sector. Economic Report (STECF-19-15). Publications Office of the European Union, Luxembourg, 2019. 172-180 pp.
- Tsimara, E., Vasilakopoulos, P., Koutsidi, M., Raitzos, D. E., Lazaris, A., & Tzanatos, E. (2021). An integrated traits resilience assessment of Mediterranean fisheries landings. *Journal of Animal Ecology*, 90(9), 2122-2134.
- WoRMS Editorial Board (2022). World Register of Marine Species. Available from <https://www.marinespecies.org> at VLIZ. Accessed 2022-11-04. doi:10.14284/170

Percepciones actuales del sector pesquero sobre el plan Castellón

Pitarch Font, D.¹ ; Sánchez Lizaso, J.L.¹

¹Departamento de Ciencias del Mar y Biología Aplicada, Universidad de Alicante, Alicante, Spain.

dpitarchfont@gmail.com ; jl.sanchez@ua.es

A pesar de que, en la actualidad, la sobreexplotación pesquera es un problema en la mayoría de las pesquerías (Sumaila *et al.*, 2007), no es un problema reciente. En el Mediterráneo español la pesca ha experimentado un acusado descenso de capturas desde de la década de los años 60 (Coll *et al.*, 2014), siendo el aumento del esfuerzo ejercido sobre el caladero el mayor de los problemas.

En la provincia de Castellón, la pesquería comenzó a registrar un declive en las capturas y en la rentabilidad de la misma a lo largo de los años 50. Por ello durante la década de los años 60 (entre 1961 y 1966), se desarrolló uno de los primeros planes de gestión pesquera basado en la cogestión, con el fin de recuperar un caladero sobreexplotado. En este plan se reducía el esfuerzo ejercido por la pesca de arrastre sobre el caladero, sin realizar una reducción de la flota. Este plan fue conocido como Plan Experimental de Pesca de Arrastre de Castellón y sur de Tarragona (PC) (Lostado i Bojó *et al.*, 1999; Dahlet y Sánchez Lizaso, 2021).

SITUACIÓN PREVIA AL PLAN CASTELLÓN

Durante el transcurso de la Guerra Civil española, la flota española que faenaba en el Mediterráneo no pudo realizar su actividad con normalidad por motivos de la contienda. De este modo, durante este periodo, el caladero estuvo durante 3 años en una “Veda forzosa” (Suau, 1963; Lostado i Bojó *et al.*, 1999). Tras el conflicto, los trabajadores del sector volvieron al mar para realizar su actividad. El esfuerzo ejercido sobre el caladero fue en aumento de igual manera que la CPUE (Captura por Unidad de Esfuerzo), hasta que en el año 1947 se alcanzó el RMS (Rendimiento Máximo Sostenible). Tras ese año, el esfuerzo seguía en aumento y mientras que las capturas vez eran menores.

En la década de los 50 tuvieron lugar diversas reuniones y asambleas en las que se trataba la problemática existente en la cuenca mediterránea con la pesca de arrastre. En estas reuniones se mencionaron como causas del descenso de la rentabilidad de los caladeros mediterráneos el exceso de esfuerzo pesquero y el reducido tamaño de la luz de malla de los artes de arrastre.

Fue en el año 1959 cuando, tras la comunicación en la I Asamblea Nacional de Cofradías de Pescadores en Madrid, se iniciaron las conversaciones entre los trabajadores del sector y los científicos del Instituto de Investigaciones Pesqueras del Consejo Superior de Investigaciones Científicas (IIP-CSIC) del Grao de Castellón. El mismo año, en 1959,

comenzaron los llamados “Estudios previos”, que se extendieron hasta el año 1961. Los resultados de estos estudios indicaron que el caladero acusaba una elevada sobreexplotación, siendo el principal problema el exceso de esfuerzo provocado por un excedente de flota, junto al reducido tamaño de la luz de malla (Larrañeta, 1965; Larrañeta y Suau, 1965). También se reveló que las mallas debían de tener al menos 20 mm de tamaño entre nudos y la necesidad de realizar una modificación en las vedas para aumentar el beneficio de estas sobre las especies explotadas (Suau, 1963). Los estudios previos fueron sufragados por las distintas Cofradías de Pescadores junto con la Dirección General de Pesca Marítima (Suau, 1963).

Tras conocerse los resultados de los “Estudios previos” realizados entre 1959 y 1961, los propios trabajadores fueron quienes propusieron la implantación de un Plan Experimental a la Dirección General de Pesca Marítima (DGPM) (Suau, 1960; Dahlet y Sánchez, 2021), mediante el cual se pretendía mejorar el estado del caladero y aumentar la rentabilidad del mismo (Lostado i Bojó *et al.*, 1999). Una vez aprobado por la Dirección General de Pesca Marítima, se comenzó con el diseño del PC de manera conjunta entre los participantes en él. Por tanto, se partía de un caladero en avanzado estado de sobreexplotación a causa del exceso de esfuerzo de pesca y un tamaño reducido de mallas. Siendo la reducción del número de buques de pesca una solución inviable como medida de reducción del esfuerzo, puesto que se perderían puestos de trabajo (Lostado i Bojó *et al.*, 1999).

PLAN CASTELLÓN

El PC se desarrolló en el área comprendida entre el paralelo de la gola sur de la desembocadura del río Ebro y el paralelo del Castillo de Almenara entre los 0 y los 1000 m de profundidad (**Figura 1**). Esta área comprendía alrededor de 2870 mn², y se encontraban inmersos todos los puertos de la provincia de Castellón (Vinaroz, Benicarló, Peñíscola, Castellón y Burriana), así como los puertos del sur de la provincia de Tarragona (Les Cases D’Alcanar y Sant Carles de la Ràpita) (Lostado i Bojó *et al.*, 1999).

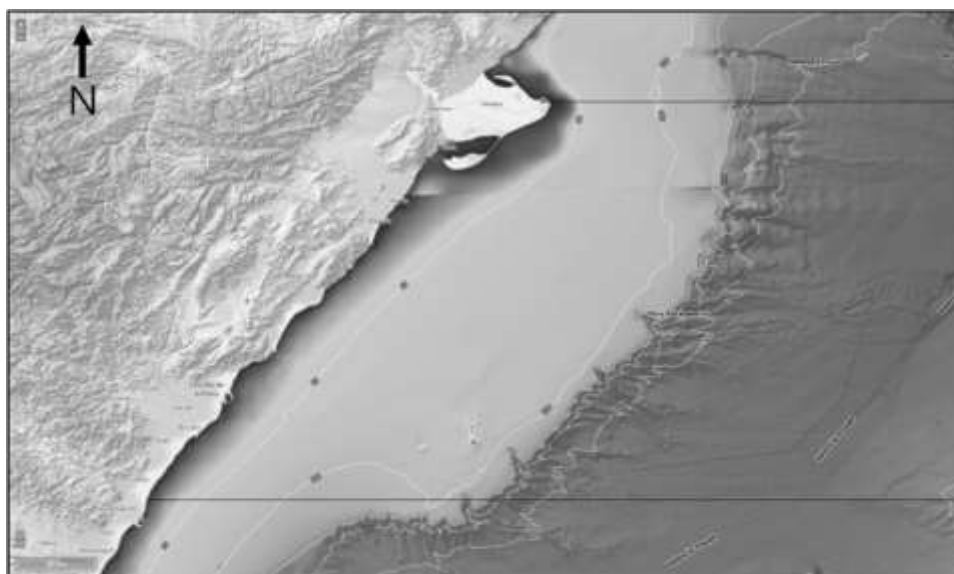


Figura 1: Representación gráfica de la batimetría del área perteneciente al PC. Mapa de elaboración propia modificado de EMODnet (2018).

El PC fue una experiencia pionera de la cogestión pesquera. Esta experiencia es considerada como uno de los primeros ejemplos de cogestión debido a que, durante el plan, las medidas a adoptar eran consensuadas por todos los participantes de la gestión del caladero, realizándose así una gestión de abajo a arriba (Dahlet y Sánchez Lizaso, 2021). Las medidas a tomar en el PC se tomaban en la Junta Consultiva, donde también se debatían los posibles problemas que pudiesen surgir (Lostado i Bojó *et al.*, 1999). La Junta Consultiva estaba formada por un equipo científico formado por D. Manuel Gómez Larrañeta, D. Pedro Suau Abraham y D. José M.^a San Feliu, los representantes de los trabajadores del sector y la administración (responsable de la vigilancia del PC).

Durante el PC se aplicaron una serie de medidas basadas en la reducción del esfuerzo pesquero resumidas en la (**Tabla 1**).

Tabla 1: Resumen de las medidas aplicadas previamente al PC en la pesquería y la modificación o adición de estas junto con la justificación del cambio (Lostado y Bojó *et al.*, 1999; Dahlet y Sánchez Lizaso, 2021).

Medida	Regulación anterior al PC	Regulación definida por el PC	Justificación de la medida
Veda espaciotemporal costera	La pesca de arrastre quedaba prohibida a menos de 6 nm de costa entre el 1 de mayo y el 30 de septiembre. La pesca quedaba permitida del 1 de octubre a 30 de abril a más de 3 nm de costa.	El PC prohibía la pesca a menos de 50 m de profundidad entre el 1 de agosto y el 15 de noviembre. La pesca quedaba habilitada a partir de 20 m desde Peñíscola hacia el norte y 25 m desde Peñíscola hacia el sur del área del PC, el resto de los meses cuando no se encuentren en periodo de veda total.	El principal beneficio de la veda costera es la protección de juveniles. Además, se proporciona un espacio para la realización de la pesca mediante artes menores.
Veda total	No existía previamente al PC	Esta medida innovadora obligaba a la flota de arrastre a amarrar 2 o 3 meses al año. - Entre los años 1961 y 1963 las paradas se realizaron entre abril y junio. - Entre 1964 y 1966 las paradas se realizaron mayo y junio.	La finalidad de estas medidas era: la reducción directa del esfuerzo (parando la pesca) y la protección de juveniles.
Aumento del	El tamaño real de las mallas se encontraba alrededor de los 12 a 14 mm entre nudos, aunque	Se incrementó del tamaño de luz de malla. - Entre los años 1961 y 1963 se	Reducir la mortalidad por pesca en el caladero. Al aumentar el tamaño de luz de malla se aumenta la

Reducción del tiempo de pesca	<p>existía una regulación que obligaba a un tamaño mínimo entre nudos de 18 mm.</p>	<p>impuso una malla de un tamaño mínimo de 18 mm.</p> <p>- Esta fue ampliada a 20 mm entre los años 1964 y 1966.</p>	<p>selectividad del arte reduciendo de este modo los descartes.</p>
	<p>Con anterioridad al PC el horario de pesca era establecido por el gobierno central, habilitando la pesca de 4 am a 9 pm.</p>	<p>Durante el PC se redujo el tiempo de pesca:</p> <p>- Se redujeron las jornadas a un máximo de 12 h al día o 51 h semanales con salidas en días alternos.</p> <p>- A partir del año 1964 se redujo un día de pesca quedando, permitida la pesca únicamente de lunes a viernes.</p>	<p>El principal beneficio de regular las jornadas de pesca era la reducción del esfuerzo ejercido sobre el caladero.</p>

Al finalizar el PC, el peso medio de las capturas desembarcadas en el año 1966 era alrededor del 21% superior respecto al peso del inicio de este en el año 1961. También aumentó el rendimiento económico anual medio, siendo al final de la experiencia un 47,2% superior en respecto al inicio. El rendimiento medio por salida también aumentó un 66,8%. Así pues, los trabajadores obtuvieron mayores beneficios con jornadas más reducidas al final de la experiencia respecto al inicio de esta (Suau, 1967; Lostado i Bojó *et al.*, 1999).

Los resultados del PC demuestran que es posible recuperar una pesquería en mal estado y con escasa rentabilidad haciendo que vuelva a ser viable económicamente, empleando las medidas de gestión pesquera adecuadas. Las medidas de gestión más notables del PC fueron la reducción del esfuerzo y la implantación de los copos con mayor luz de malla (Lostado y Bojó *et al.*, 1999).

OBJETIVOS

Durante la realización de este estudio se evaluó el recuerdo del PC que aún perdura entre los trabajadores del sector en los diferentes puertos de la provincia de Castellón, así como conocer qué se recuerda del mismo. También se realizó una evaluación de la predisposición por parte de los trabajadores, a la realización de un nuevo PC. Así mismo, se plantearon posibles medidas de gestión, para cada pesquería compatibles con la creación de un nuevo PC, basado en los mismos principios que el plan original. Las medidas planteadas se proponen a raíz de las percepciones de los trabajadores del sector mencionadas durante las entrevistas.

METODOLOGÍA

Se realizaron entrevistas semiestructuradas de manera aleatoria a los trabajadores del sector pesquero en las lonjas de los puertos de la provincia de Castellón. Inicialmente, se

pretendía realizar las entrevistas en todos los puertos del área del PC. Sin embargo, debido a la situación excepcional creada por la COVID 19, únicamente se pudo realizar dichas entrevistas en los cinco puertos pertenecientes a la provincia de Castellón y no se pudo estudiar los dos puertos de la provincia de Tarragona.

Las entrevistas, han tenido una duración entre 8 y 20 minutos. Se realizó un único desplazamiento a cada puerto de la provincia, en horario vespertino, excepto para el puerto de Castellón, donde se realizaron dos desplazamientos en horario vespertino y otros dos en horario matutino.

Para ver si existía diferencias en la edad de los entrevistados y el nivel de conocimiento de los trabajadores del sector frente al PC se hizo uso del estadístico Chi cuadrado (χ^2).

RESULTADOS

Se han realizado un total de 62 entrevistas a trabajadores del sector, posteriormente se han separado en tres categorías: puesto de trabajo en el buque (patrones (28), marineros (31) y jubilados (3)), flota a la que pertenece (arrastre (38), cerco (10) y artes menores (14)) y el puerto al que pertenecen (Burriana (10), Castellón (25), Peñíscola (10), Benicarló (7) y Vinaroz (10)).

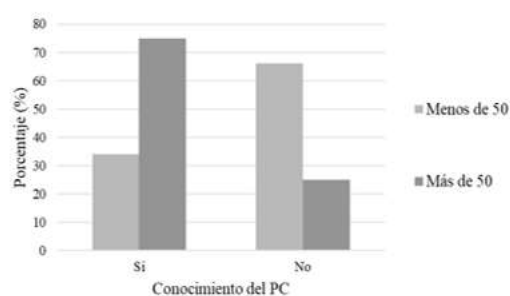
En cuanto a las edades de los trabajadores del sector entrevistados, esta varía entre menos de 20 y el rango entre 71 y 80 años, siendo las edades más frecuentes entre 41 y 60 años. Se observan diferencias significativas entre las edades correspondientes a los patrones y los marineros. De este modo, se puede afirmar que los marineros encuestados son más jóvenes que los patrones.

Respecto a la edad de inicio de la pesca los más jóvenes tenían menos de 15 años y el más mayor más de 40 cuando empezaron. Aunque la edad más frecuente de inicio de pesca entre los encuestados está entre menos de 15 y los 20 años.

De manera general los trabajadores del sector consideran que la sobreexplotación, la contaminación, el cambio climático y la depredación del atún son problemas en el caladero. Aunque consideran que se necesita mayor cantidad de estudios para conocer el nivel de afección sobre el mismo.

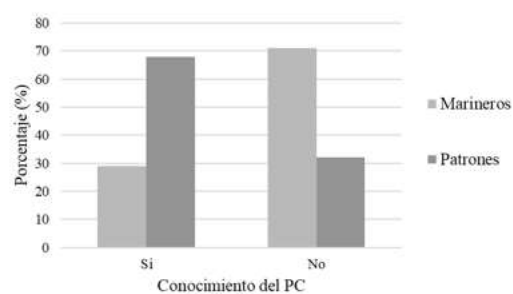
En cuanto al nivel del conocimiento del PC el 50% de los entrevistados era conocedores del PC. Siendo el nivel de conocimiento de los mayores de 50 años más elevado que el de los menores de esa edad, el de los patrones mayor que el de los marineros, el de los trabajadores del puerto de Castellón mayor que el de los trabajadores de otros puertos, así como no se observaron diferencias en el nivel de conocimiento en el arte de pesca de arrastre frente a las otras artes (**Figura 2**).

Mayores vs Menores de 50 años



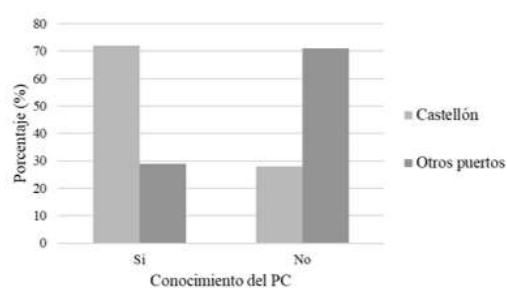
χ^2 calculado 9,789 > χ^2 teórico 3,841

Patrones vs Marineros



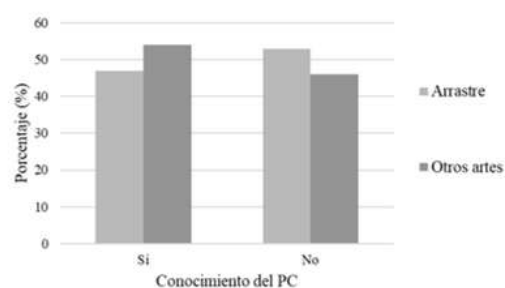
χ^2 calculado 8,893 > χ^2 teórico 3,841

Castellón vs Otros puertos



χ^2 calculado 10,479 > χ^2 teórico 3,841

Arrastre vs Otros artes



χ^2 calculado 0,272 > χ^2 teórico 3,841

Figura 2: Gráficos que muestran el nivel de conocimiento del PC, según edades, puesto en el barco, puertos o artes de pesca

En cuanto a la fuente de conocimiento del PC y el recuerdo del mismo, en la mayor parte de las ocasiones estos conocía el PC de manos de otros trabajadores del sector, siendo lo más recordado “la recuperación del caladero”.

Así mismo, en cuanto a la valoración de la aplicación de un nuevo PC, la mayor parte de los entrevistados coincide valorando de manera positiva la posibilidad de aplicar un nuevo plan de características similares al original. Más del 75% de los entrevistados considera que se debería de aplicar un nuevo PC. Los entrevistados que no lo consideran actualmente, se muestran reticentes a la aplicación de nuevas medidas de reducción del esfuerzo pesquero, argumentando de manera general que continuar con la reducción del esfuerzo pesquero podría acabar con el sector tal y como se conoce actualmente.

En lo referente a las actuales medidas de gestión, los trabajadores del sector consideran que las vedas espaciales y temporales, las bajas incentivadas, las tallas mínimas y la mejora de la selectividad de los artes son importantes en las distintas pesquerías. Mientras que la reducción de días de pesca, se considera que es una buena medida para el cerco y el arrastre. Finalmente, las cuotas o TAC son consideradas medidas importantes para los trabajadores de cerco y palangre de superficie.

Durante el transcurso de las entrevistas los trabajadores del sector manifestaron medidas a modificar o complementar para sus pesquerías. En cuanto a la pesca de arrastre, estos consideran que se debe de reducir días de pesca y aumentar las vedas, así como aumentar la profundidad mínima de arrastre. Los trabajadores de cerco consideran que se debería de posibilitar la venta de atún rojo capturado de manera accidental, además de aumentar

las vedas y las tallas mínimas de la sardiana (*Sardina pilchardus*) y del boqueron (*Engraulis encrasicolus*). Mientras que los trabajadores de artes menores consideran que se debería de aumentar la profundidad mínima de arrastre, además de aumentar la cuota de atún rojo.

DISCUSIÓN

El nivel de conocimiento del PC se considera que en la actualidad es elevado, ya que la mitad de los entrevistados era conocedor del plan y este se llevó a cabo hace más de 60 años.

Hoy en día, los trabajadores del sector entrevistados mayores de 50 años conocen más el PC que los menores de esa edad. Esto podría deberse al olvido gradual con el paso de las generaciones. El nivel de conocimiento de los patrones también es superior al de los marineros, pero esto podría deberse a la diferencia de edad existente entre unos y otros.

Actualmente, el puerto de Castellón es el lugar en el que mayor es el recuerdo del PC. Esto puede deberse al factor del puerto, ya que es en este puerto donde se encontraba la base de operaciones de los investigadores del IIP-CSIC del Grao de Castellón (Lostado y Bojó *et al.*, 1999), responsables científicos del PC. Además, este es el puerto base del patrón de pesca de cerco Joseba Arego Uriarte, que en la XI Reunión del Foro Científico sobre la pesca española en el Mediterráneo (Arego Uriarte, 2019), mostró la predisposición por parte del sector a la realización de un nuevo PC. Al ser este un patrón muy activo en la Cofradía de pescadores del Grao de Castellón, posiblemente, también ha podido influir en el mayor conocimiento del plan por parte de sus compañeros.

No se han encontrado diferencias en el nivel de conocimiento del PC entre el arrastre y otras artes, lo que puede deberse al mayor número de entrevistas en el puerto de Castellón que en el resto de los puertos. Siendo más influyente el factor puerto que el tipo de arte utilizado en el nivel de conocimiento del PC.

En la mayor parte de los casos, los entrevistados tienen referencias del plan por conversaciones y explicaciones recibidas por parte de otros compañeros del sector, los cuales posiblemente se encontraban en activo durante el PC. Durante el PC se impusieron una importante serie de medidas de gestión pesquera para la pesca de arrastre, mediante las cuales se trataba de reducir el esfuerzo sin reducir la flota (Suau, 1963; Lostado i Bojó *et al.*, 1999). Sin embargo, lo más recordado por los entrevistados es que: “se recuperó el caladero”. Este es un buen pilar a partir del cual comenzar a trazar una estrategia para la aplicación de un nuevo PC.

Respecto a la aplicación de un nuevo PC, desde el sector, se considera que la realización de un nuevo PC puede ser beneficioso para mejorar el estado del caladero. De ahí que más del 70% de los entrevistados valoren positivamente la aplicación de un nuevo PC, siendo todos los entrevistados de cerco los que valoran la posibilidad de la realización de un nuevo PC como necesaria para el sector. La aplicación de un nuevo PC se plantearía bajo un modelo de cogestión basado en la reducción del esfuerzo, tal y como se hizo en el plan original. Esto puede traer consigo una serie de problemas y tensiones en la pesquería como son: las discrepancias entre los puertos o el correcto cumplimiento de las normas. Por último, se debe remarcar que, en la actualidad, el caladero no se encuentra en un nivel de sobreexplotación tan extremo como el del año 1961. Con todo ello, a pesar de la

valoración positiva por parte de los trabajadores del sector, durante la realización de las entrevistas, se observó en ellos una falta de predisposición real a la aplicación de nuevas medidas de gestión.

A continuación, se indican las medidas de reducción del esfuerzo pesquero propuestas por los trabajadores del sector.

- Pesca de arrastre

La reducción de días de pesca y el aumento de las vedas espaciales y temporales, se considera que son buenas medidas para reducir el esfuerzo de pesca, así como para proteger zonas de interés, como pueden ser áreas de alevinaje.

La mejora en la selectividad de los artes también es importante, ya que cuanto mejor sea esta menor será el número de descartes.

La potencia máxima permitida para los buques de arrastre en el mediterráneo es de 500 CV, pero se incumple sistemáticamente. Hoy en día, cada buque posee una potencia y un arte distinto. Por tanto, para tratar de solventar el problema de la potencia de los buques se podría tratar de estandarizar unos artes comunes para toda la flota, imponiendo unos tamaños máximos de apertura de horizontal y vertical. Estas medidas podrían modificarse según el tipo de pesca, ya que no es la misma pesca la que se realiza en la plataforma continental que la que se realiza en el talud.

Asimismo, el aumento de la profundidad mínima de arrastre se considera que es una medida prioritaria. En la actualidad, la pesca está permitida a partir de 3 mn de costa, a partir de alrededor de los 25 m de profundidad. En el resto de la costa Mediterránea la profundidad mínima es de 50 m, con el cambio de la profundidad mínima de arrastre a 50 m en el área del PC se protegerían de la pesca de arrastre alrededor de 108.000 Ha de aguas poco profundas entre las 3mn y los 50 m. Aunque lo mejor para la pesquería fuese establecer la pesca todo el año a los 50 m, en los puertos del norte de la provincia de Castellón y el sur de Tarragona existe una importante pesquería de langostino (*Penaeus kerathurus*) y galera (*Squilla mantis*). Esta pesquería se da por los buques de arrastre, principalmente en los meses de invierno, siendo una importante fuente de ingresos durante esos meses. Por ello y con el fin de mantener esta pesquería durante estos meses, se podría establecer una profundidad mínima a 50 m durante todo el año excepto entre el 15 de noviembre y el 1 de marzo, estableciendo una profundidad mínima de 35 m durante esos meses. De este modo con la profundidad mínima de 50 m variable a 35 m, se mantiene la pesquería de langostino y galera, además de aumentar la actual profundidad mínima de captura.

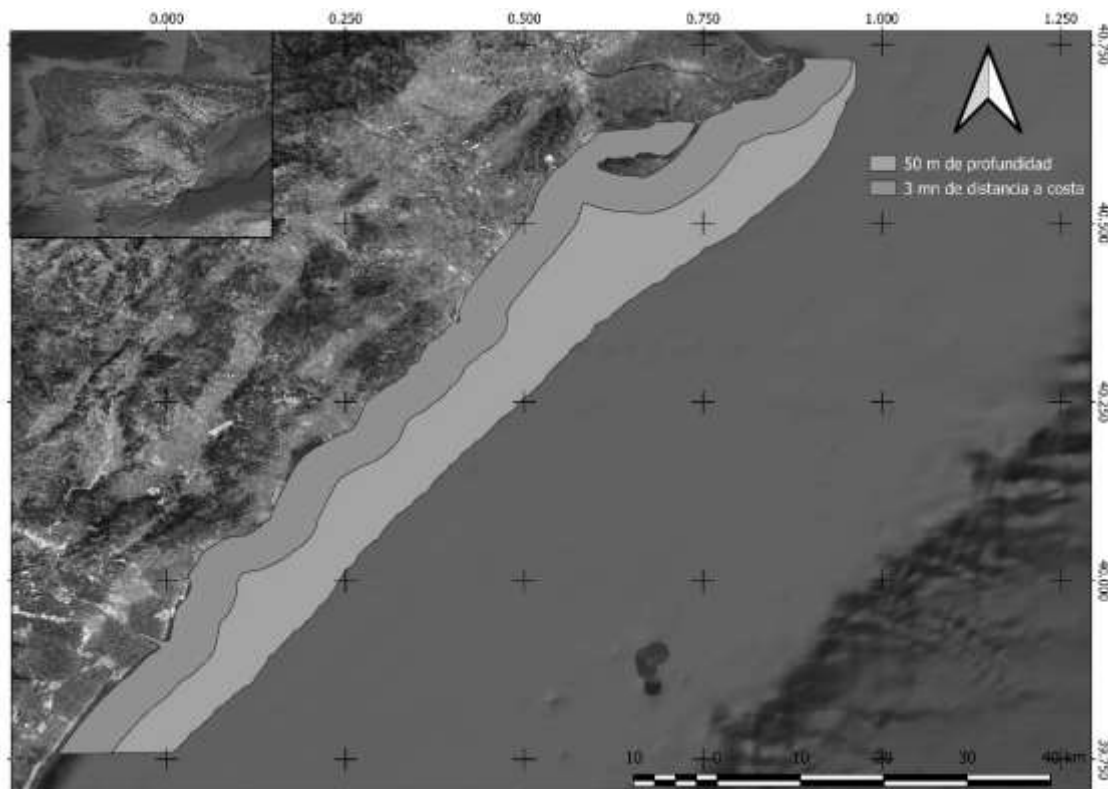


Figura 3: Imagen que muestra la diferencia espacial entre las 3 mn y los 50 m de profundidad

- Pesca de cerco

En la pesca de cerco la reducción de días de pesca y el aumento de las vedas espaciales y temporales, de igual manera que para el arrastre son medidas que pueden ser relevantes para la mejora de los stocks de pequeños pelágicos.

Además de esto, los trabajadores del sector proponen reducir las cuotas diarias y semanales de pequeños pelágicos. Ya que se inunda el mercado con pescado y el precio de este es bajo.

Así mismo, también proponen aumentar las tallas mínimas de la sardina y el boquerón de 9 y 11 cm a 11 y 12 cm respectivamente. De este modo se capturarían individuos maduros con mayor valor comercial (Arego Uriarte, 2019).

- Artes menores

En las artes menores también se considera que se debe de reducir el esfuerzo pesquero, principalmente reduciendo el número de anzuelos, metros de red largada o número de cadufos.

También puede ser importante mejorar la selectividad de los artes para evitar las capturas accidentales de tortugas u otros organismos como los cetáceos.

En cuanto a la captura del pulpo, se considera que se debería de aumentar la talla mínima del pulpo de 1 kg a 1.5 kg con el fin de capturar individuos maduros (Arcas Sen, 2019).

CONCLUSIONES

En la actualidad, existe un elevado conocimiento del PC por parte de los trabajadores actuales del sector pesquero. De manera general, estos valoran positivamente la aplicación de un nuevo PC. Aunque se debería ampliar el muestreo a los puertos cercanos al área del PC, así como mantener una reunión con patrones mayores y secretarios para exponer los resultados y valorar las posibles medidas de gestión.

BIBLIOGRAFÍA

Arcas Sen, E. (2019). Estudio de la pesquería de pulpo común (*Octopus vulgaris*) en la Comunidad Valenciana. Propuestas para mejorar su gestión. Master Thesis Gestión Pesquera Sostenible, Universidad de Alicante, 71 pp.

Arego Uriarte, J. (2019). Problemas y posibles soluciones de la pesca de cerco con luz en el Mediterráneo; in XI Reunión del Foro Científico sobre la pesca española en el Mediterráneo, 16 (Sánchez Lizaso, J.L., ed.). Universitat d'Alacant, Alacant, 57-62. ISBN: 978-84-1302-031-0

Coll, M., Carreras, M., Cornax, M.J., Massustí, E., Morote, E., Pastor, X., Quetglas, A., Sáez, R., Silva, L., Sobrino, I., Torres, M.A., Tudela, S., Harper, S., Zeller D. y Pauly D. (2014). Closer to reality: Reconstructing total removals in mixed fisheries from Southern Europe. *Fisheries Research*. 154: 179–194. doi: 10.1016/j.fishres.2014.01.013

Dahlet, L.I. y Sánchez Lizaso, J.L. (2021). Fisheries co-management, past and present: From the Plan Castellón (1961–1966) for Spanish Mediterranean trawling fisheries to the current EU fisheries policy. *Marine Policy*, 128, 104480. doi: 10.1016/j.marpol.2021.104480

Larrañeta M.G. (1965). La pesquería de arrastre de Castellón. Un ejemplo de sobrepesca. *Publicaciones técnicas de la Junta de Estudios de Pesca*, 4: 33-47. URL: <http://hdl.handle.net/10261/160928>

Larrañeta, M. G. y Suau, P. (1965). Sobre la dinámica de la pesquería de arrastre de Castellón. *Investigación Pesquera*, 28: 97-115. URL: <http://hdl.handle.net/10261/189327>

Lostado i Bojó R., Agrafojo D.V., y Orduña V.R. (ed.) (1999). Plan experimental de pesca de arrastre de Castellón (1961-66): enseñanza de una estrategia de ordenación pesquera sostenible. *Informes y Estudios Copemed. FAO. 2: 170 pp. URL: http://webco.faocopemed.org/old_copemed/vldocs/0000655/castes.pdf*

Suau, P. (1960). Sobre las pruebas de selectividad en los artes de arrastre. *Reunión sobre Productividad y Pesquerías*, 4: 95-100. URL: <http://hdl.handle.net/10261/168425>

Suau P. (1963). Plan Experimental de Pesca de Arrastre de la Provincia de Castellón. *Publicaciones técnicas de la Junta de Estudios de Pesca*, 2: 105-133. URL: <http://hdl.handle.net/10261/162876>

Suau, P. (1967). El plan experimental de pesca de arrastre al final de su vigencia. *Publicaciones técnicas de la Junta de Estudios de Pesca*, 6: 175-186. URL: <http://hdl.handle.net/10261/162844>

Sumaila, U. R., Khan, A., Watson, R., Munro, G., Zeller, D., Baron, N. y Pauly, D. (2007). The World Trade Organization and global fisheries sustainability. *Fisheries Research*, 88(1-3): 1-4. doi: 10.1016/j.fishres.2007.08.017

Evaluación de la resuspensión de sedimentos marinos por distintos modelos de puertas de arrastre

Pere Puig¹, Marta Arjona-Camas^{1,2} y Albert Palanques¹

¹ Institut de Ciències del Mar (CSIC), Barcelona

² Departament de Dinàmica de la Terra i de l'Oceà, Universitat de Barcelona

La pesca de arrastre es una actividad extractiva de recursos vivos mediante el uso de artes de pesca que se arrastran por el fondo del mar. El impacto de esta actividad en las poblaciones de peces y crustáceos (e.g., Thurstan et al., 2010; Norse et al., 2012), así como en las comunidades bentónicas que viven sobre los fondos marinos (e.g., Walting y Norse, 1998; Roberts et al., 2006), es un aspecto ampliamente conocido y estudiado. Sin embargo, el arrastre de las artes de pesca también tiene un efecto directo sobre el sustrato sedimentario donde viven estas comunidades (Jones, 1992), aunque su alcance e implicaciones, sobretodo en grandes profundidades, ha estado muy poco estudiado (Martín et al., 2014a).

La pesca de profundidad de la gamba rosada *Aristeus antennatus* en Cataluña empezó aproximadamente a partir de los años 30 y ha perdurado hasta la actualidad, representando hoy en día una de las pesquerías comerciales más importantes para las cofradías desde el punto de vista económico. Las capturas de gamba rosada en Cataluña lograron un máximo histórico a mediados de los años 50 (Tobar y Sardà, 1987). A partir de entonces, estas fueron menguando progresivamente, mostrando oscilaciones interanuales con mínimas capturas cada 6-7 años atribuidas a procesos hidrográficos e hidrodinámicos asociados a la formación de aguas densas de plataforma y su posterior descenso hacia el talud (fenómeno de *cascading*) controlados por factores meteorológicos (Company et al., 2008).

La industrialización de la flota de arrastre en Cataluña durante los años 70, con el correspondiente incremento del tonelaje y potencia de las embarcaciones, mitigó la bajada progresiva de las capturas de gamba rosada (Alegret y Garrido, 2004). Sin embargo, esta industrialización también conllevó una mayor capacidad de alteración del sustrato sedimentario, puesto que este proceso de modernización fue asociado a un aumento del peso y de las medidas del arte de pesca, así como de la profundidad a la que se podía llegar a pescar. Esto comportó el aumento de la capacidad de resuspensión de los sedimentos de los caladeros de pesca del talud por parte de las embarcaciones de pesca de arrastre, que provocó un cambio drástico de ritmo de sedimentación natural a partir de los años 70, que quedó preservado en el registro sedimentario acumulado en los ejes de los cañones submarinos del margen catalán (Martín et al., 2008; Puig et al., 2015; Paradís et al., 2017, 2018a, 2018b).

Los primeros registros de series temporales de parámetros oceanográficos que detectaron eventos de resuspensión de sedimento por pesca de arrastre, se obtuvieron en el año 2001, en un fondeo instrumentado situado a 1200 m en el eje del cañón de Palamós (Palanques et al., 2006; Martín et al., 2007). Después de estas primeras evidencias, no fue hasta el año 2011 que

se fondeó un nuevo anclaje oceanográfico a 980 m de profundidad en el flanco norte del cañón de Palamós, justo en el eje del tributario del Montgrí, e inmediatamente por debajo del caladero de Sant Sebastià, uno de los caladeros más frecuentados por la flota de arrastre de Palamós para la pesca de gamba rosada (Fig. 1).

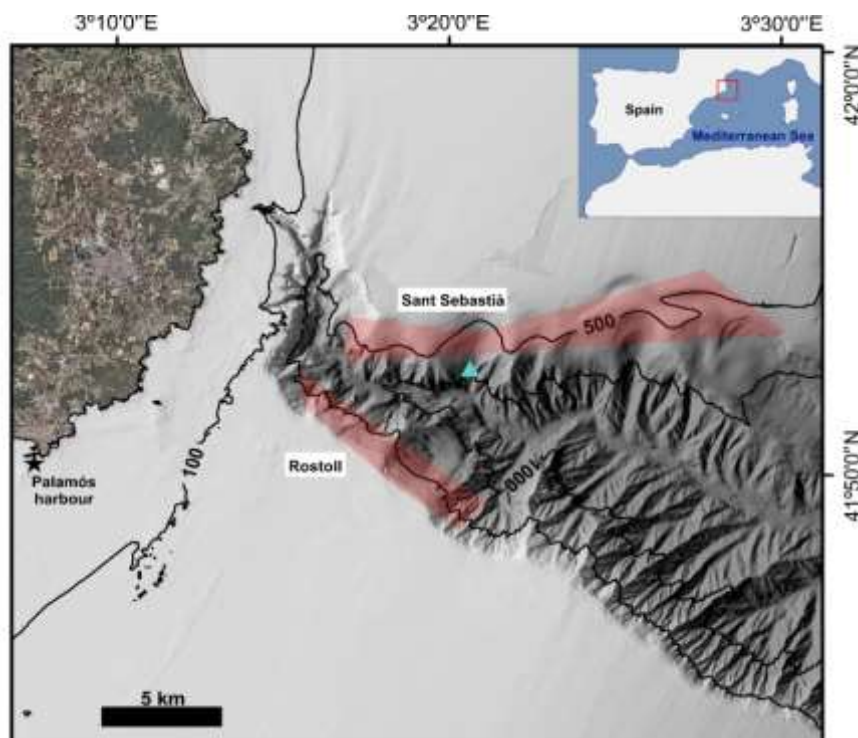


Figura 1. Mapa batimétrico del cañón submarino de Palamós en el que se muestran los principales caladeros de pesca de gamba rosada (Sant Sebastià y Rostoll) y la posición del anclaje oceanográfico fondeado en el año 2011 en el eje del tributario de Montgrí (triángulo azul).

Este anclaje estaba equipado con un perfilador de corrientes de efecto Doppler de 300 kHz instalado a 80 m sobre el fondo marino y un conjunto de sensores de turbidez ópticos situados a varias profundidades sobre el fondo marino (Fig. 2). El perfilador de corrientes permitió registrar datos de velocidad y dirección de la corriente cada cinco minutos en celdas de 2 m de espesor desde la posición del instrumento hasta aproximadamente 10-12 m sobre el fondo. Los sensores ópticos registraron valores de turbidez del agua cada minuto, medidas en *Formazine Turbidity Units* (FTU), que posteriormente se transformaron en concentraciones de sedimento en suspensión (SSC) a partir de calibraciones realizadas en el laboratorio. Los registros de estos instrumentos documentaron la existencia de numerosos aumentos de la turbidez del agua y de la velocidad de la corriente cerca del fondo marino, que coincidían en el tiempo con el paso de la flota de arrastre (Puig et al., 2012; Martín et al., 2014b).



Figura 2. Anclaje oceanográfico instrumentado a bordo de la cubierta de un barco de pesca a punto de ser fondeado. Se pueden observar los conjuntos de boyas de flotación de color amarillo y naranja que mantienen vertical el anclaje, un perfilador de corrientes de efecto Doppler (cilindro amarillo) varios sensores de turbidez (cilindros negros), el liberador acústico (cilindro metálico) y el lastre (cadena). En la fotografía de la derecha se muestra en detalle el perfilador de corrientes y uno de los sensores de turbidez.

Se pudo observar que con la llegada a primeras horas de la mañana de las embarcaciones de pesca a las inmediaciones del punto donde se fondeó el anclaje, las concentraciones de sedimento en suspensión pasaban en cuestión de minutos de <1 mg/l a picos de 40-120 mg/l, y a la vez, las velocidades de la corriente también aumentaban, pasando de valores alrededor de 5 cm/s a picos de más de 15-20 cm/s (Fig. 3).

Estos incrementos simultáneos de velocidad y concentración de sedimento en suspensión, con valores cada vez más elevados cuanto más cerca del fondo, se interpretaron como avalanchas de barro diluido (nubes turbulentas cargadas de partículas sedimentarias) generados por la resuspensión debida al contacto de las artes de pesca con los sedimentos finos no consolidados de la superficie del lecho marino. Estas avalanchas de fango se desplazan a favor de la pendiente desde el caladero hasta áreas más profundas del cañón, empobreciéndolo de partículas ricas en materia orgánica, que son la base de la cadena trófica en ambientes de gran profundidad. Este proceso de transporte de sedimento provocado por el paso de las artes de arrastre se observó durante gran parte de los registros de forma diaria y siempre durante horas de trabajo, exceptuando los fines de semana en que la flota quedaba amarrada en puerto y durante los cuales las concentraciones de sedimento en suspensión y las velocidades de las corrientes se mantenían en valores bajos.

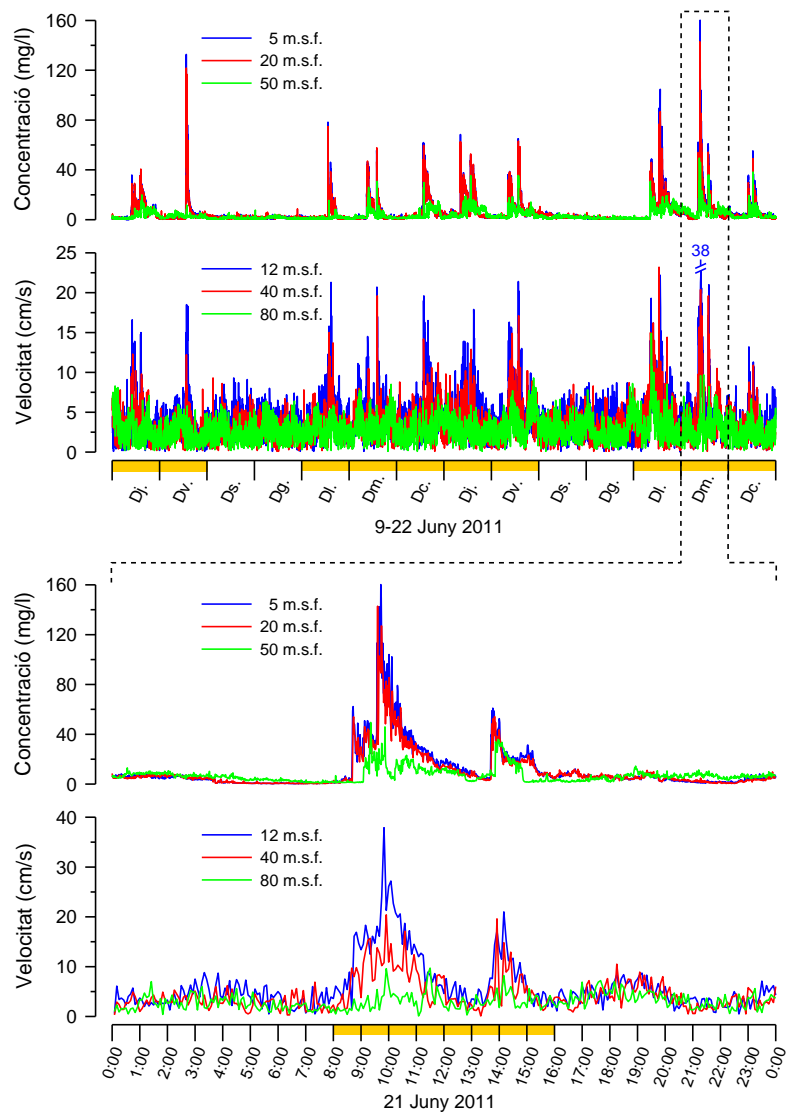


Figura 3. Fragmento de las series temporales de concentración de sedimento en suspensión (mg/l) y velocidad de la corriente (cm/s) registradas a 980 m de profundidad en el flanco norte del cañón submarino de Palamós durante el año 2011 en la que se muestran los picos de resuspensión provocados por las actividades de pesca de arrastre. En muchos registros diarios se pudieron identificar dos picos muy diferenciados correspondientes al paso de las embarcaciones faenando en dirección mar adentro (alrededor de las 8-9 de la mañana) y en dirección a la costa, de vuelta hacia puerto (a las 2-3 de la tarde). El gráfico muestra en diferentes colores los registros obtenidos a diferentes alturas sobre el fondo marino (m.s.f.: metros sobre el fondo), mientras que las bandas naranjas en los ejes horizontales indican los días y las horas de pesca (modificado de Puig et al., 2012).

Fruto de la interacción entre la comunidad científica y el sector pesquero, en el año 2014, la cofradía de Palamós inició un proyecto de unificación y cambio del equipo de pesca con el objetivo de lograr una reglamentación interna del uso de puertas de arrastre, orientada a reducir el impacto de la actividad sobre el sustrato sedimentario marino, incrementar la selectividad y mejorar la eficiencia energética de las embarcaciones de pesca de arrastre de

gamba rosada. Para lograr este objetivo, se diseñó y se llevó a cabo una estrategia de muestreo de datos oceanográficos mediante el fondeo de un nuevo anclaje oceanográfico situado en el mismo punto que el anclaje de 2011, que permitiera determinar y evaluar la magnitud de la resuspensión causada por seis modelos diferentes de puertas de arrastre disponibles en el mercado (Fig. 4). El nuevo fondeo se instaló a principios del año 2015, durante el periodo de veda invernal, y una vez que la flota de arrastre de Palamós se reincorporó a la actividad de pesca, el caladero de Sant Sebastià se mantuvo cerrado para que las embarcaciones no ocasionaran movimiento de sedimentos en las inmediaciones del fondeo. Durante el periodo de registro de parámetros oceanográficos, se permitió que una única embarcación pescara en este caladero, realizando pruebas con los diferentes modelos de puertas en días sucesivos. De este modo se pudo analizar el impacto sobre el fondo de cada tipo de puerta de manera individual, sin el efecto colateral de la resuspensión causada por el resto de la flota.

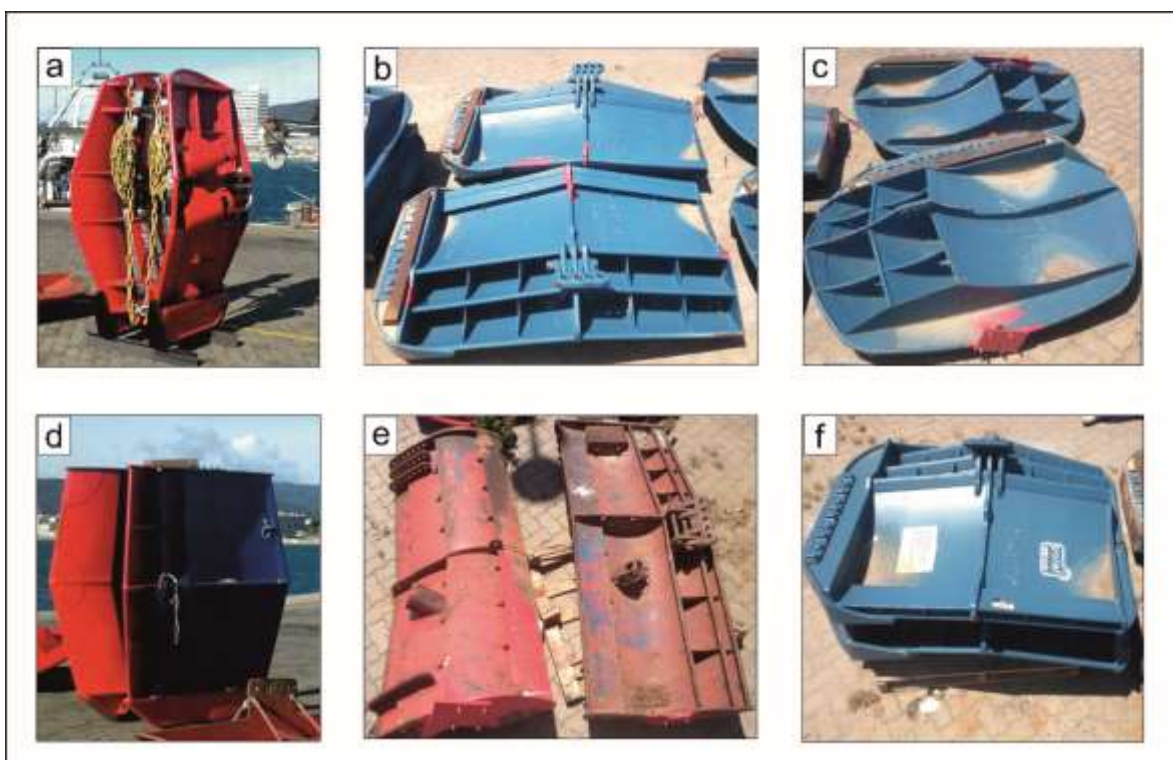


Figura 4: Fotografías de los seis modelos de puertas de arrastre seleccionadas para registrar su capacidad de resuspensión de sedimento (a: *Injector Sparrow*; b: *Polar Mercury*; c: *Polar Neptune*; d: *Poly-Ice El Cazador*; e: *Thyboron T15-VF*; f: *Poly-Ice Viking*).

Los registros de los instrumentos oceanográficos permitieron determinar de forma clara cuál de los diferentes modelos de puerta de arrastre generaba menos impacto en el sustrato marino, ya que dos modelos de puertas pelágicas probadas (*Poly-Ice El Cazador* y *Thyboron T15-VF*) causaron muy poca resuspensión en comparación con los modelos de puertas demersales, que trabajan en contacto permanente con el fondo marino, que sí generaron

picos elevados de velocidad y de SSC. En base a los datos obtenidos, y después de evaluar también aspectos relativos a la captura y selectividad y de eficiencia energética de cada tipo de puerta, la cofradía de pescadores de Palamós, dentro de su Plan de gestión de la pesca de la gamba rosada, permitió el uso de cualquier tipo de puerta de arrastre con un peso inferior a los 400 Kg, y el uso de puertas pelágicas hasta un peso máximo de 600 Kg. El cambio de puertas se realizó progresivamente durante el año 2017 y culminó en el mes de septiembre. A partir de esa fecha, todas las embarcaciones de la flota de Palamós dedicadas a la pesca de la gamba rosada empezaron ya a pescar con un tipo de puertas de arrastre menos agresivas con el sustrato sedimentario.

Para poder evaluar la reducción de la capacidad de resuspensión del conjunto de la flota de arrastre, el mismo tipo de anclaje oceanográfico se fondeó en el mismo lugar durante el año en que se produjo el cambio de puertas (2017) y dos años más adelante (2019), cubriendo en ambos casos la transición entre el periodo de veda y el inicio de la temporada de pesca. Se pudo observar que, un año y medio después del cambio de las puertas de arrastre, los picos de resuspensión de sedimento en el año 2019 habían disminuido considerablemente en magnitud con respecto a los del año 2017, principalmente durante las primeras semanas del inicio del periodo de pesca, cuando presumiblemente, tras los dos meses de veda, hay más fango reciente acumulado en la superficie del caladero de pesca (Fig. 5).

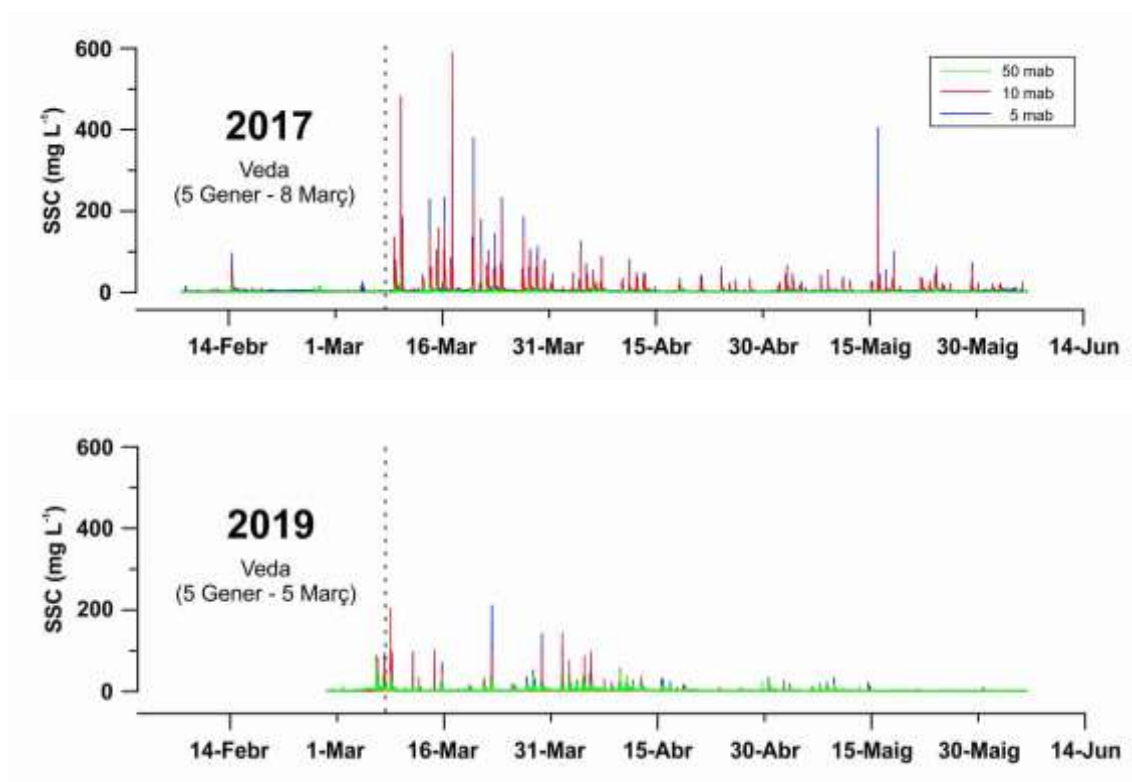


Figura 5: Series temporales de concentración de sedimento en suspensión (SSC) registradas a 980 m de profundidad en el flanco norte del cañón submarino de Palamós al inicio del año 2017, en el que se produjo de forma gradual en cambio de puertas de arrastre en la flota de Palamós, y al inicio de 2019, un año y medio después del cambio.

Para comparar mejor ambos registros y poder cuantificar el grado de reducción del transporte de sedimento desde el caladero de pesca de Sant Sebastià hacia zonas más profundas, se calculó el flujo acumulativo de sedimento a 10 m sobre el fondo marino. Este cálculo se obtuvo multiplicando la concentración de sedimento en suspensión (en mg L^{-1}) por la velocidad de la corriente (en cm s^{-1}) y normalizándolo por 1 m^2 de superficie de columna de agua. Obteniendo así valores de transporte de masa de sedimento por metro cuadrado de columna de agua acumulados a lo largo del tiempo (T m^{-2}), teniendo en cuenta el tiempo transcurrido entre los intervalos de muestreo de los instrumentos. Una vez hecha la comparativa, se pudo determinar que el cálculo del flujo acumulativo de sedimento que se perdió hacia más profundidad en 2019 se redujo a más de la mitad con respecto al registrado en 2017, pasando de 0.75 T m^{-2} a 0.3 T m^{-2} . (Fig. 6).

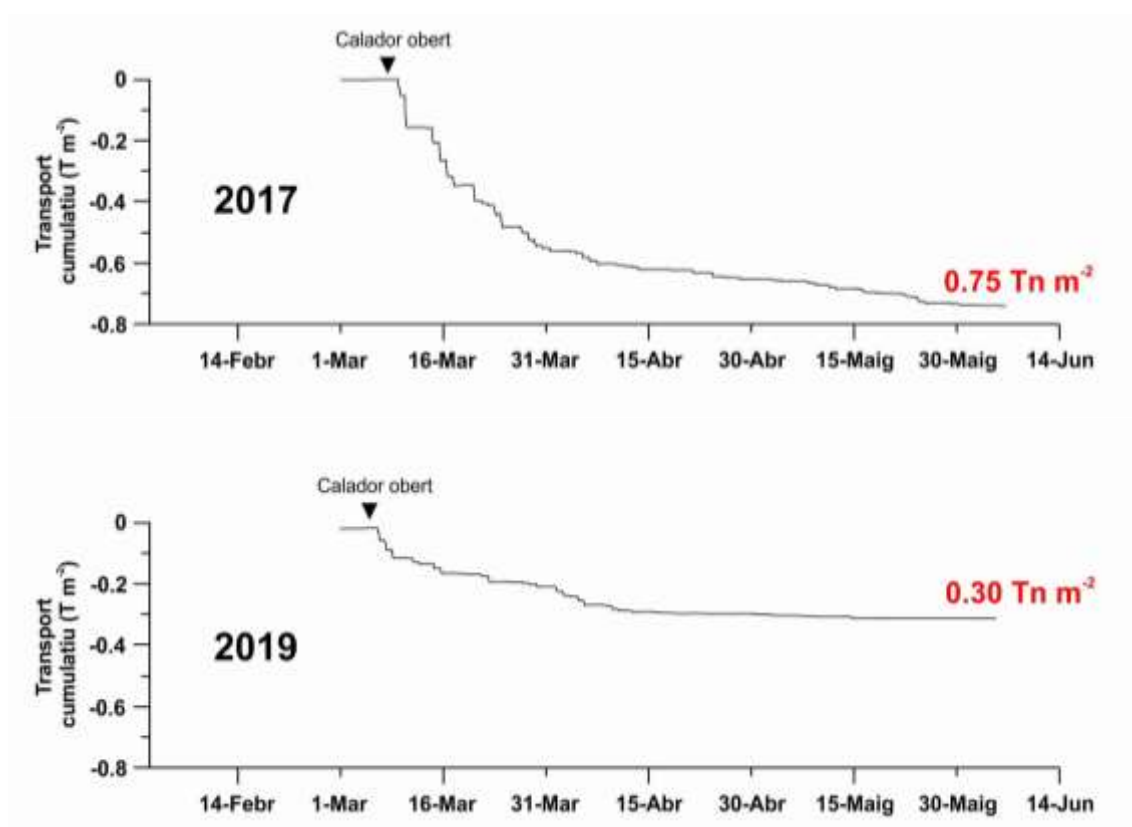


Figura 6: Series temporales de transporte cumulativo de sedimento en suspensión a 10 m sobre el fondo marino registradas a 980 m de profundidad en el flanco norte del cañón submarino de Palamós al inicio del año 2017 en el que se produjo de forma gradual en cambio de puertas de arrastre en la flota de Palamós, y al inicio de 2019, un año y medio después del cambio.

Los resultados obtenidos tras este estudio permiten concluir que el uso de puertas pelágicas permitiría reducir en gran medida el efecto erosivo las actividades de pesca de arrastre de

profundidad y, por consiguiente, contribuiría a preservar la integridad de los caladeros de pesca de arrastre, evitando que el sedimento superficial nutritivo se desplace a mayor profundidad. También se hace evidente que es necesario que se produzca un cambio en el sector pesquero orientado a que el arte de pesca de arrastre de profundidad sea menos agresivo con el sustrato sedimentario. La cofradía de Palamós apostó por un cambio y unificación de las puertas de arrastre, adoptando modelos de puertas pelágicas disponibles en el mercado, con resultados satisfactorios, por lo que sería conveniente que otras cofradías emprendieran medidas similares para garantizar la sostenibilidad de los caladeros de pesca del talud continental del Mar Mediterráneo.

Bibliografía

Alegret, J.L. y Garrido, A. (2004). *Història de la Confraria de Pescadors de Palamós*. Confraria de Pescadors de Palamós. 295 pp.

Company, J.B., Puig, P., Sardà, F., Palanques, A., Latasa, M. y Scharek, R. (2008) Climate Influence on Deep Sea Populations. *PLoS ONE*, 3(1): e1431.

Jones, J.B. (1992) Environmental impact of trawling on the seabed: a review. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 26: 59-67.

Martín, J., Palanques, A. y Puig, P. (2007) Near-bottom horizontal transfer of particulate matter in the Palamós Submarine Canyon (NW Mediterranean). *Journal of Marine Research*, 65: 193-218.

Martín, J, Puig, P., Palanques, A., Masqué, P. y García-Orellana, J. (2008) Effect of commercial trawling on the deep sedimentation in a Mediterranean submarine canyon. *Marine Geology*, 252: 150-155.

Martín, J., Puig, P., Palanques, P. y Giamportone, A. (2014a) Commercial bottom trawling, a driver of sediment dynamics and deep seascape evolution in the Anthropocene. *Anthropocene*, 7: 1-15.

Martín, J., Puig, P., Palanques, A. y Ribó, M. (2014b) Trawling-induced daily sediment resuspension in the flank of a Mediterranean submarine canyon. *Deep Sea Research II*, 104: 174-183.

Norse, E.A., Brooke, S., Cheung, W.W.L., Clark, M.R., Ekeland, I., Froese, R., Gjerde K.M., Haedrich, R.L., Heppell, S.S., Morato, T., Morgan, L.E., Pauly, D., Sumaila, R. y Watson, R. (2012). Sustainability of deep-sea fisheries. *Marine Policy*, 36: 307-320.

Palanques, A., Martín, J., Puig, P., Guillén, J., Company, J.B. y Sardà, F. (2006). Evidence of sediment gravity flows induced by trawling in the Palamós (Fonera) submarine canyon (northwestern Mediterranean). *Deep-Sea Research I*, 53: 201-214.

- Paradis, S., Puig, P., Masqué, P., Juan-Díaz, X., Martín, J. y Palanques, A. (2017) Bottom-trawling along submarine canyons impacts deep sedimentary regimes. *Scientific Reports*, 7: 43332.
- Paradis, S., Masqué, P., Puig, P., Juan-Díaz, X., Gorelli, G., Company, J.B. y Palanques, A. (2018a) Enhancement of sedimentation rates in the Foix Canyon after the renewal of trawling fleets in the early XXIst century. *Deep-Sea Research Part I*, 132: 51-59.
- Paradis, S., Puig, P., Sanchez-Vidal, A., Masqué, P., García Oreallana, J., Calafat, A. y Canals, M. (2018b) Spatial distribution of sedimentation-rate increases in Blanes Canyon caused by technification of bottom trawling fleet. *Progress in Oceanography*, 169: 241-252.
- Puig, P., Canals, M., Company, J.B., Martín, J., Amblas, D., Lastras, G., Palanques A. y Calafat, A. (2012). Ploughing the deep sea floor. *Nature*, 489: 286-289.
- Roberts, J.M., Wheeler, A.J. y Freiwald, A. (2006) Reefs of the Deep: The Biology and Geology of Cold-Water Coral Ecosystems. *Science*, 312: 543-547.
- Thurstan, R.H., Brockington, S. y Roberts, C.M. (2010). The effects of 118 years of industrial fishing on UK bottom trawl fisheries. *Nature Communications*, 1: 15.
- Tobar, R. y Sardà, F. (1987). Análisis de la evolución de las capturas de gamba rosada, *Aristeus antennatus* (Risso, 1816), en los últimos decenios en Cataluña. *Informes Técnicos de Investigación Pesquera*, 142: 3-20.
- Watling, L. y Norse, E.A. (1998). Effects of mobile fishing gear on marine benthos. *Conservation Biology*, 12: 1178-1179.

Estado actual de la gestión del Cangrejo azul (*Callinectes sapidus*) en el Delta del Ebro

López, V.¹, Rivaes, S.², Puigcerver, X.³, Visauta, E.⁴ & Abelló, P.³

¹ Monverte Estudis Ambientals, 43870, Amposta. Institut d'Estudis Professionals Aquícoles i Ambientals de Catalunya (IEPAAC), 43540 La Ràpita, Tarragona.

² Reserva Natural Riet Vell - SEO BirdLife, 43870 Amposta, Tarragona.

³ Institut de Ciències del Mar (ICM-CSIC), Passeig Marítim 37-49, 08003 Barcelona.

⁴ Departament d'Acció climàtica, Alimentació i Agenda Rural, Carrer del Doctor Roux, 80, 08017 Barcelona.

ABSTRACT

Se presenta el estado de la gestión de la población de cangrejo azul, *Callinectes sapidus* en el Delta del Ebro, enmarcado en un sistema de cogestión. La información de captura y esfuerzo procede de los datos diarios (notas de venta) de las cofradías. A partir de ellos se obtiene información relevante sobre la evolución de las capturas. En paralelo se realizan muestreos biológicos mensuales (dependientes de la pesquería) en los que se obtiene información sobre la composición de las capturas (sexos, tallas, presencia de hembras ovígeras...). También se realizan regularmente muestreos independientes de la pesquería para obtener información biológica y comportamental en función de los distintos hábitats ocupados por la especie. Después de una fase inicial de gran crecimiento poblacional, en los 2-3 últimos años parece que la población tiende a estabilizarse. Así mismo, la especie muestra un patrón de distribución diferencial entre hábitats.

Distribución

El cangrejo azul, *Callinectes sapidus* (Rathbun, 1896), Brachyura: Portunidae; es una especie exótica en el Mar Mediterráneo, originaria de la costa centro-occidental del océano Atlántico. Su rango de distribución va desde Nueva Escocia (Canadá) hasta el norte de Argentina. La primera cita en el Mediterráneo es de 1949 en Venecia (Italia). Lentamente fue colonizando el Adriático, hasta los años 60, cuando se reportó por primera vez en el Mediterráneo oriental. La primera vez que se observó en el Mediterráneo occidental fue en 2003 en el Mar Menor y la primera detección en el Delta del Ebro fue en 2012, desde entonces, su expansión aumentó progresivamente y de forma exponencial. En torno a 2017, el cangrejo ya ocupaba todos los sistemas acuáticos del delta del Ebro, sus dos bahías (Alfacs y Fangar), las aguas marinas circundantes y el curso del río Ebro hasta el Azud de Xerta (2018), unos 30 kilómetros aguas arriba del Delta.

Timeline

Desde la aparición en el Delta del Ebro, se han llevado a cabo diferentes actuaciones a distintos niveles para gestionar la especie, con el objetivo de crear un Plan de Gestión que abordara la problemática que estaba causando, disminuyendo su propagación e

impacto sobre los ecosistemas locales. Por este motivo, en 2016 se autorizó la pesca profesional dirigida a la captura de la especie y se produjo la primera venta en la lonja de *La Ràpita*, iniciando así una campaña de pesca intensiva y transformándolo en un importante recurso pesquero para el sector de la zona. A partir de ese mismo instante se empezaron a dedicar esfuerzos para su estudio y fue en septiembre del año 2018 cuando se publicó el primer informe técnico dedicado al cangrejo azul: “*Diagnosi i situació actual del cranc blau (Callinectes sapidus) al Delta de l’Ebre*”, llevado a cabo por la consultoría ambiental Monverte y, con el soporte de la *Direcció General de Pesca i Afers Marítims*. En noviembre de ese mismo año se produjo la constitución del *Comitè de Cogestió del cranc blau de les Terres de l’Ebre*, del que se hablará más adelante. En 2019, se inició un programa de monitoreo con dos vertientes muy diferenciadas: por una parte, el seguimiento dependiente de las pesquerías (*Fisheries dependent information*) y por otra, las prospecciones específicas, independientes de las pesquerías (*Fisheries independent information*), con el fin de elaborar el futuro Plan de Gestión con el asesoramiento y seguimiento científico como base. En el año 2020 se publicó en la GFCM (*General Fisheries Commission for the Mediterranean*) el documento GFCM/42/2018/7, con recomendaciones y requisitos para establecer el programa regional de gestión del cangrejo azul en el Mediterráneo. Finalmente, en el año 2022, se aprobó el Plan de Gestión de la pesquera del cangrejo azul en Cataluña.

Comité de Cogestión

En el año 2018 se constituyó el *Comitè de Cogestió del cranc blau de les Terres de l’Ebre*, una herramienta de gestión adaptativa que permite adquirir información rigurosa y objetiva de primera mano y de calidad para la puesta en común de diferentes puntos de vista. Este comité está formado por varios miembros y representantes de distintos sectores implicados en la gestión de la especie, tales como:

- Los pescadores y mariscadores del territorio
- Las 5 Cofradías de Pescadores de la zona y la Federación Nacional de Pesca
- El sector científico
- Entidades vinculadas a la protección del medio ambiente (ONGs, asociaciones, confederaciones, etc.)
- La administración pública.
- El *Parc Natural del Delta de l’Ebre*. Participa como entidad observadora.

Esta estrategia de gestión proporciona igualdad para todos los sectores ya que todos tienen el mismo peso en el momento de la toma de decisiones. Además, permite una gestión adaptativa de la especie en cuanto a: definir los objetivos del plan, desarrollar e implementar estrategias de manejo y evaluar la validez de este, pudiendo ajustarlo para mejorar su efectividad y adaptarlo a las necesidades de los integrantes. Por último, facilita y agiliza los procesos burocráticos. Las reuniones son, mínimamente, bimensuales, reuniéndose, adicionalmente, siempre que sea necesario.

Programa de monitoreo

Un año después de la constitución del comité, se implementó el programa regional de pesca para el seguimiento de la población del cangrejo azul. Este monitoreo, vigente hoy en día, brinda la oportunidad de valorar la situación de las poblaciones del cangrejo azul y desarrollar un Plan de Gestión adaptado, con el objetivo de gestionar la especie y mejorar el conocimiento científico.

Para alcanzar los objetivos del programa se utilizan tres fuentes de datos distintas:

1. Capturas y esfuerzo pesquero (*Catch and effort data*)

La pesca del cangrejo azul únicamente se permite a los pescadores y mariscadores profesionales, con artes de pesca específicos, lo que permite el desarrollo de una regulación legal. Se desarrolla en cuatro ambientes característicos de la zona bien definidos y diferenciados, cada uno con diferentes modalidades de pesca para capturarlo. En primer lugar, las lagunas, donde se suelen pescar con *monetes*, gánguiles o, durante el período autorizado, pesca con *pantena*. También se capturan en el río, en el que se utilizan gánguiles y nasas, a diferencia de las bahías, donde se pesca habitualmente con *monetes* y nasas. Por último, en mar abierto, donde se suelen capturar de forma accidental (*bycatch*) en trasmallos, arrastre u otros aparejos de pesca dedicados al marisqueo tales como *cargoleres* o *rastrell de cadenes*.

Los datos se obtienen a partir de las notas de venta diarias que reporta cada lonja para cada uno de los puertos de las cinco cofradías que forman parte del comité; y son facilitados por la *Direcció General de Política Marítima i Pesca Sostenible*.

Desde el inicio de la venta del cangrejo azul en las lonjas en 2016, se han capturado más de 1440 toneladas de cangrejo azul, lo que supuso unos ingresos para el sector de más de 4.5 millones de euros, con un precio medio de 3.6€/kg, representando así el 2% de la facturación en capturas de Catalunya, el 99% de ellas en el Delta del Ebro. Como se observa en la Figura 1, el año 2020 fue el año con más capturas a la vez que es uno de los años con el precio por quilo más barato. En el año 2021, hay una pequeña disminución en las toneladas capturadas y sube el precio medio por quilo respecto a los dos años anteriores de modo que, aun teniendo menos toneladas que 2019 y 2020 es el año con una facturación más elevada. En cuanto al año 2022 no es representativo ya que todavía no se dispone de los datos del año completo.

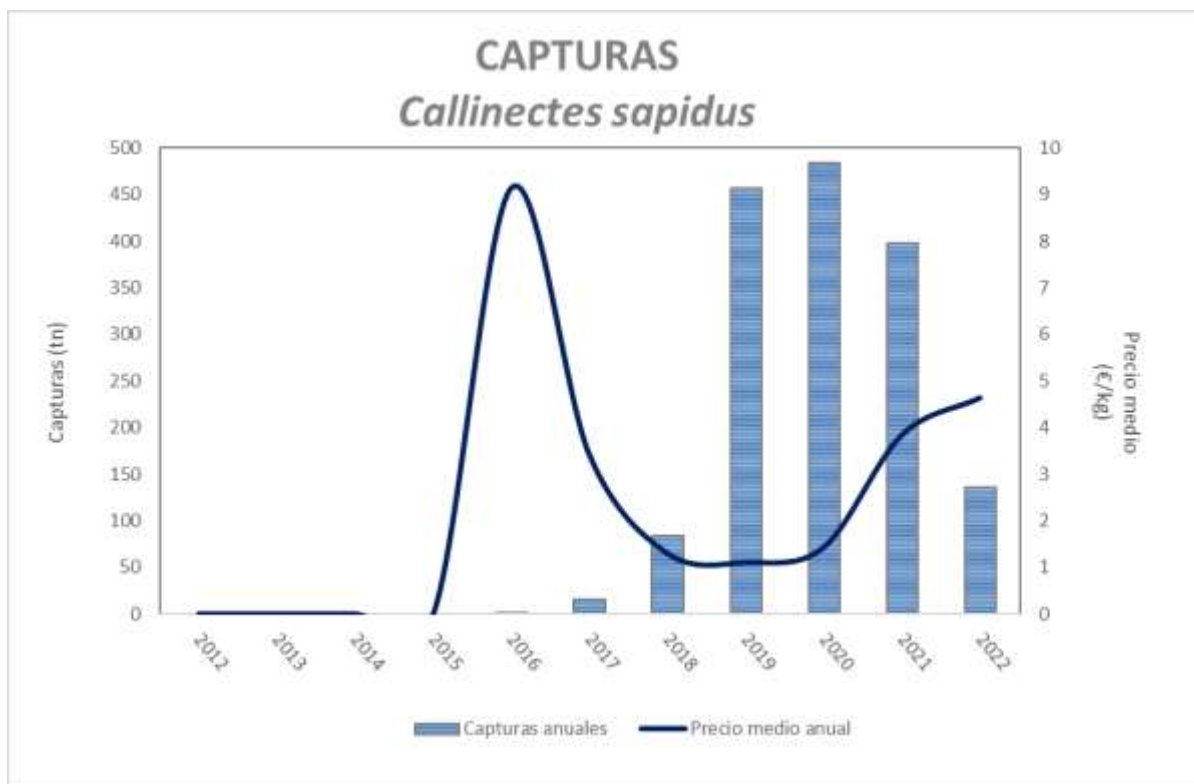


Figura 19. Capturas (kg) de cangrejo azul y precio medio anual (€/kg) desde el 2012 hasta la actualidad.

En la Figura 2 se ve representada la comercialización de las capturas en función del ambiente en el que han sido capturados. En las bahías se captura el 68% de los cangrejos azules que se comercializan, seguido del río Ebro, del que proceden un 20% de las capturas. Las lagunas y el mar abierto corresponden a los porcentajes más bajos, siendo 9% y 3%, respectivamente.



Figura 20. Comercialización de las capturas disgregada en ambientes.

Los meses con más capturas se concentran entre los meses de julio y noviembre, coincidiendo con la época que el agua está más caliente, por lo que los animales presentan más movilidad. Estas fechas coinciden con la época del año que se venden a menor precio. Por lo contrario, de diciembre a junio son los meses que presentan menor número de capturas, por ende, son los meses en los que más se factura.

Por lo que se refiere a la evolución de la CPUE (capturas por pescador o embarcación), tanto en la zona fluvial como en el interior de la bahía, éstas son significativamente más elevadas que en la zona marina. En ambos ambientes se aprecia una disminución de las capturas de enero a mayo. Por lo general, las capturas de cangrejo azul en el mar del Ebro son superiores en las zonas de poca profundidad (menos de 20 m) y a menos de 3 millas de la costa. Por otra parte, las máximas capturas a más de 3 millas de la costa proceden de las embarcaciones de arrastre y se producen justo después del período de veda.

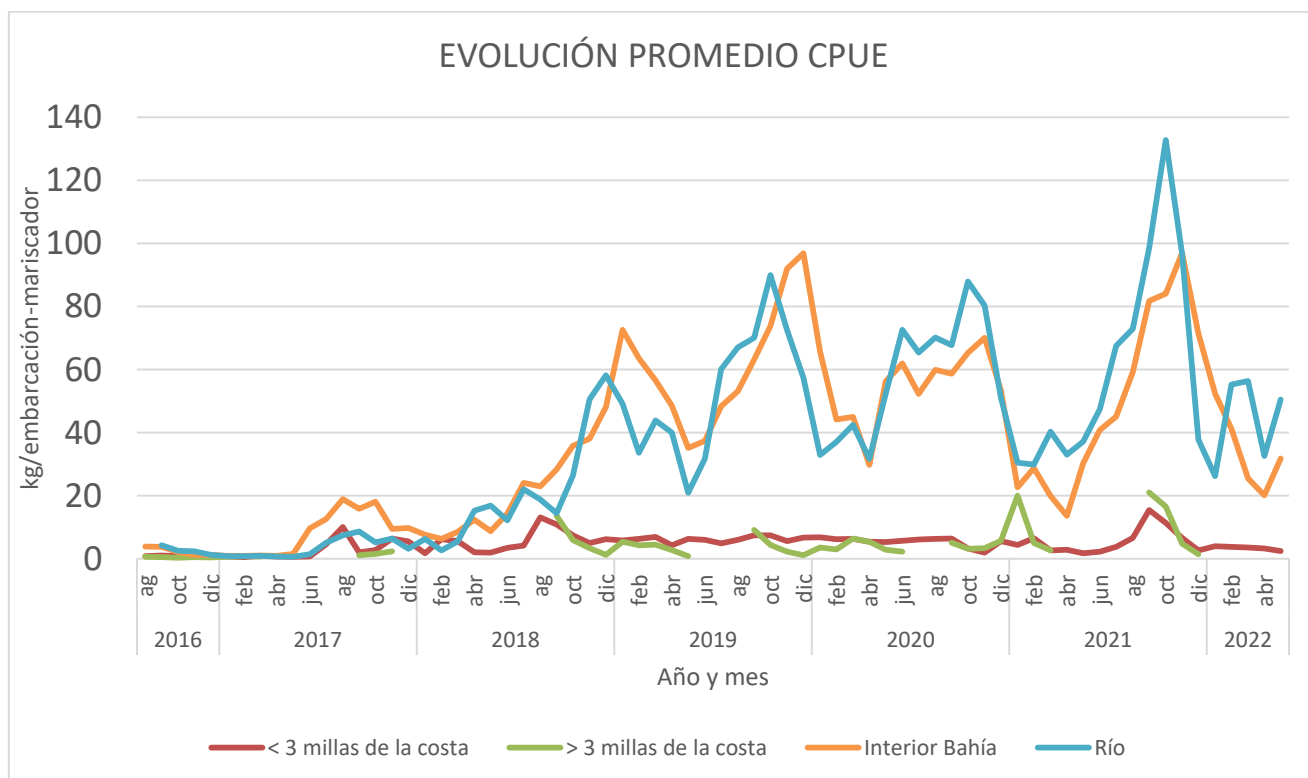


Figura 21. Evolución mensual de la CPUE (kg/embarcación-mariscador) desde la primera nota de venta hasta mayo de 2022, según el ambiente de pesca.

2. Información dependiente de las pesquerías (*Fisheries dependent information*)

La información dependiente de las pesquerías se obtiene a través de muestreos mensuales que se llevan a cabo en la *Confraria Verge del Carme* de la Ràpita. Desde que se empezó con estos muestreos en el año 2019 ya se han procesado más de 10.400 ejemplares procedentes de unos 323 mariscadores y/o embarcaciones. Se recogen datos

biométricos y otros aspectos morfológicos de los cangrejos, así como información sobre dónde y cómo se han capturado los animales. Gracias a toda esta información recogida a lo largo de estos cuatro años, se ha podido sectorizar los ambientes y diferenciarlos por estratos. Esta estratificación permite ver las migraciones biológicas de la especie, relacionadas con las mudas, la reproducción y la puesta y, en consecuencia, conocer cómo se distribuye esta especie y que compartimentos ecológicos ocupa en las distintas etapas de su ciclo vital en el Delta del Ebro. Además, proporciona información sobre la estructura temporal de tallas capturadas por sexo y por hábitat.

Los histogramas nos muestran la estructura poblacional de la especie en los diferentes estratos, se puede apreciar que la población presenta un rango de tamaño amplio, que va de los 69 a los 208 mm de anchura del caparazón. Se constata el establecimiento de la especie en varias clases de edad, si bien carece de juveniles de tamaños inferiores a los 70 mm debido, principalmente, a los métodos de pesca empleados que presentan una luz de malla elevada para capturar ejemplares de tallas pequeñas.



Figura 22. Distribución de los estratos considerados en las prospecciones dependientes de la pesquería comercial: SBN, ambiente de bahía litoral con influencia de agua dulce (sector Norte) i de profundidad inferior a 5 metros; SBS, bahía litoral (sector Sur) alejada de la zona de influencia de agua dulce; DB, aguas profundas de la bahía (más de 5 metros de profundidad); SC i DC, canal de comunicación de la bahía con el mar a profundidad inferior y superior de 5 m, respectivamente; SM, aguas marinas de la plataforma continental y a una profundidad inferior a 10 metros y DM, aguas marinas de la plataforma continental y a una profundidad superior a 10 m.

Por lo que se refiere a la frecuencia de los rangos de talla según los estratos, se aprecia una clara segregación por sexos. Así, los machos se encuentran poco representados en el medio marino del mar del Ebro, especialmente en aguas de profundidades más elevadas o en zonas más lejanas de la costa. Sin embargo, casi la totalidad de las hembras ovígeras se capturan en esta zona exterior (mar del Ebro). Además, especialmente en agosto, octubre y noviembre, se detecta un elevado porcentaje de hembras que han expulsado los huevos recientemente (desovadas), demostrando la migración de éstas para facilitar la supervivencia de la progenie. Paralelamente, no se detectan ejemplares juveniles o de tamaños inferiores a 100 mm en zonas alejadas de la costa. En cambio,

éstos sí aparecen en el canal de comunicación entre la bahía y el mar del Ebro, así como en el interior de la bahía.

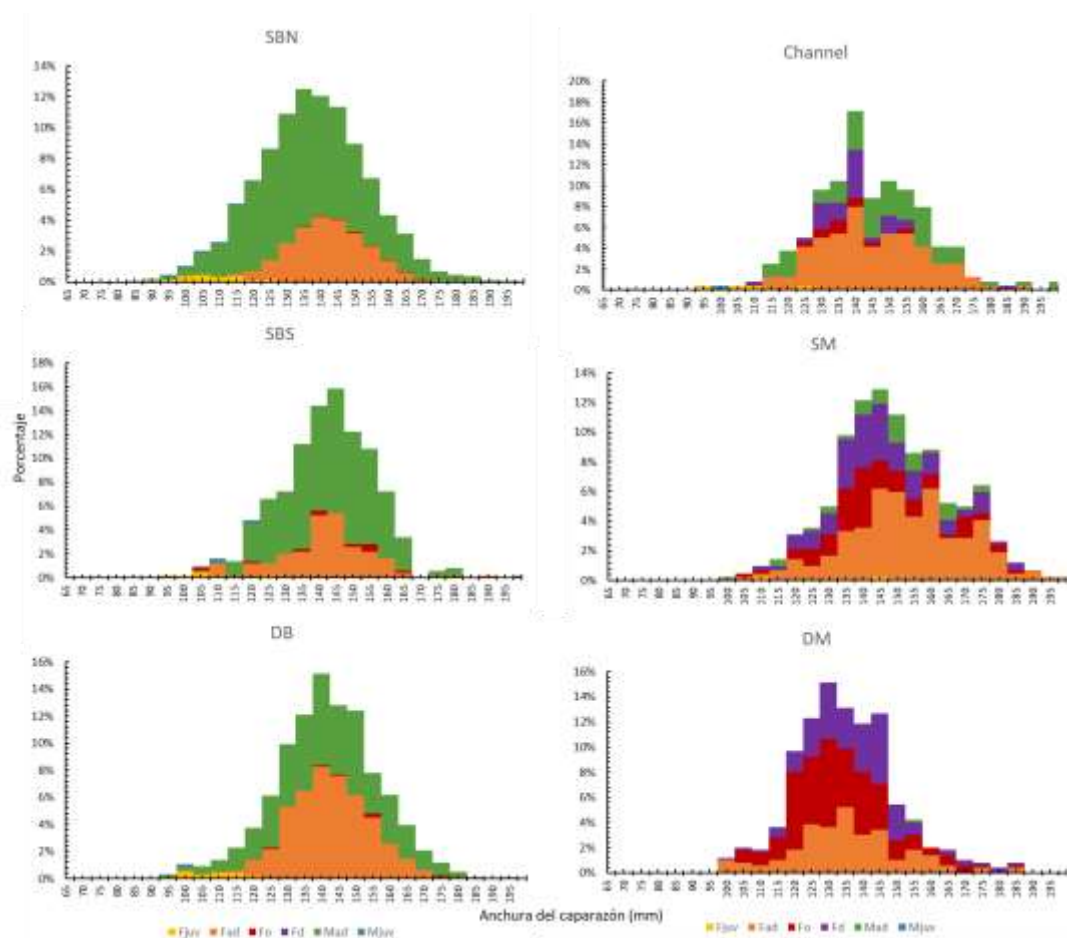


Figura 23. Porcentaje de rangos de talla (clases de talla de 5 mm) según el sector prospectado, se diferencian los sexos: Mad, macho adulto (verde); Mjuv, macho juvenil (azul); Fjuv, hembra juvenil (amarillo), Fad, hembra adulta (naranja); Fo, hembra ovígera (rojo), Fd, hembra que ha empezado a desovar (morado).

3. Información independiente de las pesquerías (*Fisheries independent information*)

En cuanto al muestro independiente de las pesquerías, se realiza para obtener información más detallada sobre el cangrejo azul y su distribución. Se trata muestreos bimensuales donde se disponen trampas tipo nasa durante 24h en diferentes puntos, escogidos estratégicamente por todo el Delta y cubriendo la totalidad de ambientes caracterizados. Los cangrejos capturados mediante este método se procesan biológicamente. Se toman datos biométricos, se determina el sexo y se obtiene información de madurez gonadal (y otros aspectos) gracias a la extracción de las gónadas, las cuales se pesan y se categorizan según el estado de madurez en el que se encuentran. Adicionalmente, se complementa con otra información que permite detallar

mucho más la distribución de los individuos de esta especie durante su ciclo reproductivo, así como otros aspectos de interés para la pesquería.

Aunque todavía no hay resultados robustos sobre estos datos, se sabe que el cangrejo azul se distribuye por todo el Delta del Ebro.

Las mayores abundancias se encuentran en la zona de la desembocadura del río y, a medida que subimos río arriba y, la cuña salina desaparece, éstas van disminuyendo. El azud de *Xerta* constituye una barrera física importante para limitar la distribución de la

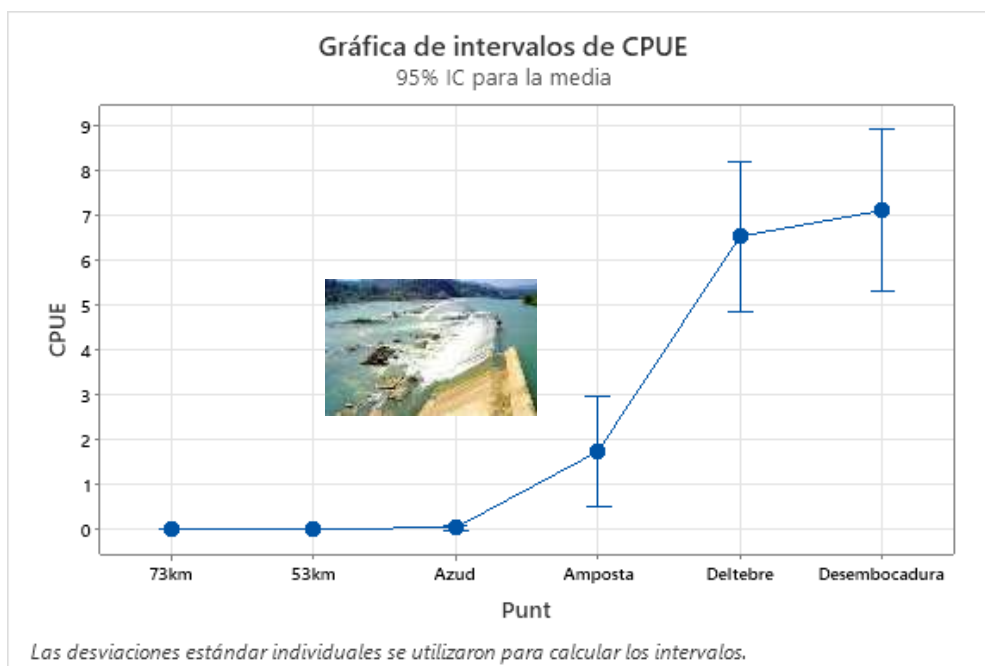


Figura 24. Promedio de CPUE (número de ejemplares/trampa/día) por punto de pesca en el río Ebro: 73km (Mora de Ebro), 53km, aguas arriba del Azud de Xerta; Azud, aguas abajo del Azud de Xerta; Amposta, a 25 km de la desembocadura; Deltebre, a 10 km de la desembocadura y Desembocadura, a 2km aguas arriba de la desembocadura.

especie río arriba.

En cuanto a las lagunas, queda patente la idoneidad para albergar poblaciones de cangrejo azul que encuentra un hábitat de aguas someras favorable y con abundancia de recursos y vegetación para poder crecer y aparearse. Así, más del 90% de las hembras capturadas habían sido inseminadas recientemente. Sin embargo, al igual que en las zonas donde la especie es nativa, ésta debe realizar migraciones a zonas más salinas para liberar la puesta. En la laguna de la Encañizada, se detectaron migraciones masivas (más de 60 ejemplares por trampa) de hembras hacia la bahía en otoño. Por lo tanto, Parece que, en el Delta, el desarrollo gonadal se finaliza en la bahía o en el mar del Ebro. Por lo que respecta a la bahía, se han detectado hembras ovígeras en verano, especialmente en las zonas más profundas. Este hecho nos podría indicar que un pequeño porcentaje de hembras permanecen en el interior de la bahía donde incluso podrían desovar. Por último, la zona exterior del Delta, en mar abierto, es donde se encuentran la mayor parte de hembras ovígeras, así como en estados de maduración más avanzados, coincidiendo con los resultados dependientes de la pesquería profesional.

En resumen, los muestreos independientes de las pesquerías son una herramienta muy potente que proporciona información muy detallada que permite pulir la gestión y adaptarla al comportamiento de esta especie en la zona del *Delta de l'Ebre*.

Impactos y estrategias de difusión

El cangrejo azul es una especie exótica con un elevado potencial invasor, por lo que su llegada ha perjudicado a otras pesquerías además de alterar el ciclo natural de los ecosistemas, afectando a la biodiversidad autóctona de la zona ([Clavero et al. 2022](#)).

En estas circunstancias es importante mencionar todas las estrategias de difusión que se están llevando a cabo para promover el conocimiento de esta nueva especie como un recurso pesquero. De esta manera se incentiva el consumo de la especie y se mantiene el precio en el mercado, ayudando a la economía del sector pesquero, el más afectado en el momento de su aparición y favoreciendo la propia estrategia de minimización de la especie. Por el contrario, el objetivo no es llegar a erradicar la especie, lo cual se considera inviable por muchas razones, sino mantener las poblaciones a niveles poblacionales bajos, para permitir que la biodiversidad autóctona de los ecosistemas que está ocupando pueda recuperar sus poblaciones iniciales o, en su estado más próximo, buscando así un equilibrio.

Algunas de las estrategias de difusión que se han hecho en los últimos años son las siguientes:

http://mediambient.gencat.cat/es/05_ambits_dactuacio/patrimoni_natural/especies_exotiques_invasores/llista-especies/no-catalogades/crustacis/cranc-blau/

<https://www.euronews.com/green/2022/05/31/managing-the-growing-number-of-non-indigenous-species-in-the-mediterranean-sea>

<https://www.ccma.cat/tv3/alacarta/30-minuts/cranc-blau-la-plaga-a-taula/video/6073886/>

Título: Ecología e impacto del cangrejo azul Atlántico en lagunas costeras, estuarios y aguas adyacentes del Mediterráneo Español (ECESIS) PID2020-118476RR-C21

Patricia Prado^{1,2}, Ignasi Gairin¹, Margarita Fernández¹, Carmen Barberá³, Elena Barcala⁴, Elena Guijarro⁴, Alfonso Ramos³, Miguel Rodilla⁵ y Silvia Falcó⁵

1. IRTA-La Ràpita. Ctra. Poble Nou km 5.5. 43540. La Ràpita, Tarragona
2. IMEDMAR-UCV. Av. del Port, 15. 03710. Calpe, Alicante.
3. CIMAR-UA. Partida Bancal de la Arena, 35. 03130, Alicante.
4. IEO-San Pedro del Pinatar. C/ El Varadero, 1. 30740. Lo Pagan, Murcia.
5. Escuela Politécnica Superior de Gandía-UPV. C/ Paranimf, 1. 46730. Gandía, Valencia

Descripción: En los últimos años se han puesto en marcha una serie de estudios para investigar la expansión del exótico cangrejo azul del Atlántico (*Callinectes sapidus*) en varias localidades del Mediterráneo español, pero hasta ahora, diferentes grupos de investigación han realizado estas observaciones de forma aislada. Por ejemplo, el primer informe de *C. sapidus* en el Delta del Ebro (Tarragona), fue realizado por investigadores del IRTA de Sant Carles de la Ràpita (Castejón y Guerao, 2012); en la Albufera y Gandía (Valencia), por la Universidad Politécnica de Valencia; en Santa Pola - Lagunas El Hondo y la desembocadura del río Segura (Alicante) por la Universidad de Alicante; y últimamente en el Mar Menor (Murcia) y Baleares por el Instituto Español de Oceanografía. Mientras tanto, las capturas cangrejo azul no han parado de aumentar, aunque hasta el momento, solo existe una pesquería específica en el Delta del Ebro, cogestionada por el gobierno regional y los pescadores (Comité de Cogestión del Cangrejo Azul de las Tierras del Ebro o CCCBTE). Sin embargo, la información disponible sobre la biología y ecología de esta especie en nuestras aguas sigue siendo muy escasa, especialmente considerando el posible impacto negativo causado sobre la pesquería de bivalvos comerciales (Prado et al., 2020, así como sobre especies protegidas, y el funcionamiento general de los ecosistemas invadidos (Prado et al., 2021).

Se deben tomar en consideración varios factores para estimar el impacto potencial de esta especie introducida hace unos 10 años: i) su velocidad de propagación (a escalas espacial y temporal); ii) su gran capacidad de migración a gran escala a través de ambientes marinos, estuarinos, hipersalinos y de agua dulce dentro de su ciclo de vida; iii) su presencia establecida en parajes protegidos sensibles como el Parque Natural del Delta del Ebro (Tarragona), la Albufera (Valencia), las Salinas de Santa Pola-El Hondo (Alicante) y la laguna costera del Mar Menor (Murcia); y iv) la información dispersa sobre *C. sapidus* disponible hasta el momento en estas áreas.

Para abordar estos aspectos, el proyecto se divide en dos subproyectos diferenciados liderados por IRTA-UPV (subproyecto 1: Enfoque experimental de la ecología trófica y los impactos en el ecosistema del cangrejo azul del Atlántico (*Callinectes sapidus*): herramientas de control y evaluación socioeconómica) y Universidad de Alicante-IEO Murcia (subproyecto 2: Poblaciones, pesquerías y gestión del cangrejo azul atlántico (*Callinectes sapidus*) en el Mediterráneo español) respectivamente.

Subproyecto 1: Se centra en la ecología trófica e impactos ecológicos del cangrejo azul en las distintas áreas de estudio del Mediterráneo español (Delta del Ebro, Albufera, Mar Menor, y Lagunas de Santa Pola y el Hondo). Sus principales objetivos son:

- 1) Identificar la presencia de especies protegidas o comercialmente importantes en la dieta del cangrejo azul y evaluar la posición trófica de la especie en las distintas regiones, hábitats y tallas de edad mediante el uso de isótopos estables, métodos clásicos de evaluación de contenidos estomacales y metabarcoding.
- 2) Evaluación de impacto de *C. sapidus* en especies mediterráneas clave como son los bancos naturales de bivalvos y otras especies cangrejos, así como su posible control por depredadores locales (pulpo, peces, y la tortuga boba) mediante una aproximación experimental de interacciones depredador-presa y de competencia.
- 3) Incorporar toda la información recogida en un modelo de red trófica utilizando el software Ecopath con Ecosim que permite simular el impacto en las redes tróficas y los posibles efectos de su pesca, y otro de AQUATOX para simular cambios fisicoquímicos abióticos en el ecosistema utilizando la Albufera de Valencia como modelo de trabajo.
- 4) Explorar la transferencia de toxinas marinas (toxinas paralizantes) en el cangrejo azul mediante la depredación de bivalvos marinos durante episodios de proliferaciones de fitoplancton tóxico y la duración del periodo de desintoxicación con el fin de garantizar el consumo humano seguro de la especie.
- 5) El subproyecto evaluará la posible implementación de trampas de larvas (colectores) como método de control para minimizar el reclutamiento bentónico en hábitats de conservación prioritarios como por ejemplo las lagunas costeras.

Subproyecto 2: Se centra en la evaluación de las abundancias poblacionales de cangrejo azul con métodos dependientes e independientes de las pesquerías, así como en el seguimiento de los estadios de madurez sexual de las hembras en las distintas localidades y hábitats. Sus principales objetivos son:

- 1) Valorar la abundancia de la especie en distintos hábitats y salinidades a lo largo de la costa Mediterránea Española (i.e., Delta del Ebro, Albufera, Salinas de Santa Pola y El hondo, y Mar Menor) mediante la colocación de trampas del mismo tipo que las ya utilizadas en seguimientos similares por parte del CCCBTE.
- 2) Evaluar las tendencias temporales en las abundancias pesqueras de la especie en las distintas lonjas de Cataluña, Comunidad Valenciana y Murcia. Investigar el posible efecto de la especie en las capturas de otras especies de interés comercial.
- 3) Determinar el ciclo de maduración gonadal en las diferentes regiones de muestreo y hábitats evaluados (e.g., Río Ebro, lagunas costeras, bahías y mar exterior en el caso del Delta del Ebro).

Novedades del proyecto:

- 1) Caracterización de la dieta del cangrejo azul en las zonas de estudio. Una particular novedad será la aplicación del metabarcoding, ya que existen muy pocas referencias en crustáceos, y ninguna con *Callinectes sapidus*.
- 2) Evaluación de la capacidad depredadora de diferentes especies mediterráneas, entre ellas el pulpo, la anguila y la tortuga boba sobre las poblaciones de cangrejo azul en función de la talla de depredador y presa.
- 3) Evaluación de la depredación de *C. sapidus* sobre especies de bivalvos en función de su capacidad de enterramiento, grado de dureza de la concha, y palatabilidad.
- 4) Evaluación de la competencia con otras especies de cangrejo nativas en función de la talla y agresividad. También se evaluará la potencia de las pinzas como mecanismo de mediación del resultado de la interacción.
- 5) Elaboración de modelos de red trófica en Ecopath con Ecosim para simular el impacto en las redes tróficas y los posibles efectos de su pesca, y otro de AQUATOX para simular cambios fisicoquímicos abióticos.
- 6) Evaluación de la transmisión de toxinas marinas en la red trófica del cangrejo azul con el fin de garantizar el consumo seguro del producto.
- 7) Valorar la posible implementación de métodos de control alternativos a la pesca mediante la colocación de captadores de larvas en zonas de entrada a hábitats vulnerables y de interés de conservación como son las lagunas costeras.

Referencias:

- Castejón, D., Guerao, G. (2013). A new record of the American blue crab, *Callinectes sapidus* Rathbun, 1896 (Decapoda: Brachyura: Portunidae), from the Mediterranean coast of the Iberian Peninsula. *BioInvasions Records*, 2(2), 141-143.
- Prado, P., Peñas, A., Ibáñez, C., Cabanes, P., Jornet, L., Álvarez, N., Caiola, N. (2020). Prey size and species preferences in the invasive blue crab, *Callinectes sapidus*: Potential effects in marine and freshwater ecosystems. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 245, 106997.
- Prado, P., Ibáñez, C., Chen, L., Caiola, N. (2022). 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*, 45(3), 839-855.

El problema del relevo generacional en la pesca del Mediterráneo español

Márquez-Escamilla, Andrea; Herrera-Racionero, Paloma; Miret-Pastor, Luis; Pastor-Gimeno, Pepe.

Instituto de Investigación para la Gestión Integral de las Zonas Costeras (IGIC).
Universitat Politècnica de València.

Introducción

La pesca es una actividad amenazada y la lista de motivos es larga y variada: sobreexplotación de los recursos; contaminación; efectos del cambio climático; introducción de especies exóticas invasoras; falta de rentabilidad económica... pero la lista no acaba con las cuestiones ambientales y económicas, sino que también existen otras cuestiones sociales que, muy frecuentemente, suelen estar al margen de las investigaciones científicas y suelen olvidarse por las medidas y normativas de la Política Pesquera Común (PPC). Nos referimos a grandes problemas, entre los cuales tal vez destaquen la falta de relevo generacional, objeto de nuestro estudio, la falta de participación ciudadana y la diferenciación de las labores desempeñadas según los roles de género.

Todos estos factores sociales impactan de manera negativa en el ejercicio de la actividad pesquera a nivel global, y por supuesto, la región del Mediterráneo español no es una excepción, viéndose especialmente afectada la pesca de artes menores.

Así, ante la falta de cuerpo de conocimiento sobre los problemas del sector en general y, del relevo generacional en concreto, el objetivo de este trabajo es analizar la situación de la pesca en esta zona geográfica, como base para pensar, contextualizar y orientar medidas que atiendan a la dimensión sociolaboral de la pesca.

Metodología

A fin de situar la investigación en el Mediterráneo español y conocer el estado de su flota pesquera, haciendo especial hincapié en la proyección laboral del sector, se ha llevado a cabo un análisis mixto: cuantitativo y cualitativo.

Por un lado, mediante la estadística descriptiva, se ha estudiado la evolución temporal y la relación que guardan un par de indicadores seleccionados por la información que pueden aportar. Estos son: número de embarcaciones y número de afiliados al REM según grupos de cotización, sexos y edades.

Los respectivos datos, comprendidos en un periodo temporal de 14 años (2006-2020), se han obtenido de las bases disponibles del Ministerio de Agricultura, Pesca i Alimentación (MAPA) así como de las no publicadas, pero que han sido solicitadas, del Instituto Social de la Marina (ISM).

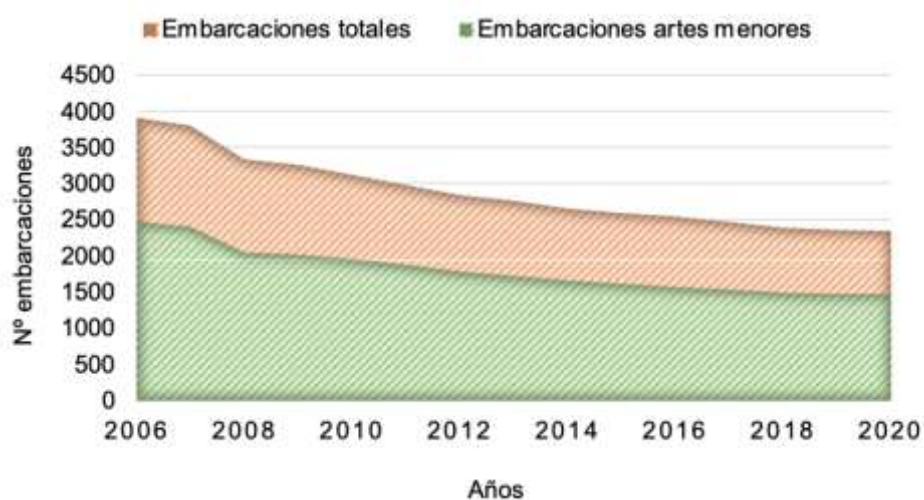
Por otro lado, se profundizó en este análisis cuantitativo previo con de la realización de 28 entrevistas semiestructuradas y grupos de discusión dirigidos a pescadores/as y representantes de cofradías, seleccionados por medio de la técnica de 'bola de nieve' (Noy, 2008). Más allá de los datos, se trataba de establecer las causas, factores influyentes y actuaciones posibles para abordar el problema objeto de estudio, desde el propio punto de vista de las personas afectadas.

Resultados

Iniciamos el análisis con los resultados cuantitativos, se puede consultar un análisis ampliado y más detallado en Márquez Escamilla et al (2022).

Los resultados estadísticos muestran, cada uno desde su perspectiva, la crisis en la que está sumergida la pesca del Mediterráneo español. En la Figura 1 se observa una clara regresión de la flota pesquera. Desde 2006 hasta 2020 el número de embarcaciones ha disminuido un 40%, viéndose afectadas tanto las artes menores (estas en especial por representar más de la mitad de la flota), como el arrastre, el cerco y el palangre.

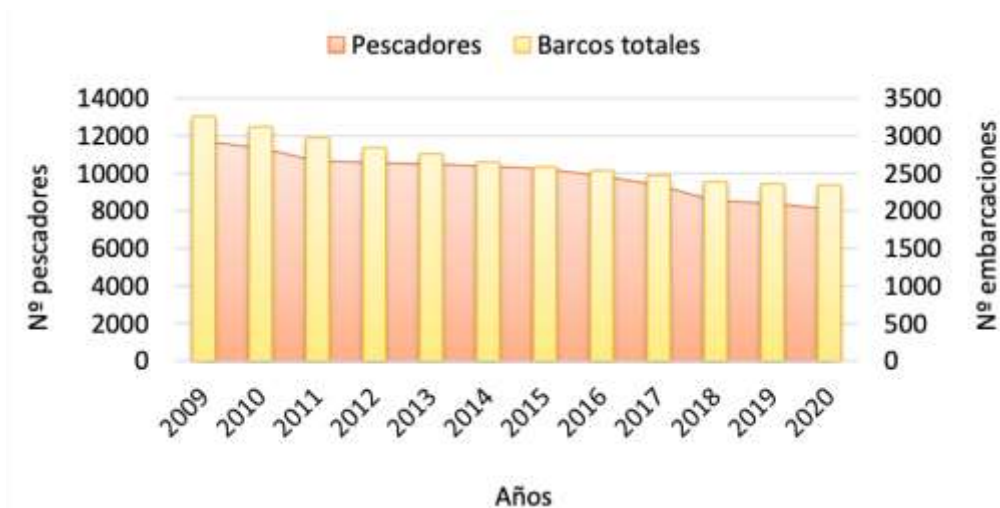
Figura 1. Evolución del número de embarcaciones pesqueras total y de artes menores para el período 2006-2020



Fuente. Elaboración propia a partir de datos de MAPA (2021)

Esta tendencia a la baja es asimismo observable en el número de pescadores que están afiliados al Régimen Especial del Mar (REM). Con una evolución similar a la de las embarcaciones como muestra la Figura 2, en este caso la pérdida es un poco menor, del 30%. Lo que se traduce en 3.628 pescadores menos en el Mediterráneo, del 2009 al 2020.

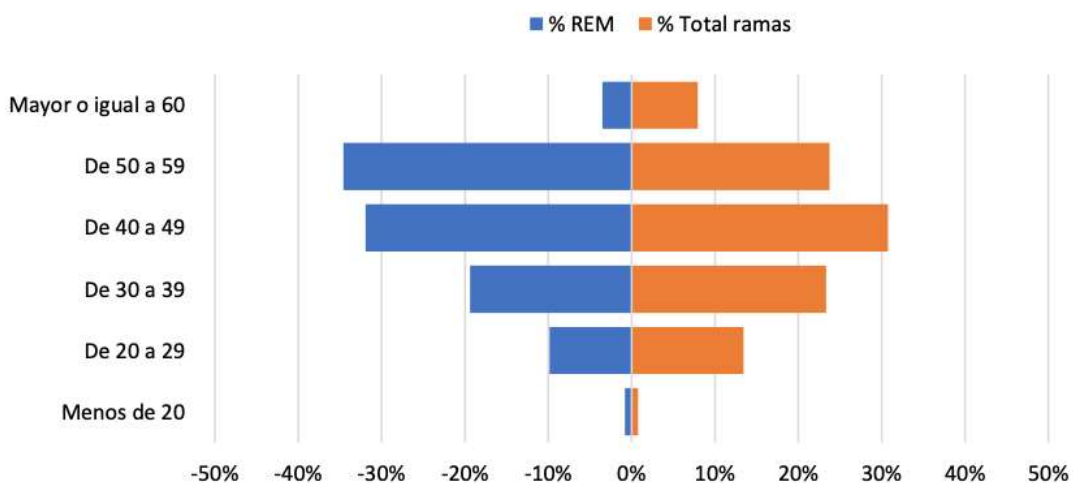
Figura 2. Evolución del número de embarcaciones pesqueras total y de pescadores para el período 2009-2020



Fuente. Elaboración propia a partir de datos del ISM, MAPA (2021)

Para comprender mejor este descenso en el número de afiliaciones se estudiaron los datos según grupos de edad. Considerando que en nuestro país los pescadores pueden jubilarse hasta diez años antes que los trabajadores en general (esto es, a los 55-57), la siguiente gráfica evidencia el envejecimiento del sector; ya que, la mayor parte de los pescadores se encuentran en edad de jubilación o en un horizonte a 5-10 años de alcanzarla.

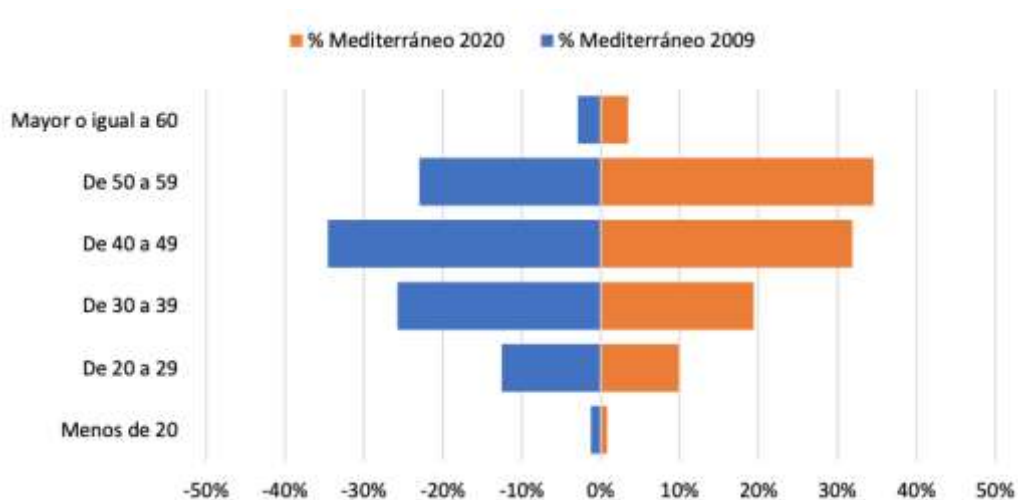
Figura 3. Pirámide de edad de las afiliaciones al REM y al total de ramas de la Seguridad Social (SS) para el año 2020



Fuente. ISM (2021)

Un envejecimiento que, además ha ido progresando en el tiempo, de acuerdo con la Figura 4, pues la edad media de los pescadores ha aumentado, de 2009 a 2020, en 3 años.

Figura 4. Pirámide de edad de las afiliaciones al REM el año 2009 vs. 2020



Fuente. ISM (2021)

Esta marcada regresión del sector, como veníamos adelantando en el estudio cuantitativo, es constatada por las personas entrevistadas durante el estudio cualitativo. De hecho, perciben que “la pesca está enferma” y que el futuro que le augura al sector es incierto, e incluso desolador (“esto se va a perder”).

Son múltiples las causas que han conducido a la situación actual, dificultando el acceso de las nuevas generaciones, y por tanto el relevo de ese más del 50% de la flota actual que está cerca de la jubilación. Entre algunas, los pescadores señalan el hermetismo interno del sector que ha contribuido a la escasa visibilidad del oficio de la pesca en la sociedad:

“Siempre ha sido un sector muy cerrado de familias”

“Cualquier niño ha visto a un mecánico, a un obrero, a un electricista... A nosotros no nos ven”

Y al que nada ha favorecido el hermetismo externo, ejercido desde las administraciones al no existir una participación real y activa de los pescadores en la redacción e implementación de medidas y políticas.

“Nos tienen apartados”

“Nunca nos han preguntado nada”

Teniendo por resultado, un desfase de las mismas respecto la realidad del terreno donde se aplican. Sin olvidar, además, las crecientes presiones burocráticas, controles y restricciones impuestas que dificultan las labores diarias pesqueras.

“El tema burocrático es algo alucinante y todas las administraciones se lo están quitando de encima y se lo están dando a ellos [los pescadores] y se ahogan”

Por si la dureza y las trabas administrativas de este oficio apenas conocido, al que pocas personas acceden si no es mediante herencia familiar, no fueran pocos obstáculos para atraer nuevas generaciones al sector, cabe señalar la inseguridad de los ingresos.

“Levantarte tan pronto sin saber lo que vas a ganar es jodido, es duro”

“La gente con jornales inseguros no va a ir al mar”

Es evidente que, tanto para quien conoce el mundo de la pesca, como para quien no, estas cuestiones restan atractivo y refuerzan la invisibilización de este oficio de artesanos de cara a la juventud, que ni tan siquiera entre las opciones para escoger en qué formarse, en los institutos y centros formativos públicos, puede encontrar la pesca.

“A mí el título de patrón ni se me ha subvencionado ni nada. Pero es que te caduca y, como lo tengas caducado ya no te embarcas. Eso a un abogado no le pasa”

No obstante, los mismos pescadores proponen algunas alternativas que, conjugadas unas con otras, pues no hay una única solución cuando se trata de problemas tan complejos, puedan ayudar a fomentar la entrada de nuevos jóvenes al sector: 1) establecer un salario base para pescadores que les ampare durante las jornadas de “mal tiempo” o cuando no hay mucho pescado; 2) ofertar y subvencionar cursos formativos en las propias cofradías, tal como se hacía antes; 3) permitir a los jóvenes interesados en el trabajo de la pesca que puedan embarcarse de manera previa a la realización de los cursos (o a la inversión económica y de tiempo que requieren), siempre bajo la responsabilidad del patrón y un seguro; 4) promocionar el oficio desde los centros educativos; 5) realizar jornadas informativas dirigidas al conjunto de la ciudadanía.

Conclusiones

La crisis de la pesca en el Mediterráneo español es una crisis ambiental y económica, pero también social. El oficio de pescador en nuestras costas es un oficio milenario, pero son múltiples y diversas las causas que amenazan su continuidad. Hay causas ambientales como la degradación del medio marino o la sobreexplotación de los caladeros, pero también económicas como el estancamiento de los precios de venta o el incremento de los costes energéticos.

La falta de relevo generacional es uno de los grandes problemas a los que se enfrenta la pesca en el Mediterráneo. El sector ha podido paliar parcialmente este problema a partir de la inmigración, pero aún así las cifras y la percepción de los pescadores nos indican que estamos ante un problema importante.

Las entrevistas a los pescadores nos confirman lo que los números ya nos indicaban, la escasa llegada de nuevos jóvenes a las embarcaciones e incluso las dificultades para encontrar en muchos momentos marineros, maquinistas o patronos. A fin de seducir a las nuevas generaciones para que ingresen en el sector los entrevistados proponen medidas que favorezcan la contratación y que garanticen una estabilidad económica, de igual manera que ofrecen otros oficios y profesiones. El sector ha de mejorar su visibilidad y atractivo, para ello es necesario posicionarse como un sector de proximidad, local y sostenible; igualmente ha de trabajar en campos como la diversificación pesquera que planteen alternativas a la pesca tradicional, pero sobre todo a de ser un sector sostenible, empezando desde el punto de vista ambiental, mostrándose como parte de la solución a los problemas ambientales que sufre el mar. Pero también sostenible desde el punto de vista económico, la atracción de nuevas generaciones de pescadores pasa por hacer la pesca rentable, lo que implica trabajar en marca, etiquetaje, comercialización, precios... Solo así lograremos un sector sostenible medioambiental, económica y socialmente sostenible.

Financiación

Esta investigación ha sido financiada por el Ministerio de Economía y Competitividad español a través del proyecto PID2019-105497 GB-I00, Los Fondos Europeos de Pesca, Oportunidades para el sector pesquero a través de la diversificación y la gestión de los GALP (DivPesc).

Bibliografía

MAPA (2021). Estadísticas Pesqueras: Estadística de la Flota Pesquera. 2006–2020.

Disponible online: <https://www.mapa.gob.es/es/estadistica/temas/estadisticas-pesqueras/pesca-maritima/estadistica-flota-pesquera/> (acceso 14 diciembre 2021).

Márquez Escamilla A, Herrera-Racionero P, Pastor Gimeno J, Miret-Pastor L. The Artisanal Fishing Sector in the Spanish Mediterranean: A Sector with a Long History and an Uncertain Future. *Journal of Marine Science and Engineering*. 2022; 10(11):1662. <https://doi.org/10.3390/jmse10111662>

Noy, C. (2008). Sampling knowledge: The hermeneutics of snowball sampling in qualitative research. *International Journal of social research methodology*, 11(4), 327-344.

ISM (2021). Datos Afiliación al Régimen Especial del Mar en España Por Sexo, Clases de Edad y Grupos de Cotización. 2020, No publicados.

Investigació i difusió del patrimoni marítim: el cas de Palamós i la Universitat de Girona

Juan-Luis Alegret

Càtedra d'Estudis Marítims

Fundació Promediterrània - Universitat de Girona– Ajuntament de Palamós

Octubre 2022

Palamós és una petita vila del litoral mediterrani català on, des de fa ja més de vint anys, es va començar a treballar culturalment la seva vinculació tradicional amb el mar. Aquesta decisió es va prendre quan ja es començava a intuir l'esgotament del model turístic tradicional basat en el "sol i platja". Es tractava d'anar reelaborant la seva pròpia identitat, ampliant coneixements i programant ofertes culturals vinculades a les activitats marítimes que sempre havien conformat la seva vida com a comunitat de pescadors, port comercial i d'esbarjo i destinació turística.

El primer equipament cultural que es va crear l'any 2001 va ser el Museu de la Pesca de Palamós. Anterior al moment de la seva creació es va produir un llarg debat sobre quina forma hauria de prendre aquest Museu, si s'hauria d'anomenar *museu*, ja que en alguns llocs de la mediterrània, es començaven a construir grans equipaments culturals com aquaris, o es començaven a reformular o redissenyar antics museus temàtics vinculats al món marítim. Es va decidir fer una aposta arriscada, sense precedents en l'àmbit mediterrani i amb un fort contingut patrimonial local, com va ser la apostar per la creació d'un museu dedicat exclusivament a la pesca marítima de la regió de la Costa Brava.

Donada la consolidació creixent dels treballs de recerca que s'havien iniciat per a la creació del Museu, es va crear el Centre de Documentació de la Pesca i el Mar (Documare) des d'on poder donar resposta a les demandes que des de diferents àmbits del món de l'educació es plantejaven al Museu. Per exemple, per a la realització de treballs de recerca d'alumnes d'educació primària i secundària, així com universitaris o investigadors amateurs o particulars. En resum, Documare esdevenia en el receptacle on es dipositaven tots els coneixements i informacions que es generaven a través dels diferents treballs d'investigació que es realitzaven en el projecte.

Una altra institució patrimonialitzadora que es va crear, simultàniament i en paral·lel al Documare, va ser la Càtedra d'Estudis Marítims (CEM), adscrita a la Universitat de Girona (UdG), i creada al 2002 gràcies a un conveni amb l'Ajuntament de Palamós. La CEM va ser resultat de la contínua i creixent vinculació i col·laboració que el Museu va tenir amb la UdG des dels primers moments de disseny del projecte.

La CEM, com a institució universitària, té com a missió vincular a la universitat al territori, específicament en tots aquells temes relacionats amb el mar i el patrimoni marítim i que entrin dins de les possibilitats dels centres o els grups de recerca de la Universitat de Girona. Si bé el seu objectiu fundacional no és la docència, la seva activitat es centra en la promoció i divulgació del coneixement, col·laborant i donant suport a altres institucions com la Confraria de pescadors, amb la qual també ha signat un conveni de col·laboració.

Resultat de l'activitat desenvolupada per la CEM en col·laboració amb les diferents institucions ha estat, per exemple, la realització d'investigacions i estudis relatius a la Història del Port de Palamós, de la Confraria de Pescadors, de la Història de Pesca a la regió de la Costa Brava, d'alguns Oficis tradicionals, a més d'estudis sobre la Memòria històrica associada a l'activitat pesquera, els moviments migratoris dels pescadors, les fonts i bases estadístiques de l'activitat pesquera, etc. I actualment els estudis relatius al projecte de creació d'una Reserva Marina d'Interès Pesquer a les Illes Formigues, properes a Palamós. La gran majoria d'aquests treballs han culminat amb la publicació de llibres monogràfics, quaderns tècnics, dossiers i tot tipus de publicacions que ajuden a patrimonialitzar aquest ampli bagatge de coneixements adquirits.

Pel que fa al treball vinculat a la patrimonialització de la Memòria Històrica, i amb la col·laboració de totes les institucions vinculades al Museu, s'han realitzat algunes experiències de format innovador i molt reeixides, amb l'objectiu de fer participar la població en aquest treball. Això està creant un fort arrelament identitari vinculat a les diferents manifestacions del procés de producció patrimonial. Fem referència a dues activitats, una de llarga trajectòria, les "Converses de Taverna", i una altra de creació més recent, "Imatges que fan parlar". Ambdues activitats programades mensual o bimensualment es fonamenten en la participació de persones de la regió vinculades, d'una manera o altra a la mar, que es transformen en els protagonistes com a facilitadors d'informació i coneixement propi.

En el cas de les Converses de Taverna es tracta d'uns convidats seleccionats al voltant d'un tema concret que plantegen i debaten sobre les seves experiències personals i donen joc al públic a sumar-se amb les seves pròpies experiències. Aquesta activitat cultural vinculada estretament a la investigació sobre la memòria històrica ha pogut ser transformada en un bé patrimonial mitjançant la filmació de més de 300 hores de Converses, realitzades al llarg dels més de 11 anys d'existència d'aquesta activitat mensual en una taverna de la població.

Una altra activitat estretament vinculada a l'objectiu de les Converses és l'anomenada "Imatges que fan parlar". En aquest cas l'activitat es centra en la projecció pública i oberta d'imatges fotogràfiques històriques o més recents, i que el públic omple de contingut i complementa mitjançant una font inesgotable d'informació emmagatzemada a la memòria històrica de cada un dels participants. A la informació i coneixement obtingut d'aquesta manera se li dóna el mateix tractament que a les Converses sent un altre dels elements patrimonialitzadors locals per excel·lència.

Finalment, i gairebé com a resultat lògic de l'evolució de les institucions culturals-patrimoniales presentades fins ara, s'ha creat la darrera i més polivalent i innovadora de totes elles, "L'Espai del Peix".

L'Espai del Peix

Aquest equipament cultural, ubicat en un lloc estratègic del port pesquer, ha estat dissenyat per complementar les activitats realitzades pel Museu, la CEM i el Documare, en definir que el seu objectiu principal fos tot allò relatiu al peix capturat, comercialitzat i consumit a Palamós i la regió de la Costa Brava.

L'Espai del Peix va omplir el buit que existia al Museu, i que cada vegada s'anava fent més evident, relatiu a la necessitat de saber més sobre el tipus de peix capturat a Palamós, les seves diverses formes de preparació i sobretot per la possibilitat de degustar-lo. És en aquest sentit que la pròpia experiència ens va demostrar el que la teoria museològica ens estava ja anunciant des de feia un temps en relació al fet que les sensacions i les emocions eren els nous protagonistes en aquestes institucions.

L'Espai del Peix va néixer vinculat al Museu de la pesca i per complementar-lo. Per aquest motiu la seva orientació inicial es va voler que continués sent la museística, però atès l'ampli conjunt de possibilitats que s'oferien a aquest nou equipament, es va pensar que, sense distanciar-se, i vinculat al projecte inicial, es podia arribar a oferir alguna cosa més que un nou "museu del peix". És així com L'Espai del Peix es va dissenyar perquè simultàniament fos un **Centre d'interpretació** del Port i de la pesca de Palamós, alhora que una **Aula Gastronòmica del peix** capturat per la flota pesquera de Palamós i un **Taller de Degustació** d'aquesta gastronomia.

En el disseny del Centre d'interpretació no es van produir grans innovacions en relació a les activitats que ja s'estaven realitzant des del Museu, amb l'excepció que ara es disposava d'un local i uns mitjans que feien molt més fàcil i amena tota l'activitat. Per exemple, la vista en directe a la Llotja de peix amb la visualització de la subhasta en directe que serveix de preàmbul per a la visita guiada a l'Espai del Peix, en la qual s'expliquen les activitats que realitza la flota pesquera, la tipologia de les espècies capturades, les característiques fisiològiques i nutricionals d'aquestes espècies, les diferents tradicions culinàries i diversitat de formes de preparació, culminant sempre la visita amb una degustació d'algunes d'aquestes espècies preparades, mitjançant receptes tradicionals, per un cuiner-pescador en una cuina que està funcionant alhora com a aula i com a centre d'interpretació del port.

Per poder realitzar en un mateix espai les activitats pròpies del Centre d'Interpretació, l'Aula Gastronòmica i el Taller de Degustació es dissenyà un espai polivalent, que podem qualificar de "neo-museogràfic" i en el qual es combinen els recursos i mitjans expositius i pedagògics d'un museu, aula, cuina i mirador.

Els recursos expositius propis del museu són els plafons horitzontals que es troben col·locats sobre les taules de l'equipament. En aquests expositors es presenta, utilitzant tècniques museogràfiques convencionals, els continguts bàsics de les explicacions que articulen les visites guiades. Al seu torn, aquestes taules són les que serveixen simultàniament per a la activitats pròpies de l'aula, així com per a les degustacions. Una gran cuina serveix de tarima i pissarra pròpia d'una aula, recolzada per càmeres i pantalles de suport, així com de megafonia que permet seguir amb facilitat les activitats del cuiner. La cuina a més serveix d'espai de manipulació i preparació per als alumnes o visitants que participen en els tallers de gastronomia, en els "Show cooking" de cuina tradicional marinera, de cuina ètnica, o dels Xefs de prestigi, entre altres activitats.

No obstant això, i atès que Palamós ja tenia una llarga tradició gastronòmica vinculada als productes del mar, es va creure convenient que la activitats de promoció del peix de Palamós no es dirigissin a totes les espècies indiscriminadament. Vist des d'una perspectiva de desenvolupament local i d'economia social, es va pensar i va decidir que el projecte de l'Espai

del Peix s'havia de centrar en treballar aquelles espècies que tenien menys valor comercial, ja que les espècies estrella com la gamba, el lluç, el rap, l'escamarlà, per esmentar només algunes, ja posseïen un valor de canvi que convertien en no prioritari el valor afegit que culturalment se'ls podia afegir. És d'aquesta manera com es va prioritzar que el projecte es centrés en aquelles espècies que, sense ser desconegudes pels pescadors, les seves famílies, o les persones més pròximes a la cuina marinera, van passar a denominar-se segons l'expressió popular: el "peix de poc preu"³.

L'objectiu de l'Espai del Peix com a equipament cultural

El principal objectiu de l'Espai del Peix com a equipament cultural és arribar a dotar el "peix de baix preu" d'un valor patrimonial que fins ara no tenia, sobretot en comparació amb altres espècies que sí que el tenen, com és el cas de Gamba de Palamós (*Aristeus antenatus*). No obstant, això no vol dir que aquestes espècies de "baix preu" no tinguessin un valor cultural molt arrelat entre els pescadors i la gent de mar, que sempre ha tingut molt presents aquestes espècies, han sabut com pescar-les, preparar-les i consumir-les, i tot com a part integrant de la seva cultura.

L'augment del valor de canvi d'aquestes espècies actualment s'aconsegueix només mitjançant el valor cultural que se'ls agrega en el procés de producció patrimonial. I és així com aquestes espècies, i la cultura associada a elles, arriben a la categoria de béns patrimonials que, sense perdre el seu valor d'ús, adquireixen un nou valor de canvi com a béns culturals.

Aquests béns culturals són els que s'ofereixen a l'Espai del Peix sota diversos formats, ja siguin les visites guiades al Centre d'interpretació de la pesca i el Port de Palamós, els Tallers gastronòmics o les Sessions de Demostració i Degustació de la cuina del "peix de poc preu". El procés de creació del valor afegit cultural, històric, ecològic, identitari, gastronòmic, etc. que justifica la seva presentació i percepció com a patrimoni propi, no només dels pescadors, sinó de la població de Palamós en el seu conjunt, i per extensió a la regió de la Costa Brava, és al que anomenem procés de producció patrimonial del "peix de baix preu".

En el procés de producció patrimonial del "peix de baix preu" intervenen certs experts, tècnics culturals o científics de les ciències naturals i socials, que són els encarregats de definir i justificar aquest valor afegit cultural, és a dir de crear el discurs de legitimació patrimonial, des de les respectives institucions, treballant conjuntament.

³ Maira, *Micromesitius poutassou*; Potavoladora, *Illex coindetii*; Congre, *Conger Conger*; Pintaroja, *Scylliorhinus canucula*, Brótola, *Phycis blennoides*; Anchova, *Engraulis encrasicolus*; Sardina, *Sardina pilchardus*; Raja, *Raja sp.*; Verat, *Scomber scombrus*; Gambeta blanca, *Plesionika sp.*; Lluç petit, *Merluccius merluccius*, Pop, *Eledone cirrhosa*; Besug petit, *Pagellus acarne*; Aranya blanca, *Trachinus draco*; Espet, *Sphyræna sphyraena*.

Conclusiones de la reunión del foro científico para la pesca española en el Mediterráneo celebrada en la Ràpita los días 20 y 21 de septiembre de 2022

El proyecto Medfish ha favorecido el trabajo conjunto de pescadores, científicos y ONGs orientado a mejorar la situación de las pesquerías mediterráneas.

Los copos de las redes de arrastre contruidos con malla cuadrada de 45 a 52 milímetros mejoran de forma generalizada la selectividad de estos artes, incluyendo las principales especies objetivo, y reducen significativamente los descartes. La actual talla de primera captura de la merluza con copo de malla cuadrada de 40 mm (en torno a 16 cm de longitud total) se incrementa hasta 22 cm usando copo de malla de 52 mm, quedando situada por encima de la talla mínima de referencia para la conservación de esta especie (20 cm). El uso de la extensión con configuración T90 no presenta ninguna mejora de la selectividad respecto a las extensiones convencionales de malla rómbica.

La mejora de la selectividad implica importantes pérdidas a corto plazo pero mejora el rendimiento a largo plazo.

Se han observado efectos positivos de las vedas permanentes al aumentar la biomasa de las especies objetivo y producir una exportación de biomasa a zonas abiertas.

La mejora de la selectividad y el establecimiento de zonas de reserva permanentes y temporales debería considerarse para aminorar la reducción de jornadas de pesca para el arrastre en el Mediterráneo.

En la actual situación casi generalizada de sobreexplotación de especies demersales, los objetivos del EUMAP son necesarios. No obstante, su planteamiento y aplicación presenta, desde un punto de vista científico, toda una serie de inconsistencias, que hacen que su efectividad pueda ser limitada, insuficiente o, incluso, no conveniente.

Las puertas pelágicas y semipelágicas reducen la resuspensión del sedimento y los impactos de la pesca de arrastre en fondos del talud continental.

Las pesquerías sostenibles son más resilientes ante los impactos del cambio climático.

Se constata un problema de falta de relevo generacional en las pesquerías mediterráneas por lo que se deberían adoptar medidas orientadas a solucionar este problema.

El cangrejo azul es una especie invasora de rápida expansión que ya constituye una fracción significativa de las capturas en algunas zonas.

La creación del ICATMAR ha supuesto un aumento significativo de la investigación sobre pesquerías en Cataluña.

Sería necesario que se recuperara la salud de la Albufera para que se recuperaran pesquerías tradicionales como la de la anguila.

Todos los eslabones que intervienen en el proceso de la cadena alimentaria de productos del mar llevan implícitos diferentes impactos que afectan a su sustentabilidad.

Mejorar la gestión requiere incluir la conservación del medio ambiente y su contribución al bienestar social en los análisis económicos del sector.

Avanzar hacia la sustentabilidad requiere: reducir la sobreexplotación de los recursos, evitar la destrucción de hábitats, eliminar las subvenciones perniciosas, disminuir los impactos ambientales de la producción, simplificar la cadena de distribución y reducir el consumo de productos lejanos y procesados.