Reunión del Foro Científico de la pesca española en el Mediterráneo

17 y 18 de septiembre del 2024

ARQUA, Cartagena:

FORO CIENTÍFICO DE LA PESCA ESPAÑOLA EN EL MEDITERRÁNEO

Financiado por la Unión Europea NextGenerationEU

MINISTERIO DE CIENCIA E INNOVACIÓN

Plan de Recuperación, Transformación y Resiliencia

CSIC

ARQVA Museo Nacional de Arqueología Subacuática

Región de Murcia

Universitat d'Alacant Universidad de Alicante

Programa de la reunión

Martes 17 de septiembre

11.00 Inauguración de la Jornada p. 13

José Luis Sánchez Lizaso, presidente del Foro p 13

Fernando de la Gándara director del Centro Oceanográfico de Murcia IEO-CSIC.

Bartolomé Navarro, Patrón mayor de Cartagena y presidente de la federación murciana de cofradías de pescadores

~~Dª Pilar Vara del Río, Subdirectora General de Investigaciones Científicas y Reservas Marinas~~ p14

D. Juan Pedro Vera Martinez, Director General de Producción Agrícola, Ganadera y Pesquera de la Región de Murcia

11.30-13.30

1. Elena Barcala, Maria Trujillo, Esther Arcas y Antonio Esteban, Estudio del impacto de la pesca sobre especies de condrictios y sus hábitats en LICs y ZECs RN2000 e ISRA de Marina Alta, sureste ibérico p15

2. Arroyo-Martínez, E., Abel Abellán, I., Esteban, A., Ramos-Esplá, A., Sánchez-Lizaso, J. L. y Giménez-Casalduero, F. Diversidad y distribución de elasmobranquios en el ISRA profundo del campo de 'pockmarks' del sureste español. P22

3. María Pozo-Montoro, Elisa Arroyo, Isabel Abel, Antonio Esteban, Francisco López Castejón, Antonio Ortolano, Emilio Cortés, Pedro Clemente Navarro, Alfonso Ramos, José A. García-Charton, Francisca Giménez Casalduero. Important Shark and Ray Areas (ISRAs) en el SE ibérico, una declaración necesaria. P 39

4. María Pozo-Montoro, David Jimenez Alvarado, Johann Mourier, José A. García Charton. Proyecto GuitarProtect: ciencia ciudadana y telemetría acústica para los últimos peces guitarras y otras especies de elasmobranquios en el litoral murciano p 48

5. Jaime Penadés Suay. Comercialización de rayas del género *Raja* en el Mediterráneo: el caso de *Raja rádula*

6. Jordi Ribera-Altimir, Gerard Llorach-Tó, Joan Sala-Coromina, Marta Blanco, Eve Galimany, Laura Recasens, Joan B. Company. Sistemas de Gestión de Pesquerías Comerciales: desde la recolección de datos a su visualización Web p 54

7. Encarnación García, César Bordehore, Miguel Vivas, José Rodríguez, John Yáñez, Antonio Esteban, Marta Sanz-Bariáin, Daniel Cano, Silvia Sierra, Amina Tifoura, Antonio Punzón. Estimación de la CPUE en el Mediterráneo Occidental a partir de dos métodos de cálculo de esfuerzo: Días vs horas de arrastre p 60

8. Miguel Jover Cerdá y Miguel Ángel Sánchez Isarria. La Regulación a Futuro de la Pesca de Anguilas en la Albufera de Valencia basada en Datos Científicos p 67

13.30-15.30 Comida.

15-30-17.30

9. Begoña Fuster, Adelaida Lillo-Bañuls, Fernando Merino y Jorge Mora. Análisis económico de la pesca en el Mediterráneo: el caso de la Comunidad Valenciana. P 71

10. Cristina Mañas. Fomento del consumo de especies poco valoradas y de proximidad mediante nuevas estrategias comerciales en la OPP-91 p 83

11. Beatriz Guijarro, Jorge Baro, Amanda Cohen, Marina Forteza, Sara Manchado, Cristina García-Fernández, Nuria Díaz, Francesc Ordines, María Valls, Enric Massutí, José Miguel Serna, José María Bellido. El proyecto SosMed: Mejora del conocimiento científico-técnico para la sostenibilidad de las pesquerías demersales del Mediterráneo occidental. P 85

12. Eliana Céspedes, y José Luis Sánchez Lizaso. Criterios para establecer vedas temporales p 87

13. Balcells, Marc; Sala-Coromina, Joan; Blanco, Marta; Carreton, Marta; Garriga-Panisello, Mariona; Lombarte, Antoni; Recasens, Laura; Company, Joan B. Evaluación del éxito de una veda pesquera permanente en el Golfo de Roses (Mediterráneo noroccidental): el ejemplo de Mullus barbatus y Mullus surmuletus como enfoque de gestión pesquera p 93

14. ~~José A. García-Charton. 30 años de reservas marinas de interés pesquero en el litoral murciano~~

15. Marta Blanco, Laura Recasens, Nixon Bahamon, Eve Galimany, Ricardo Santos, Mireia González Mingote, Mireia Silvestre, Alba Rojas, Joan B. Company. Descartes por talla mínima en la pesca de arrastre del Mediterráneo NO, evaluación de la selectividad como medida de gestión" p 100

16 José Peñalver, Emilio María-Dolores, Francisco J. Murcia, Obdulia Gómez, Emilio Romero, Antonio Cárcel, Miguel A. Carrión, José Molina y Elvira Viuda. Plan de gestión del Chanquete (*Aphia minuta*) en la Región de Murcia p 112

17.30-18.00 Café

18.00- 19.30 sesiones

17. Marta Albo-Puigserver, Elisabet Nebot-Colomer, Antonio Esteban, Encarnación García, Silvia Sierra, Sandra Mallol, Joan Moranta, María Muñoz, Julia Polo, Patricia Puerta, Antonio Punzón, Carla Quiles-Pons, Marina Sanz-Martín, Eva Velasco, Miguel Vivas, Manuel Hidalgo, Lucía López-López. VADAPES-2: Herramientas para prevenir la maladaptación en pesquerías del Atlántico y del Mediterráneo. P 124

18. Escudero Lozano, P, Guijarro García, E., Gomariz Castillo, F., Alonso Sarriá, F. Análisis espacio-temporal del esfuerzo pesquero de arrastre demersal y palangre de fondo en el SE de la Península Ibérica. P 128

19. Eliana Céspedes, Elisa Arroyo, Álvaro Viloria López, Aitor Forcada y José Luis Sánchez Lizaso. Algunas reflexiones sobre el Plan Multianual de gestión de los recursos demersales del Mediterráneo Occidental. P 131

20. Paula Mollá Ferrándiz, Carmen Barberá, Pascual Buigues, Isabel Esteso, Silvia Falcó, Ruben Beltrán, Elisa Arroyo, Alfonso A. Ramos. Percepción del sector pesquero artesanal de la Comunidad Valenciana sobre el impacto socioeconómico del cangrejo azul (proyecto ECESIS). P 139

21. Esteso, I, P. Sánchez, T. Cascales, S. Martínez, C. Barberá Calidad del cangrejo azul como producto gastronómico. P 153

22. Guijarro-García, E., Barcala-Bellod, E., Falcó S., Rodilla M., Gil, A., Barberá, C., Esteso, I., Gil E., Fernández-Tejedor, M., Gairín, I., López, V., Prado, P. Muestreo estacional de cangrejo azul con nasas en diversos hábitats. P 161

23. Carla Quiles-Pons, Marta Albo-Puigserver, Marina Sanz-Martín, Elisabet Nebot-Colomer, Sandra Mallol, Joan Moranta, Manuel Hidalgo. Resiliencia en la pesca de artes menores de las Islas Baleares a riesgos climáticos y antropogénicos (proyecto BIOTRANS). P 172

Miércoles 18 de septiembre

9.00-11h sesiones

24. Emilio María Dolores Pedrero, Francisco J. Murcia, Obdulia Gómez, José Peñalver, Carlos J. García, Monserrat Delgado, Antonio Cárcel, Olga Fernández-Bobadilla, Miguel A. Carrión. Estrategia Marítima y de Crecimiento Azul en la Región de Murcia p 180

25. Francisco J. Murcia, Emilio María-Dolores, Obdulia Gómez, José Peñalver, Miguel A. Sánchez, José J. Pérez, Francisco Espejo, Olga Fernández-Bobadilla, Carlos J. García. Vigilancia Marítima Integrada y su aplicación en la Región de Murcia. P 187

26. Clara Mecinas Martínez y Antoni Mira Sánchez. La aplicación "Diario de Pesca Recreativa" como herramienta de declaración de capturas p 195

27. Patrícia Poch, Mariona Garriga-Panisello, Marta Pujol-Baucells, Laura Recasens, Joan B. Company, Eve Galimany. Análisis descriptivo de las características de la pesca de artes menores y la pesca marina recreativa en Cataluña (Noroeste del Mediterraneo)" p 206

28 Cristina González-Andrés, Eduardo Ramírez-Romero, Beatriz Guijarro, y Enric Massutí. El calentamiento global promueve la expansión de un recurso pesquero demersal del Mediterráneo occidental. P 215

29. Antonio Punzón, Sandra Mallol, Pablo Martín-Sosa, José Miguel Serna-Quintero, Eva Velasco, Marina Delgado, Paz Sampedro y Elena Barcala. ¿Gestión Pesquera Eficiente? Maximizando la protección de los hábitats minimizando los impactos en el sector pesquero. P 222

30. Esther Arcas Sen, María Trujillo Alarcón, Elena Barcala, Daniel Cano, José Rodríguez Gutiérrez, Patricia Verísimo, Bertín García-Mañé, Jose Miguel Serna, Ulla Fernandez-Arcaya, Antonio Punzón. Evaluación del riesgo potencial de la actividad pesquera artesanal sobre los hábitats de los LIC/ZEC Mediterráneos. P232

31. Belén Calero, María Teresa Farriols, Elena Guijarro y Enríc Massutí. Evaluación del impacto de la pesca de arrastre sobre los hábitats bentónicos del Mediterráneo Occidental. P 239

11.00-11.30 Pausa café

11.30- 13.30 sesiones

32. Ferran Bustos, Marta Blanco, Marc Balcells, Víctor Martín-Vélez, Joan Sala-Coromina, Jordi Ribera-Altimir, Joan B. Company, Eve Galimany. Distribución espacio-temporal de la basura marina en caladeros del Mediterráneo Noroccidental" p 246

33. Obdulia Gómez, José Peñalver, Francisco J. Murcia, Emilio María-Dolores, Miguel A. Sánchez, Monserrat Delgado, José Molina y Elvira Viuda. La pesca en el Mar Menor: evolución y gestión. P 253

34. María Semitiel-García, Amelia Cánovas-Muñoz, Gema María Díaz-Toca, José Antonio García-Charton, María Lourdes Molera-Peris, Diego Sevilla-Ruiz, Pedro Noguera-Méndez. La plataforma OGMAR: una herramienta innovadora para la evaluación de la gobernanza marina y el análisis territorial de la protección marina p 268

35. Ciércoles C.; Domínguez M.; Serna-Quintero J.M.; Urra J. y Baro J. Seguimiento, análisis y situación actual de las pesquerías de bivalvos en el litoral mediterráneo de Andalucía p 277

36. Claudia Aparicio, Sara Mohamed, María Bas, Elena Fernández-Corredor, Joan Giménez, Elena Lloret, Joan Navarro, Jazel Ouled-Cheikh Bonan, Fran Ramírez, Valerio Sbragaglia, Marta Coll. Aplicaciones avanzadas de ecología trófica para la gestión de los recursos marinos p 287

37. Miguel Vivas, Lucia López-López, Encarnación García-Rodríguez, Irene Rabana, María Valls, Oscar García-Aguilar, Eduardo López, Cristina García-Ruiz, Manuel Hidalgo, Antonio Esteban, Juan José Ortiz, Marian Torres, Isabel Muñoz, José Miguel García Rebollo, Daniel Iglesias, Ramón Hernández, Zaida Parra, Izaskun Preciado. Heterogeneidad trófica: un nuevo indicador para evaluar la salud de los ecosistemas pesqueros explotados. P 300

38. Miquel Ortega, Francisco Ramírez, Elena Lloret-Lloret, Marta Coll. Aplicaciones de marcos socioeconómicos y ecológicos de uso global en el análisis pesca mediterránea. P 307

39. Sara Mohamed Santamaria, Juanjo José Martín, Christos Zografos, Yesmina Mascarell-Rocher, Marta Coll, Valerio Sbragaglia, Miquel Ortega. Aplicaciones de la metodología Q a la pesca Mediterránea española o 320

13.30 Aspectos organizativos del Foro y Conclusiones p 333

14h Clausura

Acta de la XV Reunión del Foro Científico de la pesca española en el Mediterráneo

La XV reunión del Foro Científico de la pesca española en el Mediterráneo se celebró los días 17 y 18 de septiembre del 2024 en el ARQUA de Cartagena.

La reunión se inicia con la intervención de José Luis Sánchez Lizaso, presidente del Foro, que da la bienvenida a los asistentes y excusa a la Consejera de Agua, Agricultura, Ganadería y Pesca de la región de Murcia y a la Subdirectora General de Investigación Pesquera y Recopilación de Datos del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación cuya presencia estaba prevista, pero por diversos motivos no han podido asistir a la reunión. A continuación, agradece todas las contribuciones que han hecho posible la celebración del foro, destacando el trabajo realizado por Elena Barcala para crear las condiciones óptimas para la reunión. Por último, recuerda brevemente la larga historia del foro, sus objetivos y resalta la necesidad de que circule la información científica y se trabaje conjuntamente desde diferentes ámbitos para asegurar el mejor futuro de las pesquerías mediterráneas.

Fernando de la Gándara, director del Centro Oceanográfico de Murcia, señala la importancia del Foro como punto de encuentro entre científicos, pescadores y administraciones y recuerda el trabajo que hace el IEO desde su creación en 1914 en el estudio y asesoramiento en materia pesquera.

Bartolomé Navarro, patrón mayor de la Cofradía Cartagena y presidente de la Federación Murciana de Cofradías de Pescadores, comenta la colaboración que existe con los científicos, pero indica que debe mejorar porque la información que se transmite a instancias internacionales no es exacta. Se dice que hay sobrepesca, pero las capturas este año están siendo muy elevadas.

A continuación, se lee un mensaje de Dª Pilar Vara del Río, Subdirectora General de Investigación Pesquera y Recopilación de Datos en el que se disculpa por no haber podido asistir a la reunión y señala que el mejor conocimiento científico es la base para la toma de decisiones en materia de gestión pesquera destacando además la necesidad de aproximaciones multidisciplinares.

Por último D. Juan Pedro Vera Martínez, Director General de Producción Agrícola, Ganadera y Pesquera de la Región de Murcia, da la bienvenida a los asistentes resaltando la importancia de una buena gestión que permita pescar lo mismo con menos días de trabajo. Finalmente expresa su deseo de que el foro vuelva pronto a Cartagena dando por inaugurada la reunión.

Finalizado el acto de inauguración se inician las sesiones. La primera en intervenir es Elena Barcala que presenta el estudio del impacto de la pesca sobre especies de condrictios y sus hábitats en zonas protegidas del sureste ibérico. Recuerda la biología de los condrictios y las amenazas que sufren y presenta el proyecto para estudiar diferentes flotas y elaborar mapas de riesgo para cada una de ellas.

Elisa Arroyo comenta el proceso que se ha seguido para la declaración del ISRA (zonas importantes para tiburones y rayas) profundo en el sureste español y el inicio de un nuevo proyecto para mejorar las bases de datos sobre estas especies.

María Pozo explica por qué declarar ISRAs, qué son y para qué declararlos. Considera que su declaración es necesaria. A continuación, explica las investigaciones que se están realizando sobre peces guitarra en el litoral de Murcia, una de las poblaciones más amenazadas del Mediterráneo Occidental.

Jaime Penadés explica la problemática que existe en la comercialización de rayas en el Mediterráneo no solo por la dificultad de su identificación sino porque la venta de alas de raya favorece la comercialización de especies protegidas.

Jordi Ribera presenta el sistema de recogida de información necesaria para la gestión pesquera que realiza el ICATMAR en Cataluña y los productos finales en forma de informes o su visualización en la Web.

Encarnación García, señala como se está produciendo un aumento de horas de arrastre por día de pesca (pescando más cerca de la costa o reduciendo el número de lances al día) para compensar la reducción de jornadas de pesca lo que debería considerarse para las estimaciones de captura por unidad de esfuerzo.

Miguel Jover repasa la regulación actual de la pesca de anguilas en la Albufera de Valencia, comenta que el descenso de capturas no necesariamente es consecuencia de la presión pesquera y propone unas nuevas tallas mínimas y máximas para mejorar la gestión actual.

Después de la pausa, se reanudan las sesiones con la intervención de Fernando Merino sobre la rentabilidad del sector pesquero en la Comunidad Valenciana. En los últimos años han reducido las capturas e ingresos y se observa un descenso de la rentabilidad de las empresas.

Cristina Mañas presenta las estrategias que están siguiendo en Palamós desde la cofradía y la organización de productores para el fomento del consumo de especies poco valoradas y de proximidad mediante nuevas estrategias comerciales

José María Bellido introduce el proyecto SosMed para la mejora del conocimiento científico-técnico para la sostenibilidad de las pesquerías demersales del Mediterráneo occidental. Se trata de un ambicioso proyecto en el que se están realizando múltiples tareas.

José Luis Sánchez Lizaso plantea los diferentes criterios que se pueden utilizar para establecer vedas temporales. No necesariamente vedar la época de reproducción es la mejor opción para todas las especies y se pueden emplear otros criterios biológicos o económicos para optimizar el periodo de parada.

Marc Balcells explica el éxito de una veda pesquera permanente en el Golfo de Roses sobre las poblaciones de salmonetes. Se observa una mejora en los alrededores de la zona cerrada a la pesca de las capturas y la talla promedio de estas especies.

Marta Blanco señala la problemática de descartes que existe en algunos “métiers” de arrastre y la eficacia que tendría un cambio de malla para reducirlos. Con malla de 45 mm cuadrada en la

plataforma se reducen significativamente los descartes sin que se produzcan pérdidas económicas significativas; tampoco con la de 50 mm cuadrada en el talud. Una malla de 50 mm en plataforma no reduciría significativamente los descartes en comparación con la de 45 mm pero generaría más pérdidas económicas para el sector a corto plazo.

José Peñalver repasa el plan de gestión del chanquete en la Región de Murcia. Esta pesquería es una excepción al reglamento europeo y debe ser regulada por un plan de gestión específico que es evaluado periódicamente.

Marta Albo y Elisabet Nebot presentan el proyecto VADAPES-2 que pretende desarrollar herramientas para prevenir la mala adaptación en pesquerías del Atlántico y del Mediterráneo a partir del conocimiento ecológico local.

Pedro Escudero realiza una aproximación metodológica basada en la interpolación de puntos VMS para el análisis espacio-temporal del esfuerzo pesquero de arrastre demersal y palangre de fondo en el SE de la Península Ibérica.

José Luis Sánchez Lizaso comenta que a pesar de la importante reducción de esfuerzo de arrastre que ha supuesto el Plan Multianual de gestión de los recursos demersales del Mediterráneo Occidental (MAP) no se observan todavía síntomas de la recuperación de las poblaciones. A partir del 1 de enero del 2025 se abre un periodo de incertidumbre en la aplicación del MAP. Sería necesario valorar el efecto de las medidas aplicadas hasta ahora y esperar a que se recuperen las poblaciones antes de adoptar medidas adicionales.

Paula Mollá Ferrándiz presenta la percepción del sector pesquero artesanal de la Comunidad Valenciana sobre el impacto socioeconómico del cangrejo azul. La especie tiene de momento poca importancia económica y puede genera pérdidas superiores a los ingresos. El sector solicita que se autorice la pesca con nasas.

Isabel Esteso analiza la calidad del cangrejo azul como producto gastronómico a partir de catas y análisis nutricionales. Los cangrejos tienen diferentes propiedades según el hábitat de procedencia.

Elena Guijarro introduce los resultados del muestreo estacional de cangrejo azul con nasas en diversos hábitats. Los resultados, que aún se están analizando, arrojan tendencias inesperadas como menores capturas en la zona del delta del Ebro y altas capturas en la zona de las salinas de Santa Pola.

Carla Quiles-Pons comenta la resiliencia en la pesca de artes menores de las Islas Baleares a riesgos climáticos y antropogénicos a partir del conocimiento ecológico local. Los resultados evidencian una heterogeneidad entre las islas, aunque se identifican elementos comunes. Con esta presentación finaliza el primer día.

El segundo día empieza con la exposición de Emilio María Dolores Pedrero sobre la Estrategia Marítima y de Crecimiento Azul en la Región de Murcia. Recuerda el marco europeo e indica la adaptación de dicho marco a la región de Murcia.

A continuación, Francisco J. Murcia describe la aplicación a la región de Murcia del sistema de vigilancia marítima integrada que persigue facilitar las funciones de coordinación a nivel regional de las actividades de vigilancia marítima, buscando una integración y una mayor coordinación en la planificación de todas las actividades de control y seguimiento del medio marino.

Clara Mecinas introduce la aplicación "Diario de Pesca Recreativa" que ha puesto en marcha el gobierno de las Islas Baleares como herramienta de declaración de capturas. Aunque inicialmente solo se aplica a las reservas marinas de Baleares está prevista su extensión en el futuro.

Patrícia Poch analiza el solapamiento existente en las especies capturadas por diferentes modalidades de pesca artesanal y pesca recreativa en Cataluña y recomienda que las principales especies sean objeto de evaluación de stocks.

Cristina González-Andrés estudia la expansión de la gamba blanca en el Mediterráneo y su relación con el calentamiento global y realiza proyecciones de su posible evolución en función de los diferentes escenarios climáticos.

Antonio Punzón plantea, tomando como base un estudio realizado en el cañón de Avilés, una metodología para maximizar la protección de los hábitats minimizando los impactos en el sector pesquero.

En la misma línea Esther Arcas Sen presenta la evaluación del riesgo potencial de la actividad pesquera artesanal sobre los hábitats de los LIC/ZEC Mediterráneos. El riesgo potencial depende de la sensibilidad de los hábitats y su vulnerabilidad a los diferentes artes, así como de la intensidad de pesca sobre los mismos.

Belén Calero muestra un trabajo realizado en el marco de la directiva de estrategias marinas para evaluar el impacto de la pesca de arrastre sobre los hábitats bentónicos del Mediterráneo Occidental.

Ferran Bustos analiza la distribución espacio-temporal de la basura marina en caladeros del Mediterráneo Noroccidental. Se observa en sus resultados una elevada concentración frente a Barcelona y otras grandes ciudades, una ausencia de relación con el esfuerzo pesquero, y que la cercanía a desembocaduras de ríos y a emisarios submarinos juega un papel importante en su distribución.

Obdulia Gómez revisa la regulación de la pesca en el Mar Menor, los artes de pesca empleados y la evolución de las capturas de las principales especies.

José Antonio García-Charton, ante la ausencia de María Semitiel, presenta la plataforma OGMAR una herramienta innovadora para la evaluación de la gobernanza marina y el análisis territorial de la protección marina y anima a los presentes a utilizarla.

Cristina Ciércoles muestra los resultados del seguimiento, análisis y situación actual de las pesquerías de bivalvos en el litoral mediterráneo de Andalucía. Mientras algunas especies (chirla, coquina) presentan una relativa estabilidad, otras se encuentran en una situación de inestabilidad (concha fina y corruco) que puede comprometer su explotación sostenible a corto

plazo. El motivo del declive de ambas especies no se conoce, aunque se piensa que tiene que ser debido a distintos factores y no solo a la explotación pesquera.

Claudia Aparicio revisa las diferentes aplicaciones avanzadas de ecología trófica y su utilidad para la gestión de los recursos marinos. Nos habla del servicio de estudios de trofismo llamado TEF (Trophic Ecology Facility) que se ha creado recientemente desde su grupo iMARES para poder poner a disposición de la comunidad científica datos de interés relevante de las especies del Mediterráneo. Además, se ha desarrollado una metaweb del Mediterráneo Occidental que es una representación del conjunto de redes tróficas que agrupa todas las interacciones posibles entre especies de una región o ecosistema que proporciona una visión más amplia y compleja de cómo las especies podrían interactuar en diferentes contextos ecológicos.

Miguel Vivas introduce un nuevo indicador, la heterogeneidad trófica que, combinado con los indicadores tradicionales como el nivel trófico promedio, puede servir para evaluar la salud de los ecosistemas pesqueros explotados.

Miquel Ortega resume los resultados de dos trabajos en los que por primera vez se aplican a pesquerías mediterráneas nuevas metodologías para evaluar marcos socioeconómicos y ecológicos de uso global en el análisis pesca mediterránea que pueden dar una visión diferente a las aproximaciones tradicionales.

Finalmente, Sara Mohamed Santamaria presenta dos aplicaciones de la metodología Q a la pesca Mediterránea española, la pesquería de cerco de Castellón y la actividad pesquera en la Reserva Marina del Llevant de Mallorca. Esta metodología sirve para caracterizar la diversidad de discursos existentes y los elementos comunes ante una pregunta. También es una herramienta eficaz para incorporar el conocimiento local en los procesos de estudio y gestión pesquera

Finalizada la presentación de comunicaciones se abre una discusión sobre la organización del foro y la elaboración de conclusiones. Se destaca la cantidad, calidad y diversidad de las comunicaciones presentadas lo que es síntoma de la vitalidad del foro.

Como en ediciones anteriores se dará un tiempo de 3-4 días para que los participantes indiquen aquellos aspectos a incluir en las conclusiones que luego se circularán para su aprobación al igual que el acta de la reunión. Se discute si mantener la publicación en papel o si se pasa a digital y se decide intentar ambas publicaciones para esta edición. Se fija un plazo improrrogable hasta el 15 de octubre para enviar los textos de las ponencias. Los que no estén a tiempo quedarán fuera.

Por último, se plantea que la próxima reunión se celebre en Castellón y la siguiente en Málaga.

Listado de Asistentes

Isabel Abellán, Universidad de Alicante
Marta Albo-Puigserver, COB-IEO
Claudia Aparicio, ICM-CSIC
Esther Arcas Sen, COMU-IEO
Elisa Arroyo, Universidad de Alicante
Marc Balcells, ICATMAR
Elena Barcala, COMU-IEO
Angélica Bas Gómez, Centro de Investigación Oceanográfica de Cartagena (CORI)
Marta Blanco, ICATMAR
José María Bellido, COMU-IEO
D. Francisco Beltrán Andreu. Subdirector General de Pesca, Generalitat Valenciana
Kristian Beqiri, Centro Tecnológico Naval y del Mar
Ferran Bustos, ICATMAR
Antonio Cárcel López, Servicio de Pesca y Acuicultura de la Región de Murcia
Belén Calero, COMU-IEO
Miguel Ángel Carrión Vilches, Región de Murcia
Eliana Céspedes, Universidad de Alicante
Fernando de la Gándara, COMU IEO
Cristina Ciércoles, COMA IEO.
Alba Cobo Viveros, COMU IEO
Miriam Domínguez Rodríguez, COMA IEO
Pedro Escudero, COMU IEO
Isabel Esteso Perona, COMU IEO
Miquel Farrés Avila, OPP91
Olga Fernández, Servicio de Pesca y Acuicultura de la Región de Murcia
Encarnación García, COMU-IEO
Carlos García Alonso, Servicio de Pesca y Acuicultura de la Región de Murcia
José Antonio García Charton, Universidad de Murcia.
Rebeca García Miras, COMU-IEO
Emma Gil, COMU-IEO.
Francisca Giménez Casalduero, Universidad de Alicante.
Mauro Gómez Murciano, DG de Pesca de la Generalitat Valenciana
Obdulia Gómez Bernal, Servicio de Pesca y Acuicultura de la Región de Murcia
Cristina Gómez Teruel, Universidad de Murcia
Cristina González Andrés, COB-IEO.
Rafael González Cano, MAPA.
Antoni Grau, Director General Illes Balears
Elena Guijarro, COMU-IEO.
Miguel Jover Cerdá, Universidad Politécnica de Valencia
Visitación López Abellán, Bióloga Cofradía San Pedro
Francisco López Castejón, Universidad Politécnica de Cartagena
Isabel Mª López Sánchez Secretaria Cofradía de Pescadores de Mazarrón
Cristina Mañas OPP91

Emilio María Dolores Pedrero, Jefe del Servicio de Pesca y Acuicultura de la Región de Murcia
Sergio Martínez Alonso, COMU IEO
Marcelo Martínez Palao, Servicio de Pesca y Acuicultura de la Región de Murcia
Clara Mecinas Martínez, Govern de les Illes Balears
Fernando Merino, Universidad de Murcia
Sara Mohamed Santamaria, ICM-CSIC
Paula Mollá Ferrándiz, Universidad de Alicante
Eva Moragues Botey, Jefa del Servicio de Recursos Marinos, Baleares
Arturo Muñoz, FAO
Francisco José Murcia Navarro, Servicio de Pesca y Acuicultura de la Región de Murcia
Bartolomé Navarro, Cofradía de Cartagena
Elisabet Nebot Colomer IEO-COB
Fernando Nieto, Comisión Europea
Encarna Olivares Martínez, Universidad de Murcia
Miquel Ortega, ICM-CSIC
Noelia Ortega Ortega, Centro Tecnológico Naval y del Mar
Hajar Oukabi, Universidad de Alicante
Carla Quiles-Pons, COB-IEO
Miryam Pascual Andueza, Cofradía de Palamós
Jaime Penadés Suay, Associació Lamna
José Peñalver García, Servicio de Pesca y Acuicultura de la Región de Murcia
David Pitach, Universidad de Alicante
Patrícia Poch, ICATMAR
María Pozo-Montoro, Universidad de Murcia
Antonio Punzón Merino. IEO Santander.
Carla Quiles Pons, COB IEO
Alfonso Ramos, Universidad de Alicante
Laura Recasens, ICM-CSIC
Jordi Ribera, ICATMAR
Fuensanta Riquelme Cutillas Técnico-Gerente GALPEMUR
Emilio Romero, Servicio de Pesca y Acuicultura de la Región de Murcia
José Luis Sáez Martínez, Centro Tecnológico Naval y del Mar
Carlos Sala Martí, Secretario Cofradía San Pedro
José Luis Sánchez Lizaso, Universidad de Alicante
Silvia Sierra Manchón, COMU-IEO
María Trujillo, COMU-IEO.
Juan Pedro Vera Martinez, Director General de Producción Agrícola, Ganadera y Pesquera de la Región de Murcia
Àgueda Vitoria, Pescadora
Elvira Viuda Albacete, Servicio de pesca y Acuicultura de la Región de Murcia
Miguel Vivas, COMU-IEO.

Inauguración Foro

José Luis Sánchez Lizaso

Presidente del Foro

Antes de nada, quiero dar la bienvenida a todos los asistentes y darle las gracias Juan Pedro Vera Martínez, Director General de Producción Agrícola, Ganadera y Pesquera de la Región de Murcia por haber aceptado inaugurar esta jornada y excusar a Pilar Vara del Río, Subdirectora General de Investigaciones Científicas y Reservas Marinas que finalmente no ha podido estar aquí. Luego leeremos un mensaje que nos manda. Y gracias también a todas las personas, instituciones y empresas los que han contribuido a organizar esta jornada y, en particular a Elena Barcala del Centro Oceanográfico de Murcia por su trabajo que ha sido fundamental para que hoy podamos tener aquí esta reunión. Gracias también a los ponentes por el número y calidad de las ponencias presentadas. Ha sido difícil encajarlas todas en el programa. En consecuencia, el programa es bastante denso y quiero pedirles a los ponentes que se ajusten a los tiempos y a los que intervengan desde el público que sean concisos para que pueda participar más gente porque lo importante en el Foro es la participación de todos.

¿Qué es el Foro? El Foro científico para la pesca española en el Mediterráneo es un punto de encuentro para personas que trabajamos en la pesca mediterránea desde instituciones diversas con una larga historia. Empezó en el año 1995 y ya hubo una reunión del Foro en Cartagena en el año 2000. Ya era hora de volver. Pensamos que intercambio de información y opiniones; el debate sereno y la discusión informal que caracteriza el Foro son probablemente más necesarios que nunca para asegurar el mejor futuro para las pesquerías mediterráneas. Una de las críticas fundamentadas del sector a los científicos es que ellos colaboran en investigaciones científicas pero rara vez son informados de los resultados de las mismas. El foro entre otras cosas puede contribuir a facilitar ese paso de información. Porque el Foro no es un congreso científico. Lo que enriquece el foro es la presencia de diferentes perspectivas y puntos de vista.

Como ya he señalado en otras ocasiones, tenemos muy buenos profesionales en todos los ámbitos de la actividad pesquera. Tenemos muy buenos pescadores con generaciones de tradición en el oficio. Tenemos científicos con un gran prestigio internacional. Tenemos buenos técnicos en las administraciones y políticos que estoy convenido quieren hacer una buena gestión. Tenemos ONGs que nos recuerdan que no debemos comprometer el futuro de la pesca primando los intereses a corto plazo. Actualmente tenemos también buena formación en pesca en la Universidad. Todos los que nos dedicamos a la pesca desde diferentes ámbitos tenemos los mismos objetivos: que los recursos estén en buen estado para proporcionar buenas capturas y asegurar el futuro de las empresas, los trabajadores y los ecosistemas de los que depende su actividad. Pero, a pesar de ello, no se colabora todo lo que se podría. La comunicación es muy mejorable lo que genera desconfianza y recelos. Los que impulsamos el Foro pensamos que es necesario que trabajemos juntos y, para ello, es necesario que se intercambie información contrastada, que se comprendan los diferentes puntos de vista y se genere confianza. Lo único que esperamos de esta reunión es que sea un paso en esta dirección.

Tenemos que mirar hacia el futuro y para ello necesitamos propuestas para organizar la próxima reunión del Foro. Espero que haya voluntarios y salgamos de aquí con el compromiso para que el foro continúe.

Gracias de nuevo a todos por estar aquí, espero que sea útil y enriquecedor lo que suceda a lo largo de estas jornadas.

Dª Pilar Vara del Río,

Subdirectora General de Investigación Pesquera y Recopilación de Datos

En primer lugar, quiero disculparme por no haber podido estar en la inauguración, y especialmente a lo largo del resto del foro al que pensaba asistir dada la relevancia del programa previsto.

Para la Secretaría General de Pesca en general y en particular para la Subdirección General a la que represento, este foro es el culmen de un trabajo científico que se va desarrollando de forma continua y que no nos cansaremos de indicar que el mejor conocimiento científico es la base para la toma de decisiones en materia de gestión pesquera.

En el caso concreto del Mediterráneo, la entrada en vigor del Plan Multianual para el Mediterráneo ha reforzado todavía más esta situación, y la necesidad de una colaboración muy directa entre científicos y administración, sin olvidar el papel clave que desempeña el sector pesquero en este proceso, como principal implicado, pero también como actor necesario por ejemplo en facilitar datos. Y es que precisamente el buen trabajo científico comienza con datos en cantidad y calidad suficiente.

El artículo 2 de la propia Política Pesquera Común estable como objetivo la consecución del equilibrio del sector pesquero en su conjunto y de los recursos, considerando lo que serían los tres apartados de la sostenibilidad: biológica, social y económica. En este sentido, tenemos que continuar avanzando y apoyando desde administraciones la creación de grupos multidisciplinares que permitan dar respuesta a estas necesidades.

Felicitar nuevamente a todos los participantes en este Foro. Estoy segura de la enorme calidad de las ponencias, que no serán más que el reflejo y reconocimiento a la capacidad y entrega de todos nuestros científicos.

Impacto de la pesca sobre especies de condrictios y sus hábitats en LICs, ZECs RN2000 y zonas ISRA del sureste ibérico (TIRRAQUI)

E. Barcala[1*], M.A. Trujillo[1], A.Esteban[1], E. Arcas[1]

1 Instituto Español de Oceanografía. Centro Oceanográfico de Murcia. CSIC. C/Varadero n1. 3740 San Pedro del Pinatar, Murcia.

*elena.barcala@ieo.csic.es

Antecedentes

En la actualidad hay 1107 especies de condrictios (tiburones rajas y chimaeras) descritas a nivel Mundial que presentan un amplio abanico de estilos de vida: Oceánicos, costeros, habitantes de la columna de agua o bentónicos, sedentarios o en permanente movimiento.

Es importante resaltar el papel de este grupo de peces como predadores apicales que juegan un papel fundamental en el ecosistema marino. Ayudan a mantener el equilibrio de las cadenas tróficas, pues al cazar sus presas regulan a otras especies lo que se traduce en un mantenimiento de los ecosistemas. En el Mediterráneo ejercen varias funciones cruciales como: Los tiburones superdepredadores que mantienen la estabilidad de la cadena alimentaria, las rayas que mantienen la complejidad de los ecosistemas de los fondos marinos, y las mantarayas que transfieren nutrientes y energía desde las profundidades a los niveles superficiales del mar (WWF, 2019).

Todos ellos comparten ciertos rasgos biológicos que los hacen especialmente sensibles como; crecimiento lento, ciclo de vida largo, periodos de gestación largo, número bajo de descendientes y tasa de supervivencia de los juveniles baja.

Por otro lado, las amenazas a las que se enfrentan los condrictios a nivel global son:

- Sobrepesca: Muchos condrictios son objeto de pesca comercial e ilegal en grandes cantidades. La demanda de sus aletas, carne y otros productos ha llevado a la sobreexplotación de varias especies. Aunque existe la idea errónea de que la carne de tiburón es un producto principalmente asiático, España es el principal exportador mundial, mientras que Italia es el principal importador (Greenpeace 13/07/2022). España es el país del Mediterráneo que más carne de tiburón comercializa
- Pérdida de hábitat: La degradación de los ecosistemas marinos, como los arrecifes de coral y los estuarios, afecta negativamente a las poblaciones de condrictios.
- Contaminación. Puede producir alteraciones endocrinológicas que afectan a los procesos de reproducción, entre otros.
- Cambio climático: El aumento de la temperatura del océano y la acidificación afectan la reproducción y el crecimiento de muchas especies de condrictios.

La confluencia de las características biológicas y de las amenazas a las que se encuentran sometidos, hacen que encontremos numerosas especies con un estatus de conservación de sus poblaciones que van desde preocupación menor (LC) a en peligro crítico (CR). En el Mediterráneo de las 80 especies que hay según la IUCN, el 15% está clasificada como en peligro

crítico, el 22’5% como en Peligro, el 26’25% como vulnerables, el 18’75 casi amenazadas (Figura 1).

Un ejemplo lo tenemos en el cazón o mielga *Squalus acanthias* que es uno de los tiburones más abundantes y al mismo tiempo de los más vulnerables ante la pesca excesiva debido a su tardía madurez, escasa capacidad de reproducción, longevidad, largo periodo generacional (25–40 años) y por ende tasa intrínseca muy baja de incremento de la población (2–7% per annum).

Estos parámetros resultan en una capacidad de reproducción limitada y en una de las tasas más bajas de crecimiento de la población entre las calculadas para cualquier especie de tiburón. Smith et al. (1998) consideran a esta especie como aquella que dispone de la capacidad más baja de recuperación de las 26 especies de tiburones estudiadas en su trabajo en el Pacífico, con una tasa anual de incremento de la población de 2.3% de un rendimiento máximo sustentable (MSY) en el Pacífico nororiental, comparado con 4–7% en el Atlántico nororiental (Heessen 2003).

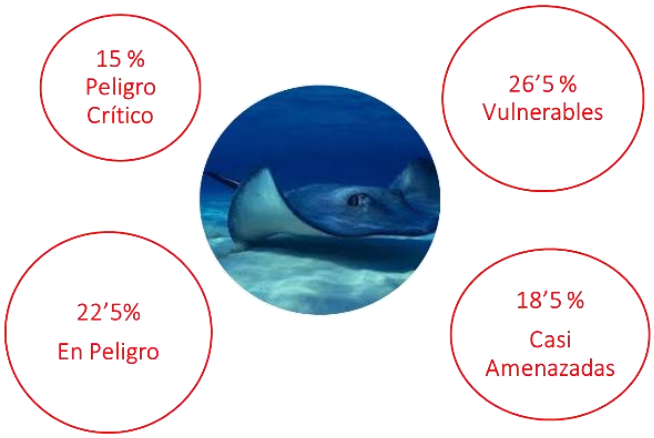


Figura 1 Grado de amenaza de los condrictios en el Mediterráneo (IUCN).

En la actualidad se están haciendo muchos esfuerzos para proteger a los condrictios, como por ejemplo el aumento de la concienciación sobre su importancia ecológica de éstos, lo que ha llevado a más investigaciones y programas educativos para promover su conservación. Además, se están implementando regulaciones pesqueras más estrictas y áreas marinas protegidas en varios países que son fundamentales para la conservación de estas especies.

En el Atlántico, por ejemplo, según el informe del grupo de expertos de ICES (2022), después de haberse mejorado los conocimientos de ciertas especies de tiburones y rayas (abundancias, distribución, biología, etc) se han producido cambios en su gestión pesquera. Este es el caso de *Lamna nasus* (marrajo o marrajo sardinero) en el que las capturas 0 aconsejadas, han cambiado a un máximo de 219 t en 2019 y 231 en 2024, o la *Raja undulata* (raya mosaico) que se recuperó en el Canal de la Mancha después de prohibir sus capturas desde 2009-2014 y aplicar cuotas de

captura preventivas. Por el contrario, en otras especies como la *Raja clavata* en el Cantábrico, se ha detectado una disminución de sus capturas.

Uno de los puntos candentes en la gestión de los condrictios es lo relativo a la pesca accidental (by catch) preocupando ampliamente a administraciones y científicos (Oliver et al, 2015, Jordan et al, 2013) ya que es muy complejo de determinar su importancia debido a que se produce en varias pesquerías, por lo que solo un esfuerzo muy grande de muestreo permite una evaluación de forma precisa y no sesgada.

Otro de los puntos sensibles es la supervivencia de los condrictios liberados tras su captura. Ya hay varios estudios (Bennet y McAuley, 2010, Sepulveda et al. 2015, Skomal, 2007) que indican una alta supervivencia, pero debido a que la pesca accidental depende del stock y de la flota, las tasas de supervivencia solo se tienen para algunos stocks.

En la actualidad, para la mayoría de las poblaciones, se proporciona asesoramiento en términos de desembarques. En ICES se ha realizado el primer Benchmark (grupo de revisión y mejora de conocimientos sobre tiburones (ICES, 2024) para establecer los puntos de referencia de tres poblaciones de rayas de la península ibérica de 2023. Además, para 2024 se está planificando un segundo taller, WKSKATE, que examinaría la disponibilidad y el uso de estudios para las poblaciones de rayas en el Mar Céltico y en aguas ibéricas.

En el Mediterráneo en octubre de 2023 se ha puesto en marcha el proyecto LIFE European Sharks Project con un objetivo en mente: Safeguarding Mediterranean sharks and rays.

Por otro lado, la IUCN ha establecido 65 Áreas de Importancia para Tiburones y Rayas (ISRA) en el Mediterráneo, de las cuales 14 se encuentran en el litoral español, lo que supone un 20 % del total de zonas admitidas:

-En Roses (Girona), los cañones de la Costa Brava, la región de Cataluña central, el delta del Ebro, Castellón, la Marina Alta (Alicante), el canal de Ibiza, la isla de Benidorm (Alicante), Seco de Cabo de Palos (Región de Murcia), la costa oriental de la Región de Murcia desde San Pedro del Pinatar a Calblanque, el Estrecho de Gibraltar (Andalucía) y en las islas Baleares, Mallorca, Menorca, Formentera, y dos zonas particulares de las islas como El Toro - Sa Dragonera y Cala Vella.

Las zonas de importancia (ISRAs) son áreas en las que hay suficiente evidencia científica de que tiburones y rayas se agrupan, se alimentan, descansan y crían; zonas de especial relevancia para la conservación de estas especies. La declaración de zona ISRA no implica protección legal ni impone medidas de gestión, pero señala los espacios de mayor relevancia para la supervivencia de estas especies que deben ser tomadas en cuenta por las administraciones competentes.

Hay en vigor un marco legal de gran alcance para proteger a los tiburones y a las rayas a nivel mundial, como por ejemplo entre otros:

* Convenio sobre la Conservación de las especies Migratorias de Animales Silvestres (CMS). La CMS, también conocido como la Convención de Bonn, es un tratado internacional que protege a las especies migratorias, incluyendo varias especies de tiburones y rayas. La UE como parte de esta convención trabaja para implementar medidas de conservación para estas especies.

* Acuerdo sobre la Conservación de Tiburones (Shark Agreement). Este acuerdo, que forma parte de la CMS, se centre específicamente en la conservación de tiburones y rayas. Los países europeos que forman parte de este acuerdo están comprometidos a implementar medidas para proteger estas especies. España no forma parte de este acuerdo.

En el Mediterráneo como:

*Reglamento (UE) 2016/2336. Establece medidas de gestión en aguas europeas para la pesca de tiburones en aguas de la Unión. Incluye disposiciones sobre la pesca de ciertas especies de tiburones y rayas, así como la obligación de desembarcar todas las capturas de tiburones y rayas, lo que ayuda a monitorear y gestionar las poblaciones.

*Directiva Hábitats (92/43/CEE), que forma parte de la legislación sobre la conservación de la n aturaleza. Esta directiva tiene como objetivo proteger los hábitats naturales y las especies de fa una y flora silvestre en Europa, incluyendo varias especies de tiburones y rayas que están en pe ligro o son vulnerables.
*Reglamento (UE) 2016/2336 establece medidas para la gestión de la pesca de especies de tibu rones y rayas en aguas de la UE, promoviendo prácticas de pesca sostenibles y la conservación de estas especies.

Por otro lado, la Convención sobre la Conservación de Especies Migratorias de Animales Silvest res (CMS), aunque no es una directiva europea, influye en la protección de tiburones y rayas a n ivel internacional, y la UE es parte de esta convención.

A pesar de que la legislación europea en relación a la protección de tiburones y rayas es bastante completa y se basa en un enfoque de gestión sostenible, la implementación y el cumplimiento de estas regulaciones que son cruciales para asegurar la efectividad de las medidas de conservación, no siempre se consigue. En la práctica, “nunca han estado tan amenazados como ahora, recoge el informe de WWF, titulado “Tiburones en el Mediterráneo: una llamada a la acción.” La actual falta de gestión de tiburones y rayas refleja la situación general del Mediterráneo, que se considera el mar más sobreexplotado del mundo”.

El proyecto TIRRAQUI

Este proyecto se desarrolla con la colaboración de la Fundación Biodiversidad del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico, a través del Programa Pleamar, y se cofinancia por la Unión Europea por el FEMPA (Fondo Europeo Marítimo, de Pesca y de Acuicultura).

El delicado estatus de conservación de muchas especies de condrictios mencionado anteriormente, junto con la falta de datos en numerosos casos, nos ha llevado a plantear un proyecto dirigido a la recopilación de los datos necesarios para implementar nuevas medidas de gestión, dotar a las administraciones de los conocimientos necesarios para realizar una gestión adecuada de estas especies y su protección mediante la implementación de medidas con alcance legal vinculante, así como generar recomendaciones para que los pescadores puedan desarrollar una pesca respetuosa con los condrictios y reducir las capturas accidentales de este grupo de peces.

El área de estudio se extiende desde Denia al límite de la Región de Murcia y desde los 10 metros de profundidad hasta 800 metros, abarcando los LIC y ZEC de Red Natura 2000, así como reservas Marinas e ISRAS, principalmente el de Marina Alta y el del oeste del canal de Ibiza (Figura 2). Se trabajará con las flotas de arrastre, cerco y palangre de superficie y con la flota artesanal.

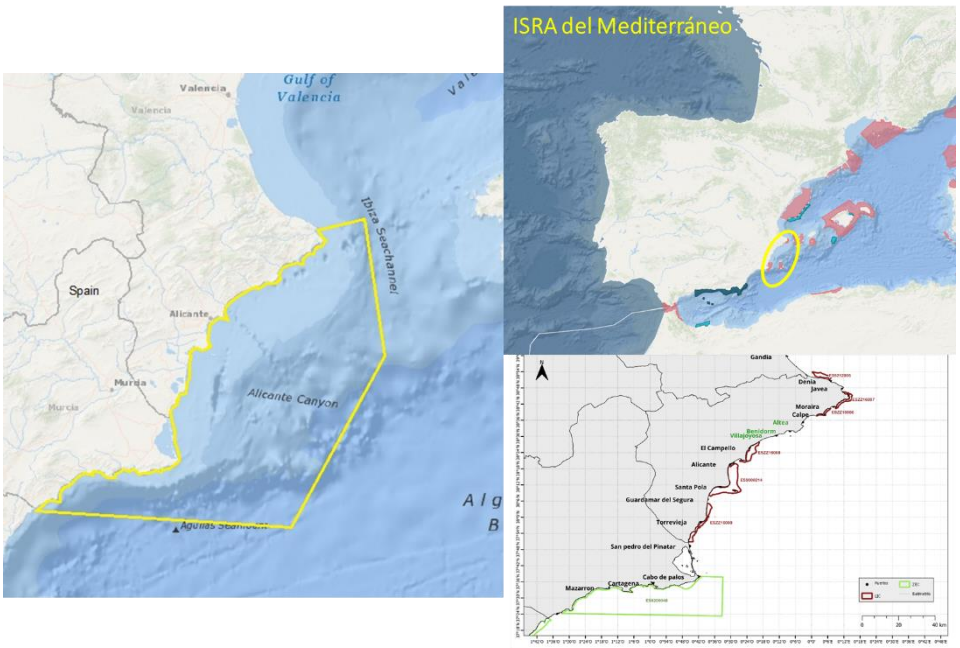


Figura 2. Área de estudio del Proyecto TIRRAQUI

Objetivos:

El **<u>objetivo principal del proyecto</u>** es evaluar la interacción de las pesquerías de arrastre, cerco y artes menores con las especies de condrictios y sus hábitats en los LICs, ZECs de la RN2000 y zonas ISRA, en la Región de Murcia y la provincia de Alicante.

Para ello se abordan los siguientes objetivos secundarios:

- Caracterización técnica y espacio-temporal de las operaciones de pesca de las flotas que pescan condrictios y su huella pesquera.
- Caracterización de las capturas de estas especies por modalidad de pesca
- Localización de las áreas de concentración de reproductores, de nuevos reclutas y de puesta de las distintas especies de condrictios.
- Determinación de hábitats preferenciales.
- Determinación del esfuerzo pesquero aplicado sobre las áreas mencionadas.
- Evaluación del riesgo por especie ante cada tipo de modalidad de pesca y su relación con el hábitat.
- Edición de una guía de buenas prácticas en el manejo y liberación de los condrictios.

Metodología

La información utilizada sobre capturas y posicionamiento provendrá de los VMS y logbooks en el caso de la flota industrial. En el caso de la pesca artesanal, un problema generalizado es la falta de datos de posicionamiento de las capturas. Ahora son cada vez más las flotas que llevan implantado sistema de posicionamiento (cajas verdes), pero en nuestro caso en la provincia de Alicante no están implantados y en la Región de Murcia no siempre se puede disponer de esta información. Por este motivo para obtener la mayor cobertura posible se ha recurrido a la información espacial recogida por observadores a bordo del IEO, los propios del proyecto, así como la información aportada por los GPS portáltiles que se repartirán de forma masiva entre los barcos de las flotas artesanales consideradas. Los datos de las capturas proceden de los recogidos por observadores a bordo y de los datos oficiales del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación.

El almacenado, visualización y análisis de la información espacial de las actividades pesqueras y sus variables (capturas y variables biológicas y hábitats (Broad Habitats de EMODnet)), se ha realizado aplicando un estándar de grid denominado "c-squares" (http://www.marine.csiro.au/csquares/) (Rees, 2003), ampliamente aceptado en estudios de pesquerías por diversos organismos internacionales. La información obtenida queda almacenada en una geodatabase a partir de la cual se comenzarán a obtener los siguientes resultados: La información espacial recopilada de las flotas nos permitirá crear una geodatabase que aportará la información geográfica, capturas y características biológicas de los condrictios capturados por los barcos presentes en cada una de las celdillas de un grid creado para tal fin. Se estimará el Esfuerzo pesquero agrupando el número de barcos por cada c-square del grid en función del arte utilizado, dando lugar a una capa de esfuerzo por arte. A continuación, categorizando el esfuerzo pesquero (número de barcos anual) de cada arte en 6 rangos de intensidad de presión (desde 0:no hay presión, hasta 5: máxima presión), mediante la función "k-means", de esta manera obtendremos una capa georreferenciada con la intensidad de presión sobre cada C-Square. Se obtendrá finalmente la capa de presión pesquera de cada arte para cada especie.
La evaluación del **riesgo potencial sobre una especie** viene determinada por la coincidencia espacio temporal de la presencia de las especies de condrictios con la presión humana, en este caso la pesca.

Otro de los resultados de este proyecto es la elaboración de un **Protocolo de manipulación y liberación de condrictios** a bordo dirigido a conseguir la mayor tasa de supervivencia de los tiburones y rayas devueltos al mar.

Finalmente, con la difusión de los resultados del proyecto se persigue el generar concienciación sobre la situación crítica de estas especies y la necesidad de tomar medidas de gestión que las protejan. La información generada se compartirá en charlas divulgativas (sector pesquero, institutos, FP de ciclos formativos asociados al medioambiente, colegios y al público en general), para sensibilizar y dar a conocer a la sociedad los valores ambientales de los LICs, ZECs RN200 y zonas ISRA, las herramientas de protección y la explotación sostenible de los recursos

en nuestras aguas. Se genera una información útil para el sector pesquero para que estos puedan desarrollar un pesca responsable y respetuosa con los condrocitos, proporcionándoles herramientas para poder cumplir con las exigencias de la política pesquera comunitaria en lo referente a este grupo de peces. Por otro lado, se les proporciona a las administraciones regionales la información necesaria para poder realizar una gestión eficiente en materia de protección.

Bibliografía

Bennett, M. B., & McAuley, R. B. (2010). "Post-release survival of the blacktip reef shark (Carcharhinus melanopterus) in a catch-and-release fishery." Marine and Freshwater Research, 61(5), 563-570.

Greenpeace,13/07/2024.https://es.greenpeace.org/es/en-profundidad/tiburones-en-extincion/espana-lider-en-exportacion-de-carne-de-tiburon/#:~:text=Aunque%20existe%20la%20idea%20err%C3%B3nea,Italia%20es%20el%20principal%20importador.

Hessen H.J.L., 2003. Report of EU project developing Elasmobranch Assessments DELASS. Unpublished report to European Commission.

ICES 2022. Working Group on Elasmobranch Fishes (WGEF). ICES Scientific Reports. 4:74. 848 pp. http://doi.org/10.17895/ices.pub.2108983.

ICES 2024. Report of the Benchmark Workshop 3 on Selected Elasmobranch Stocks (WKBELASMO3). ICES Scientific Reports. Report. https://doi.org/10.17895/ices.pub.26935492.v1

Jordan, L., Mandelman, J., McComb, D., Fordham, S., Carlson, J., & Werner, T. (2013). Linking sensory biology and fisheries bycatch reduction in elasmobranch fishes: a review with new directions for research. Conservation *Physiology*, 1. https://doi.org/10.1093/conphys/cot002.

Oliver, S., Braccini, M., Newman, S., & Harvey, E. (2015). Global patterns in the bycatch of sharks and rays. *Marine Policy*, 54, 86-97. https://doi.org/10.1016/J.MARPOL.2014.12.017.

Sepulveda, C. A., Heberer, C., Aalbers, S. A., Spear, N., Kinney, M., Bernal, D., & Kohin, S. (2015). Post-release survivorship studies on common thresher sharks (Alopias vulpinus) captured in the southern California recreational fishery. Fisheries Research, 161, 102-108.

Skomal, G. B. (2007). Evaluating the physiological and physical consequences of capture on post-release survivorship in large pelagic fishes. Fisheries Management and Ecology, 14(2), 81-89

Smith, S.E. & Au, D.W. & Show, C. (1998). Intrinsic rebound potentials of 26 species of Pacific sharks. Special Issue. Shark Fisheries Management and Biology. Marine and Freshwater Research, 49(7), 663–678. DOI: 10.1071/MF97135

WWF, 2019.
https://wwfes.awsassets.panda.org/downloads/informe_wwf_2019_tiburonesmediterraneo.pdf

Diversidad y distribución de elasmobranquios en el ISRA profundo del campo de 'pockmarks' del sureste español

Arroyo-Martínez, E.[1,3], Abel, I.[3], Esteban, A.[2], Ramos-Esplá, A.[1, 3], Sánchez-Lizaso, J. L. [1] y Giménez-Casalduero, F.[1, 3]

[1] Departamento de Ciencias del Mar y Biología Aplicada, Universidad de Alicante, 03080 Alicante

[2] Instituto Español de Oceanografía (IEO) de Murcia, 30740 San Pedro del Pinatar, Murcia

[3] Centro de Investigación Marina de Santa Pola (CIMAR), Universidad de Alicante,03130 Santa Pola, Alicante

1. Introducción

El mar Mediterráneo es un punto caliente de biodiversidad y un área de conservación de prioridad global (Bianchi y Morri 2000; Myers et al. 2000; Coll et al. 2010; Derrick et al. 2020). Además, se considera una cuenca rica en condrictios, aunque aquí se encuentra la mayor proporción de especies amenazadas del mundo (Dulvy et al. 2016).

En la actualidad, existen 73 especies de condrictios en el Mediterráneo y están clasificadas por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) como En Peligro Crítico (20 spp.), En Peligro (11 spp.), Vulnerables (8 spp.), Casi Amenazadas (9 spp.), Preocupación Menor (12 spp.) y Datos Insuficientes (13 spp.) (Dulvy et al. 2014, 2016; Otero et al. 2019; Serena et al. 2020). En el Mediterráneo, la comunidad de condrictios ha mostrado un declive en la diversidad y abundancia de especies en las últimas décadas (Serena 2005; Walker et al. 2005; Ferretti et al. 2008).

Muchas de las pesquerías de arrastre de fondo que operan en esta región son multiespecíficas y, dado que la selectividad de las artes de pesca suele ser baja (Lleonart y Maynou, 2003), gran parte del esfuerzo se realiza sobre especies no objetivo (Moranta, Massutí y Morales-Nin, 2000; Sánchez, Demestre y Martí, 2004; Ordines et al. 2011). Esta pesquería se desarrolla a lo largo de la plataforma continental y el talud superior hasta una profundidad de 800 m, y los condrictios constituyen una proporción significativa de la captura incidental, aunque representan una parte menor de los desembarques (Guijarro et al. 2012). Dependiendo de la zona y la profundidad operacional del arte, las especies más frecuentemente capturadas son *Galeus melastomus, Scyliorhinus canicula, Etmopterus spinax, Raja clavata, Raja asterias* y *Squalus acanthias* (Bertrand et al. 2000; Carbonell et al. 2003; Massutí y Moranta, 2003; Damalas y Vassilopoulou 2011; Pennino et al. 2013; Tugores et al. 2019). En las últimas décadas, se ha documentado una disminución de la presencia y abundancia de condrictios en los desembarques pesqueros en el Golfo de León (Aldebert 1997; Bertrand et al. 1998; Abdulla, 2004), Islas Baleares (Guijarro et al. 2012), Mar Tirreno (Ligas et al. 2013) y Mar Adriático (Jukic-Peladic et al. 2001). Los grandes elasmobranquios son particularmente vulnerables al aumento de las tasas de mortalidad debido a su lento crecimiento, madurez tardía y bajas tasas de reproducción y, por lo tanto, han sido motivo de especial preocupación (Myers y Worm 2005).

Los fondos marinos del Mediterráneo español, junto con el Tirreno central, destacan por albergar el mayor número de elevaciones submarinas y formaciones destacables desde el punto de vista geomorfológico: montes y cañones submarinos, "pockmarks" y otras elevaciones menores. Aunque existe un vacío general en el conocimiento de las comunidades biológicas para la mayoría de ellas, en los últimos años se han producido avances significativos en su descripción (Marín et al. 2011). Investigaciones recientes sobre montes submarinos han determinado que sus especiales condiciones de topografía, hidrodinámica, penetración de la luz, etc. dan lugar a zonas de elevada diversidad biológica tanto en las comunidades bentónicas como en las pelágicas que rodean a este tipo de elevaciones (Pitcher et al. 2007; Bo et al. 2011). Además, suelen operar como zonas de tránsito para especies migratorias. Tal es la relevancia de este tipo de ecosistemas, que el Convenio sobre la Diversidad Biológica (CDB) los clasifica como áreas importantes que requieren protección en aguas oceánicas abiertas y hábitats de aguas profundas (UNEP/CBD/COP/DEC/IX/20 2008; Marín et al. 2011). Además, la presencia de cañones submarinos en alta mar en las áreas norte y sur proporciona un enriquecimiento adicional de los ecosistemas de aguas profundas al transferir materia orgánica desde la plataforma continental al talud (Puig et al. 2000). Los tiburones y las rayas son cruciales en el funcionamiento del ecosistema mediterráneo como depredadores en los niveles más altos de la cadena alimentaria. La pérdida de los depredadores superiores puede tener consecuencias negativas tanto en el funcionamiento del ecosistema (Estes et al. 1998; Pace et al. 1999; Worm y Myers, 2003; Frank et al. 2005), como incluso en las actividades humanas que dependen de él (Ferretti et al. 2010; Britten et al. 2014). Además, los peces cartilaginosos pueden utilizarse como indicadores ecológicos y su estudio y seguimiento se consideran esenciales para la conservación del ecosistema marino (Stevens et al. 2000).

El presente estudio surge a partir de los resultados obtenidos en el proyecto CAMONMAR3 y se centra en conocer la diversidad y distribución de elasmobranquios existentes en la costa de Alicante-Murcia y determinar qué especies son objetivo y cuáles son afectadas por la captura incidental, para poder evaluar de forma preliminar el impacto del sector pesquero sobre ellas. Como resultado del estudio, dicha área se propuso como Área Importante para Tiburones y Rayas (ISRA, por sus siglas en inglés) en 2023 (sharkrayareas.org). Tras su declaración como ISRA, surgió el proyecto *e-Lasmobranc: Nuevas tecnologías y avances en el conocimiento de elasmobranquios del levante español*[1] para ampliar el conocimiento sobre la distribución de los elasmobranquios en dicha zona, realizar actividades de divulgación para concienciar a la ciudadanía de la importancia que tienen en los ecosistemas y aplicar herramientas de *machine learning* para ayudar en la identificación de las especies, ya que a menudo se cometen errores.

2. Metodología

2.2. Área de estudio

El área de estudio se encuentra entre Torrevieja (Alicante) y Águilas (Región de Murcia, RM a partir de ahora) (Fig. 1). Es una zona de gran importancia e interés ecológico debido a la

[1] Este proyecto se desarrolla con la colaboración de la Fundación Biodiversidad, del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico, a través del Programa Pleamar, y se cofinancia por la Unión Europea por el FEMPA (Fondo Europeo Marítimo, de Pesca y de Acuicultura)

convergencia de diferentes formaciones geomorfológicas. Entre ellas encontramos montes submarinos como el Planazo, Plis Plas y el Seco de Palos. Esta última está situada aproximadamente 30 millas al este de Cabo de Palos. Su cima se sitúa entre los 95-110 m de profundidad, su vertiente oriental cae a más de 700 m y al sur de la montaña a más de 1200 m. Es de naturaleza principalmente rocosa con una morfología muy accidentada, aunque también se han localizado plataformas de origen detrítico (Marín et al., 2011). También hay un campo de "pockmarks", un área de cráteres poco profundos que se forman tras la liberación de gas (PLAN, 2013). Por último, están los cañones submarinos del escarpe de Mazarrón que proporcionan un enriquecimiento adicional a los ecosistemas de aguas profundas mediante la transferencia de materia orgánica de la plataforma continental al talud (Puig et al. 2000). Estos valles submarinos están incluidos en la Red Natura 2000 como Zona de Especial Conservación (ZEC) o Zona de Especial Protección para las Aves (ZEPA) entre la isla de Tabarca y Cabo de Palos, ambas declaradas como Reservas Marinas de Interés Pesquero (RMIP), junto a Cabo Tiñoso, y una de las Zonas Especialmente Protegidas de Importancia para el Mediterráneo (ZEPIM) (Fig. 1).

Para la realización de los mapas se ha utilizado el software QGIS (QGIS Development Team, 2016). La batimetría se ha obtenido de EMODnet (European Marine Observation and Data Network) y la Red de Áreas Marinas Protegidas de España (RAMPE) se ha descargado como archivo *Shapefile* del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico.

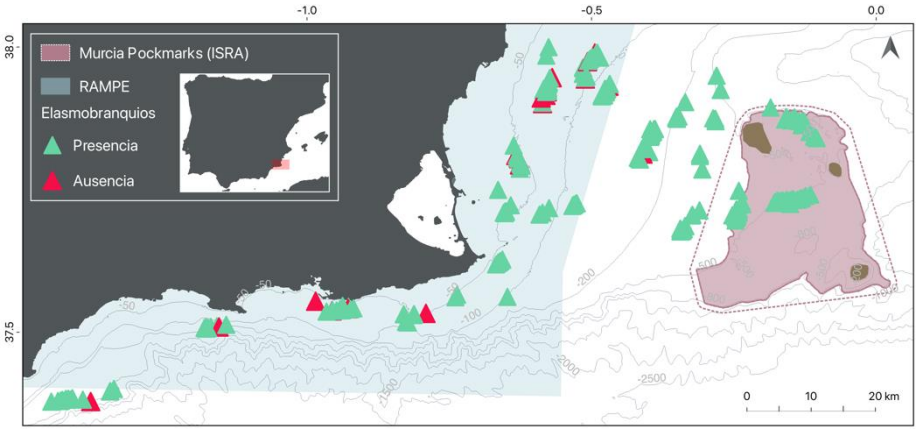


Figura 1. Mapa del esfuerzo de muestreo de elasmobranquios de las campañas MEDITS desde 1994 a 2017. (Fuente: elaboración propia a partir de datos de las campañas MEDITS).

2.2. Fuentes de datos georreferenciados

Los datos de captura u observación de elasmobranquios se han obtenido de diferentes fuentes:

- **Campañas MEDITS** (MEDIterranean Trawl Surveys) (Bertrand et al. 2002): un total de 279 lances se realizaron en el área de estudio entre 1994 y 2017. Los datos fueron proporcionados por Antonio Esteban Acón del Instituto Español Oceanográfico (IEO) de San Pedro del Pinatar (RM) e incluían abundancia (número de individuos) y biomasa (kg) de las especies capturadas.
- **GBIF** (Global Biodiversity Information Facility): muestra datos de transectos llevados a cabo por el Instituto de Ecología Litoral (IEL) y pescas de arrastre del IEO.
- Proyecto **LIFE-IP INTEMARES**: realizó una campaña para estudiar de los fondos marinos de la Región de Murcia mediante draga Van Veen, red de arrastre y TASIFE (equipo de fotografía y vídeo submarino) en 2019.
- **OCEANA**: datos cedidos por Ricardo Aguilar.

- Portal de ciencia ciudadana **"Observadores del Mar"**.
- **Campeonato Nacional de Surfcasting** en Mazarrón.

3. Resultados

El 93,2 % de los arrastres realizados en las campañas MEDITS presentaron elasmobranquios (Fig. 1), identificándose un total de 20 especies: 9 tiburones (*Scyliorhinus canicula, S. stellaris, Galeus melastomus, G. atlanticus, Dalatias licha, Etmopterus spinax, Oxynotus centrina, Squalus acanthias* y *Mustelus mustelus*), 9 rayas (*Myliobatis aquila, Leucoraja naevus, Raja asterias, R. brachyura, R. clavata, R. miraletus, R. montagui, R. polystygma* y *R. radula*) y 2 torpedos (*Torpedo marmorata* y *Tetronarce nobiliana*). A partir de las otras fuentes de datos se han añadido 5 especies más: *Hexanchus griseus, Heptranchias perlo, Pteroplatytrygon violacea, Mobula mobular* y *Torpedo torpedo* (Tabla 1).

3.1. Tiburones

Las especies más abundantes en las campañas MEDITS fueron *S. canicula*, *G. melastomus* y *E. spinax*, también avistadas durante la campaña del proyecto LIFE-IP INTEMARES (Tabla 1).

Scyliorhinus canicula

*S*e capturó en el 82,5 % de los lances realizados en las campañas MEDITS entre 41 y 543 m de profundidad, concentrándose el 63,5 % hasta los 300 m, especialmente entre 200 y 300 m. Se distribuye a lo largo de la plataforma y talud continental, así como en el campo de "pockmarks", donde se concentró el 4,5 % y 5,5 % de la abundancia y biomasa total respectivamente (Fig. 2). En la campaña de INTEMARES se observaron 29 ejemplares entre 140 y 598 m.

Tabla 1. Especies de elasmobranquios identificadas en las campañas MEDITS de 1994 a 2017: (A) Abundancia (Nº de individuos) y (B) biomasa (kg) capturada; (Y) Número de años y (D) profundidad (m) en las que fueron capturadas; Dem=demersal; Pel=pelágico. Fuentes de información: (I) INTEMARES; (O) OCEANA; (G) GBIF; (OM) Observadores del Mar; (S) Campeonato de Surfcasting. Categoría en la Lista Roja del Mar Mediterráneo (UICN).

	MEDITS				**Fuentes de información**					**Cat. IUCN**
Specie	**A**	**B**	**Y**	**D**	**I**	**O**	**G**	**OM**	**S**	
Heptranchias perlo	-	-	-	91-150	X					DD
Hexanchus griseus	-	-	-	116-304		X				LC
Galeus atlanticus	1	0.055	1	393						NT
Galeus melastomus	4324	219.9	23	254-845	X		X			LC
Mustelus mustelus	2	2	2	44-46					X	VU
Scyliorhinus canicula	9609	1310.6	24	41-598	X		X			LC
Scyliorhinus stellaris	2	0.56	2	44-46						NT
Dalatias licha	6	1.7	6	408-543						VU

Etmopterus spinax	328	14.9	23	92-596	X		X			LC
Oxynotus centrina	1	2.1	1	252						CR
Squalus acanthias	1	1.08	1	110						EN
Leucoraja naevus	12	10.8	8	41-256						NT
Raja asterias	123	66.1	15	41-403			X			NT
Raja brachyura	17	12.8	2	47-254						NT
Raja clavata	6	6.1	3	162-256						NT
Raja miraletus	5	2.9	5	41-87			X			LC
Raja montagui	33	14.7	9	41-402			X			LC
Raja polystigma	2	1.7	2	40-77						LC
Raja radula	3	2	2	42-45						EN
Raja spp.	8	15.6	5	41-257						
Mobula mobular	-	-	-	Pel				X		EN
Myliobatis aquila	8	15.6	2	44-48						VU
Pteroplatytrygon violacea	-	-	-	Pel				X		LC
Tetronarce nobiliana	1	0.2	1	220-418	X					LC
Torpedo marmorata	93	24.9	19	41-455			X			LC
Torpedo torpedo	-	-	-	Dem			X			LC

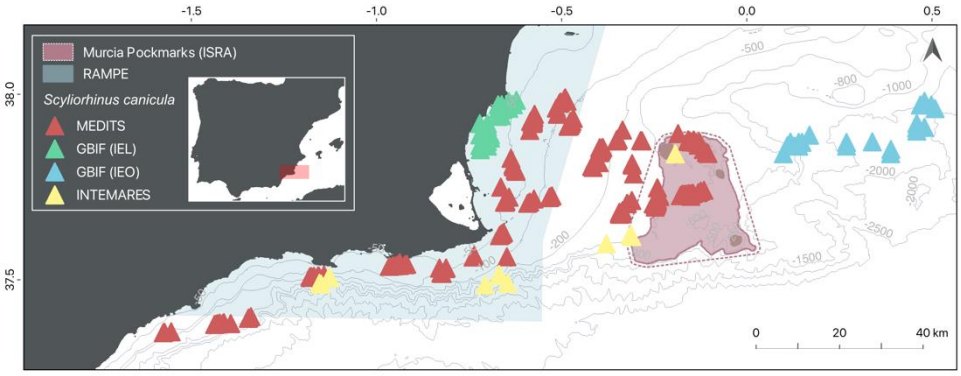


Figura 2. Distribución de *S. canicula*. (Fuente: elaboración propia a partir de datos de GBIF y de las campañas MEDITS e INTEMARES).

S. canicula se capturó en todas las campañas MEDITS, con un total de 9.606 individuos que supusieron 1.310,5 kg. Las mayores abundancias se registraron en 2015 con 1.473 (62,8 kg);

seguida de 2016 con 1.361 (150,9 kg) y 2011 con 1.258 individuos (187,9 kg). A pesar de que en 2015 se capturó el mayor número de individuos, la biomasa fue muy baja, por lo que en ese año se capturaron individuos de menor tamaño en comparación con otros años (Fig. 3). La mayor proporción de biomasa por ejemplar se ha obtenido a menos a 50 m de profundidad, y la menor entre 100 y 300 m. La abundancia y biomasa capturada de *S. canicula* ha aumentado con los años y, a pesar de que el coeficiente de determinación no es muy alto (R^2 = 0,46 y coeficiente de Pearson = 0,68), parece indicar que el peso medio por ejemplar es cada vez menor.

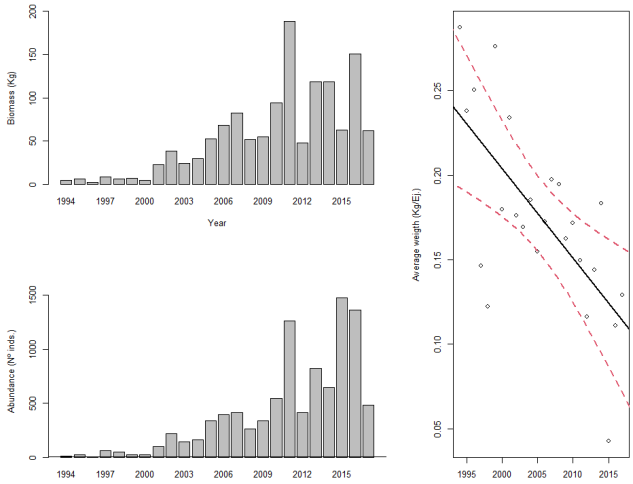


Figura 3. A la izquierda: Biomasa total (kg) y abundancia (Nº individuos) capturada de *S. canicula* desde 1994 a 2017 en las campañas MEDITS. A la derecha: peso promedio (kg/individuo) de los ejemplares capturados.

Galeus melastomus

Se distribuye a lo largo del límite de la plataforma continental y se concentra mayoritariamente en el campo de “pockmarks” y áreas adyacentes (Fig. 4). En total se capturaron 4.324 individuos y 219,9 kg. En el campo de “pockmarks” se capturó el 47,4 % y el 68,1 % de la abundancia y biomasa total. Se registró entre 254 y 544 m, encontrándose el 98,6 % a partir de los 370 m, pero sobre todo entre los 400 y 500 m de profundidad. Los ejemplares más pequeños aparecieron entre 200 y 300 m de profundidad, mientras que los más grandes a partir de 500 m.

En la campaña de INTEMARES se observaron 3 ejemplares entre los 319 y 845 m (Tabla 1).

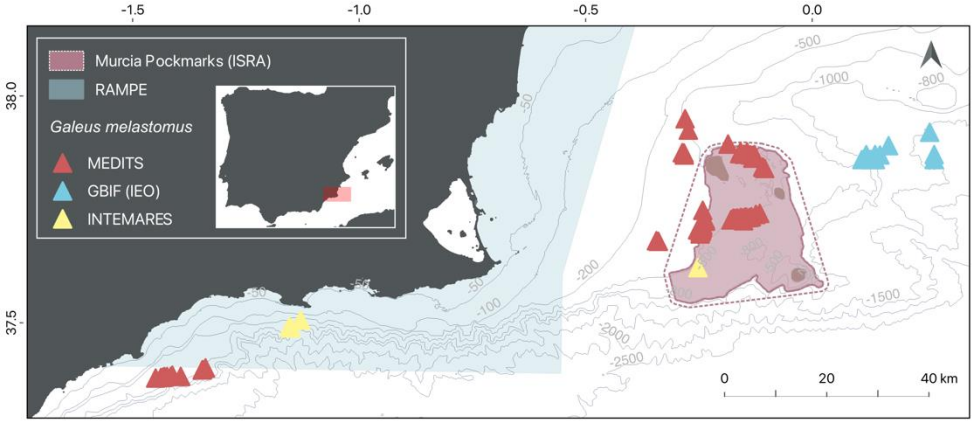
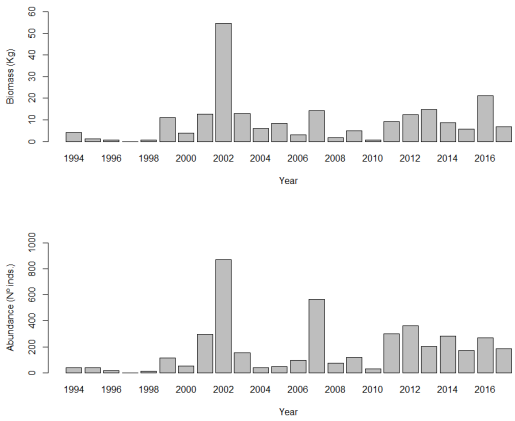


Figura 4. Distribución de *G. melastomus.* (Fuente: elaboración propia a partir de datos de GBIF y de las campañas MEDITS e INTEMARES).

G. melastomus se capturó todos los años excepto uno. Las capturas han sido más abundantes a partir de 1999, alcanzando el máximo en 2002 (874 ind. y 54,7 kg). Cabe destacar la abundancia y biomasa de los años 2007 (565 ind. y 14,2 kg) y 2013 (204 ind. y 14,9 kg), ya que la biomasa es similar y, sin embargo, la abundancia es casi 3 veces menor en el segundo año (Fig. 5).

Etmopterus spinax

Su distribución es similar a la de *G. melastomus*. La abundancia y biomasa total capturada fue de 328 individuos y 14,9 kg respectivamente. El 45 % de la abundancia y el 37.5 % de la biomasa total se capturó en el campo de "pockmarks" (Fig. 6). Cabe señalar que los ejemplares de mayor tamaño se encontraron frente a Águilas, ya que a pesar de representar solamente el 27.1 % de la abundancia total, suponen el 50 % de la biomasa total. Durante la campaña de INTEMARES aparecieron dos ejemplares, uno de ellos a 596 m de profundidad (Tabla 1).



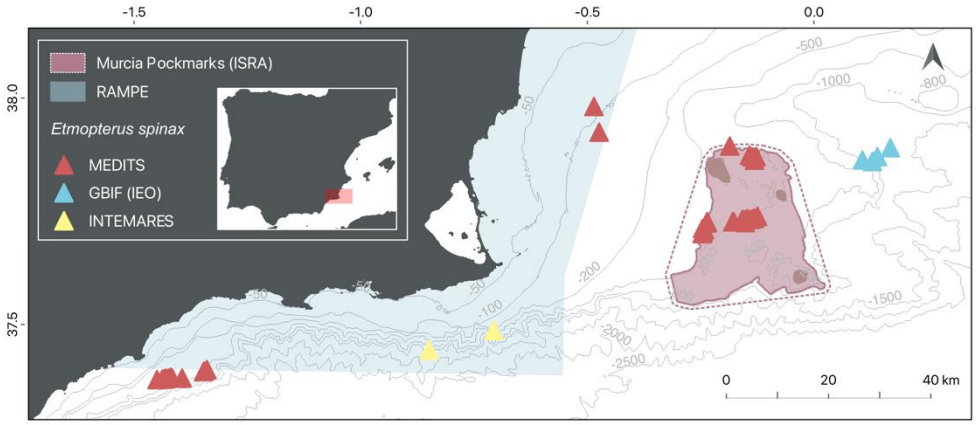
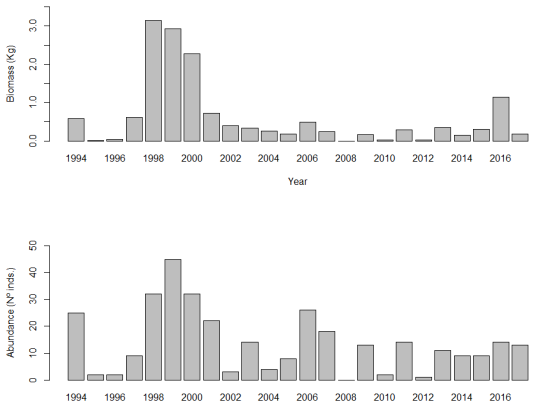


Figura 6. Distribución de *E. spinax*. (Fuente: elaboración propia a partir de datos de GBIF y de las campañas MEDITS e INTEMARES).

E. spinax también se capturó todos los años excepto uno, entre 92 y 543 m de profundidad. El 96,3 % se capturó a partir de los 391 m. Sólo entre 1998 y 2000 se capturó un tercio de la abundancia total y más de la mitad de la biomasa, oscilando entre 2,3 y 3,2 kg por año (Fig. 7).

Figure 7. Biomasa (kg) y abundancia (Nº individuos) total capturada de *E. spinax* desde 1994 a 2017 en las campañas MEDITS.



Tiburones menos abundantes

En la Figura 8 se muestra la distribución de las especies de tiburones menos comunes. Seis ejemplares de *Dalatias licha* se capturaron en áreas cercanas, dentro del campo de "pockmarks", entre 408 y 543 m de profundidad durante las campañas MEDITS en diferentes años. *Hexanchus griseus* fue visto con ROV por OCEANA cerca del monte submarino Seco de Palos a 116 m de profundidad en 2017. *Heptranchias perlo* fue visto con TASIFE durante la campaña de INTEMARES a 304 m de profundidad. Dos ejemplares de *Mustelus mustelus* fueron capturados frente al Mar Menor entre 41 y 46 m de profundidad. Ambos fueron capturados en áreas muy cercanas y pesaron 1,6 y 0,4 kg respectivamente. Otro ejemplar de *M. mustelus* se capturó en la playa de Castellar en el Campeonato Nacional de Surfcasting en Mazarrón. Dos ejemplares de *Scyliorhinus stellaris* se capturaron en la misma zona, frente al Mar Menor (aprox. 45 m de profundidad), en años diferentes. Uno pesó 0,4 kg y otro 0,16 kg. Sólo se capturó un ejemplar de *Squalus acanthias, Galeus atlanticus* y *Oxynotus centrina* a 110, 393,5 y 252 m de profundidad respectivamente. *G. atlanticus* se encontraba cerca del campo de "pockmarks".

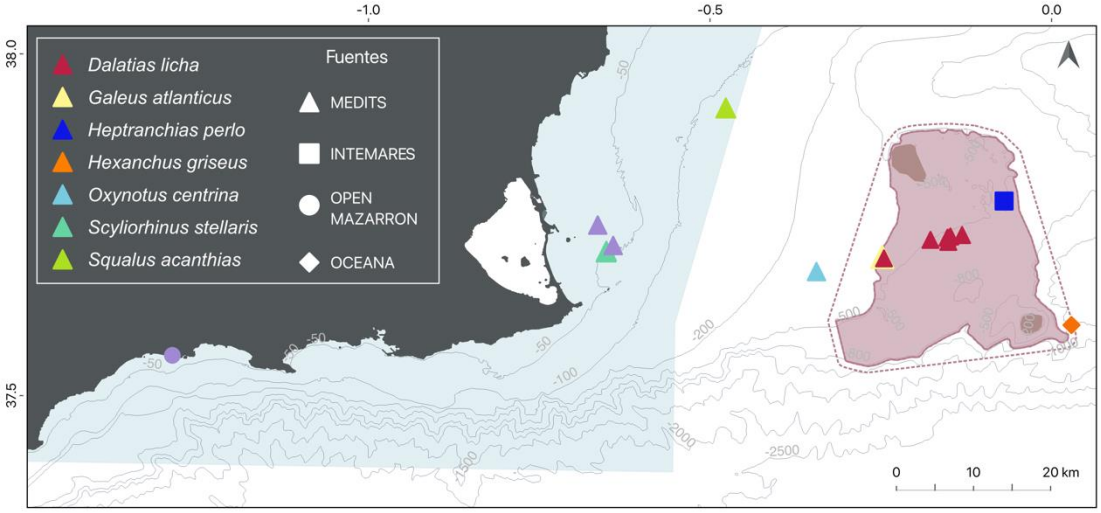


Figura 8. Distribución de *D. licha, G. atlanticus, H. perlo, H. griseus, M. mustelus, O. centrina, S. stellaris* y S. *acanthias (*Fuente: elaboración propia a partir de datos de las campañas MEDITS e INTEMARES, OCEANA y del Campeonato Nacional de Surfcasting de Mazarrón)

3.2. Rayas

Rayas endémicas del Mediterráneo: *Raja asterias* y *R. radula*

La raya más abundante capturada durante las campañas MEDITS fue *R. asterias* con 123 ejemplares y 66,1 kg (Tabla 1). Se distribuye principalmente en la plataforma continental, entre 41 y 403 m de profundidad (Fig. 9). La mitad de los ejemplares aparecieron hasta los 200 m y la otra mitad entre 200 y 300 m. El ejemplar más pequeño (0,01 kg) apareció a 403 m. Se capturaron 40 ejemplares a menos de 100 m que pesaron 36 kg en total. A más de 100 m de profundidad, se capturó el doble de abundancia (83 ejemplares), sin embargo, la biomasa fue similar (30,1 kg). El ejemplar más grande (2,1 kg) apareció a una profundidad de 89 m.

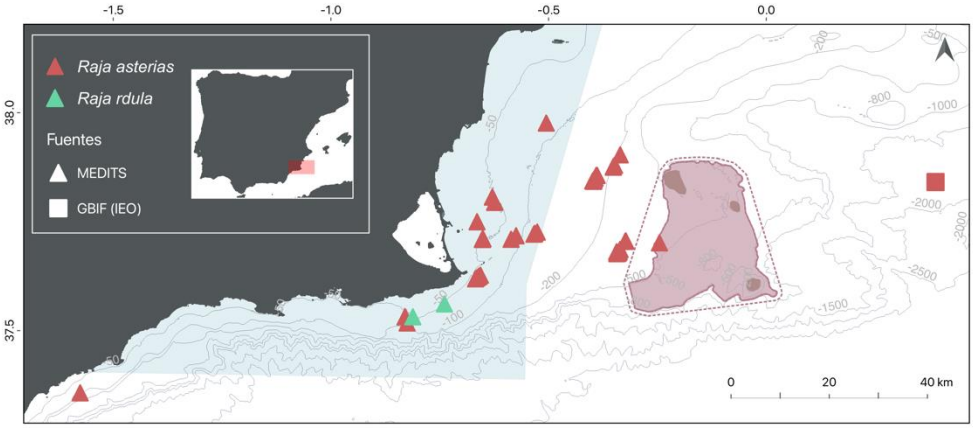


Figura 9. Distribución de *R. asterias* y *R. radula* (Fuente: elaboración propia a partir de datos de GBIF y campañas MEDITS)

Se capturaron tres ejemplares que pesaron 2 kg de *R. radula,* entre 42 y 45 m de profundidad cerca de Cabo de Palos (Tabla 1 y Fig. 9); dos en 2001 (0,7 kg) y otro en 2007 (1,3 kg).

R. asterias se empezó a capturar a partir de 2002. La mayor abundancia se registró en el año 2011 (23 inds.); seguido del año 2014 (21 inds.), sin embargo, la máxima biomasa capturada se registró en 2016 con 12 ejemplares que pesaron 17,9 Kg (Fig. 10).

Familia Rajidae

Se capturaron 17 ejemplares de *Raja brachyura* cuya biomasa total fue de 12,8 kg en dos años consecutivos (2016 y 2017) frente al Mar Menor (Tabla 1). De estos, 3 ejemplares sumaron 1,5 kg a 47 m de profundidad; 10 de 0,76 kg en total a 254 m; y 4 de 10,6 kg a 252 m (Fig. 11).

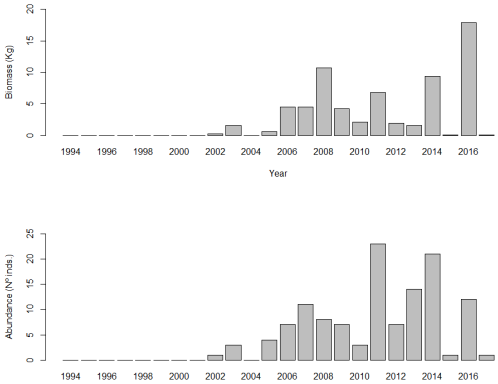


Figura 10. Biomasa (kg) y abundancia (Nº individuos) total capturada de *R. asterias* desde 1994 a 2017 en las campañas MEDITS.

R. clavata se capturó en las campañas MEDITS de 2014, 2015 y 2017, entre 162 y 256 m de profundidad, en la plataforma continental frente a San Pedro del Pinatar (Tabla 1 y Fig. 11). Los 6 ejemplares capturados pesaron 6,1 kg, siendo los tres de 2014 notablemente más pequeños, ya que tres pesaron 1,3 kg; mientras que los dos de 2015 pesaron 3,1 kg; y el de 2017 1,6 kg.

Se capturó cinco ejemplares de *R. miraletus* en diferentes años, entre 41 y 87 m de profundidad (Tabla 1 y Fig. 11). El ejemplar más pequeño pesó 0,05 kg y el más grande 0,91 kg. Además, existe evidencia de esta especie en aguas profundas por parte de GBIF.

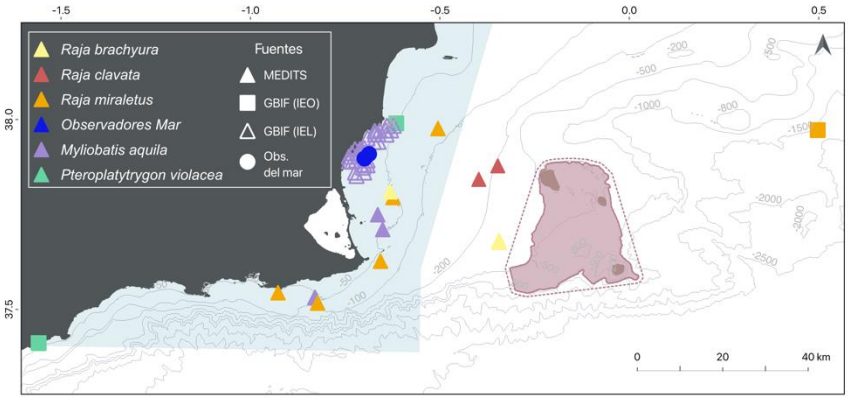


Figura 11. Distribución de *R. brachyura, R. clavata, R. miraletus, M. mobular, M. aquila* y *P. violacea*. (Fuente: elaboración propia a partir de datos de GBIF, Observadores del Mar y campañas MEDITS)

R. montagui se capturó entre 41 y 402 m de profundidad en nueve años diferentes, con un total de 33 ejemplares y 14,7 kg (Tabla 1 y Fig. 12). Trece de ellos se capturaron entre 41 y 111 m de profundidad y sus pesos oscilaron entre 0,5 y 1,2 kg. Los veinte restantes se capturaron cerca de la reciente área denominada ISRA entre 253 y 402 m. Sus pesos medios variaron entre 0,18 y 0,24 kg, sin tener en cuanta al ejemplar más pequeño de 0,013 kg que apareció a 402 m.

Sólo han aparecido dos ejemplares de *R. polystigma*. Uno de ellos fue capturado en 1995, frente al Mar Menor, a 40 m de profundidad y pesó 0,86 kg; y el otro ejemplar apareció en 2002, frente a la bahía de Portman, a 77 m con una biomasa de 0,79 kg (Tabla 1 y Fig. 12).

En cinco campañas MEDITS se capturaron un total de 13 ejemplares (11,2 kg) del género *Raja* (Tabla 1 y Fig. 12). Los más grandes (1,3-1,7 kg) aparecieron entre 41 y 46 m de profundidad; mientras que los más pequeños (0,36 kg) aparecieron a 257 m.

Leucoraja naevus se capturó en ocho años diferentes cerca de Cabo de Palos y frente al Mar Menor, entre 41 y 256 m de profundidad (Tabla 1 y Fig. 12). Casi todos los años se capturó un único ejemplar cuya biomasa oscilaba entre 0,8 y 1,2 kg entre profundidades de 41 y 101 m. La mayor abundancia y biomasa capturada (3 ejemplares y 3,5 kg) se dio a 47 m; sin embargo, los dos ejemplares más pequeños (0,65 kg en total) se capturaron a 256 m (Fig. 12).

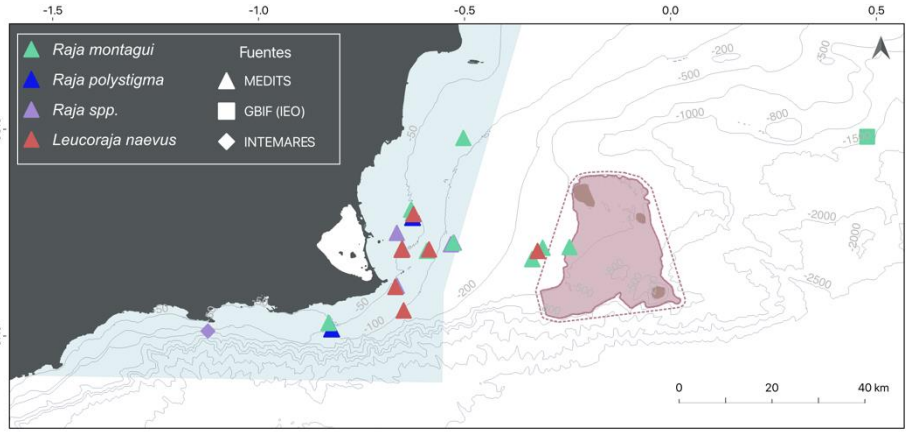


Figura 12. Distribución de *R. montagui, R. clavata, R. polystigma, Raja* spp. y *L. naevus* (Fuente: elaboración propia a partir de datos de GBIF y de las campañas MEDITS e INTEMARES).

Orden Myliobatiformes

Existen dos citas de *Pteroplatytrygon violacea* en el portal "Observadores del Mar" (Tabla 1 y Fig. 11). Ambas fueron vistas cerca de costa, una en Águilas y otra en Torrevieja. *Mobula mobular* cuenta también con dos observaciones de 10 individuos cada una, frente a Cabo Roig, en el mismo portal. Ocho ejemplares (15,6 kg) de *Myliobatis aquila* se capturaron entre 41 y 48 m de profundidad en las campañas MEDITS (Tabla 1); seis de ellos (8,6 kg) frente al Mar Menor y 2 (7 kg) frente a la Bahía de Portmán. Según datos de GBIF, hay varios avistamientos de esta especie muy cerca de la costa entre Torrevieja y Pilar de la Horadada.

3.3. Torpedos

Se capturaron 93 ejemplares de *Torpedo marmorata* en 19 de las 24 campañas MEDITS entre 41 y 455 m de profundidad (Tabla 1). El 74,2 % se capturaron a menos de 100 m; cuatro ejemplares entre 200 y 300 m; y dos a 455 m. Los ejemplares más grandes (1,5 kg) se registraron a menos de 50 m y los más pequeños (0,05 kg) a 75 m. Principalmente de distribuyen a lo largo de la plataforma continental (Fig. 13). Cabe destacar la abundancia registrada en 2005, ya que fue el doble de la capturada en 2008 y, sin embargo, la biomasa fue casi tres veces menor. Los datos de GBIF localizan a *T. marmorata* tanto en costa como en aguas profundas entre Torrevieja y San Pedro del Pinatar, mientras que a *T. torpedo* solo cerca de costa.

Los datos de GBIF situaron a *T. torpedo* cerca de costa, entre Torrevieja y San Pedro del Pinatar.

Un ejemplar de *Tetronarce nobilinana*, cuyo peso fue de 0,2 kg, se capturó en la campaña MEDITS de 2012 a 418 m de profundidad. Otro fue visto a 220 m en el monte submarino "El Planazo" durante la campaña de INTEMARES.

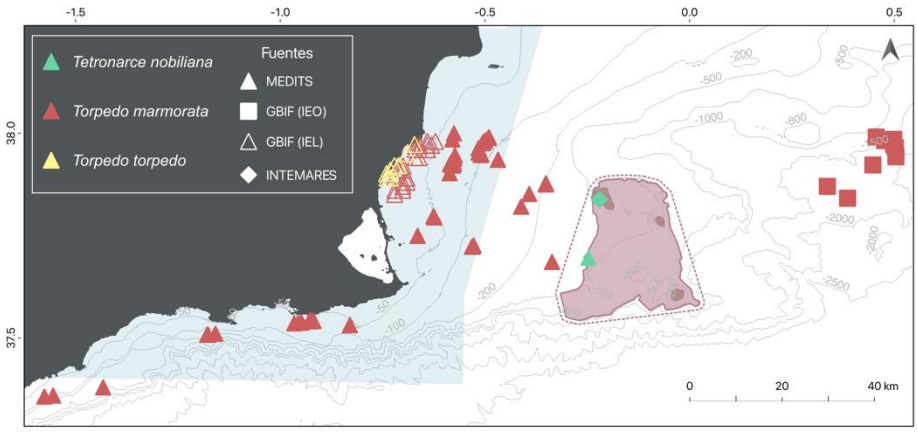


Figura 13. Distribución de *T. marmorata, T. torpedo* y *T. nobiliana* (Fuente: elaboración propia a partir de datos de GBIF y de las campañas MEDITS e INTEMARES).

3.4. Resultados preliminares del proyecto e-Lasmobranc

En base a los resultados anteriormente expuestos, la propuesta de esta área como ISRA fue considerada por parte de las comisiones de la UICN debido principalmente a dos especies: *Etmopterus spinax*, por ser una especie amenazada y por considerarse que es una zona de reproducción para esta especie, y *Raja asterias* por ser una raya endémica del Mediterráneo.

Para este nuevo proyecto, se han recopilado los datos de las campañas MEDITS desde 2018 a 2022, completando así la serie temporal de las especies de elasmobranquios capturadas. El peso medio por ejemplar de *S. canicula* sigue disminuyendo, aumentando unas décimas el valor del R^2 (0,48).

A partir de los datos VMS y de captura diaria de la flota pesquera de arrastre de la Comunidad Valenciana, se han realizado mapas para ver la distribución de las capturas de diferentes especies de elasmobranquios y así poder conocer mejor su distribución. En la Figura 14 se puede observar la distribución del total de las capturas, desde 2018 a 2023, de *Raja* spp. Debido a la gran cantidad de rayas que se identifican únicamente a nivel de género, y muchas otras que no se identifican correctamente a nivel de especie, surgió la necesidad de aplicar nuevas tecnologías de *machine learning* para facilitar esa identificación.

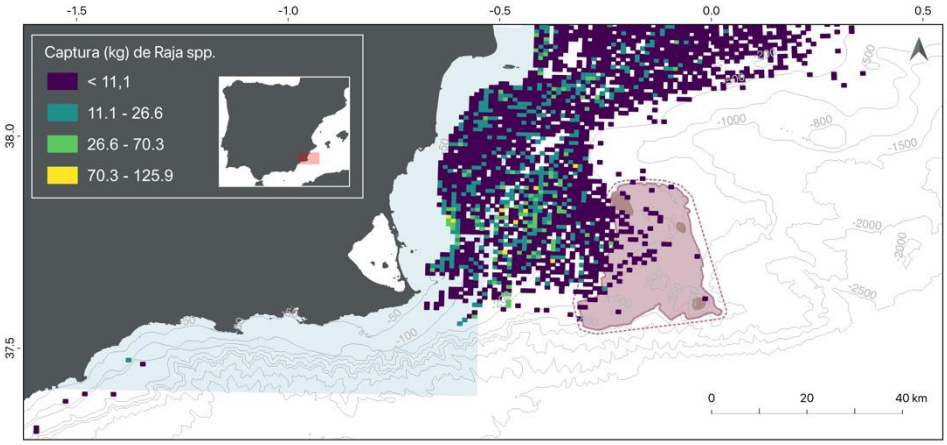


Figura 14. Distribución de las capturas totales (kg) de *Raja* spp. desde 2018 a 2023 capturadas por la flota pesquera de arrastre de la Comunidad Valenciana.

4. Discusión

En el área de estudio se han registrado 25 especies de elasmobranquios pertenecientes a 7 órdenes diferentes y todas ellas son comunes en el Mediterráneo (Ebert y Stehmann, 2013). Veinte de ellas son especies típicas capturadas por arrastre de fondo como *Scyliorhinus canicula, S. stellaris, Galeus melastomus, G. atlanticus, Dalatias licha, Etmopterus spinax, Oxynotus centrina, Squalus acanthias, Mustelus mustelus, Myliobatis aquila, Leucoraja naevus, Raja asterias, R. brachyura, R. clavata, R. miraletus, R. polystygma, R. radula, Torpedo marmorata* y *Tetronarce nobiliana* (Massutí y Moranta, 2003; Pennino et al. 2013; Ramírez-Amaro et al., 2015; Tugores et al. 2018). Otras especies como *Pteroplatytrygon violacea* son menos comunes, pero también son capturadas con dicho arte (Penneni et al. 2013), aunque en este estudio sólo se han reportado avistamientos. *Galeorhinus galeus* es común como captura incidental en la pesca de palangre de superficie (Castro et al. 2000; Valeiras et al. 2003). Según la FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura) el volumen de captura incidental y su composición de especies están escasamente documentados y casi nunca se incorporan a las estadísticas nacionales e internacionales.

La distribución de las especies de tiburones más abundantes coincide con Pennino et al. 2013, cuyos resultados muestran que *E. spinax* habita el estrato más profundo, *G. melastomus* el talud medio y superior y *S. canicula* la plataforma y el talud medio. En el talud superior existe un solape de hábitat entre *G. melastomus* y *E. spinax*, y en el talud medio entre *G. melastomus* y *S. canicula*. El solapamiento de hábitats no implica necesariamente competencia, salvo cuando los recursos son escasos. De lo contrario, en fondos ricos de plataforma, las especies que se encuentran segregadas espacialmente no se ven impulsadas a diferenciar sus dietas y pueden converger fácilmente en el uso de los recursos en áreas solapadas. Esto podría ocurrir con estas tres especies que coexisten en el campo de "pockmarks" donde, según el Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico, el Hábitat Marino de Interés Comunitario 1180 (Estructuras subacuáticas utilizadas para emisiones de gases), son fondos ricos en comunidades de invertebrados bentónicos, alimento básico de la dieta de estas tres especies. Aparte de estas tres especies mencionadas, *D. licha* también ha sido encontrada en el campo de "pockmarks".

Todas las especies presentes en el área de estudio han mostrado una distribución, tanto geográfica como batimétrica, consistente con la descrita hasta el momento (Massutí y Moranta, 2003; Ebert y Stehmann, 2013). Cabe destacar la presencia de *Galeus atlanticus* cerca del campo de "pockmarks", ya que su distribución en el Mediterráneo ha sido descrita hasta Cabo de Gata, siendo muy abundante en el mar de Alborán y alrededor de la isla (Rey et al., 2006). Su dieta es desconocida (Ebert y Stehmann, 2013), pero podría tener una dieta similar a *G. melastomus*. Las especies *Raja asterias, R. montagui* y *Leucoraja naevus* parecen tener una distribución batimétrica dispersa donde los adultos se encuentran en aguas más someras (< 100 m de profundidad) y los juveniles en aguas más profundas.

Desde el punto de vista de las presiones derivadas de la actividad humana, las montañas submarinas requieren una especial atención ya que, debido a su alta productividad, generalmente concentran especies de interés comercial y, por tanto, son áreas objetivo para la industria pesquera (Marín et al., 2011). Entre los tres montes submarinos (El Planazo, Plis Plas y Seco de Palos) se han encontrado seis especies (S*. canicula, H. griseus, T. nobiliana, P. violacea, L. naevus* y *R. clavata*). Hay que tener en cuenta que en estos montes solo se han realizado

actividades de arrastre y las apariciones descritas han sido gracias a otros mecanismos de muestreos no destructivos (ROV y TASIFE). Debido a su importancia ecológica, OCEANA ha considerado necesario incluir el Seco de Palos y el escarpe adyacente en el diseño de una red de Áreas Marinas Protegidas para el Mediterráneo (Oceana MedNet), para la conservación de los hábitats bentónicos y, a su vez, conectar con las áreas protegidas más cercanas, principalmente la Reserva Marina de Cabo de Palos-Islas Hormigas y los espacios marinos de la Red Natura 2000 (Marín et al. 2011). La adopción de medidas para proteger los hábitats sensibles para los peces y otros componentes importantes del ecosistema permitiría aumentar la diversidad de peces y su abundancia (Ordines y Massutí, 2009).

Agradecimientos

Agradecemos a Ricardo Aguilar de OCEANA por su contribución de datos, la cual ha sido fundamental para ampliar nuestro conocimiento sobre las especies presentes.

Bibliografía

Abdulla, A. (2004). Status and conservation of sharks in the Mediterranean Sea. IUCN Technical Paper 144.

Aldebert, Y. (1997). Demersal resources of the Gulf of Lions (NW Mediterranean). Impact of exploitation on fish diversity. *Vie et Milieu/Life & Environment*, 275-284.

Bertrand, J. A., Aldebert, Y., and Souplet, A. (1998). Temporal variability of demersal species in the Gulf of Lions from trawl surveys (1983–1997). *IFREMER Actes des Colloques 26*, 153–164.

Bertrand, J., Gil De Sola, L., Papaconstantinou, C., Relini, G., and Souplet, A. (2000). Contribution on the distribution of elasmobranchs in the Mediterranean (from the MEDITS surveys). Biologia Marina Mediterranea 7, 1–15.

Bertrand, J. A., Gil de Sola, L., Papaconstantinou, C., Relini, G., and Souplet, A. (2002). The general specifications of the MEDITS surveys. Scientia Marina, 66(S2), 9–17. https://doi.org/10.3989/scimar.2002.66s29

Bianchi CN, Morri C. (2000). Marine biodiversity of the Mediterranean Sea: Situation, problems and prospects for future research. Marine Pollution Bulletin 40(5):367–376. DOI:10.1016/S0025-326X(00)00027-8.

Bo, M., Bertolino, M., Borghini, M., Castellano, M., Covazzi Harriague, A., et al. (2011). Characteristics of the Mesophotic Megabenthic assemblages of the Vercelli Seamount (North Tyrrhenian Sea). PLoS ONE 6(2): e16357. doi: 10.1371/journal.pone.0016357.

Britten GL, Dowd M, Minto C, Ferretti F, Boero F, Lotze HK. (2014). Predator decline leads to decreased stability in a coastal fish community. Ecology Letters. 17:1518–1525. https://doi.org/10.1111/ele.12354

Carbonell, A., Alemany, F., Merella, P., Quetglas, A., and Román, E. (2003). The by-catch of sharks in the western Mediterranean (Balearic Islands) trawl fishery. Fisheries Research 61, 7–18. doi:10.1016/S0165-7836 (02)00242-4

Castro, J., De la Serna, J. M., Macías, D., and Mejuto, J. (2000). Estimaciones científicas preliminares de los desembarcos de especies asociadas realizadas por la flota española de palangre de superficie en 1997 y 1998. *Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT*, *51*(5), 1882-1984.

Coll M, Piroddi C, Steenbeek J, Kaschner K, Ben Rais Lasram F, Aguzzi J, Ballesteros E, Bianchi CN, Corbera J, Dailianis T, Danovaro R, Estrada M, Froglia C, Galil BS, Gaso JM, Gertwagen R, Gil J, Guilhaumon F, Kesner-Reyes K, Kitsos M-S, Koukouras A, Lampadariou N, Laxamana E, López- fé de la Cuadra CM, Lotze HK, Martin D, Mouillot D, Oro D, Raicevich S, Rius-Barile J, Saiz-Salinas JI, San Vicente C, Somot S, Templado J, Turon X, Vafidis D, Villanueva R, Voultsiadou E. (2010). The Biodiversity of the Mediterranean Sea: Estimates, Patterns, and Threats. PLoS ONE 5(8):e11842. DOI:10.1371/JOURNAL.PONE.0011842.

Damalas, D., and Vassilopoulou, V. (2011). Chondrichthyan by-catch and discards in the demersal trawl fishery of the central Aegean Sea (Eastern Mediterranean). Fisheries Research 108, 142–152. doi:10.1016/J.FISHRES.2010.12.012

de Sola, J. R. L. G., and Massutí, E. (2005). Distribution and biology of the blackmouth catshark Galeus melastomus in the Alboran Sea (Southwestern Mediterranean). *J. Northw. Atl. Fish. Sci*, *35*, 215-223.

Derrick DH, Cheok J, Dulvy NK. (2020). Spatially congruent sites of importance for global shark and ray biodiversity.PLoS ONE 15(7):e0235559 . PONE.0235559 10.1371/journal. pone.0235559Di

Dulvy NK, Allen DJ, Ralph GM, Walls RHL. (2016). The conservation status of Sharks, Rays and Chimaeras in the Mediterranean Sea [Brochure]. Malaga, Spain: IUCN. pp. 14.

Dulvy NK, Fowler SL, Musick JA, Cavanagh RD, Kyne PM, Harrison LR, Pollock CM. (2014). Extinction risk and conservation of the world's sharks and rays. ELife 3:e00590. DOI:10.7554/eLife.00590.

Ebert, D. A., and Stehmann, M. F. W. (2013). FAO Species Catalogue for Fishery Purposes No. 7. *Sharks, Batoids and Chimaeras of the North Atlantic. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations*.

Estes, J. A., M. T. Tinker, T. M. Williams, and D. F. Doak. (1998). Killer whale predation on sea otter linking oceanic and nearshore ecosystem. Science 282:473–475.

Ferretti, F., Myers, R. A., Serena, F., and Lotze, H. K. (2008). Loss of large predatory sharks from the Mediterranean Sea. *Conservation Biology*, *22*(4), 952-964.

Ferretti F, Worm B, Britten GL, Heithaus MR, Lotze HK. (2010). Patterns and ecosystem consequences of shark declines in the ocean. Ecology Letters 13(8):1055–1071. DOI:10.1111/ j.1461-0248.2010.01489.x.

Frank, K. T., B. Petrie, J. S. Choi, and W. C. Leggett. (2005). Trophic cascades in a formerly cod-dominated ecosystem. Science 308:1621–1623.

Guijarro, B., Quetglas, A., Moranta, J., Ordines, F., Valls, M., González, N., and Massutí, E. (2012). Inter- and intra-annual trends and status indicators of nektobenthic elasmobranchs off the Balearic Islands (northwestern Mediterranean). *Scientia Marina*, *76*(1), 87-96.

Jukic-Peladic, S., Vrgoc, N., Krstulovic-Sifner, S., Piccinetti, C., Piccinetti-Manfrin, G., Marano, G., and Ungaro, N. (2001). Long-term changes in demersal resources of the Adriatic Sea: comparison between trawl surveys carried out in 1948 and 1998. *Fisheries research*, *53*(1), 95-104.

Lleonart, J., and Maynou, F. (2003). Fish stock assessments in the Mediterranean: state of the art. *Scientia Marina*, *67*(S1), 37-49.

Ligas, A., Osio, G. C., Sartor, P., Sbrana, M., and De Ranieri, S. (2013). Long-term trajectory of some elasmobranch species off the Tuscany coasts (NW Mediterranean) from 50 years of catch data. *Scientia Marina*, *77*(1), 119-127.

Marín, P., Aguilar, R., García, S., Pardo, E. (2011). Propuesta de protección. Montes submarinos del Mediterráneo: Seco de Palos. OCEANA. 48 pp.

Massutí, E., and Moranta, J. (2003). Demersal assemblages and depth distribution of elasmobranchs from the continental shelf and slope off the Balearic Islands (western Mediterranean). *ICES Journal of Marine Science*, *60*(4), 753-766.

Moranta, J., Massutí, E., and Morales-Nin, B. (2000). Fish catch composition of the deep-sea decapod crustacean fisheries in the Balearic Islands (western Mediterranean). *Fisheries Research*, *45*(3), 253-264.

Myers, R. A., and B. Worm. (2005). Extinction, survival or recovery of large predatory fishes. Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences 360:13–20.

Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., Da Fonseca, G. A., and Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, *403*(6772), 853-858.

Ordines, F., and Massutí, E. (2009). Relationships between macroepibenthic communities and fish on the shelf grounds of the western Mediterranean. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 19, 370–383.

Ordines F., Massutí E., Moranta J., Quetglas A., Guijarro B., Fliti K. (2011). Balearic Islands vs Algeria: two nearby western Mediterranean elasmobranch assemblages with different oceanographic scenarios and fishing histories. *Sci. Mar.* 75(4): 707-717.

Otero M, Serena F, Gerovasileiou V, Barone M, Bo M, Arcos JM, Vulcano A, Xavier J. (2019). Identification guide of vulnerable species incidentally caught in Mediterranean fisheries. Malaga, Spain: IUCN. pp. 204.

Pace, M. L., J. J. Cole, S. R. Carpenter, and J. F. Kitchell. (1999). Trophic cascades revealed in diverse ecosystems. Trends in Ecology & Evolution 14:483–488.

Pennino, M. G., Muñoz, F., Conesa, D., López-Quílez, A., and Bellido, J. M. (2013). Modeling sensitive elasmobranch habitats. *Journal of sea research*, *83*, 209-218.

Pitcher, T. J., Morato, T., Hart, P. J. B., Clark, M., Haggan, N., Santos, R. S. (Eds.) (2007). Seamounts: Ecology, Fisheries and Conservation. Blackwell Fish and Aquatic Resources Series 12, Oxford, U.K

PLAN, M. A. (2013). DRAFT ACTION PLAN FOR THE CONSERVATION OF DARK ASSEMBLAGES OF THE MEDITERRANEAN SEA.

Puig, P., Palanques, A., Guillén, J., and García-Ladona, E. (2000). Deep slope currents and suspended particle fluxes in and around the Foix submarine canyon NW Mediterranean. Deep Sea Research, Part I, 47, 343–366. https://doi.org/10.1016/S0967-0637(99)00062-X

QGIS Development Team. (2016). QGIS geographic information system. Open Source Geospatial Foundation Project. Retrieved from http:// qgis.osgeo.org

Ramírez-Amaro, S., Ordines, F., Terrasa, B., Esteban, A., García, C., Guijarro, B., and Massutí, E. (2015). Demersal chondrichthyans in the western Mediterranean: assemblages and biological parameters of their main species. *Marine and Freshwater Research*, *67*(5), 636-652. DOI: 10.1071/MF15093

Rey, J., Seret, B., Lloris, D., Coelho, R., and Gil de Sola, L. (2006). A new redescription of *Galeus atlanticus* (Vaillant, 1888) (Chondrichthyes: Scyliorhinidae) based on field marks. *Cybium*, *30*(4), 7-14.

Sánchez, P., Demestre, M., and Martın, P. (2004). Characterisation of the discards generated by bottom trawling in the northwestern Mediterranean. *Fisheries Research*, *67*(1), 71-80.

Serena, F. (2005). *Field identification guide to the sharks and rays of the Mediterranean and Black Sea*. Food & Agriculture Org.

Serena, F., Abella, A. J., Bargnesi, F., Barone, M., Colloca, F., Ferretti, F., ... and Moro, S. (2020). Species diversity, taxonomy and distribution of Chondrichthyes in the Mediterranean and Black Sea. *The European Zoological Journal*, *87*(1), 497-536.

Sion, L., Bozzano, A., D'Onghia, G., Capezzuto, F., and Panza, M. (2004). Chondrichthyes species in deep waters of the Mediterranean Sea. *Scientia Marina*, *68*(S3), 153-162.

Stevens, J.D., Bonfil, R., Dulvy,N.K., Walker, P.A. (2000). The effects of fishing on sharks, rays, and chimaeras (chondrichthyans), and the implications for marine ecosystems. ICES Journal of Marine Science 57, 476–494.

Tugores, M. P., Ordines, F., Guijarro, B., García-Ruíz, C., Esteban, A., and Massutí, E. (2019). Essential fish habitats and hotspots of nekto-benthic diversity and density in the western Mediterranean. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems, 29*(3), 461-471.

COP, I. (2008). *Marine and Coastal Biodiversity*. UNEP/CBD/COP/DEC/IX/20, 9 October.

Valeiras, J., de la Serna, J. M., Macías, D., and Alot, E. (2003). Nuevos datos científicos sobre desembarcos de especies asociadas realizados por la flota española de palangre de superficie en el Mediterráneo en 1999 y 2000. *Collective Volumen Scientific Papers ICCAT*, *55*(1), 149-153.

Walker, P., Cavanagh, R. D., Ducrocq, M., and Fowler, S. L. (2005). Chapter 7: Regional Overviews: Northeast Atlantic (Including Mediterranean and Black Sea). In 'Sharks, Rays and Chimaeras: The Status of the Chondrichthyan Fishes'. (Eds S. L. Fowler, R. D. Cavanagh, M.

Worm, B., and R. A. Myers. (2003). Meta-analysis of cod-shrimp interactions reveals top-down control in oceanic food webs. Ecology 84:162–173.

Important Shark and Ray Areas (ISRAs) en el SE ibérico, una declaración necesaria

María Pozo-Montoro[1], Elisa Arroyo[2,3], Isabel Abel[2,3], Angélica Bas Gómez[4,5], Pedro Clemente Navarro[1], Emilio Cortés[6], Antonio Esteban[7], José A. García-Charton[1], Francisco López Castejón[4,5], Antonio Ortolano[4,5], , Alfonso Ramos[2,3], Francisca Giménez Casalduero[2,3].

1.- Departamento de Ecología e Hidrología. Universidad de Murcia, 30100 Murcia, Spain

2.- Departamento de Ciencias del Mar y Biología Aplicada. Universidad de Alicante, 03690, San Vicente del Raspeig, Alicante

3.- Centro de Investigación Marina de Santa Pola. 03120. Cabo de Santa Pola, Alicante.

4.- Departamento de Ingeniería Química y Ambiental. Universidad Politécnica de Cartagena.

5.- Cartagena Oceanographic Research Institute. Cartagena.

6.- Acuario de la Universidad de Murcia, 30002 Murcia

7.- Instituto Español de Oceanografía. Centro Oceanográfico de Murcia. 30740 San Pedro del Pinatar.

Introducción

Los elasmobranquios son peces cartilaginosos pertenecientes a la clase Condrictios junto con las quimeras. Incluyen a los tiburones y batoideos (rayas, torpedos y mantas) (Lloris, 2015). Habitan en aguas de todo el planeta con una distribución que va desde las zonas polares hasta las aguas tropicales (Bonfil, 1994). Es un grupo de gran diversidad morfológica, amplio rango de tamaños y diferentes estrategias alimenticias y dietas (Sternes y Shimada, 2020). Son especies con crecimiento lento y madurez tardía, que a menudo presentan largos periodos de gestación y pocas crías por episodio reproductivo, por lo que podemos considerarlas como estrategas de la *K* (Ellis et al., 2008). En la actualidad, más de un tercio de las especies de tiburones y rayas están en peligro de extinción a nivel global. Así mismo, en los últimos 50 años, la abundancia mundial de alguna de las especies de este grupo ha disminuido en un 71% y la presión pesquera que se ejerce sobre ellos se ha multiplicado por 18 (Barausse et al. 2014).

Los elasmobranquios en el Mediterráneo

El mar Mediterráneo es un punto caliente de biodiversidad y un área de conservación de prioridad global (Bianchi y Morri 2000; Myers et al. 2000; Coll et al. 2010; Derrick et al. 2020). Se considera una cuenca de gran riqueza en condrictios, pero también confluyen una de las mayores proporciones de especies de elasmobranquios amenazadas del mundo, con más del 50% de sus especies categorizadas en situación de amenaza (Dulvy et al. 2016). En la actualidad, existen 73 especies de elasmobranquios en el Mediterráneo, de las cuales 20 spp están clasificadas por la Union Internacional por la Conservación de la Naturaleza (IUCN) como “En Peligro Crítico”, 11 se consideran “En Peligro” y 8 spp “Vulnerables” (Dulvy et al. 2014, 2016; Otero et al. 2019; Serena et al. 2020).

A raíz de esta situación se han desarrollado una gran variedad de medidas de gestión de la pesca y el comercio centrados en las especies más vulnerables, tanto a nivel nacional, europeo como internacional, con el fin de frenar esta regresión poblacional y potencial oleada masiva de

extinciones. Sin embargo, tras décadas de trabajo de gestión pesquera y conservación, únicamente alrededor del 35% de las especies de condrictios que se pueden encontrar en aguas españolas presentan algún tipo de figura de protección. Es por esto, que se han requeridos nuevos enfoques para complementar estas medidas de gestión, con el fin de asegurar la supervivencia de estas especies y con ello el mantenimiento del rol funcional que tienen en los ecosistemas marinos.

Ante esta situación, las medidas de gestión de la pesca y el comercio (CITES), así como aquellas destinadas a la protección de especies particularmente vulnerables tanto a nivel nacional, europeo e internacional requieren ser complementadas con nuevos enfoques para revertir la actual disminución de sus poblaciones. En particular, las propuestas de conservación basadas en los ecosistemas (CBE) son una herramienta altamente efectiva para la recuperación de las especies y sus poblaciones (Donald et al., 2019). La CBE aún no ha sido aprovechada en su totalidad para elasmobranquios en el Mediterráneo debido , entre otros motivos, a la falta de conocimiento centralizado en su ecología y hábitos.

Los ISRAs una herramienta para la protección de los elasmobranquios

El Grupo de Especialistas en Tiburones de la Comisión de Supervivencia de Especies (CSE) con el apoyo del Equipo de Océanos de la UICN y el Grupo de Trabajo de la UICN sobre Áreas Protegidas de Mamíferos Marinos, ha desarrollado las ISRA (Important Shark and Ray Area, por sus siglas en inglés), un enfoque innovador puramente biocéntrico y global, impulsado por expertos y datos científicos para garantizar la identificación y delimitación rigurosa de aquellas zonas fundamentales para la supervivencia de tiburones, rayas y quimeras. Es por ello que podemos definir un ISRA como una *zona específica delimitada por su importancia para una o más especies de tiburones y rayas o quimeras con alto potencial de ser administrada para conservación*.

Es importante recalcar que las ISRA no son áreas marinas protegidas (AMP) y no tienen ningún mandato legal o reglamentario asociado a ellas. Sin embargo, uno de los principales objetivos de las ISRA es atraer la atención de los responsables de la formulación de políticas y la toma de decisiones que diseñan y desarrollan estas AMPs, hacia la necesidad de mantener el estado de conservación favorable de los tiburones en esas áreas específicas (https://sharkrayareas.org/about-isras/#mission).

El reto del proceso activado por la UICN es: "*movilizar a científicos y conservacionistas para garantizar que se investigue globalmente las áreas de distribución de todas las especies conocidas de tiburones, rayas y quimeras, de modo que se identifiquen y cartografíen las ISRA dentro de dichas áreas de distribución, y se proporcione a los tomadores de decisiones y otras partes interesadas relevantes el conocimiento práctico necesario para la implementación de una conservación sistemática adecuada basada en el lugar*".

Los objetivos principales son *i) identificar el mayor número de zonas críticas para estras especies en el planeta; ii) consolidar y y centralizar información a administraciones y gestores de espacios marinos para la toma de decisiones; iii) asesorar en iniciativas de conservación basadas en la gestión de espacios marinos y iv) facilitar el objetivo mundial 30x30 de la Convención sobre diversidad biológica* (reconocer el 30 % de la superficie marina zomo zonas protegidas para 2030.

El proceso para la declaración de las ISRAs (figura 1) comienza con un llamamiento inicial de expertos, para la elaboración de propuestas de zonas de interés preliminares, basadas en

información disponible. Estas propuestas reciben el nombre de pAoI (Preliminary Areas of interest). Tras una primera evaluación de las pAoIs en un workshop específico de expertos regionales e internacionales se seleccionan las ISRAs candidatas (cISRA). Estas cISRAs deberán cumplir los criterios requeridos para su declaración, los cuales se exponen a continuación. Estas serán evaluadas por un panel de revisores expertos independientes que, tras la revisión detallada de las evidencias presentadas aceptará o rechazará la propuesta. Por último aquellas ISRAs aceptadas serán publicadas en el e-atlas y compendium, asumiendo tanto los límites de las mismas como las fichas con las especies y criterios (https://sharkrayareas.org/e-atlas/). Este proceso ocurre con una periodicidad de 10 años en cada una de las regiones.

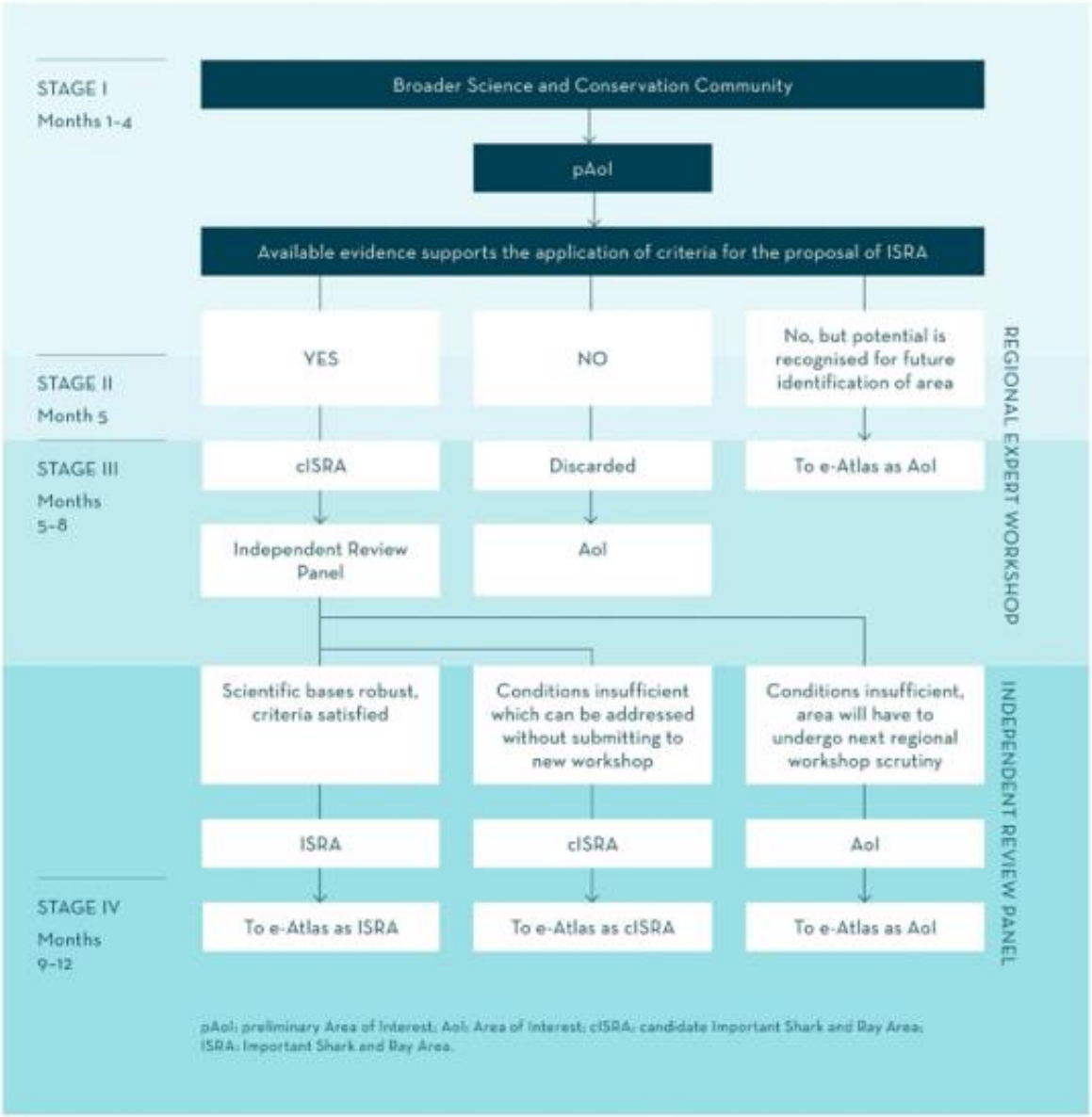


Figura 1: Diagrama de flujo del proceso necesario para la aprobación de un ISRA. Fuente https://sharkrayareas.org/about-isras/

Criterios para la declaración de ISRA (CSE)

Desde el grupo de expertos de la UICN se han diseñado una serie de criterios (https://sharkrayareas.org/wp-content/uploads/isra-resources/Important-Shark-and-Ray-Areas-Criteria-English.pdf) que recojen los aspectos mas importantes de la biología y la ecología de los elasmobranquios y puedan abarcar múltiples aspectos de la vulnerabilidad, la distribución, la abundancia y las actividades clave del ciclo de vida de las especies, así como áreas de alta diversidad y endemicidad (Figura 2).

Cada ISRA tiene asociado una serie de especies que han cumplido con alguno de los criterios definidos a continuación. Para la declaración de un ISRA, basta con que una única especie cumpla con al menos un criterio (a excepción del criterio A que debe ir acompañado de algún otro). Es por esto, que para la declaración de un ISRA no solamente son necesarios datos de la distribución y estacionalidad, sino otros datos ecológicos que permitan determinar el motivo de su presencia en la zona (e.g. reproducción, alimentación, descanso, etc).

Los criterios para la declaración de ISRAs tal y como han sido definidos por el Grupo de Especialistas en Tiburones de la CSE son:

Criterio A: Vulnerabilidad: Áreas que se demuestran su importancia para la persistencia y recuperación de especies de elasmobranquios amenazados

Criterio B: Área de distribución restringida: Áreas que albergan la presencia regular y/o predecible de tiburones de distribución restringida, las cuales están ocupadas durante todo el año o estacionalmente.

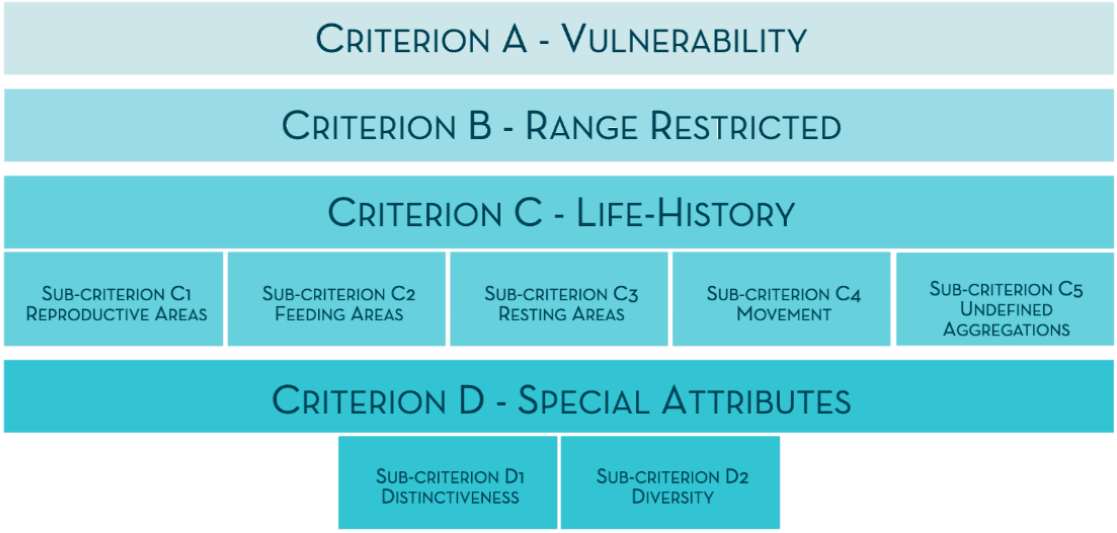


Figura 2: Criterios para la declaración de ISRA. Fuente: https://sharkrayareas.org/isra/selection-criteria/

Criterio C- Ciclo de vida: Áreas que son importantes para que los tiburones lleven a cabo funciones vitales a lo largo de su ciclo de vida (por ejemplo, movimiento, descanso, alimentación, reproducción o agregación indefinida). Este criterio incluye a su vez cinco subcriterios:

Subcriterio C1- Áreas reproductivas: Áreas que son importantes como zona de apareamiento, parto, puesta de huevos o zona de refugio para las crias de los elasmobranquios.

Subcriterio C2- Áreas de alimentación: Áreas importantes para la alimentación de los elasmobranquios en una o más etapas del ciclo de vida.

Subcriterio C3- Áreas de descanso: Áreas que son importantes para que los elasmobranquios conserven energía, a menudo relacionadas con condiciones ambientales de forma permanente o temporal.

Subcriterio C4- Movimiento: Áreas utilizadas por los elasmobraquios de manera regular o previsible durante sus desplazamientos habituales, como las migraciones, y que contribuyen a la conectividad de otras áreas funcionalmente importantes.

Subcriterio C5- Agregaciones indefinidas: Áreas donde se produce una agregación de elasmobranquios de manera regular y/o predecible, durante todo el año o de forma estacional, pero en las que actualmente se desconoce la función de dicha agregación.

Criterio D- Atributos especiales: Áreas que se consideran importantes para la supervivencia de los elasmobranquios y asociadas a sus atributos biológicos, comportamentales o ecológicos singulares (únicos o asociados con un tipo de hábitat único), o que sustentan una importante diversidad de especies.

Subcriterio D1- Singularidad: Áreas con presencia de elasmobranquios que presentan características biológicas, de comportamiento o ecológicas distintivas y singulares.

Subcriterio D2- Diversidad: Áreas que sustentan una importante diversidad de elasmobranquios.

El proceso en el Mediterráneo y el Mar Negro (Región 3)

En el pasado año 2023 comenzó el proceso de declaración de ISRAs en la zona del Mediterráneo y el Mar Negro, por lo que la siguiente revisión se llevará a cabo el año 2033. Se realizó un llamamiento de expertos de la cuenca mediterránea que implicó a 180 especialistas en elasmobranquios. Durante los meses previos al whorkshop, que se realizó en Thessaloniki (Grecia) entre los días 8 y 12 de mayo de 2023, se prepararon un total de 112 áreas (pAoI) apoyadas por las evidencias científicas que justificaban los criterios aplicables a las especies objetivo. La documentación presentada con todas las evidencias de cada una de las pAoI fueron sometidas, a una exhaustiva revisión por parte de los grupos de trabajo, formados por expertos locales e internacionales. Como resultado de esta revisión pasaron a áreas candidatas un total de 78 cISRAs para toda la cuenca.

Estas cISRAs, con todas las evidencias científicas, fueron evaluadas por un equipo revisor independiente que llevó a la resolución final y la aprobación de 65 ISRAs. De estas ISRAs 14 se encuentran el el litoral del estado español, lo que constituyen el 21,5% de todas las ISRAs de la región (https://sharkrayareas.org/e-atlas/). Además se mantuvo una propuesta como cISRA y 3 áreas de interés, a la espera de completar los vacios de información detectados y en un siguiente proceso poder ser declaradas definitivamente como ISRAs.

Los ISRAs del Levante

Durante el proceso de selección de ISRAs comenzado en 2023, investigadores del Centro de Investigación Marina de Santa Pola (CIMAR-UA) el Departamento de Ciencias del Mar y Biología Aplicada (UA), del grupo de Ecología y Consevación marina del Departamento de Ecología de la Universidad de Murcia (UMU) y del Instituto Español de Oceanografía (IEO-CSIC) prepararon sendos informes científicos sobre la importancia de dos áreas del litoral del sur de Alicante y la Región Murcia para la conservación de tiburones y rayas. Estas zonas se corresponden con la franja litoral de la Región de Murcia (Figura 3-1) y un sector profundo entre el sur de Alicante y el Seco de Palos (Figura 3-2). Las propuestas de zonas candidatas a ISRA partía de la información científica generada en diferentes proyectos de investigación como las campañas MEDITS, el proyecto CAMONMAR3 del programa PLEAMAR y el proyecto "TIBURCIA: Tiburones y rayas de la Región de Murcia" (Grupo de Acción Local Pesquera de la Región de Murcia), todos ellos financiados por el Fondo Europeo Marítimo y de la Pesca (FEMP). Como resultado de este último trabajo se publicó la primera 'Guía de Tiburones y Rayas de la Región de Murcia[1] elaborada por la Universidad de Alicante, Ecologistas en Acción de la Región de Murcia y el IEO-CSIC. En esta guía se incluyeron aquellas especies de elasmobranquios documentadas en los ambientes marinos del litoral levantino e identifica las 31 especies de tiburones y rayas más frecuentes, muchos de ellos considerados como amenazados o en peligro, según la propia UICN. En el caso del ISRA de la franja litoral, se hizo evidente una falta de datos publicados sobre la ecología de sus especies de elasmobranquios, la cuál se superó mediante un programa intensivo de ciencia ciudadana consistente en la recopilación y análisis en 1 mes de casi 130 registros de avistamientos de elasmobranquios desde 2021 en la zona, así como el desarrollo de un cuestionario *online* de conocimiento ecológico local para la recolección de testimonios que obtuvo hasta 33 participantes.

La ISRA "Costa Este de Murcia" (figura 3-1) se encuentra en la región costera del sureste de España, en el mar Mediterráneo occidental. La zona se caracteriza por la presencia de diversos hábitats que incluyen más de 40 km de zonas arenosas poco profundas (hábitat 1110) con una de las praderas de *Posidonia oceanica* (hábitat 1120) de gran extensión, hábitats arrecifes (1170) altamente productivos que albergan hábitats vulnerables infralitorales y bosques de gorgonias, fondos marinos detríticos y bajos, islas e islotes de origen volcánico. Las características geográficas de la zona promueven surgencia que alimentan una alta biodiversidad. Esta área coincide con dos Áreas Marinas de Importancia Ecológica y Biológica, tres sitios Natura 2000 (ZEC), una reserva marina (RMIP) y un Área Especialmente Protegida de Importancia Mediterránea (ZEPIM). Dentro de esta área hay: especies amenazadas (p. ej., pez guitarra común *Rhinobatos rhinobatos*); especies de distribución restringida (*Raja asterias*); áreas reproductivas (p. ej., raya mariposa espinosa *Gymnura altavela*); y agregaciones no definidas (p. ej., raya águila común *Myliobatis aquila*). Con los datos conseguidos, este ISRA se declaró para un total de 4 especies de batoideos por motivos reproductivos (pez guitarra común y raya mariposa espinosa), de agregación indefinida (raya águila común y pastinaca común) y por la presencia de una especie endémica del mediterráneo (raya estrellada).

Figura 3: Delimitación del ISRA 1: Costa Este de Murcia y 2: Murcia Pockmarcks.

Por su parte la ISRA "Murcia Pockmarks" (Figura 3-2) se encuentra en una zona de transición entre el mar de Alborán y la cuenca argelino-balear en el mar Mediterráneo occidental. Entre los 300 y 800 m de profundidad, incluye el monte submarino de Seco de Palos, los montículos Planazo y Plis-Plas, y un campo fangoso de pockmarks (formaciones generadas a partir de la expulsión de gas y/o agua). Está caracterizado por la presencia de hábitats que se consideran ecosistemas marinos vulnerables, incluyendo esponjas (Demospongiae), asociaciones de gorgonias, bancos de corales blancos de aguas frías, campos de Pennatulaceas (plumas de mar) y jardines de coral bambú (*Isididae* sp). Esta área se superpone con el Área Marina Ecológica o Biológicamente Significativa de Ecosistemas Bentónicos del Mediterráneo Noroccidental. Dentro del área hay: especies amenazadas (Tiburón linterna *Etmopterus spinax*); especies de distribución restringida (*Raja asterias*), además se ha podido confirmar que es un área reproductiva para el tiburón linterna. Quedo fuera la negra (*Dalatias licha*) por no tener información suficiente para justificar los criterios, aunque hay evidencias que apuntan que es un área importante para la cría de esta especie. Es por ello necesario incrementar el conocimiento científico sobre la ecología de los tiburones y rayas, y las amenazas existentes en nuestro litoral, el cual se ha demostrado ser un punto caliente para estas especies al compararla con otras zonas como son las Islas Baleares o regiones de Italia y Francia.

Tras la declaración de estos ISRAs, los investigadores responsables de la elaboración de las propuestas llevaron a cabo una serie de contactos con las diferentes administraciones responsables además de un ingente esfuerzo en comunicación y divulgación con el fin de que toda la sociedad conociese los importantes valores de la costa del levante. Los siguientes pasos deberían incluir el reconocimiento de las especies implicadas y su inclusión, en su caso, en la LESPRE. La inclusión de los elasmobranquios en los programas de seguimiento de las áreas marinas y la declaración de áreas marinas protegidas en aquellas zonas reconocidas como ISRAs

y que carecen de dicha protección y un incremento en los recursos para la investigación de las poblaciones de elasmobranquios del litoral levantino.

Agradecimientos:

Esta publicación se enmarca en los proyectos E-Lasmobranc: Nuevas tecnologías y avances en el conocimiento de elasmobranquios del levante español y GUITAR HERO: Habitat, distribucióny movilidad de peces GUITARras y otros elasmobranquios costeros. Estos proyectos se desarrollan con la colaboración de la Fundación Biodiversidad, del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico, a través del Programa Pleamar, y se cofinancia por la Unión Europea por el FEMPA (Fondo Europeo Marítimo, de Pesca y de Acuicultura) Un agradecimiento especial a los miembros del Grupo de especialistas en tiburones de la CSE de la UICN por el impulso, el esfuerzo y el trabajo realizado, en parte reflejado en este documento, junto con otros participantes del taller whorkshop llevado a cabo en Thessaloniki (Grecia) entre los días 8 y 12 de mayo de 2023, por sus contribuciones al desarrollo de los criterios ISRA y las aportaciones de mejora en las propuestas del levante español.

1: https://web.ua.es/es/cimar/documentos/recursos/guia-tiburones-y-rayas-de-la-region-de-murcia.pdf

Bibliografía

Barausse, E., Cardoso, V., & Pani, P. (2014). Can environmental effects spoil precision gravitational-wave astrophysics?. *Physical Review D*, *89*(10), 104059.

Bianchi CN, Morri C. (2000). Marine biodiversity of the Mediterranean Sea: Situation, problems and prospects for future research. Marine Pollution Bulletin 40(5):367–376. DOI:10.1016/S0025-326X(00)00027-8.

Bonfil, R. (1994). *Overview of world elasmobranch fisheries* (No. 341). Food & Agriculture Org..

Coll M, Piroddi C, Steenbeek J, Kaschner K, Ben Rais Lasram F, Aguzzi J, Ballesteros E, Bianchi CN, Corbera J, Dailianis T, Danovaro R, Estrada M, Froglia C, Galil BS, Gaso JM, Gertwagen R, Gil J, Guilhaumon F, Kesner-Reyes K, Kitsos M-S, Koukouras A, Lampadariou N, Laxamana E, López- fé de la Cuadra CM, Lotze HK, Martin D, Mouillot D, Oro D, Raicevich S, Rius-Barile J, Saiz-Salinas JI, San Vicente C, Somot S, Templado J, Turon X, Vafidis D, Villanueva R, Voultsiadou E. (2010). The Biodiversity of the Mediterranean Sea: Estimates, Patterns, and Threats. PLoS ONE 5(8):e11842. DOI:10.1371/JOURNAL.PONE.0011842.

Derrick DH, Cheok J, Dulvy NK. (2020). Spatially congruent sites of importance for global shark and ray biodiversity.PLoS ONE 15(7):e0235559 . PONE.0235559 10.1371/journal. pone.0235559Di

Dulvy NK, Allen DJ, Ralph GM, Walls RHL. (2016). The conservation status of Sharks, Rays and Chimaeras in the Mediterranean Sea [Brochure]. Malaga, Spain: IUCN. pp. 14.

Dulvy NK, Fowler SL, Musick JA, Cavanagh RD, Kyne PM, Harrison LR, Pollock CM. (2014). Extinction risk and conservation of the world's sharks and rays. ELife 3:e00590. DOI:10.7554/eLife.00590.

Sternes, P. C., & Shimada, K. (2020). Body forms in sharks (Chondrichthyes: Elasmobranchii) and their functional, ecological, and evolutionary implications. *Zoology*, *140*, 125799.

Ellis, E. A., & Porter-Bolland, L. (2008). Is community-based forest management more effective than protected areas?: A comparison of land use/land cover change in two neighboring study areas of the Central Yucatan Peninsula, Mexico. *Forest ecology and management*, *256*(11), 1971-1983.

Lloris, D. (2015). *Ictiofauna marina: manual de identificación de los peces marinos de la Península Ibérica y Balears. 954 especies*. Omega.

Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., Da Fonseca, G. A., and Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, *403*(6772), 853-858.

Otero M, Serena F, Gerovasileiou V, Barone M, Bo M, Arcos JM, Vulcano A, Xavier J. (2019). Identification guide of vulnerable species incidentally caught in Mediterranean fisheries. Malaga, Spain: IUCN. pp. 204.

Serena, F., Abella, A. J., Bargnesi, F., Barone, M., Colloca, F., Ferretti, F., ... and Moro, S. (2020). Species diversity, taxonomy and distribution of Chondrichthyes in the Mediterranean and Black Sea. *The European Zoological Journal*, *87*(1), 497-536.

Proyecto GUITARPROTECT: ciencia comunitaria y telemetría acústica para los últimos guitarras y otras especies de elasmobranquios en el litoral murciano

María Pozo-Montoro[1], David Jiménez Alvarado[2], Johann Mourier[3], Jose A. García Charton[4]

1. Departamento de Ecología e Hidrología. Universidad de Murcia, 30100 Murcia, Spain
2. Instituto Universitario EcoAqua, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, Las Palmas, Gran Canaria, Spain
3. MARBEC, Université de Montpellier, CNRS, IFREMER, IRD, Sète, France

Introducción

La pesca incidental ha convertido al grupo de los peces guitarra (orden: Rhinopristiphormes) en el más amenazado del planeta en lo que respecta a vertebrados marinos (Moore, 2017). El mar Mediterráneo, cuenta con dos especies de pez guitarra, ambas consideradas extintas de su cuenca occidental desde hace más de 30 años (Newell, 2017). Sin embargo, una población de pez guitarra común (*Rhinobatos rhinobatos*) ha sido descubierta para la ciencia en el último año en aguas del litoral de Cartagena (IUCN SSC Shark Specialist Group, 2023) (Fig. 1). Estos hechos han puesto a la Región de Murcia en el punto de mira como principal actor para evitar la desaparición total en el Mediterráneo occidental de esta especie protegida nacional e internacionalmente manteniendo así la posibilidad de una posible repoblación natural de su antigua distribución.

Figura 1. Pez guitarra común (*Rhinobatos rhinobatos)* descansando sobre fondos arenosos de

la Región de Murcia. El pez guitarra común se trata de una especie en peligro crítico de extinción que hasta ahora se consideraba extinta en el mediterráneo occidental (España, Francia e Italia). Se trata de una especie protegida por LESPRE que no se puede comercializar y que debe ser liberada inmediatamente si pescada accidentalmente.

El **proyecto GuitarProtect** nace a partir de la financiación del programa ThinkinAzul – Plan Complementario de I+D+I en Ciencias Marinas tras la declaración por la Unión Internacional por la Conservación de la Naturaleza (IUCN) de la Costa Este de Murcia (desde San Pedro del Pinatar hasta Portmán) como ISRA (Zona importante para Tiburones y Rayas, por sus siglas en inglés) para peces guitarra y otras cuatro especies de rayas amenazadas. Esta nueva figura supone un

reconocimiento previamente desapercibido a nivel internacional de la importancia de la zona para la supervivencia de especies ya desaparecidas en gran parte del Mediterráneo.

El **objetivo principal** del proyecto es el de facilitar la supervivencia del pez guitarra común y otras especies de elasmobranquios amenazados mediante: i) la generación de conocimiento ecológico necesario para permitir la gestión efectiva y justa de sus poblaciones en la Región de Murcia, ii) la sensibilización de la ciudadanía en relación a la extraordinaria diversidad de elasmobranquios de la zona y las normativas de protección que ya se les aplican para fomentar su cumplimiento y conocimiento (p. ej., LESPRE).

Metodología

En este primer año de proyecto se ha planteado el uso de dos metodologías complementarias y sinérgicas con el fin de comprender mejor la distribución y estacionalidad del pez guitarra común como especie emblemática de la Región de Murcia, así como de otras especies de elasmobranquios amenazados, con el fin de identificar aquellas zonas y fechas prioritarias para las mismas.

Estas metodologías son:

- **Ciencia comunitaria:** Los avistamientos y testimonios de buceadores, pescadores y la ciudadanía en general fueron determinantes para la declaración de la Costa Este Murciana como ISRA dada la ausencia de datos previos publicados en la zona. Dada la importancia que tuvo este enfoque para el éxito de la propuesta de ISRA, se ha vuelto a apostar por la ciencia comunitaria mediante el fortalecimiento de la presencia del proyecto y su reconocimiento para el reporte de avistamientos mediante la creación de una imagen y cuenta propia en redes sociales (@project.guitarprotect) (Fig. 2). Así mismo, se visitaron centros de buceo, cofradías de pescadores y otros lugares de interés en Cabo de Palos, Cartagena, La Azohía, Mazarrón, Águilas y San Pedro del Pinatar para dar a conocer el proyecto y la necesidad de la notificación de avistamientos (las visitas continuarán ya que algunos de estos estaban cerrados durante la visita, así mismo se anima a cualquier persona interesada en recibir más información y discutir sobre el proyecto a ponerse en contacto con nosotros).

- **Telemetría acústica:** Dada la situación crítica del pez guitarra común, resulta fundamental identificar los movimientos y el uso de hábitat de esta especie en el ISRA Costa Este de Murcia con el fin de priorizar futuras actuaciones para su conservación. Por ello, se desarrolló un protocolo de captura y colocación de transmisores de una señal acústica identificativa única para cada individuo que serán detectados por la red de receptores desplegada desde San Pedro del Pinatar hasta Portman durante el presente proyecto. Entre otras cuestiones, esta tecnología permitirá durante el próximo año y

medio confirmar si estas especies realmente emigran de la zona en invierno, como parece indicar el descenso de avistamientos de ciencia comunitaria todos los años (Fig. 2), así como comenzar a desvelar la importancia que la red de reservas marinas y las prácticas pesqueras locales han tenido para la supervivencia de una especie que, de otro modo, habría desaparecido completamente del Mediterráneo occidental.

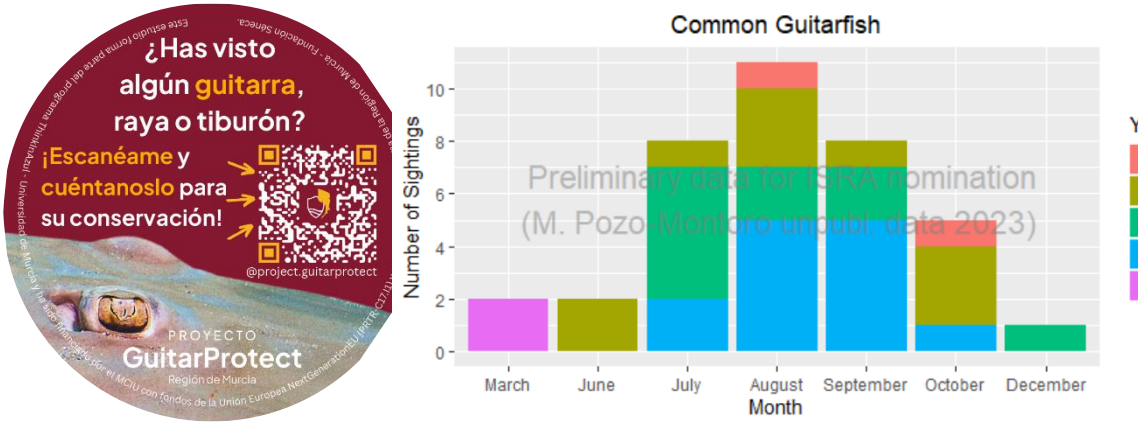


Figura 2. A la izquierda, un ejemplo de pegatina repartida entre centros de buceo, cofradías y lugares de interés de la Región de Murcia para fomentar el reporte de avistamientos y mejora de la sensibilización ciudadana ante diversidad única de elasmobranquios de la Región y su normativa asociada. A la derecha, los datos de avistamientos de peces guitarra tal cuál se presentaron para la propuesta de la Costa Este de Murcia, nótese el acusado descenso en el número de avistamientos durante los meses de invierno que podría ser atribuible a una emigración de la especie o a un descenso en el número de observadores activos en la zona con la bajada de las temperaturas.

Resultados preliminares

<u>Ciencia comunitaria:</u>

En la tabla a continuación se pueden observar las actividades realizadas desde el inicio del proyecto hasta la fecha junto con su alcance (como métrica para medir potencial alcance de sensibilización):

Tabla 1. Actividades dentro del marco de ciencia comunitaria del Proyecto GuitarProtect realizadas hasta la fecha.

Visualizaciones de contenido en redes sociales	82.332
Seguidores en redes sociales	645
Charlas y eventos divulgativos	5
Proyecto en medios de comunicación	4
Centros de buceo, lonjas y oficinas de turismo visitados	50
Avistamientos reportados	**400**

En el momento de la escritura del presente documento, se han realizado un total de 400 avistamientos pertenecientes a 7 especies distintas de elasmobranquios, los cuáles se analizarán en los últimos meses de 2024.

Sin embargo, cabe destacar que únicamente se han detectado avistamientos y testimonios actuales de peces guitarra en el entorno de Cabo de Palos – La Manga del Mar Menor, pese a nuestros esfuerzos por recopilar observaciones en el resto del litoral murciano. Este hecho parece indicar una situación más severa para esta especie de lo inicialmente estimada, ya que con anterioridad se barajaba que simplemente no había reportes en otras zonas porque no se había iniciado su investigación.

Este resultado, aun siendo preliminar, ha de interpretarse teniendo en cuenta que la mayor parte de los avistamientos siguen procediendo de la zona de Cabo de Palos – La Manga, poniendo de manifiesto la necesidad de redoblar esfuerzos para mejorar la cobertura de esta red de ciencia comunitaria en otras áreas del litoral. Sin embargo, se recomienda adoptar un enfoque precautorio ante la posibilidad de que realmente esta especie haya visto su área de distribución completamente restringida a una estrecha zona del litoral de la Región.

Por otra parte, hasta en 10 ocasiones pescadores tanto artesanales como recreativos contribuyeron con avistamientos de peces guitarra y otras especies, por lo que futuros esfuerzos irán orientados a continuar construyendo vías de comunicación y colaboración del proyecto con ambos colectivos.

Telemetría acústica:

Se realizó una campaña de dos meses de búsqueda de peces guitarra sumando más de 80 horas de inmersión mediante buceo autónomo con un equipo de 3 a 7 buceadores, así como 4 personas en el equipo de superficie. Una vez localizado el animal, éste era subido a la superficie mediante una red artesanal con forma de camilla para facilitar su transporte a la superficie desde una profundidad máxima de 12 metros.as esto, el animal era puesto inmediatamente en un tanque de agua, tras lo cual se evaluaba su estado y se medía su longitud total, anchura de disco y peso. En aquellos animales de tamaño superior a 60 cm, tras relajar al animal poniéndolo boca abajo, se colocó el transmisor acústico mediante incisión en la zona ventral. Además, se recogió una pequeña muestra de aleta dorsal y de sangre para estudios genéticos y análisis toxicológico, respectivamente. Finalmente, una marca visual externa fue colocada para permitir la identificación individual de los animales marcados, así como iniciar estimaciones del número de ejemplares que habitan en la zona (Fig. 3). Para aquellos guitarras localizados al norte de Cabo de Palos se les colocó una marca amarilla, y para aquellos al suroeste una marca roja. Previamente a la liberación del animal, se evaluó el estado de este en el tanque de agua durante un par de minutos para finalmente ser acompañado y grabado durante su liberación hasta llegar al fondo para asegurar un estado de salud correcto.

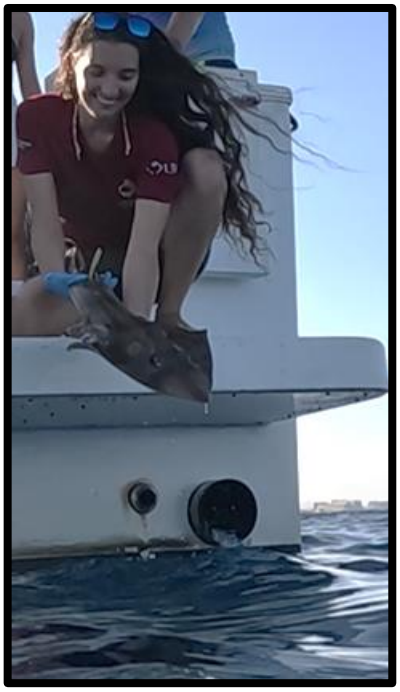


Figura 3. Detalle de la marca externa colocada en los animales marcados de un individuo capturado accidentalmente y liberado por pescador recreativo (izq.), y liberación de un ejemplar tras comprobar su buen estado tras su marcaje (der.) Se ruega a toda persona que vea alguna de las marcas visuales rojas o amarillas en peces guitarra que le realice una foto y se ponga en contacto con nosotros con el color, el número y la zona donde el guitarra marcado fue avistado. Por favor, también se ruega reportar aquellos no marcados. En cualquier caso, siempre liberar a esta especie lo antes posible de vuelta al mar y sin cogerla boca abajo (mejor con dos manos, una en la cola y la otra con la palma extendida debajo del estómago tal y como se muestra en la fotografía de la derecha).

Tabla 2: Número de individuos capturados, marcados y biopsiados (genética y sangre).

	N (Hembras / Machos)
Capturados	27 (13 / 14)
Marca acústica	14 (6 / 8)
Marca visual	24 (12 / 12)
Sangre	24 (12 / 12)
Genética	26 (12 / 12)

Esta campaña de marcaje es la primera en toda Europa y en el Mediterráneo que ha conseguido marcar con éxito a peces guitarra. Se espera que el protocolo desarrollado y los datos que este

proporcionará contribuyan no solamente a la gestión de estas especies en la zona, sino también en otras fuera de las fronteras de la Región donde esta especie aún puede encontrarse, tal y como subraya la necesidad de este tipo de estudios y protocolos efectivos en esta especie la Acción Concertada de la Convención de Especies Migratorias de las Naciones Unidas (CMS, 2020).

Agradecimientos

Este estudio ha sido posible gracias a la financiación del programa ThinkinAzul – Plan Complementario de I+D+I en Ciencias Marinas, y ha contado con el apoyo fundamental de investigadores, veterinarios y técnicos de varios organismos e instituciones, entre ellos: Angelshark Project, Ministerio de Transición Ecológica a través de los AMAS de la Subdirección General de biodiversidad terrestre y marina y la encomienda de seguimiento de áreas y especies marinas protegidas que tiene con TRAGSATEC a través del equipo 06 y la colaboración con el veterinario del equipo de Andalucía, así como el Área de Toxicología del Departamento de Ciencias Sociosanitarias de la Universidad de Murcia.

Así mismo, el proyecto cuenta con los permisos para la realización del presente estudio en el entorno de Cabo de Palos – La Manga del Mar Menor otorgados por las Consejerías de Medio Ambiente, Universidades, Investigación y Mar Menor y de Agua, Agricultura, Ganadería y Pesca de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia, así como del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico del Gobierno de España.

Referencias

CMS. **2020**. Proposal for a concerted action for the common guitarfish (*Rhinobatos rhinobatos*) and bottlenose wedgefish (*Rhynchobatus australiae*) already on Appendix II of the Convention, and the families Rhinobatidae and Glaucostegidae. *13th Meeting of the Conference of the Parties*. Gandhinagar.

IUCN SSC Shark Specialist Group. **2023**. *Murcia Eastern Coast ISRA Factsheet*. Dubai.

Moore ABM. **2017**. Are guitarfishes the next sawfishes? Extinction risk and an urgent call for conservation action. *Endangered Species Research* 34: 75–88.

Newell B. **2017**. Status Review Report of Two Species of Guitarfish : Rhinobatos rhinobatos and Rhinobatos cemiculus. *National Marine Fisheries Service, Office of Protected Resources*: 62.

Sistemas de Gestión de Pesquerías Comerciales: desde la recolección de datos a su visualización Web

Jordi Ribera-Altimir[1,2], Gerard Llorach-Tó[1,2], Joan Sala-Coromina[1,2], Marta Blanco[1,2], Eve Galimany[1,2], Laura Recasens[1,2], Joan B. Company[1,2].

[1] Institut de Ciències del Mar (ICM-CSIC), Passeig Marítim de la Barceloneta 37-49, 08003 Barcelona

[2]Institut Català de Recerca per a la Governança del Mar (ICATMAR), Passeig Marítim de la Barceloneta 37-49, 08003 Barcelona

Resumen

La sostenibilidad de las pesquerías debe lograrse considerando aspectos biológicos, ambientales, sociales y económicos. Para ello, se deben seguir diferentes estrategias, incluyendo la cogestión, que fomenta que científicos, gobiernos, pescadores y la sociedad civil gestionen conjuntamente los recursos oceánicos. Desde 2014, se han implementado varias estrategias de cogestión en Catalunya. Con el objetivo de transferir el conocimiento científico para una mejor gestión del ecosistema, presentamos aquí los sistemas de información para la gestión de pesquerías comerciales de ICATMAR, el Instituto Catalán de Investigación para la Gobernanza del Mar. Los sistemas incluyen la recopilación, procesamiento, análisis, publicación y visualización Web de los datos de las pesquerías de arrastre de fondo, cerco y algunos artes menores a lo largo de la costa catalana.

Durante los últimos 5 años de recopilación de datos (2019-2023), en el marco del programa de monitoreo se han realizado más de 1,500 muestreos, en los que se han medido más de 450.000 individuos de 476 especies distintas, además se han caracterizado 638 kg de la basura marina pescada.

Para tener una fotografía global de la pesquería, los datos del muestreo de arrastre de fondo se visualizan conjuntamente con los desembarcos diarios de toda la flota pesquera y su posicionamiento mediante los datos del Vessel Monitoring System (VMS). Además, como la combinación de datos ambientales con el monitoreo de las pesquerías aporta nuevos enfoques para evaluar el estado del ecosistema, los datos de las pesquerías se visualizan en combinación con los hábitats marinos (EMODnet) y las condiciones climáticas (CMEMS) en el navegador Web.

Se ha publicado un portal Web (www.icatmar.cat) que ofrece las siguientes visualizaciones de datos: muestreos de pesquerías geolocalizados junto con las fuentes de datos mencionadas, distribución de biomasa por puerto o temporada, y gráficos de frecuencia de tallas por especie.

Para una mejor implementación de las estrategias de gestión pesquera, estos sistemas de información pueden utilizarse como una herramienta para acceder a datos abiertos de alta calidad, facilitar su comprensión y mejorar el diálogo entre la ciencia, las pesquerías, los responsables de políticas y la sociedad civil.

Descripción y recolección de datos

La recolección de datos de arrastre comenzó en 2019 y aún está en curso a través de muestreos a bordo y análisis de laboratorio posteriores. Los datos externos de pesquerías del programa de monitoreo (como los desembarques diarios de pesca comercial, el Vessel Monitoring System (VMS) y el censo de la flota de la UE), proporcionados por diversas administraciones y otras fuentes en línea, también se recopilan para el análisis de datos. Los sistemas de gestión de datos de ICATMAR permiten el almacenamiento de los datos recopilados en una base de datos (BBDD), el procesamiento automático de datos, la integración con fuentes externas, el intercambio y la visualización de datos (Figura 1).

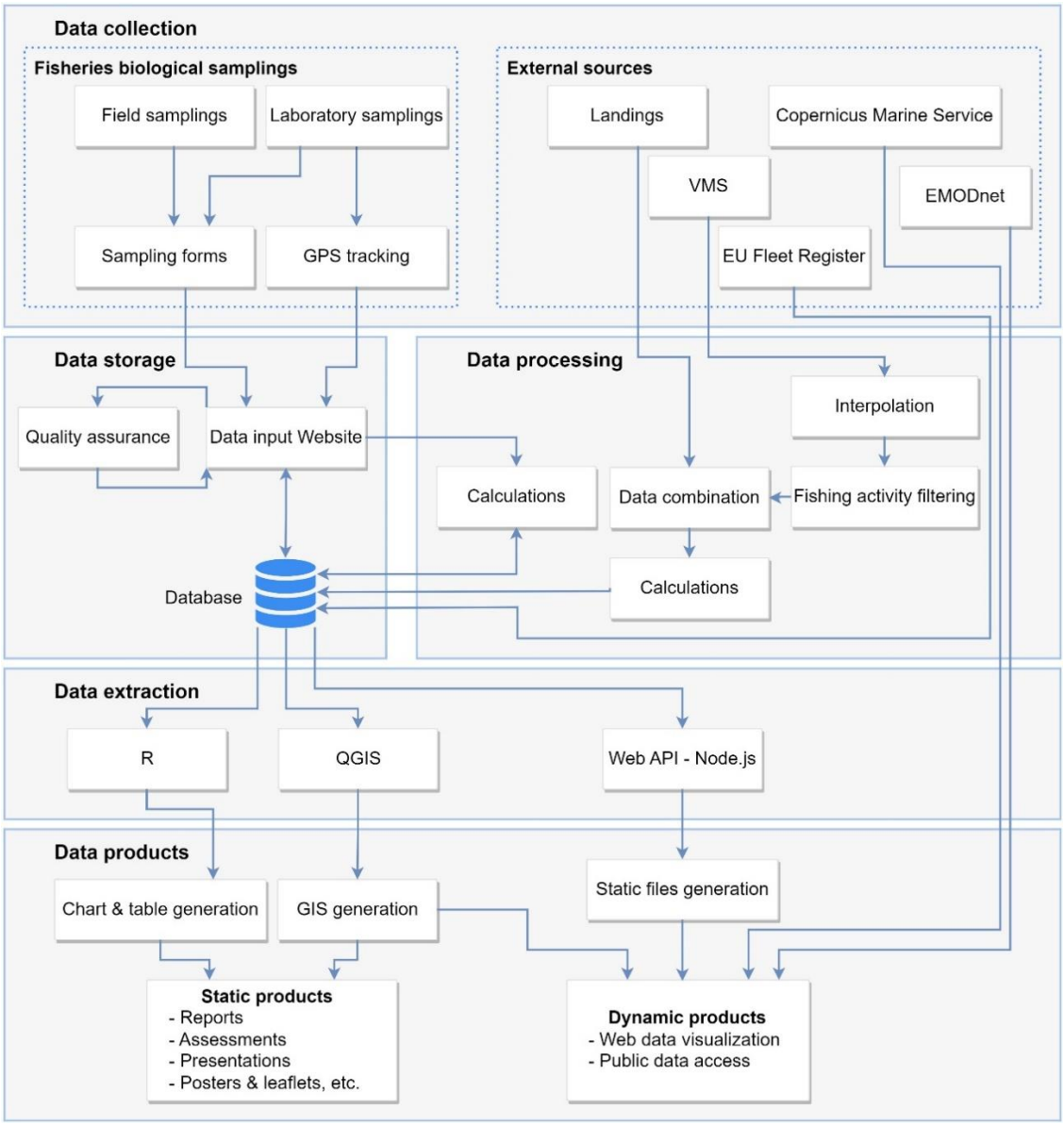


Figura 1. Diagrama del flujo de datos: recolección de datos, procesado, almacenamiento, extracción y productos.

Los datos de muestreo a bordo contienen información sobre capturas diarias realizadas a tres profundidades diferentes siguiendo las recomendaciones descritas en Blanco et al. 2023. En cada pesca, de forma resumida, la captura se identifica a nivel de especie y se mide. Luego, se llevan al laboratorio dos submuestras diferentes de la captura: una submuestra de las especies objetivo se utiliza para estudios biológicos y reproductivos; una submuestra de la fracción descartada de la captura, que incluye especies comerciales por debajo del tamaño mínimo de referencia de conservación (MCRS), especies no comerciales, desechos naturales y basura marina. Esta fracción se identifica y se pesa, y se miden todos los individuos. Junto con el análisis de la composición de la captura, todas las posiciones de arrastre se registran utilizando un dispositivo GPS que recoge datos puntuales con una frecuencia de 1 minuto. Las posiciones a bordo también se recopilan manualmente cada 15 minutos desde el inicio hasta el final de la pesca.

La ingestión de los datos de muestreo a bordo y de laboratorio se realiza a través de una Web interna de introducción de datos. Fue desarrollada utilizando Django, un *framework* de código abierto basado en Python. A través del sitio web, se suben los recorridos GPS (archivos .gpx) para cada pesca junto con las posiciones recopiladas manualmente a bordo. Los datos se transfieren automáticamente desde la Web de entrada de datos a la BBDD de ICATMAR para su almacenamiento y posterior procesamiento. La tecnología de código abierto utilizada para la BBDD es PostgreSQL con la extensión PostGIS.

Todos los datos recopilados pasan por un flujo de trabajo de validación para garantizar una alta calidad en su análisis y publicación. El uso de la Web de introducción de datos permite tener mayor control de los datos, previene defectos y facilita la validación, la disponibilidad de datos y la fiabilidad del sistema. Se realizan diferentes validaciones durante el flujo de trabajo de entrada de datos para activar advertencias y detectar errores que prevengan defectos. Finalmente, los datos se muestran en mapas y gráficos interactivos para realizar validaciones visuales (Figura 2). Los mapas interactivos utilizan la biblioteca Leaflet y los gráficos interactivos utilizan la biblioteca Chartjs v2.8. Al final de cada temporada, se ejecutan scripts en R para verificar la integridad conjunta de los datos y realizar una validación general de los datos.

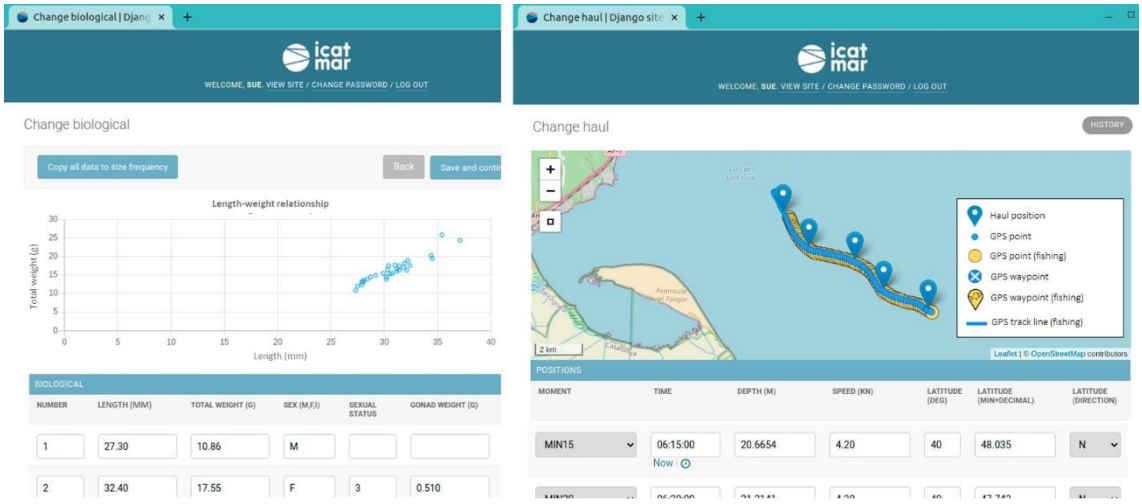


Figura 2. Ejemplos de la Web de introducción de datos que muestra gráficos y mapas interactivos

para realizar validaciones visuales de los datos introducidos. El gráfico de dispersión muestra las longitudes y los pesos de los individuos para detectar posibles valores atípicos. El mapa interactivo muestra las posiciones a bordo (indicadores azules), junto con los puntos GPS cargados (círculos azules) y los puntos GPS detectados como de pesca (círculos amarillos).

Visualización de datos y productos

La BBDD de ICATMAR proporciona servicio a varios productos Web para la gestión de pesquerías comerciales. En esta ponencia, presentamos dos ejemplos de productos basados en la web: composición de capturas por puerto o temporada (Figura 3) y geolocalización de capturas de los muestreos de arrastre (Figura 4).

La extracción de datos de la BBDD sigue el mismo proceso para todos los productos descritos en las siguientes secciones. Un servidor en node.js ejecuta consultas SQL a la BBDD para extraer los datos necesarios para cada producto y genera archivos estáticos de datos para su rápida visualización. Los productos Web están desarrollados con HTML5, CSS, JavaScript y bibliotecas externas.

Composición de la captura

Esta visualización Web resume la biomasa de cada especie en el muestreo de arrastre de fondo para cada puerto y temporada, utilizando gráficos circulares (Figura 3). Para obtener la composición de la captura por puerto y temporada, las consultas SQL a la BBDD agregan y promedian la biomasa de cada especie.

Los gráficos circulares utilizan la biblioteca D3 y están basados en los gráficos circulares de rayos desplegables. Los gráficos circulares interactivos tienen diferentes niveles, lo que permite al usuario navegar a través de ellos y pasar el ratón sobre las particiones para ver la biomasa agregada en cada nivel. La interfaz Web permite comparar gráficos circulares, lado a lado, a nivel de especies, es decir, trazando la distribución de biomasa para ciertas especies. En detalle, los gráficos circulares de puertos tienen cuatro niveles diferentes: área (norte, centro, sur), puerto (un total de nueve puertos), categoría (captura desembarcada, descartada, desechos naturales y basura marina) y biomasa por especie. De manera similar, los gráficos circulares estacionales tienen cuatro niveles: año, temporada (primavera, verano, otoño, invierno), categoría y biomasa por especie. La biomasa se agrega en los niveles más altos, por ejemplo, la biomasa total de un área/puerto o año/temporada que incluye todas las categorías. El usuario puede filtrar los gráficos circulares por especie, lo que permite ver la distribución de especies determinadas en diferentes áreas o temporadas. Los datos se pueden descargar para cada gráfico circular.

Geolocalización de capturas

Este producto de datos es un mapa interactivo que combina la composición de capturas de los muestreos de arrastre con las condiciones meteorológicas y ambientales. Asimismo, se puede

visualizar junto con la actividad de la flota de arrastre mediante mapas de distribución del esfuerzo pesquero y de desembarques.

El mapa muestra los recorridos GPS de cada muestreo junto con información geográfica y batimétrica. Seleccionando uno de los muestreos, un panel lateral muestra información sobre su composición de la captura y las condiciones del mar en ese momento. Se pueden añadir capas adicionales al mapa, como el hábitat del fondo marino y las condiciones del mar (modelos de datos y observaciones de temperatura del mar, salinidad, clorofila, etc.). En la parte inferior de la aplicación, las fechas de los arrastres muestreados se muestran en un calendario interactivo (Figura 4). Adicionalmente, se pueden añadir los mapas del esfuerzo pesquero, biomasa e ingresos por área (km²) a la visualización, utilizando datos del VMS y desembarques. Estos mapas se almacenan como imágenes y se usan en la aplicación Web interactiva.

Figura 3. Composición de la captura por puerto y temporada del camarón rosado de aguas profundas (P. longirostris). El valor del círculo central es el promedio de la biomasa de la especie por puerto o temporada (kg/km²).

Los datos sobre las condiciones del mar se solicitan en tiempo real al Copernicus Marine Environment Monitoring Service de la UE (CMEMS) a través de Web Map Service (WMS). Estas consultas proporcionan datos de modelos y observaciones satelitales sobre la temperatura superficial del mar, temperatura del fondo marino, anomalía de la temperatura superficial del mar, velocidad superficial del mar (corriente marina), clorofila, viento, altura significativa de las olas y período de olas.

La información sobre los hábitats del fondo marino se extrae de la iniciativa de Hábitats del Fondo Marino de la Red Europea de Observación de Datos Marinos (EMODnet). La distribución geográfica de los hábitats del fondo marino se almacena como un mapa de imagen estática. Para cada arrastre, se extrae información detallada sobre los hábitats del fondo marino del área utilizando el Servicio Web de Características (WFS) proporcionado por EMODnet. Estas

solicitudes WFS las realiza el cliente, es decir, cada vez que el usuario hace clic en una pesca, el hábitat del fondo marino se solicita al WFS utilizando su ubicación geográfica.

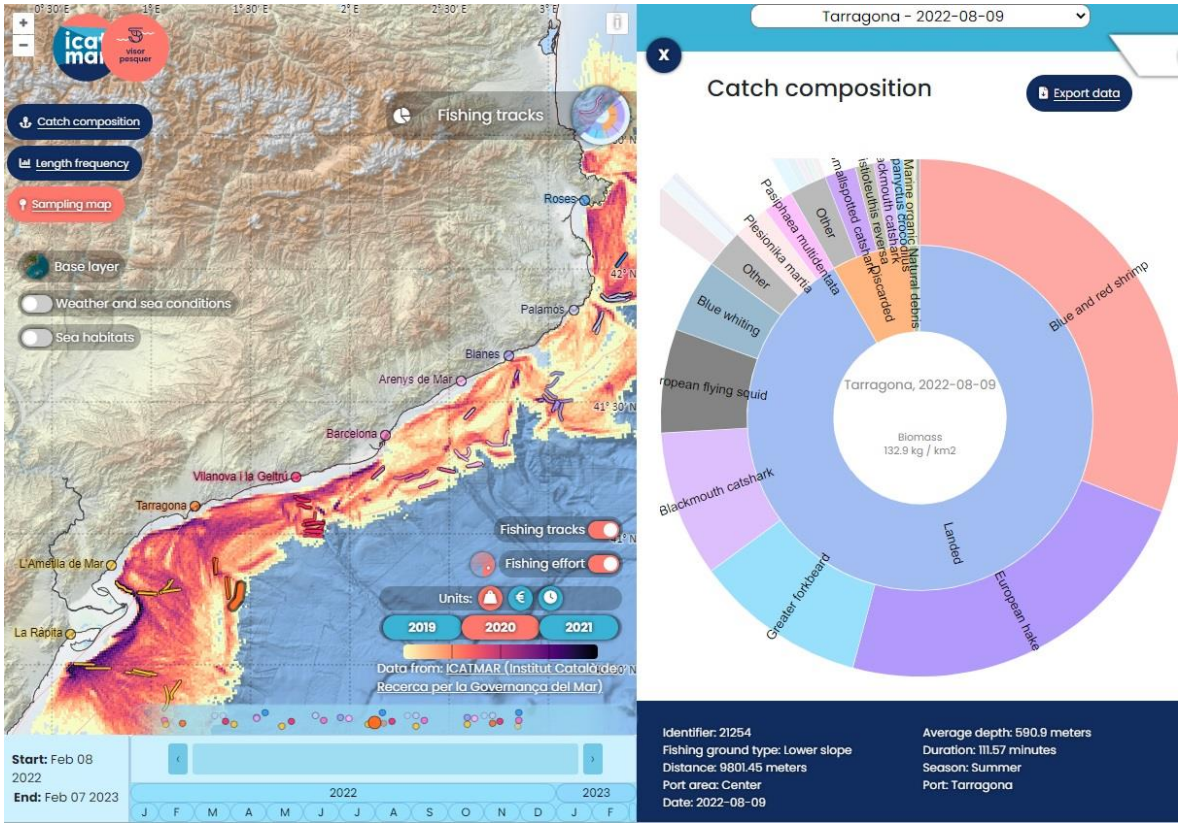


Figura 4. Geolocalización de la captura de un muestreo de arrastre de fondo. Se añade una capa adicional al mapa con la biomasa capturada por toda la flota pesquera (kg/km²).

Los paneles y la interfaz se crearon con Vue.js v3. La visualización del mapa utiliza la biblioteca Openlayers v6. Los gráficos circulares se crean utilizando las mismas tecnologías que en el producto de datos anterior.

Estadísticas Web

Durante el último año (septiembre 2023 – agosto 2024), la Web www.icatmar.cat ha recibido más de 12.000 visitas de 1.800 usuarios distintos de todos los continentes (Figura 5), con un tiempo medio de más de 2 min por usuario. Durante todo el año, se han mantenido alrededor de 50 usuarios activos semanalmente, excepto algunos picos puntuales (Figura 6). Las partes más visitadas de la Web han sido las publicaciones de los informes técnicos (684 visitas) y los visualizadores de datos (3.500 visitas). Más de 180 usuarios han descargado los datos mediante los visualizadores.

PAIS	USUARIOS
Spain	1,6 k
France	37
United States	35
Italy	22
Germany	13
Belgium	10
Portugal	8

Figura 5. Usuarios de la web www.icatmar.cat según el país desde donde se originó la visita. Periodo de datos: 1 año (septiembre 2023 – agosto 2024).

Figura 6. Evolución del número de usuarios activos de la web www.icatmar.cat durante 1 año (septiembre 2023 – agosto 2024).

Con el fin de facilitar aún más el acceso a los visualizadores, se ha hecho un esfuerza extra para que el diseño de la interfaz de usuario sea responsivo y se pueda acceder con facilidad desde distintos dispositivos: ordenador, móvil y *tablet* (Figura 7). Cabe destacar que en las estadísticas de la web www.icatmar.cat en el último año, hemos detectado que un 59.5% de los usuarios accede mediante ordenador, un 40% mediante un teléfono móvil y un 0.5% mediante *tablet*.

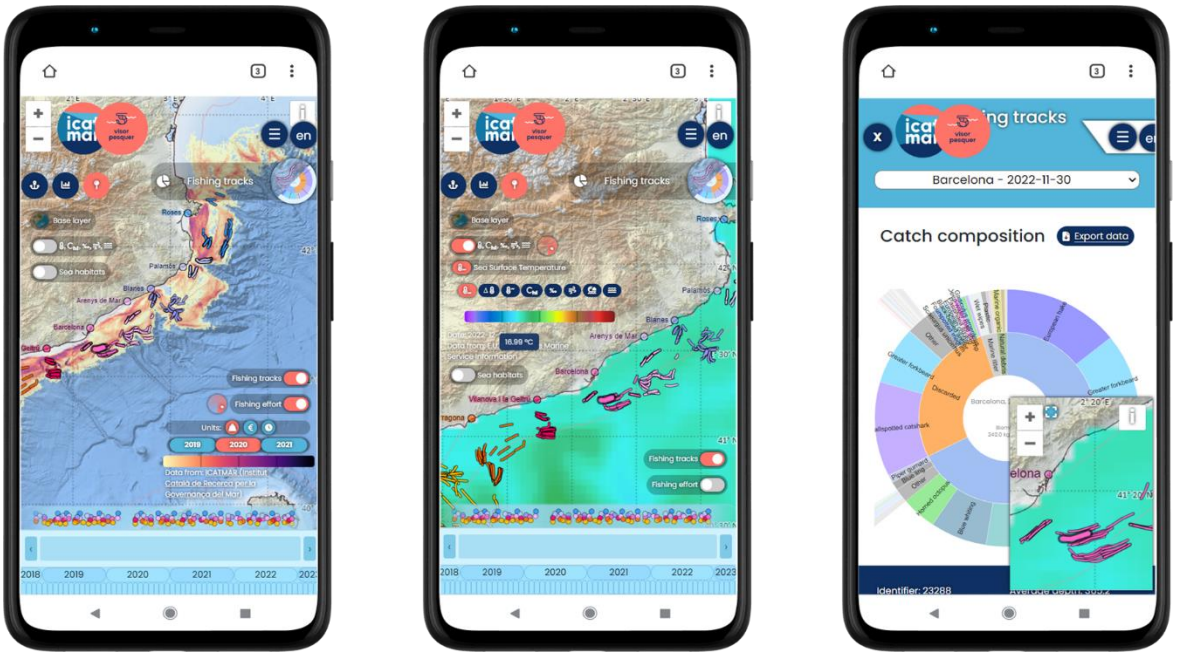


Figura 7. Ejemplos de la adaptación del diseño del visualizador de geolocalización de la captura de los muestreos de arrastre desde un dispositivo móvil.

Estimación de la CPUE en el Mediterráneo Occidental a partir de dos métodos de cálculo de esfuerzo: Días vs horas de arrastre

Encarnación García[1], César Bordehore[2,3], Miguel Vivas[1], José Rodríguez[4], John Yáñez[2,3], Antonio Esteban[1], Marta Sanz-Bariáin[4], Daniel Cano[4], Silvia Sierra[1], Amina Tifoura[1], Jaime Fernández[3], Antonio Punzón[4].

[1] Centro Oceanográfico de Murcia (COMU-IEO), CSIC
[2] Departamento de Ecología, Universidad de Alicante
[3] Instituto Multidisciplinar para el Estudio del Medio "Ramon Margalef", Universidad de Alicante
[4] Centro Oceanográfico de Santander (COST-IEO), CSIC

La correcta evaluación del estado de los stocks de las principales especies comerciales en el Mediterráneo es hoy por hoy de vital importancia para la preservación de los recursos pesqueros y la salud de nuestros ecosistemas marinos. Esto es especialmente evidente en nuestras costas, dada la acuciante situación de sobrepesca en la que se encuentran los stocks de la gran mayoría de las especies comerciales. Así pues, resulta de gran importancia medir con minuciosa precisión el esfuerzo pesquero que nuestras diferentes flotas ejercen sobre la pesquería hacía la que se dirigen. Esta estimación constituye un primer paso para él cálculo preciso de la evolución de la captura por unidad de esfuerzo de cada una de estas flotas pesqueras.

Tradicionalmente, para la flota de arrastre, de gran importancia en el Mediterráneo occidental, y cuyo considerable impacto sobre los ecosistemas marinos ha sido ampliamente descrito, el esfuerzo pesquero ha sido medido como número de mareas a lo largo de un determinado periodo. Como en el Mediterráneo occidental las mareas de arrastre suponen jornadas de aproximadamente 12 horas, se puede hablar tanto de mareas como de días de pesca, resultando ambos conceptos, en términos generales, equivalentes. Consecuentemente, la captura por unidad de esfuerzo (CPUE), sería entonces calculada como la captura comercializada expresada en biomasa por marea o día de pesca.

La situación de sobrepesca en la que se encuentran la mayoría de nuestros caladeros y que afecta a generalidad de las especies que tienen interés comercial, ha provocado en los últimos años un descenso de la rentabilidad de las pesquerías y consecuentemente, una acusada reducción del número de arrastreros que aún faenan en nuestras costas. Este descenso en el número de barcos de arrastre en nuestros puertos ha ido aparejado necesariamente a un descenso en el esfuerzo pesquero de la flota.

Aun así, la situación de los stocks de la mayoría de las especies comerciales, con escasas excepciones como es el caso de la gamba blanca (*Parapenaeus longirostris*), ha llevado a la Unión Europea a establecer un plan plurianual para la pesca demersal en el Mediterráneo occidental (MAP). Su fin último estaría orientado a alcanzar, de forma progresiva y paulatina, una mortalidad por pesca en 2025 acorde con los intervalos del rendimiento máximo sostenible (FRMS) y de mantenerla una vez el objetivo haya sido alcanzado.

La política del plan plurianual para la flota demersal del Mediterráneo occidental (2020-2025), está basada en la adecuada gestión del esfuerzo de pesca de la flota de arrastre, de forma y manera que el esfuerzo máximo admisible es fijado con carácter anual por el Consejo para cada una de las flotas y Estado miembro. De este modo, el plan plurianual prevé la reducción durante

el primer año del considerado como esfuerzo máximo admisible en un 10 % con respecto al valor de referencia, y hasta en un 40% en los siguientes cuatro años del periodo.

Ante una reducción del esfuerzo de pesca tan relevante que la flota de arrastre está sufriendo debido a la normativa pesquera europea, los patrones, en un intento de compensar el menor número de días de pesca de que disponen, parecen estar modificando sus estrategias de pesca.

Una de esas estrategias podría estar basándose en el aumento del número de horas de arrastre que cada barco realiza por marea. Este incremento en el número promedio de horas de arrastre por marea no quedaría reflejado en la estimación del esfuerzo de pesca, si utilizamos como unidad de esfuerzo la marea, perdiéndose su efecto compensatorio sobre la reducción pretendida por la normativa europea.

El presente trabajo pretende analizar la evolución del esfuerzo pesquero en la última década, la conveniencia de medirlo atendiendo únicamente al número de mareas o, por el contrario, de utilizar unidades más realistas como el número de horas de arrastre o incluso, la superficie total arrastrada. Al mismo tiempo, se analiza si puede existir una estrategia compensatoria a la reducción del número de días de pesca, consistente en el incremento del número de horas de arrastre por marea promedio.

Distribución espacial del esfuerzo pesquero en la zona de estudio

Se ha calculado el esfuerzo promedio a lo largo de la serie histórica utilizando como medida de esfuerzo, por un lado, el número de horas arrastradas y por otro el número de días de pesca (Fig. 1).

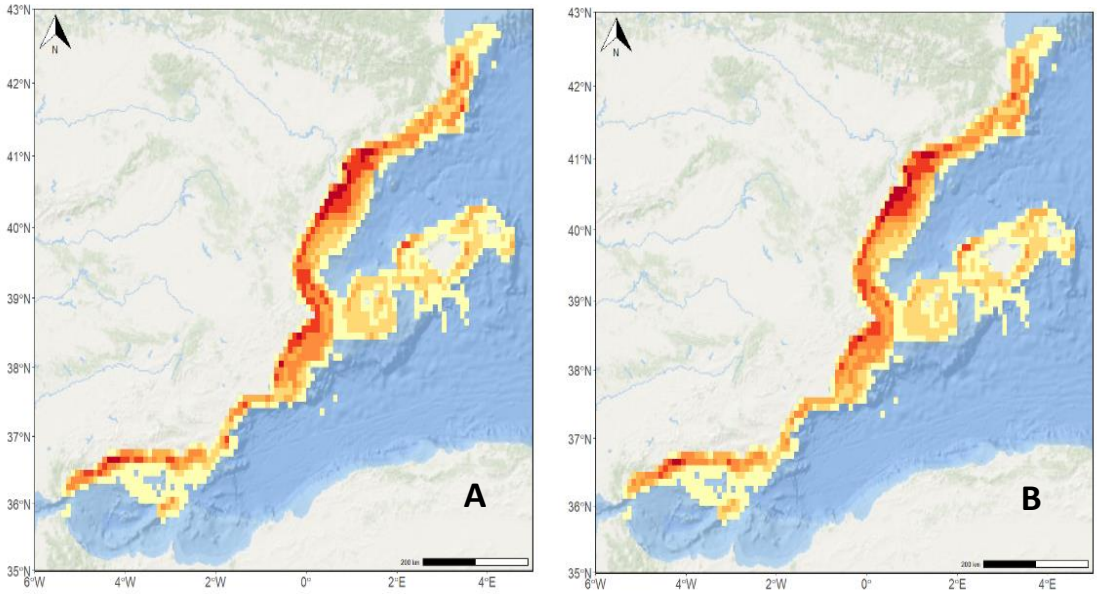


Fig. 1. *Distribución espacial del esfuerzo pesquero promedio de la flota de arrastre en la zona de estudio para el periodo 2010-2021. (A): esfuerzo calculado como horas totales de arrastre; (B): esfuerzo calculado como días de pesca.*

Con esta aproximación se ha visto de forma general como el esfuerzo es notablemente más intenso en las aguas peninsulares que en las Islas Baleares. Si nos centramos en la costa

peninsular, podemos observar como las áreas que soportan un mayor esfuerzo son el entorno del delta del Ebro, las aguas que envuelven el Cabo de la Nao y en la costa más occidental del mar de Alborán.

Evolución del esfuerzo pesquero a través de la serie histórica

El esfuerzo pesquero de la flota de arrastre a lo largo de las últimas dos décadas ha sufrido un descenso significativo debido a la reducción del número de barcos que faenan en el área de estudio, especialmente durante el periodo 2010 a 2018 (Fig. 2). Este descenso se explica por la baja rentabilidad de las pesquerías explotadas, lo que es debido tanto a la caída de las capturas comerciales como al incremento de los gastos asociados a la explotación de la pesquería.

El descenso en número de barcos tocó fondo en 2018, para mantenerse estable a partir de entonces. Sin embargo, la entrada en vigor en el 2020 del plan multianual para la pesca demersal en el Mediterráneo occidental (MAP), supuso un importante descenso del número de días de pesca asignados a cada embarcación de arrastre. Esta reducción se tradujo irremediablemente en una caída del esfuerzo pesquero de la flota de arrastre.

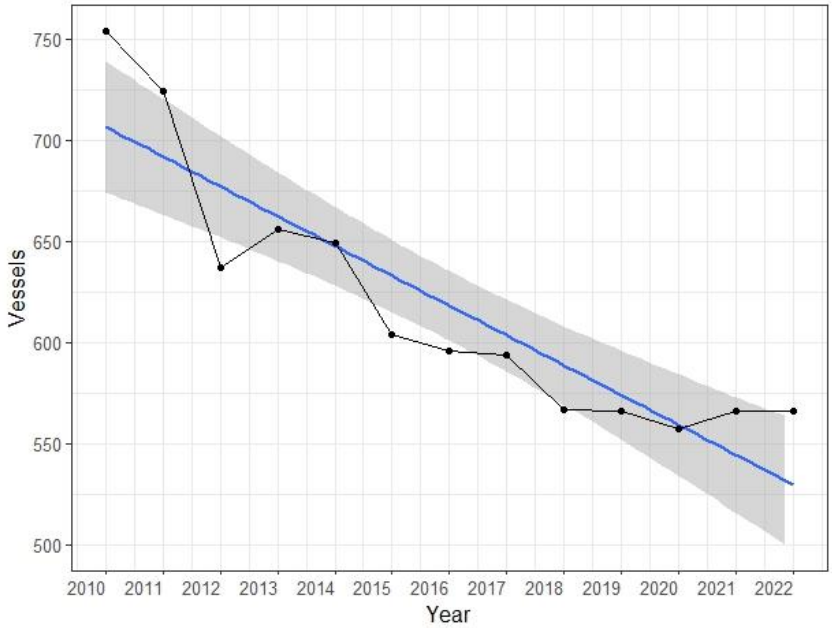


Fig. 2. *Evolución del número de barcos de la flota de arrastre en la zona de estudio para el periodo 2010-2022.*

En la figura 3 se puede comprobar como mayoritariamente la tendencia del esfuerzo de pesca en la flota de arrastre para el periodo de estudio fue decreciente. Tan sólo unas pocas cuadrículas muestran un ligero incremento del esfuerzo en la zona, especialmente en torno a las aguas alicantinas. El número de celdas con tendencia positiva es mayor cuando el esfuerzo se calcula utilizando como unidad las horas efectivas de arrastre, frente a cuando es la marea la empleada como unidad de esfuerzo.

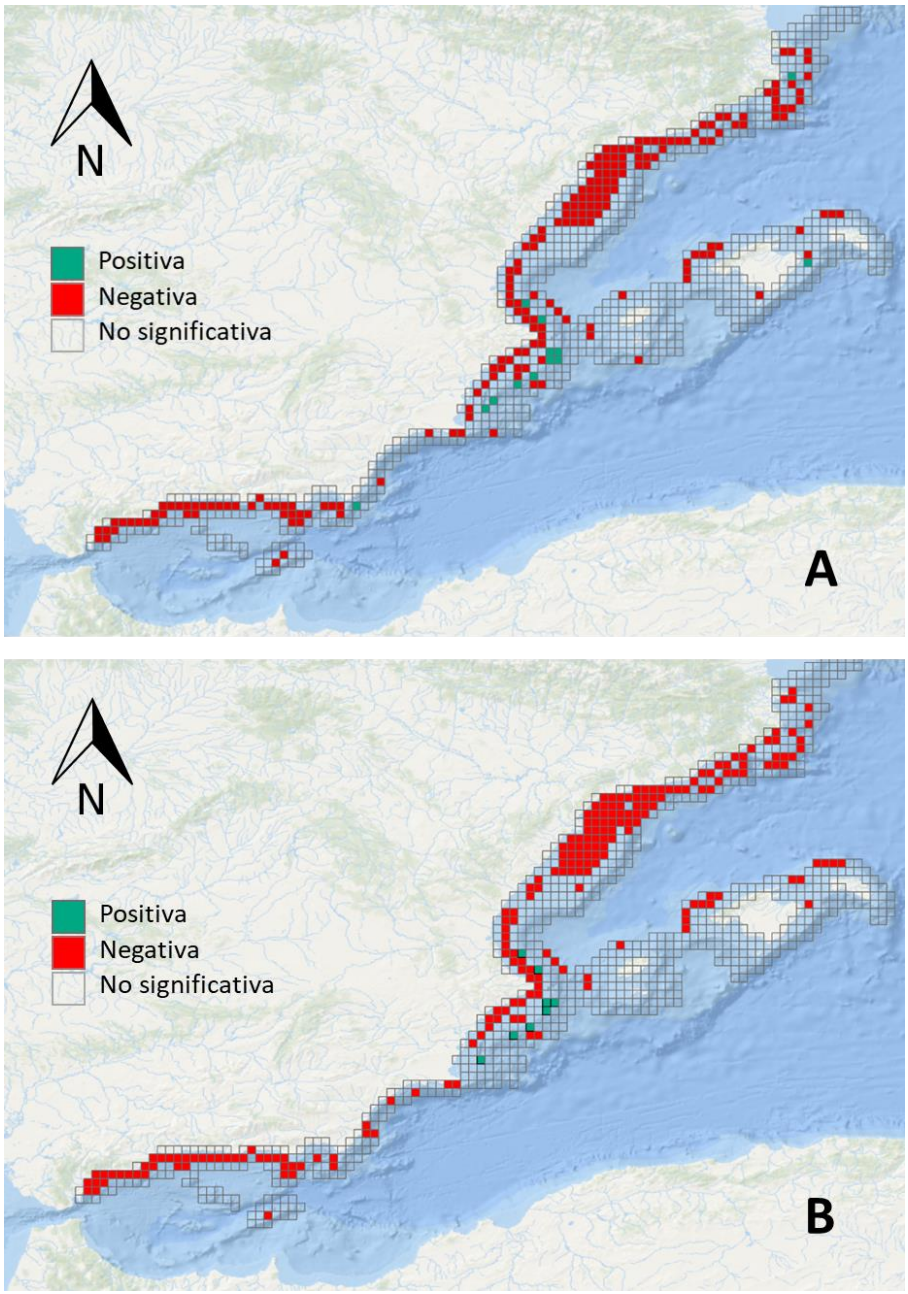


Fig. 3. *Tendencia del esfuerzo de pesca de la flota de arrastre en la zona de estudio para el periodo 2010-2021. (A): esfuerzo calculado como horas totales de arrastre; (B): esfuerzo calculado como días de pesca.*

Estrategias compensatorias del sector ante la reducción del esfuerzo previsto en el MAP

La fuerte reducción del número de mareas resultado de la aplicación del plan plurianual para la pesca demersal en el Mediterráneo occidental (MAP), ha empujado a los patrones de la flota de arrastre a adoptar estrategias dirigidas a minimizar los efectos de esta reducción normativa del esfuerzo. Las estrategias adoptadas podrían ser diferentes según la naturaleza de la pesquería y de las características de cada uno de los barcos. En cualquier caso, el objetivo final sería siempre mejorar la eficiencia de la jornada de pesca, bien reduciendo el consumo (por ejemplo, mediante

el uso de puertas voladoras), bien aumentando la superficie arrastrada (incrementando el número de horas de arrastre efectivo por marea).

Esta última parece ser una estrategia comúnmente utilizada por los patrones de pesca de arrastre. La consecuencia lógica de ello es el incremento progresivo de horas de arrastre por marea promedio desde principios de la serie histórica. Arrastrar más tiempo por marea supone aumentar la superficie arrastrada, y esto podría ser posible a través de diferentes planteamientos; retrasar la entrada en puerto, pescar más cerca del puerto de descarga o reducir el número de lances en cada marea, eliminando parte del tiempo dedicado a las maniobras de largada y virada del arte.

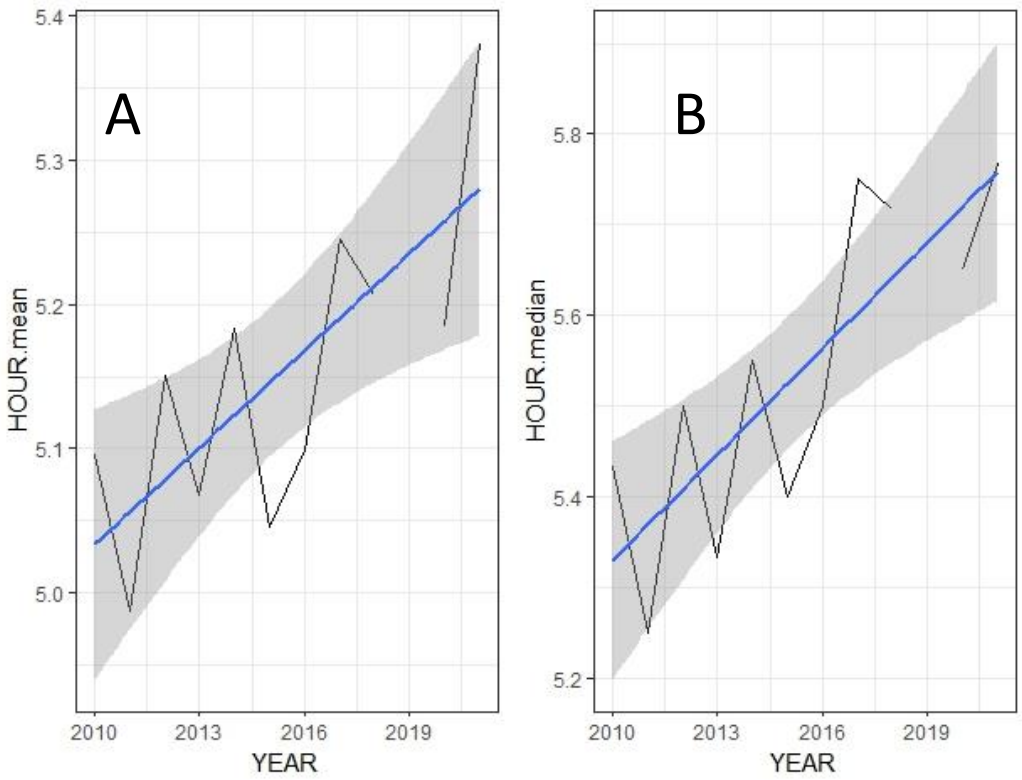


Fig. 4. *Evolución del número de horas de arrastre efectivo por marea promedio de la flota de arrastre en la zona de estudio para el periodo 2010-2021. (A): media; (B): mediana.*

Si como una estrategia de mejora de la eficiencia de pesca y como respuesta a la reducción del número de días de pesca asignados por embarcación, el número de horas de arrastre efectivo está aumentando de forma progresiva a lo largo de los años, los gestores deberían replantearse qué unidad de esfuerzo deberían utilizar como punto de partida para calcular la captura por unidad de esfuerzo. La marea podría suponer una medida fácil y cómoda del esfuerzo de pesca, pero menos realista que las horas efectivas de arrastre o incluso mejor, la superficie total arrastrada, teniendo en cuenta que la velocidad de arrastre puede variar significativamente según el barco e incluso incorporar dimensiones reales de la boca del arte. Se hace preciso revisar la unidad de esfuerzo a emplear en la flota de arrastre del Mediterráneo occidental.

La regulación a futuro de la pesca de anguilas en la Albufera de Valencia basada en datos científicos

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

Miguel Ángel Sánchez Isarria
Servicio de Caza y Pesca Consellería de Medi Ambient, Infraestructures i Territori

La anguila europea (*Anguilla anguilla*) es la especie pesquera emblemática en la Albufera de Valencia, que lleva capturándose de forma artesanal desde hace más de 750 años por las Comunidades de Pescadores de Catarroja, Silla y El Palmar, pero solo existen datos de esta última cofradía desde 1950 (Figura 1), salvo algunos datos puntuales de principios de siglo XX (Jover, 2022). Aunque las capturas se redujeron drásticamente a partir de los años 70 del pasado siglo, en la última década se ha producido un ligero incremento, sobre todo de las anguilas "maresas" o plateadas, mientras que las "pasturencas" o amarillas se han reducido claramente.

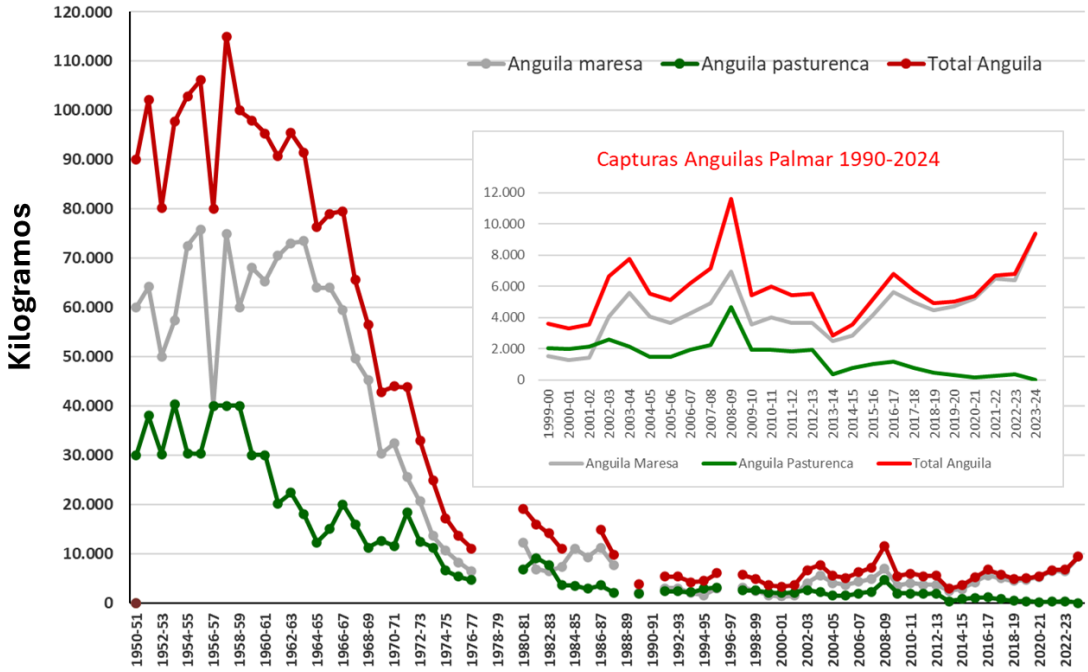


Figura 1. Capturas de anguila por la Comunidad de Pescadores de El Palmar durante el periodo 1950-2024 (Fuente: Comunidad de Pescadores de El Palmar)

En la actualidad, las capturas mensuales durante el periodo legal de pesca, de octubre a marzo, son máximas en los meses de diciembre y enero, mientas que, en octubre y abril, las capturas son mínimas (Tabla 1).

Tabla 1. Capturas mensuales medias durante las últimas tres campañas de pesca (2021-2014) en la Comunidad de Pescadores de El Palmar.

	OCTUBRE	NOVIEMBRE	DICIEMBRE	ENERO	FEBRERO	MARZO	ABRIL
Kilos	23	1174	1839	2098	1330	906	272
%	0,2	15,4	24,1	27,5	17,4	11,9	3,6

La pesca de la anguila en la Albufera de Valencia se regula por el *Plan de Gestión de la Anguila Europea en España* (2010) y por el Decreto 35/2013 de 22 de febrero del Consell, de Pesca Sostenible de la Anguila, pero protegida 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.

No obstante, el Reglamento (UE) 2023/194 del Consejo de 30 de enero de 2023, fijó en su artículo 13 las posibilidades de pesca de la anguila prohibiendo con carácter general su captura durante un periodo mínimo de seis meses, que en la caso del Mediterráneo, el periodo de veda obligatorio será del 1 enero al 31 marzo de 2023, y un periodo adicional de tres meses entre el 1 de abril y el 30 de noviembre de 2023, a determinar por cada estado miembro, que finalmente no se llevaron a cabo, así como tampoco la Recomendación GFCM/46/2023/16 de Noviembre, sobre el plan de manejo de la anguila Europea en el Mar Mediterráneo, que incluía un periodo de transición en 2024 contemplando la veda de seis meses, y un plan de manejo a largo plazo (2025-2029) en función de las recomendaciones del Comité Científico Consultivo de Pesca, que sería publicado en el año 2024.

Dichas normativas se basan en la asunción del mal estado poblacional de las anguilas, pero las capturas en el Mediterráneo se han incrementado en las últimas dos décadas (Ciccotti y Betulla, 2020), pasando de unas 400 toneladas en el periodo 1951-1.980, a 1996 toneladas en 2000-10, y 1.372 toneladas en el 2011-2020, siendo los principales países que pescan anguilas Egipto (33%), Francia (28%), Italia (10%), Turquía (10%) y Tunicia (9%).

En España, las capturas de anguila alcanzaron 50 toneladas en 2020, pero existen pocos datos científicos sobre las poblaciones, Barcala y col. (2022) en Murcia, y Gandolfi (1923), Asturiano y col. (2011) y Jover y col. (2018a) en la Albufera de Valencia.

Durante los últimos años se han llevado a cabo muestreos mensuales, de un total de 947, anguilas capturadas durante la época de pesca en la Comunidad de Pescadores El Palmar (Albufera de Valencia) a partir de los cuales se ha estudiado la frecuencia de tallas, apareciendo dos sub-poblaciones de diferente tamaño (Figura 2), con una moda en torno a los 35 cm las pequeñas, y 65 cm las grandes. Según Gandolfi (1923) todos los ejemplares con una longitud superior a 45 cm serían hembras, por lo que el 55% de las anguilas muestreadas serían hembras, y el 45% restante machos y hembras en proceso de crecimiento y maduración sexual.

Aunque todas las anguilas muestreadas fueron capturadas en los puestos de pesca fijos ("redolines"), ubicados en la parte oriental del Lago de la Albufera, cercanos a los canales de desagüe al mar (Jover y col. 2018b), no todos los ejemplares están sexualmente maduros y en condiciones de emigrar al mar para iniciar sus procesos reproductivos.

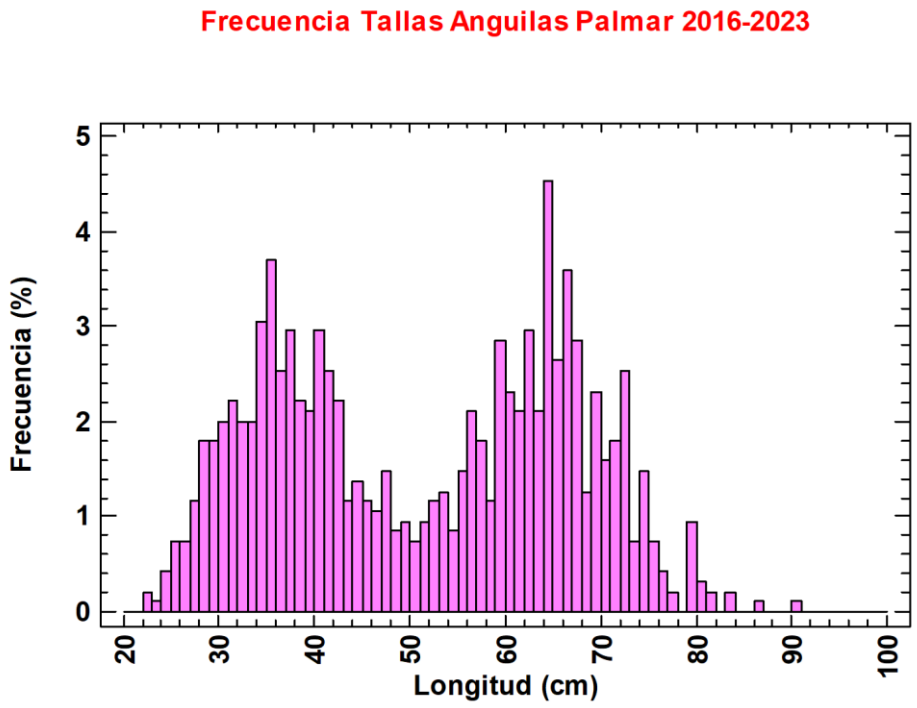


Figura 2. Frecuencia de longitudes de las anguilas capturadas por la Comunidad de Pescadores de El Palmar en el periodo 2016-2023.

La aplicación de la normativa de veda propuesta por el Comité Científico Consultivo de Pesca, prohibiendo la pesca en el periodo de enero a marzo, significaría una reducción de las capturas del 58%, muy superior al objetivo de asegurar un escape del 40%, que no es seguro que se produjera por el estado de maduración de las anguilas, y supondría un perjuicio innecesario a los pescadores. Permitiendo la pesca durante los meses de noviembre a enero, las capturas serían del 67% y si el periodo de pesca fuera de noviembre a febrero, las capturas supondrían un 84% de las actuales.

Por todo ello, una posible solución sería llevar a cabo una veda no temporal, sino de tallas, de forma que se fije una talla máxima de captura para asegurar el escape de las anguilas hembras más grandes, y en principio con más capacidad de sobrevivir y reproducirse. A partir de las anguilas muestreadas se ha establecido una relación entre la biomasa de anguilas acumuladas en función de las longitudes (Figura 3) pudiéndose establecer una talla de 67 cm para asegurar el escape del 40%. Además, habría que fijar una talla mínima de captura para asegurar que los machos puedan también escapar, que sería de 46 cm, lo que supone una biomasa del 13%, que habría que descontar del 40% de hembras, lo que llevaría a una talla máxima de 70 cm para asegurar un escape del 30%, quedando las anguilas pescables en el intervalo de 46 cm (175 g) y 70 cm (675 g). El resto de las anguilas maresas o plateadas capturadas deberían ser marcadas y devueltas al mar.

Por otra parte, no existen datos de escapes de anguilas al mar, ni durante la época de pesca ni durante el resto del año, por lo que la limitación del 40% de las capturas únicamente durante la campaña pesquera debería revisarse en función de los escapes reales, que requeriría de capturas experimentales a lo largo de todo el año.

Finalmente, considerando que durante las últimas décadas los impactos antropogénicos han causado un terrible daño a la pesca artesanal de la anguila de los pescadores de la Albufera, y que una nueva limitación de las capturas sin base científica, podría suponer el final de la

actividad pesquera, las autoridades europeas deberían replantearse las normativas de veda, y las nacionales y autonómicas deberían articular medidas compensatorias para reducir el perjuicio económico, a la vez que financiar estudios científicos para conocer el estado de la población de la anguila y poder optimizar su gestión y conservación.

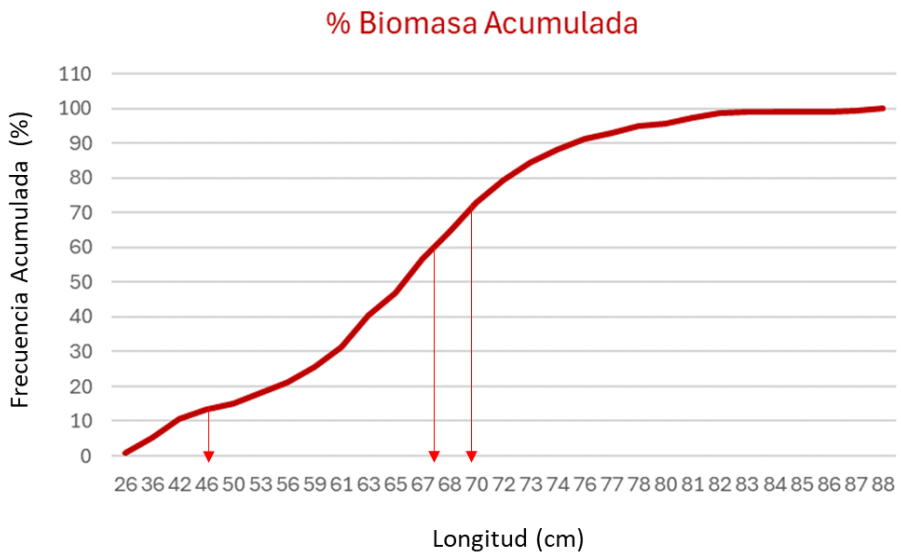


Figura 3. Frecuencia acumulada de biomasa en función de la longitud de las anguilas capturadas en El Palmar en el periodo 2016-2023.

Referencias

ASTURIANO, J.F., MAZZEO, I., GALLEGO, V., CICCOTTI, E., PÉREZ, L., & Capoccioni, F. (2011). Estimación de la edad en que las hembras de anguila (*A. anguilla*) de la Albufera de Valencia realizan su migración reproductiva. *Libro de Resúmenes XIII Congreso Nacional de Acuicultura*, Castelldefels (Barcelona), 267-268.

CICCIOTI, E. y BETULLA, E. *European eel in the Mediterranean Sea. Outcomues of the CFCM Research Programme*. F.A.O. ROMA. 2020.

GANDOLFI, A. (1923). *Investigaciones sobre la edad y crecimiento de la anguila en la Albufera de Valencia*. Anales del Instituto General Técnico de Valencia. Trabajo de Laboratorio de Hidrobiología Española, 12: 1-117.

JOVER, M. y col. *Weight-length relationship of European eels along fishing period 2016-2017 in Albufera Lagoon*. SIBIC Congres. 2018.

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

JOVER, M. *La pesca de la anguila en la Albufera de Valencia. Foro de Pesca. Sant Carles de la Rápita*. XIII Reunión del Foro Científico sobre la Pesca Española en el Mediterráneo. La Rápita (Tarragona). 2022.

Análisis económico del sector pesquero en el Mediterráneo: el caso de la Comunidad Valenciana

Begoña Fuster; Adelaida Lillo-Bañuls; Fernando Merino y Jorge Mora

1.-Introducción

El sector pesquero valenciano, más allá de su porcentaje en el PIB, es un sector esencial por su valor estratégico, no solo por su importancia alimentaria en nuestra dieta, sino también por su tradición, arraigo en las poblaciones costeras de la Comunidad Valenciana, en su gastronomía y su capacidad de contribuir a una estrategia alimentaria de proximidad que, en muchos casos, resulta más sostenible.

En los últimos años y concretamente desde 2020 en que comienza a aplicarse en España el Plan demersal, propuesto por la Unión Europea (UE) para la pesca en el Mediterráneo Occidental, las capturas se han ido reduciendo y, por consiguiente, los ingresos para este sector. Este Plan ha afectado principalmente a la flota de arrastre en el periodo 2020-2024.

Pero este no es el único problema al que se enfrenta el sector pesquero valenciano. Además, cabe destacar una alta reglamentación por parte de las autoridades europeas, españolas y de la propia comunidad autónoma, no solo para la flota de arrastre sino también para otras modalidades pesqueras (aunque como hemos señalado la de arrastre es la más afectada). El sector pesquero tiene ahora mismo un futuro incierto por cuestiones diversas que aparecen como vientos en contra para su supervivencia y la obtención de rentabilidades admisibles, tanto económicas como sociales.

2.-Las capturas pesqueras de la Comunidad Valenciana

En 2022 las capturas pesqueras de la Comunidad Valenciana ascendieron a 17.233 toneladas con un valor total de 86,8 millones de euros. A nivel provincial, destaca Alicante con el 58,6% de las toneladas y el 62,5% del valor monetario de las capturas regionales, seguida de Castellón con el 33% del peso y el 27,4% del valor, siendo Valencia la provincia menos representativa con el 8,4% de las toneladas y el 10,1% de la facturación (Tabla 1).

Los puertos más relevantes por volumen de pesca son Torrevieja, Castellón de La Plana y Santa Pola, con el 15,1%, 14,3% y 14%, respectivamente, de las capturas de la Comunidad Valenciana, acumulando el 43,4% del total. En términos monetarios, el orden de importancia de los puertos varía debido a las diferentes cotizaciones de las especies capturadas en los mismos. Atendiendo a la facturación, destaca Santa Pola, con el 22,9% del total de la facturación, seguido de Castellón de La Plana (10,3%) y Villajoyosa (9,5%), que acumulan conjuntamente el 42,7% del valor total de la pesca desembarcada en la Comunidad Valenciana. Santa Pola es el puerto con una mayor cifra de facturación, dado que el precio medio de sus capturas (8,2 €/kg) supera notablemente al de los puertos que ocupan las primeras posiciones en términos de volumen de capturas (3,65 €/kg, Castellón de La Plana y 2,13 €/kg, Torrevieja). En el caso concreto de Torrevieja, la pesca predominante es el pescado azul, como sardina y boquerón, especies de bajo valor económico, lo que explica que este puerto, aunque ocupa la primera posición en volumen de capturas no encabeza la clasificación por facturación (Tabla 1).

La principal especie desembarcada en 2022 en la Comunidad Valenciana es el boquerón, con el 30,89% del peso total de capturas, seguida a distancia por la sardina (8,37%), ambas capturadas mayoritariamente por la flota de cerco. Le siguen en importancia la gamba blanca (5,38%), el salmonete de fango (4,30%) y la merluza (4,07%). Estas cinco especies acumulan más de la mitad de las toneladas capturadas y proceden principalmente de los puertos alicantinos, a excepción

del salmonete de fango, cuyos desembarcos en la provincia de Castellón alcanzan el 49,1% del total.

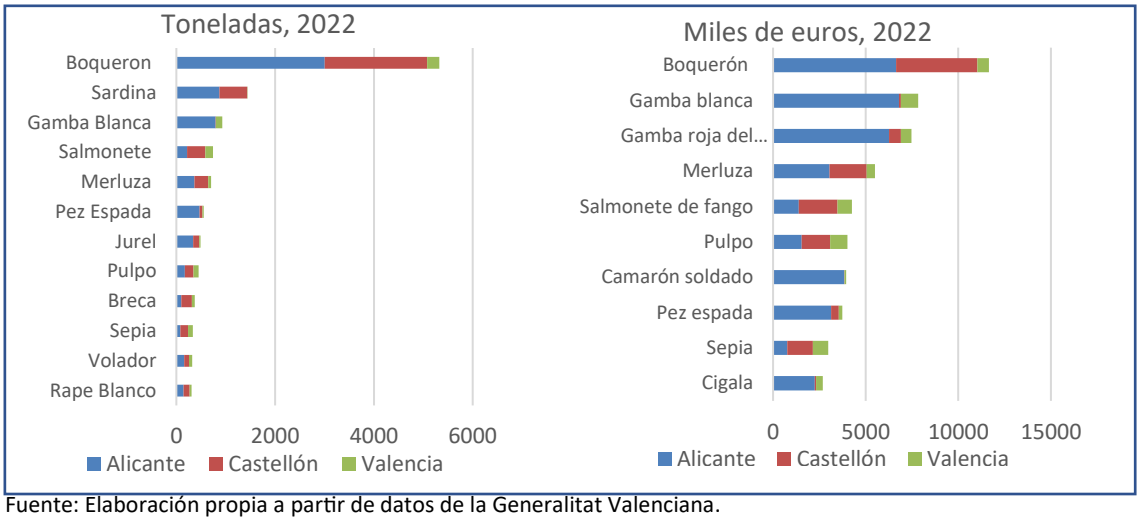
Tabla 1. Capturas pesqueras desembarcadas en la Comunidad Valenciana, 2022

Puertos	Volumen		Valor		Precio medio
	Toneladas	(%)	Miles €	%	Euro/kg
Santa Pola	2.415,6	14,0	19.864,3	22,9	8,22
Villajoyosa	1.218,6	7,1	8.266,9	9,5	6,78
Calpe	819,1	4,8	5.757,6	6,6	7,03
Torrevieja	2.595,7	15,1	5.525,4	6,4	2,13
Jávea	1.324,5	7,7	4.922,0	5,7	3,72
Altea	938,0	5,4	4.440,9	5,1	4,73
Dénia	392,7	2,3	4.189,6	4,8	10,67
Alicante	377,9	2,2	1.063,3	1,2	2,81
Moraira	6,3	0,0	81,9	0,1	13,07
El Campello	6,0	0,0	54,6	0,1	9,12
Guardamar Del Segura	4,6	0,0	34,1	0,0	7,36
Provincia Alicante	10.099,0	58,6	54.200,6	62,5	5,37
Castellón de La Plana	2.460,9	14,3	8.972,7	10,3	3,65
Burriana	1.171,4	6,8	4.265,4	4,9	3,64
Vinaròs	831,7	4,8	3.971,6	4,6	4,78
Peñíscola	690,7	4,0	3.664,1	4,2	5,31
Benicarló	525,9	3,1	2.910,6	3,4	5,54
Provincia Castellón	5.680,5	33,0	23.784,4	27,4	4,19
Cullera	570,6	3,3	3.457,7	4,0	6,06
Gandia	541,6	3,1	2.887,3	3,3	5,33
València	285,7	1,7	2.033,4	2,3	7,12
Sagunto	55,9	0,3	425,6	0,5	7,61
Provincia Valencia	1.453,8	8,4	8.804,0	10,1	6,06
Comunidad Valenciana	**17.233,4**	**100,0**	**86.789,0**	**100,0**	**5,04**

Fuente: Elaboración propia a partir de datos de la Generalitat Valenciana.

Si se atiende al valor económico, el orden varía debido a las diferentes cotizaciones que tienen las especies en el mercado. Por facturación, destacan las capturas de boquerón (14,4%), gamba blanca (9,6%) y gamba roja del Mediterráneo (9,2%), seguidas de merluza (6,8%) y salmonete de fango (5,3%). En conjunto, estas cinco especies representan el 45,3% de la facturación, siendo, de nuevo, los puertos de la provincia alicantina los más representativos en la captura de estas especies, a excepción del salmonete de fango, que es Castellón (Gráfico 1).

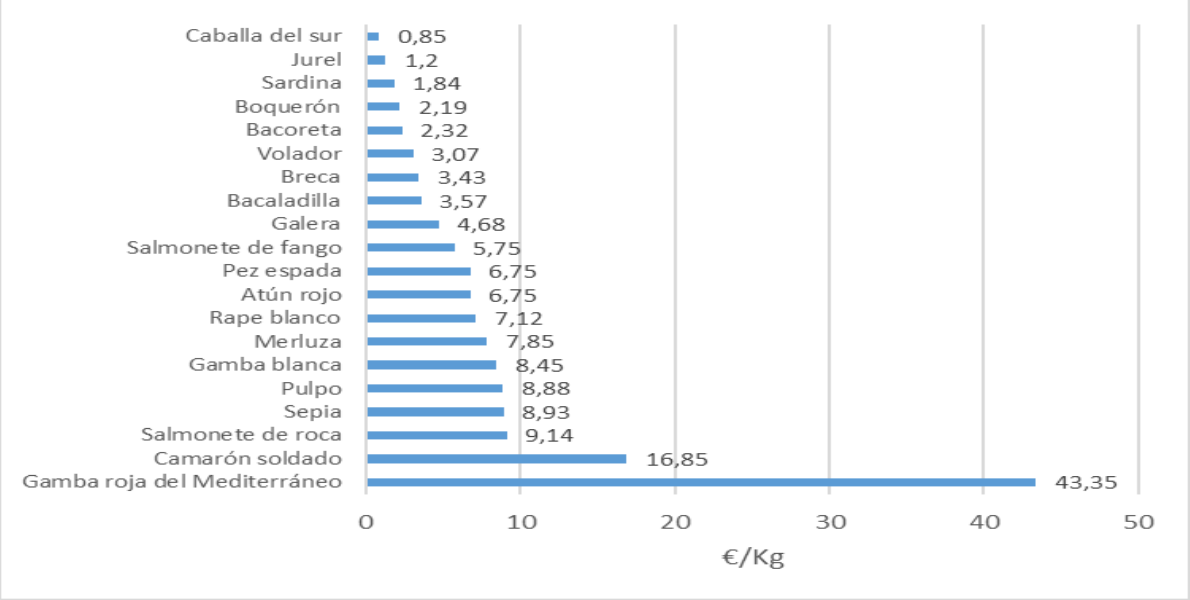
Gráfico 1. Principales especies capturadas en la Comunidad Valenciana, 2022



Fuente: Elaboración propia a partir de datos de la Generalitat Valenciana.

En cuanto al precio de las principales especies desembarcadas, la de mayor cotización en el mercado es la gamba roja del Mediterráneo, con un precio medio en 2022 de 43,35 euros/kg, seguida a distancia del camarón soldado (16,85 €/kg), el salmonete de roca (9,14 €/kg), la sepia (8,93 €/kg), el pulpo (8,88 €/kg) y la gamba blanca (8,45 €/kg). Estas especies se desembarcan principalmente en los puertos alicantinos, a excepción de la sepia y el pulpo, cuyos principales desembarcos tienen lugar en la provincia de Castellón (Gráfico 2).

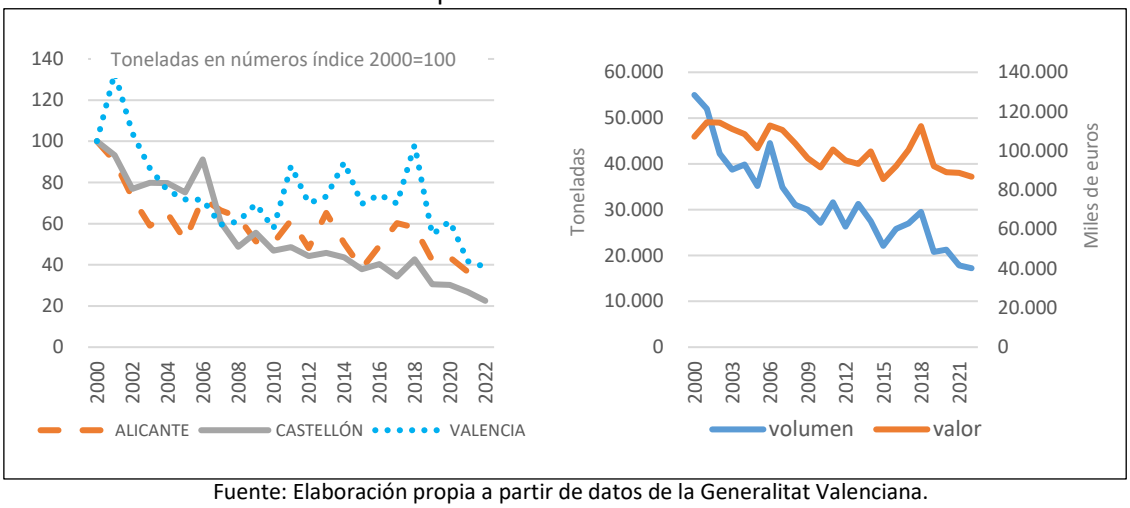
Gráfico 2. Precio medio de las 20 principales especies desembarcadas en puertos de la Comunidad Valenciana, 2022



Fuente: Elaboración propia a partir de datos de la Generalitat Valenciana.

Las capturas de pesca marítima en la Comunidad Valenciana han presentado una tendencia decreciente como se puede ver en el Gráfico 3. Entre 2000 y 2022 experimentan un descenso superior a las 37.800 toneladas, a una tasa de variación media anual de -5,14% acompañada de una caída en la facturación de 20,5 millones de euros (-0,96%). Esta tendencia descendente es extensible a las tres provincias, especialmente importante en Castellón, seguida de Alicante y Valencia, con caídas de 19.556 (-6,55%), 15.979 (-4,22%) y 2.277 (-4,19%) toneladas, respectivamente.

Gráfico 3. Evolución de las capturas desembarcadas en la Comunidad Valenciana



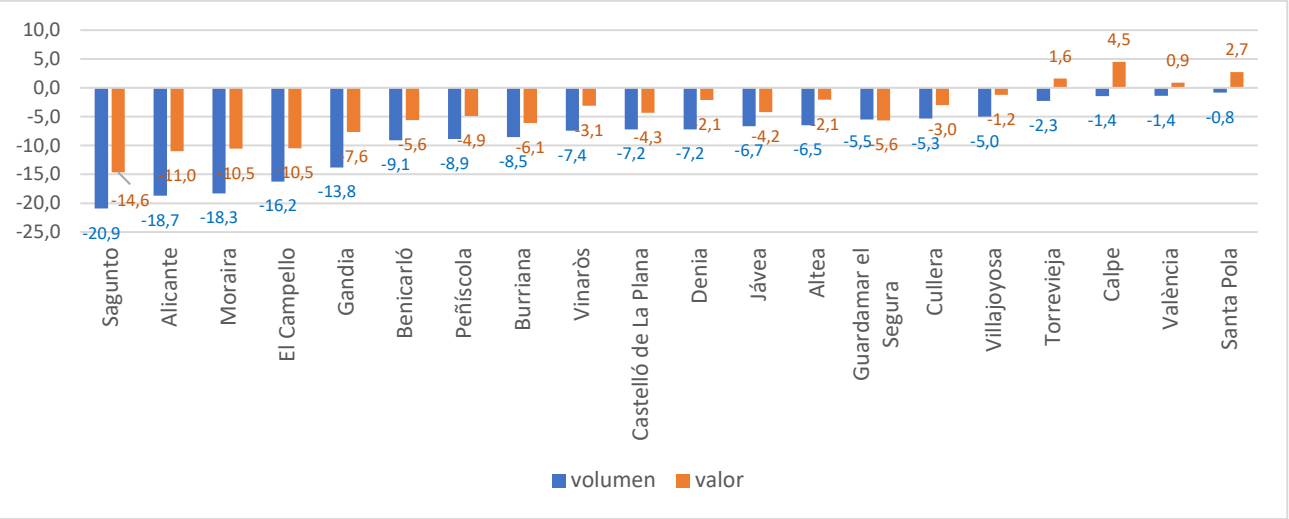
Fuente: Elaboración propia a partir de datos de la Generalitat Valenciana.

En el análisis de los puertos, se observa que todos registran un descenso en el volumen de capturas, siendo más acentuadlo en los puertos de Sagunto, con una caída media anual entre 2014 y 2022 del -20,9%, seguido de Alicante (-18,7%) y Moraira (-18,3%). En relación con el valor económico, solo cuatro puertos han aumentado el valor de las capturas en este periodo, Calpe (4,5% media anual), Santa Pola (2,7%), Torrevieja (1,6%) y Valencia (0,9%). El resto han reducido su facturación (Gráfico 4).

En lo que se refiere a la evolución de las capturas por especie, aunque la tendencia general es descendente, se observa una evolución dispar entre las cinco principales especies por volumen desembarcado. Mientras que las capturas de boquerón y sardina, que representan conjuntamente casi el 40% de la producción pesquera, han registrado desde 2014 un notable descenso de alrededor de unas 2000 toneladas cada especie, con tasas de variación medias anuales del -3,9% y -11%, respectivamente, la tercera especie en importancia, la gamba blanca, ha aumentado su volumen de capturas en más de 800 toneladas (31,1% media anual). En el caso de los salmonetes y la merluza, cuarta y quinta especie del ranking, la cantidad desembarcada se ha reducido en 106 toneladas (-1,3% media anual) y 620 toneladas (-7,6%), respectivamente.

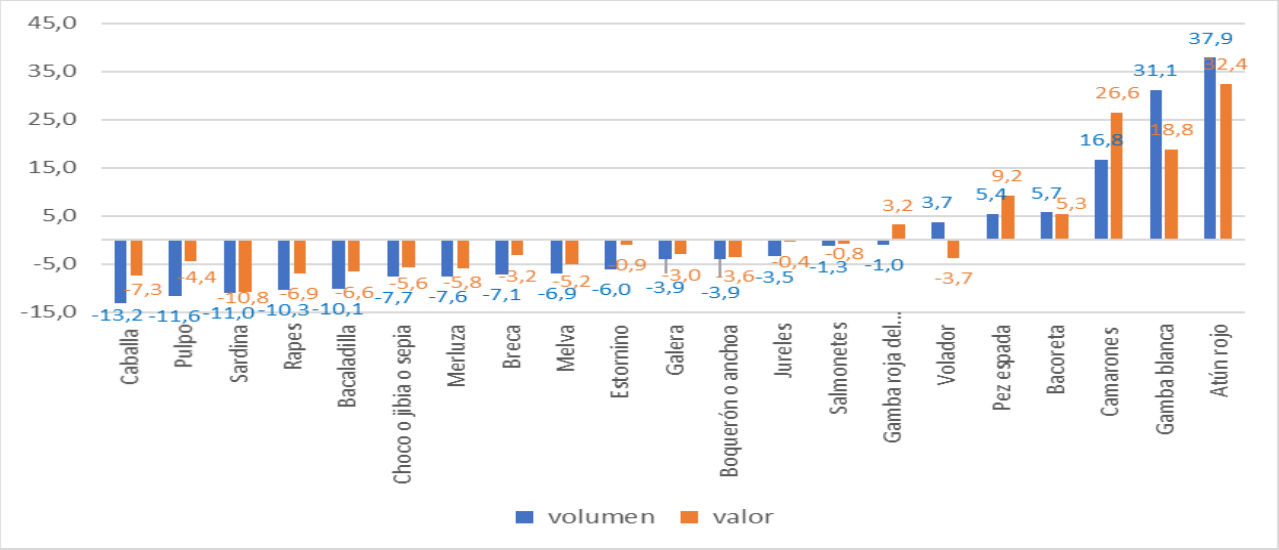
En términos económicos, la facturación de boquerón, principal especie en la facturación pesquera de la Com. Valenciana, se ha reducido desde 2014 en 4 millones de euros, a una tasa de variación media anual del -3,6%. Asimismo, la merluza ha reducido el valor de sus capturas en 3,4 millones de euros (- 5,8%) y, en menor medida, el salmonete (pérdida de 400.000 euros, el -0,8%). Esta tendencia contrasta con la de las otras dos especies más representativas de la pesca valenciana, la gamba blanca y la gamba roja del Mediterráneo. Mientras que la primera ha aumentado tanto el volumen como la facturación (cerca de 6 millones de euros, un 18,8% media anual), la segunda ha aumentado su facturación en 1,7 millones de euros (3,2% media anual), a pesar que haber reducido el volumen de capturas (Gráfico 5).

Gráfico 4. Variación porcentual media anual de la pesca desembarcada por puertos, 2014-2022



Nota: Los puertos están ordenados de menor a mayor crecimiento porcentual de las toneladas capturadas. Los datos de Alicante y Guardamar del Segura corresponden al periodo 2017-22 por falta de información estadística.
Fuente: elaboración propia a partir de datos de la Generalitat Valenciana.

Gráfico 5. Variación porcentual media anual de las 20 principales especies desembarcadas, 2014-2022



NOTA: Debido a la falta de disponibilidad estadística, la tasa de variación media anual de la especie *volador* se ha calculado para el periodo 2019-2022 y la del *atún rojo* para el periodo 2016-2022.
Fuente: elaboración propia a partir de datos de la Generalitat Valenciana.

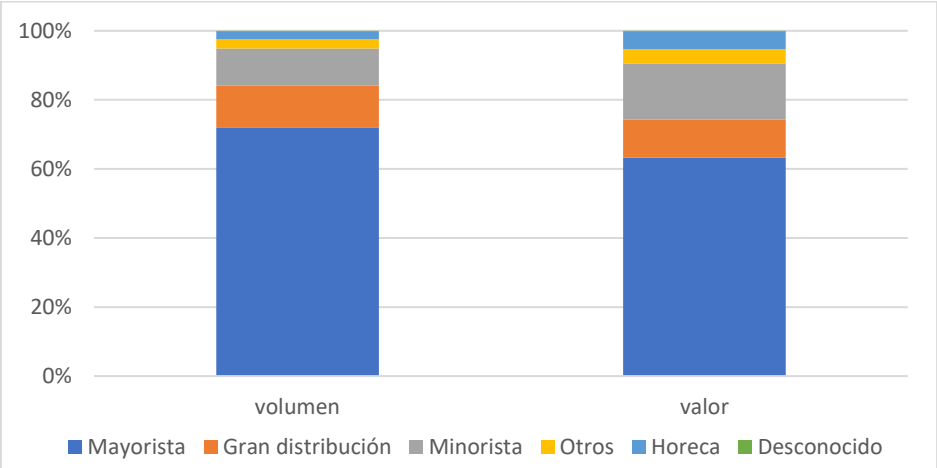
3.-Análisis cuantitativo de la distribución de primera venta

La información de este apartado está extraída del trabajo de Ortega et al. (2023) que analiza la primera venta en las lonjas de la Comunidad Valenciana con datos de 2021. Siguiendo este trabajo, la demanda de pesca marítima se ha clasificado en grandes canales de compra: mayoristas, que incluyen el comercio al por mayor de pescados y mariscos y otros productos alimenticios (CNAE 4638); minoristas, que incluye pescaderías independientes (CNAE 4723); gran distribución (CNAE 4711 y 4719), donde destacan grandes distribuidores como Mercadona, Carrefour, etc.; HORECA, que es un acrónimo de Hoteles, Restaurantes y Caterings; otros; y desconocidos.

El canal más importante para la venta en las lonjas de la Comunidad Valenciana es el canal mayorista con el 72% de la distribución comercial en volumen de capturas y el 56% atendiendo

al valor de venta, seguido de los grandes distribuidores (12,2%, 9,7%, respectivamente) y del canal minorista (10,8% y 14,3, respectivamente) (Gráfico 6).

Gráfico 6. Distribución porcentual de las capturas por canales de venta



Fuente: Ortega et al. (2023)

Un rasgo que caracteriza a la demanda de primera venta de las lonjas de la Comunidad Valenciana es su elevado grado de concentración, tanto en términos de volumen como de facturación. Los diez principales compradores concentran el 50% del volumen de las ventas. Asimismo, en términos de facturación, acumulan el 35% de las mismas (Tabla 2).

En lo que respecta a la primera venta de pescado en las lonjas, la demanda está caracterizada por una situación en la que un número muy pequeño de compradores adquieren un porcentaje muy importante del total. Ello les permite ejercer un cierto poder de mercado frente a una oferta amplia y descoordinada. El hecho de que estos grandes compradores actúen simultáneamente en varias lonjas, mientras que los vendedores actúen de forma independiente supone una asimetría adicional que refuerza dicho poder de mercado. El sistema de venta por subasta a la baja permite a los grandes compradores hacerse con el producto que les interesa a precios más altos de lo que los pequeños compradores pueden llegar a pagar. Como consecuencia, este producto desaparece de los mercados de proximidad (mercados de abastos y pescaderías de pueblos y ciudades) que es a donde los minoristas llevan sus productos, generando nuevos hábitos de compra entre los consumidores cuya incidencia en el consumo no debe desdeñarse.

Los mayoristas son los que absorben la mayor parte de la distribución comercial tanto en volumen de capturas como en facturación de la primera venta en las lonjas valencianas, seguido de los grandes distribuidores y del canal minorista. Por tanto, una importante característica que afecta a la demanda de primera venta de las lonjas de la Comunidad Valenciana es su elevado grado de concentración en la compra, tanto en términos de volumen como de facturación. Los diez principales compradores concentran el 50% del volumen de las ventas y el 35% de la facturación (Tabla 2). Esta circunstancia afecta mucho a la estructura del mercado en primera venta, que entendemos que se aproxima al oligopsonio ya que unos pocos compradores del producto tienen mucho poder de mercado al conseguir las cantidades de producto pesquero que quieren para abastecer sus negocios, prácticamente al precio que ellos quieren adquirirlo.

La estructura del mercado de comercialización del pescado, desde las lonjas al consumidor resulta, se sintetiza en la Figura 1. Como se puede ver, resulta especialmente compleja pues existen canales alternativos, si bien los agentes que intervienen en cada uno de ellos son muy diferentes y se ven condicionados por factores muy diversos. Además, algunos de ellos tienen un poder de mercado importante en la primera compra lo que afecta tanto al resto de compradores en dicho mercado, como al consumidor final. Ante esta estructura de mercado,

parece necesario desarrollar y aplicar estrategias que permitan reequilibrar el poder de compradores y vendedores, aumentando el número compradores en lonja para poder reducir el poder de mercado de los mayoristas y la gran distribución.

Tabla 2. Porcentaje acumulado de los 10 principales compradores por volumen de venta y por facturación

	Volumen	Valor
1	12,4	9,7
2	22,2	17,0
3	29,4	20,2
4	33,2	22,9
5	36,7	25,0
6	40,0	27,2
7	42,6	29,3
8	45,2	31,1
9	47,7	32,9
10	49,7	34,6

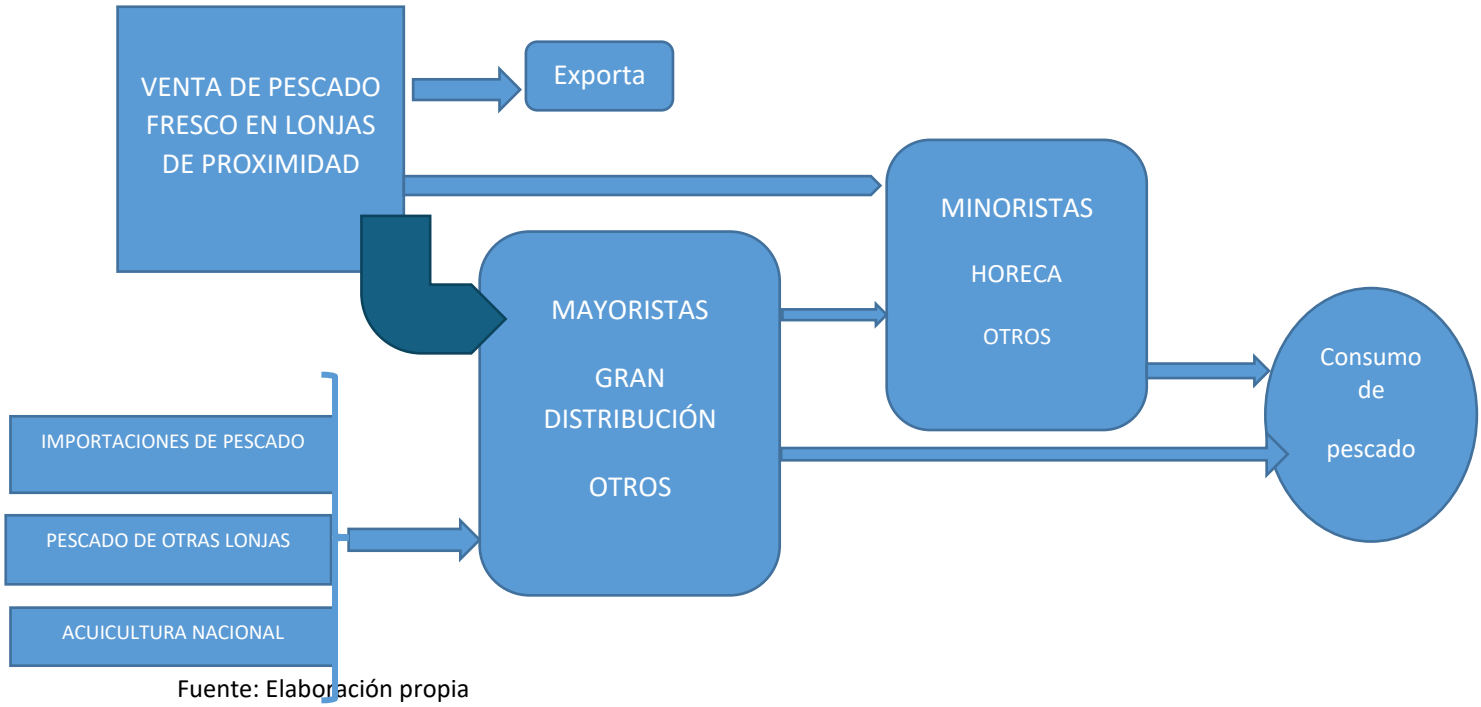
Fuente: Ortega et al. (2023)

El mercado de pescado fresco se abastece de varios oferentes, por un lado, el pescado fresco de lonja de proximidad de mayor calidad y frescura que mayoritariamente adquieren los mayoristas y grandes distribuidores. Por otro lado, también se abastece del pescado fresco importado (salvaje o de piscifactorías extranjeras), de otras lonjas nacionales diferentes a las de proximidad (pescado de lonja andaluz, gallego, vasco, catalán…), así como también del pescado de acuicultura valenciano y de otras comunidades autónomas españolas. Solo una pequeña parte de pescado fresco vendido en lonja se exporta, lo que hace de este segmento del mercado una parte marginal del mismo.

Si consideramos todo el mercado de pescado fresco valenciano, tenemos muchos compradores y muchos vendedores. Pero ni el producto es homogéneo (hay muchos tipos de pescados, mariscos y moluscos con diferente precio y cantidad) ni tampoco existe información perfecta del mercado. En cada lonja el precio del producto variará probablemente en función de la cantidad de pescado y los tipos de pescado que entren cada día. Además, estos productos de pescado fresco de proximidad tienen un elemento de diferenciación importante, ya que son mucho más apreciados por los consumidores, por lo que debería transmitirse con claridad a los consumidores de pescado que se trata de producto fresco de lonjas próximas, lo que implica mayor calidad del producto. Por ello, es tan importante señalizar la venta de este producto como producto fresco de proximidad (del mar a la mesa, pescado de Lonja, etc.), por ejemplo, simplemente indicando al consumidor claramente su origen y día de captura.

Adicionalmente está el pescado de otras lonjas nacionales no valencianas, que también es apreciado y que incluye variedades de pescado que no se ofertan en las lonjas de la Comunidad. Valenciana.

Figura 1. Estructura del mercado de pescado fresco valenciano



Fuente: Elaboración propia

El mercado de pescado fresco es muy complejo y depende de muchos factores. Es cierto que se podrían analizar de qué forma se podría aumentar el precio del pescado fresco salvaje en primera venta (venta online u otros canales incluso en segunda venta) y también apostar por las marcas registradas, de denominación de origen, señalización del origen del pescado ante el consumidor final que de algún modo diferenciara los productos. De lograrse, se conseguiría que el mercado del producto fresco de pescado reequilibrara el poder de mercado que ahora tienen los demandantes, al introducir elementos más próximos a la competencia monopolística.

Rentabilidad del sector pesquero valenciano

El elemento clave que determina la supervivencia de la actividad económica en un sector productivo es que las empresas de este puedan resultar rentables. Si bien situaciones coyunturales pueden explicar situaciones de pérdidas económicas, sólo si las empresas obtienen rendimientos que proporcionen una rentabilidad (ajustada por el riesgo) por las inversiones realizadas a sus propietarios éstas podrán mantenerse en el medio-largo plazo.

Para conocer este elemento fundamental de la salud del sector, se ha realizado un estudio de la situación económico-financiera de todas las empresas del sector activas en cada año. Para ello, se ha partido de la información recogida en los registros mercantiles referidas a las empresas del sector pesquero (CNAE 0311 – Pesca marina) con sede en la Com. Valenciana. Esta delimitación implica una serie de condicionantes que es necesario recordar: En primer lugar, se refiere a la actividad global de las empresas cuya actividad principal se enmarca dentro del mencionado código de la CNAE. Es decir que si estas empresas realizan algún otro tipo de actividad económica (p.ej. comercialización, tareas de mantenimiento o apoyo técnico para otras empresas, etc) los resultados económicos derivados de las mismas quedan englobados

dentro de los datos recogidos. De la misma forma, no debe concluirse que los resultados económicos de la actividad pesquera realizada por estas empresas respondan a la situación biológica de las aguas costeras de la Comunidad Valenciana, en la medida en que las embarcaciones de estas empresas pueden faenar en otras zonas, así como embarcaciones de empresas con sede en otras zonas pueden estar realizando actividades pesqueras que resulten económicamente rentables en las aguas costeras de la Comunidad Valenciana. Finalmente, hay que señalar que el análisis parte de la información depositada en el Registro Mercantil y que aquellas empresas que por su naturaleza jurídica no tuvieran obligación de depositar sus cuentas (pocas) o aquellas que no lo hubieran hecho, quedarían excluidas del análisis.

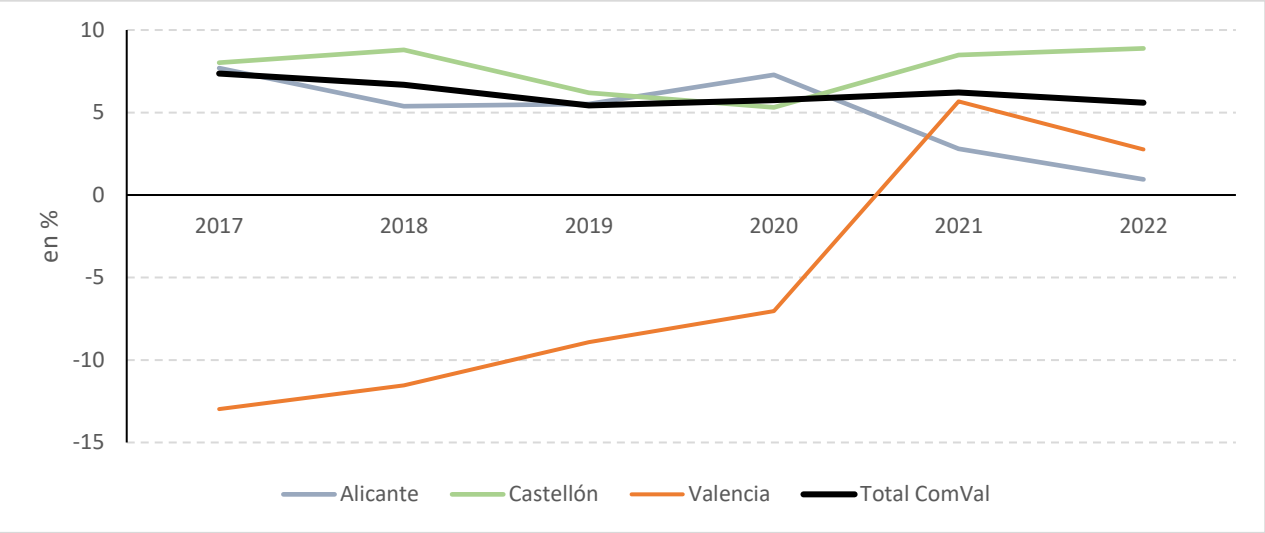
El Gráfico 7 recoge la evolución de la rentabilidad económica de las empresas a lo largo del quinquenio 2017-2022. Como se puede observar, muestra una tendencia descendente, con una caída de casi 1,75 puntos porcentuales en estos años. Esta evolución responde, como es natural debido al gran porcentaje de empresas que tienen en la provincia de Alicante su sede, a la evolución de las empresas de esta provincia. La evolución de las empresas de la provincia de Valencia, si bien muestra un patrón muy positivo, se debe únicamente a la situación de dos empresas que son las únicas que han reportado información. Mientras, las empresas de la provincia de Castellón, aunque más numerosas, muestran una senda estable.

Un elemento que hay que destacar es que los años de mayor incidencia de la pandemia de COVID19, no tuvieron una especial incidencia en la rentabilidad de las empresas del sector con valores medios semejantes a los del todo el periodo. Este resultado es especialmente destacable en la medida en que una gran parte del mercado (el sector restauración) sí que vio reducirse notablemente sus cifras de negocio. El hecho de que, además, una parte del consumo de este segmento mercado esté ligado al turismo, que esos años experimentó una reducción muy importante en la llegada de turistas), indica que las empresas del sector fueron capaces, en términos de rentabilidad, de encontrar medios alternativos que les permitieran mantener sus niveles de rentabilidad.

En el Gráfico 8 se recoge la evolución de la rentabilidad sobre los recursos propios de las empresas. En este indicador la situación muestra un perfil también descendente, aunque mucho más acusado que en la rentabilidad económica, hasta situarse en 2022 en valores poco superiores al 2,5%. Este decrecimiento se debe, en gran medida, al importante crecimiento de los fondos propios (de media en el total de la Comunidad Valenciana un aumento del 30,9% en estos cinco años)

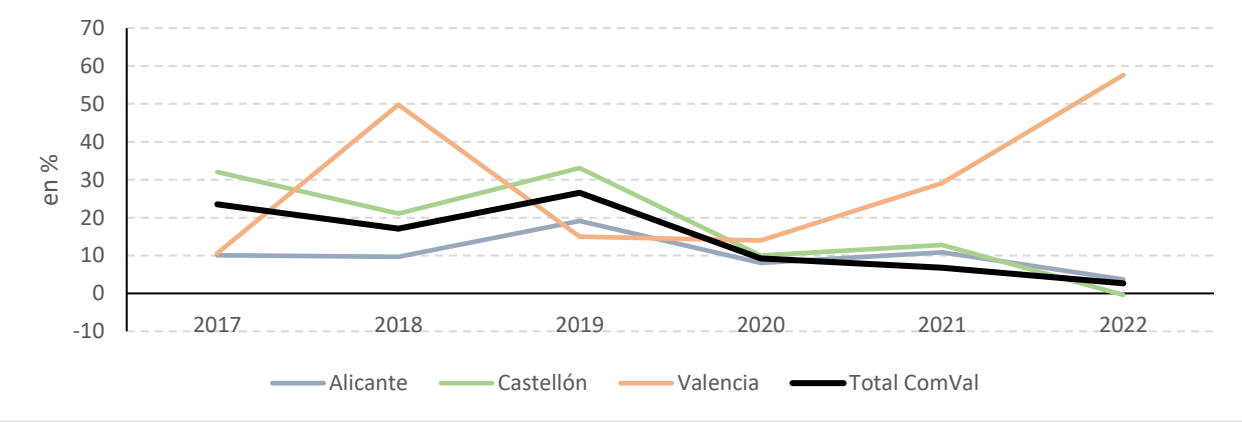
Un elemento complementario sobre la evolución de la situación económico-financiera de las empresas viene dado por el margen de beneficios sobre las ventas. A la hora de analizar esta variable, es preciso tener en cuenta que ciertas operaciones pueden generar márgenes muy grandes por lo que los valores medios quedan distorsionados. Por ello, parece que un análisis de la distribución completa de los valores observados puede dar una idea más aproximada de la situación de las empresas del sector. Como se puede ver en el gráfico 9, cada vez son más las empresas que tienen márgenes de beneficios bajos, en incluso negativos. En 2017 no llegaba al 20% las empresas que tenían un margen negativo, mientras que en 2022 supera el 30% las que están en esta situación. Pero, además, destaca que el grupo de empresas que logra obtener un margen elevado, también ha caído notablemente, lo que indicaría la erosión del conjunto de empresas líderes (en términos de márgenes) lo que condicionará la evolución del sector en el futuro.

Gráfico 7. Evolución de la rentabilidad económica de las empresas de pesca marina en la Comunidad Valenciana (2017-2022)



Fuente: SABI

Gráfico 8. Evolución de la rentabilidad económica de las empresas de pesca marina en la Com. Valenciana (2017-2022)



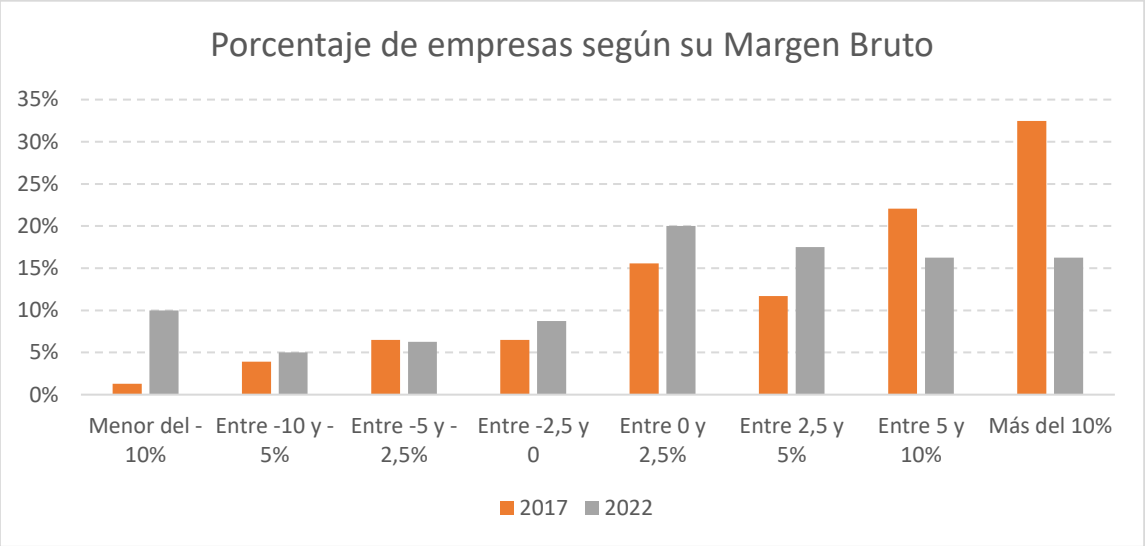
Fuente: SABI

Conclusiones

El sector pesquero en la Comunidad Valenciana es muy importante tanto por su valor gastronómico y alimentario como por su arraigo tradicional en el litoral valenciano.

Uno de los problemas a los que se enfrenta el sector es la progresiva reducción de las capturas de pesca marítima, que afecta a las tres provincias y a todos los puertos de la Comunidad Valenciana. Esta evolución descendente es extensible a las principales especies desembarcadas en los puertos valencianos, con la excepción de la gamba blanca, cuyas capturas han aumentado en volumen y en facturación, y la gamba roja que, a pesar de haberse reducido el volumen de capturas, ha aumentado su valor monetario.

Gráfico 9: Distribución de las empresas de pesca marina en la Comunidad Valenciana según su margen de beneficios (2017-2022)



Fuente: SABI

La estructura del mercado pesquero de primera venta es compleja como hemos podido observar. Se aproxima a un mercado de oligopsonio en el que tienen el poder de mercado los grandes mayoristas que como hemos señalado acaparan un 50% del pescado que se vende en las lonjas. Las subastas de pescado en las lonjas han sido el método tradicional de la venta de pescado durante décadas si bien es cierto que quizás se podría repensar la comercialización del pescado fresco (venta online u otros canales, incluso en segunda venta) y también apostar por las marcas registradas, de denominación de origen, señalización del origen del pescado ante el consumidor final que de algún modo diferenciara los productos. De algún modo de debería mejorar la retribución de los armadores/pescadores porque hay una gran diferencia de sus precios de origen a sus precios en los mercados y también toda una industria pesquera que se abastece de esta materia prima y que tiene un peso importante en la alimentación y en la gastronomía nacional. En lo que se refiere a la rentabilidad de las empresas del sector, los datos disponibles muestran que entre 2017 y 2022 se ha producido una reducción que se puede considerar de importante, lo que refleja una situación de puesta en riesgo de gran parte de las empresas del sector. En este aspecto es llamativo que la rentabilidad sobre recursos propios media se sitúe en 2022 en poco más del 2,5% así como la importante reducción de márgenes que han experimentado las empresas en estos años. También debe destacarse que los años de mayor incidencia de la pandemia de COVID19 (con la importante incidencia en el canal HORECA o el impacto en las ventas derivadas de la reducción del turismo) no afectó notablemente a los resultados de estas empresas.

La pesca en la Comunidad Valenciana enfrenta desafíos significativos entre los actores del sector, que van desde la regulación de sus jornadas de trabajo hasta garantizar la sostenibilidad laboral y mejorar la competitividad a través de la innovación en marcas y productos de pescado. Cuestiones como las jornadas de pesca y los días disponibles son objeto de diferentes interpretaciones que dependen de una amalgama de factores, incluidos el tipo de embarcación o las condiciones climáticas. Un análisis exhaustivo y un enfoque multidisciplinario son necesarios para abordar estos problemas de manera efectiva y garantizar la viabilidad futura del sector pesquero valenciano.

Referencias

CEPESCA (2022): *Informe del Sector Pesquero Español 2022. Una actividad esencial comprometida*.

Comisión Europea (2021): Comunicación de la comisión al parlamento europeo, al consejo, al comité económico y social europeo y al comité de las regiones sobre un nuevo enfoque de la economía azul sostenible de la UE. *Transformar la economía azul de la UE para un futuro sostenible*.

European Commission (2022). *The EU Blue Economy Report. 2022*. Publications Office of the European Union. Luxembourg.

Generalitat Valenciana (2017): *Estudio sobre la economía azul en la Comunitat Valenciana. Situación, potencialidades y definición de bases para su fomento. Resumen ejecutivo*. Conselleria de Hacienda y Modelo Económico, noviembre 2017.

Giner, J.M. (2023): "La economía azul en la Comunitat Valenciana: Un análisis cuantitativo-cualitativo" en De Rojas (coord.): *Estratègia Blava de la Comunitat Valenciana*. Universidad de Alicante.

Guijarro, B. (2023): "El plan plurianual para la pesca demersal: efectos en la flota y en los recursos explotados", *Foro Científico de pesca del Mediterráneo*, Palma de Mallorca.

Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (2022): *Informe anual de la actividad de la flota pesquera española 2021*. Secretaria general de pesca.

Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (2022): "La contribución del sistema pesquero alimentario a la economía española. 2020". *Análisis y Prospectiva* - Serie Pesca nº 6.

Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (2022): *Informe del consumo alimentario en España*.

Lillo-Bañuls, A.; Ortiz-Pérez, S.; Fuster, B. (2023): "Desafíos del sector pesquero en la Comunidad Valenciana: economía azul, bioeconomía y soberanía alimentaria" en Cutillas y Martínez-Puche, eds: *Territorios en transformación: oportunidades y propuestas frente a la crisis*. Editorial Thomson Reuters Arandazi.

Ortega, M., Coll, M. y Guijarro, B. (2023): *Análisis de la primera venta en las lonjas de la Comunitat Valenciana*, CSIC, Instituto Español de Oceanografía.

Sánchez Lizaso, J.L., Sola, I. Guijarro-García, E. González-Carrión, Franquesa, R. Bellido, JM. (2018): *Research for PECH Committee Discard ban, Landing Obligation and MSY in the Western Mediterranean Sea - the Spanish Case*, European Parliament, Policy Department for Structural and Cohesion Policies, Brussels.

Sanchez Lizaso, J.L. (ed.) (2016): *La pesca a la Mediterrània*. Publicacions Universitat Alacant.

Sanchez Lizaso, J.L, Lillo-Bañuls, A. y Fuster, B. (2023): "La pesca en la Comunidad Valenciana" en De Rojas (coord.) *Estratègia Blava de la Comunitat Valenciana*. Universidad de Alicante.

Fomento del consumo de especies poco valoradas y de proximidad mediante nuevas estrategias comerciales en la OPP-91

Cristina Mañas. OPP 91

En el 2017 la Cofradía de Pescadores de Palamós juntamente con el Ayuntamiento y Museo de la Pesca de Palamós creamos el proyecto llamado "*Palamós Peix*" con el objetivo de promocionar el pescado que se descarga diariamente en el puerto de Palamós, dar a conocer el trabajo del pescador, fomentar el consumo de especies podo valoradas, y la promoción de hábitos saludables en alimentación, a la vez que se promociona el pueblo de Palamós mediante la gastronomía y cultura marinera. Este proyecto cuenta con una mesa de trabajo formada por representantes de diferentes sectores económicos y sociales del municipio, además de la administración local i autonómica. En esta mesa es donde se plantean y planifican las acciones del Plan Estratégico del proyecto "*Palamós Peix*".

Este proyecto refuerza el trabajo que ya se estaba llevando a cabo desde 2011 en el *Espai del Peix*, espacio de *showcookings*, creado por el Museo de la Pesca, el cual potencia el consumo de pescado fresco, y sobre todo fomenta el consumo del pescado no tan conocido, con el objetivo de contribuir a la sostenibilidad de los recursos naturales, también en este espacio se da a conocer el trabajo del pescador, el cual participa, en muchas ocasiones de las demostraciones gastronómicas que se realizan.

Siguiendo con esta línea, y a propuesta de la mesa de trabajo del proyecto *Palamós-Peix*, se detectó la necesidad de realizar una sala para poder eviscerar, limpiar y cortar el pescado poco valorado para fomentar su consumo.

Paralelamente se creó la Organización de Productores Pesqueros de Palamós, formada por todos los pescadores de Palamós y algunos de pueblos vecinos, para poder seguir con los proyectos que ya había empezado la Cofradía, y poder emprender de nuevos siguiendo una estrategia anual y teniendo más reconocimiento y recursos que hasta el momento.

Nuestros objetivos son:

- Mejorar el conocimiento y la gestión de los recursos pesqueros.
- Colaborar con centros de investigación, universidades y comunidad científica para obtener respuestas a los retos de una gestión basada en la sostenibilidad biológica y económica.
- Formar de manera continua al pescador para mejorar sus condiciones de trabajo y de seguridad, haciendo más atractiva la profesión y favoreciendo el relevo generacional.
- Mejorar la comercialización y la promoción de la pesca.
- Innovar en los procesos de pesca y comercialización.

Los proyectos más destacados realizados por la OPP hasta el momento son:

- Digitalización pesquera: se ha creado una aplicación informática para agilizar los trámites necesarios para la actividad del pescador y seguimiento de la producción y consumos de días de pesca.
- Mejora de la selectividad de los artes en costera (45mm) y profundidad (55 mm).
- Creación de una plataforma de bolsa de trabajo. Impulso del relevo generacional (prueba piloto de formación con prácticas remuneradas)
- Obrador de manipulación y preparación de pescado
- Promoción y divulgación del producto pesquero para fomentar el consumo de pescado y reconocimiento del trabajo del pescador.

En el 2022 se construyó un obrador para poder manipular el pescado para dejarlo listo para su cocinado, con el objetivo de promover el consumo en aquellos espacios de consumo colectivo que hasta el momento no lo consumían. La estrategia es poder mantener el precio justo del pescado sin dejar que decaiga más de lo necesario para el mantenimiento del equilibrio económico de cada embarcación. El producto se estoca y se va sirviendo a los clientes según la demanda. Con este proyecto se trata de fomentar el consumo de las especies no tan valoradas, diversificando el consumo y a la vez promoviendo la sostenibilidad del recurso. Actualmente se está consumiendo pescado local en hospitales, geriátricos y escuelas de la zona, que hasta el momento el pescado que consumían era en su mayoría de importación.

Este proyecto va acompañado de acciones de divulgación y promoción como:

- Visitas en el mismo obrador, subasta y *Espai del Peix* a diferentes colectivos para explicar el proyecto. Por ejemplo, en la foto primera eran médicos y enfermeras del Hospital de Palamós. Estas acciones se realizan con bastante frecuencia para diferentes colectivos y empresas.
- Acciones en comedores de escuelas de la zona: Foto 2. en este caso nos desplazamos con un pescador y cocinero al comedor de una escuela cercana a formarles en la cocina marinera de las diferentes especies que nos compran, además hicimos unas degustaciones para los niños, los cuales pudieron dar su opinión. En esta foto de la derecha se ve una familia de otra escuela, también de la zona, que fue afortunada en ganar una cesta de pescado.
- Foto 3 es de un día que invitamos a los cocineros de la zona a pescar la gamba en la embarcación que tenemos que realiza pescaturismo.
- También participamos en diferentes formatos en la ferias locales y autonómicas.
- Última foto es de la feria propia que hacemos solo de la gamba de Palamós, la hacemos en el mismo puerto, y se puede visitar la subasta y las embarcaciones de pesca. A demás de poder degustar la gamba cocinada a la plancha por los mismos pescadores, o bien en diferentes platos cocinados por restauradores certificados con la marca de garantía Gamba de Palamós.

El proyecto SosMed: Mejora del conocimiento científico-técnico para la sostenibilidad de las pesquerías demersales del Mediterráneo occidental

Beatriz Guijarro[1], Jorge Baro[2], Amanda Cohen[1], Marina Forteza[1], Sara Manchado[1], Cristina García-Fernández[2], Nuria Díaz[3], Francesc Ordines[1], María Valls[1], Enric Massutí[1], José Miguel Serna[2], José María Bellido[3]

[1]CO Baleares, [2]CO Málaga, [3]CO Murcia (Instituto Español de Oceanografía, IEO-CSIC)

La situación de sobrepesca generalizada y crónica de los stocks demersales del Mediterráneo occidental, resultado de un exceso de capacidad de pesca y la poca selectividad de las redes de arrastre, ha provocado una disminución de su biomasa, que desde hace décadas está en niveles bajos. La consecuencia de ello, junto con otros problemas de índole social y económica, ha sido una reducción de hasta el 50% en el número de unidades de la flota de arrastre española durante las últimas décadas. Esta flota aporta una parte muy importante de las capturas, por lo que su reducción pone en peligro el mantenimiento del propio sector pesquero, al menos tal y como lo conocemos ahora.

La Política Pesquera Común (PPC) tiene entre sus objetivos, garantizar que la pesca sea ambiental, social y económicamente sostenible a largo plazo, aplicar el principio de precaución e implantar el enfoque ecosistémico a la gestión pesquera. Para ello, procede adoptar planes plurianuales, medidas técnicas y establecer y asignar el esfuerzo pesquero máximo admisible. En este contexto, el Reglamento (UE) 2019/1022 del Parlamento Europeo y del Consejo de 20 de junio de 2019 establece un plan plurianual para la pesca demersal en el Mediterráneo occidental (MAP), cuyo objetivo final es alcanzar, de forma progresiva y paulatina, una mortalidad por pesca en 2025 acorde con los intervalos del rendimiento máximo sostenible (F_{RMS}) y mantenerlos desde entonces. El MAP identifica cinco especies objetivo, de gran importancia para la flota de arrastre española que opera en el área: merluza (*Merluccius merluccius*), salmonete de fango (*Mullus barbatus*), gamba blanca (*Parapenaeus longirostris*), cigala (*Nephrops norvegicus*) y gamba roja (*Aristeus antennatus*); pero también reconoce el carácter mixto de las pesquerías demersales y que se deben tener en cuenta sus capturas accesorias, así como otras especies sobre las que no se dispone de datos suficientes. Este plan se basa en un régimen de esfuerzo pesquero que contempla una reducción de hasta el 40% en los días de pesca de la flota de arrastre, así como cierres espacio-temporales para la protección de los juveniles y reproductores de las especies objetivo del plan y otras medidas técnicas.

En el año 2021, se firmó un convenio entre el Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación y el Consejo Superior de Investigaciones Científica, a través del Instituto Español de Oceanografía, financiado por la Unión Europea - Next Generation (Plan de Recuperación, Transformación y Resiliencia) para impulsar la investigación pesquera como base para la gestión pesquera sostenible. Este convenio contempla su ejecución a través de siete ejes de actuación, siendo el primero de ellos el dirigido al Mediterráneo y el correspondiente al proyecto SosMed.

El objetivo general del proyecto SosMed es paliar estas limitaciones o carencias y mejorar así la base científico-técnica del asesoramiento a la gestión de las pesquerías demersales de la flota española a lo largo de la costa peninsular mediterránea y alrededor de las Islas Baleares (GSAs 1, 5 y 6). Para ello, se plantearon los siguientes objetivos específicos: i) Cartografiar los caladeros de la flota de arrastre y evaluar su dinámica espacio-temporal; ii) Geo-referenciar las capturas de las flotas de arrastre, redes de enmalle y palangre de fondo, estimar su composición por especies y estratos de población y evaluar su dinámica espacio-temporal; iii) Ampliar y mejorar el conocimiento sobre la distribución espacio-temporal de juveniles y adultos de las especies

objetivo del MAP, así como otras especies accesorias de la flota de arrastre; iv) Ampliar la cobertura espacial de las campañas MEDITS en las Islas Baleares; v) Ampliar y mejorar el cartografiado de EFH y SH a lo largo de la costa peninsular mediterránea y alrededor de las Islas Baleares; vi) Evaluar la disminución de días de pesca, como medida de gestión para la reducción del esfuerzo pesquero; vii) Comparar la estructura de las comunidades bentónicas y aspectos vitales de sus recursos demersales, así como la producción pesquera, entre zonas adyacentes cerradas y abiertas a la pesca; viii) Evaluar el resultado, a corto, medio y largo plazo, de medidas técnicas para la mejora de la selectividad de los artes de arrastre por lo que respecta a las capturas, el rendimiento económico y la conservación de los ecosistemas marinos y sostenibilidad de sus recursos vivos; ix) Diseñar y evaluar estrategias alternativas de gestión, tanto las que se basan en la optimización del uso del espacio para la protección de recursos demersales y hábitats bentónicos, como las que modulan el régimen de explotación, frente a la aplicación del principio de precaución; x) Mejora de las evaluaciones de recursos demersales aplicando nuevas metodologías o configuraciones de stocks.

Durante el desarrollo del proyecto, se han utilizado tanto datos recopilados anteriormente en distintos programas o proyectos como los obtenidos en actividades llevadas a cabo durante el proyecto. Así, entre los datos históricos, se han utilizado información recogida durante las campañas MEDITS de arrastre de fondo, que el IEO realiza anualmente, durante la primavera, desde 1994 a lo largo de la costa peninsular mediterránea (GSAs 1 y 6) y alrededor de Mallorca-Menorca (GSA 5) desde 2001. El objetivo de estas campañas es recopilar información para la evaluación de los ecosistemas bentónicos y recursos demersales en toda la costa europea del Mediterráneo, incluyendo los fondos sedimentarios de la plataforma continental y el talud, entre 30 y 800 m de profundidad. También se han utilizado datos recogidos por observadores científicos del Programa Nacional de Recopilación de Datos Básicos (PNDB) a bordo y en puerto, de la flota pesquera a lo largo de la costa peninsular mediterránea y alrededor de Mallorca. Esta información se complementa con las hojas de venta diaria procedentes de las lonjas pesqueras. Por último, se ha trabajado con los datos recogidos por el Sistema de Localización de Buques vía Satélite (satellite-based Vessel Monitoring System, VMS) consisten en registros de señales satélite, con una frecuencia de aproximadamente 2 horas, que recopilan posición, fecha, hora y velocidad instantánea de cada buque de pesca. Esta información está disponible desde 2006 para la flota de arrastre del Mediterráneo y más recientemente se está incorporando a otras flotas de pesca demersal, como el palangre de fondo y las redes de enmalle.

Los resultados que se han obtenido en el proyecto se han divulgado mediante la participación en congresos, seminarios y grupos de trabajo, tanto nacionales como internacionales, además de la red social X, a través de la cuenta @SosMed_NextGen. Finalmente, se están preparando varias publicaciones científicas que está previsto publicar en revistas de impacto.

Criterios para establecer vedas temporales

Eliana Céspedes, y José Luis Sánchez Lizaso

Universidad de Alicante

La veda temporal supone una reducción de la mortalidad por pesca por lo que es una medida positiva siempre que la mortalidad por pesca sea excesiva. Frecuentemente se asume que se debe establecer una veda temporal en el periodo de reproducción de los organismos marinos. Sin embargo, la veda solo está justificada cuando se produce, durante el periodo de veda, una reducción de la mortalidad por pesca superior a la que se produciría si la veda se estableciera en otro periodo del año. Esto puede ocurrir cuando se producen agregaciones reproductivas en las que aumenta la capturabilidad como la que se produce en la lechola o el atún a principios de verano o cuando las hembras incuban la puesta como ocurre en algunos crustáceos. Sin embargo, para la mayor parte de especies marinas de fecundación externa y larvas planctónicas, no se produce ningún beneficio adicional por establecer la veda en el periodo de reproducción frente a establecerla en cualquier otro periodo del año. Un caso particular es el de las especies semélparas como el pulpo que muere después de la reproducción. Cualquier pulpo que se pesque no llegará a la época de reproducción y, aunque la presencia de puestas en los cadufos parezca indicar una mortalidad adicional sobre los descendientes, es similar a la que se produciría si la pesca se realiza antes de que el individuo alcance la época de reproducción. En este caso es imposible pescar después de la época de reproducción porque los pulpos ya han muerto.

En líneas generales sería conveniente establecer vedas en aquellos momentos en los que la capturabilidad sea más elevada ya que a una misma reducción del esfuerzo correspondería una mayor reducción de la mortalidad por pesca. Este tipo de medidas pueden ser poco atractivas para el sector puesto que se trataría en limitar la pesca en los momentos de mayores rendimientos. Un ejemplo de especie con una estacionalidad muy marcada en las capturas en el Mediterráneo es el atún rojo, aunque en este caso la principal medida de gestión no son las vedas temporales sino las cuotas de captura. En cualquier caso, para las pesquerías mediterráneas, no existe un patrón homogéneo en la distribución estacional de las capturas de la mayor parte de las especies. Las figuras 1 a 9 presentan las capturas históricas de algunas especies demersales relevantes para las pesquerías valencianas. Mientras en algunas especies la variación estacional es escasa y no sigue un patrón claro como en el caso de la gamba blanca, la gamba roja o el rape, para otras la variación estacional es muy marcada. Algunas especies como el pulpo o la sepia presentan los mínimos de capturas en verano, pero la cigala presenta en esta época sus máximos de captura, ligados a la época de reproducción. Otras especies como la breca presenta un patrón bimodal con mínimos en verano e invierno. Para el salmonete y la merluza se observa un cierto repunte de las capturas en otoño lo que en el primer caso puede estar asociado al reclutamiento de la especie. Esta variabilidad refleja la dificultad de emplear un criterio para fijar las vedas en pesquerías multiespecíficas ya que el periodo óptimo varía de

una especie a otra por lo que deben fijarse prioridades o especies de referencia ya que no se puede beneficiar a todas por igual.

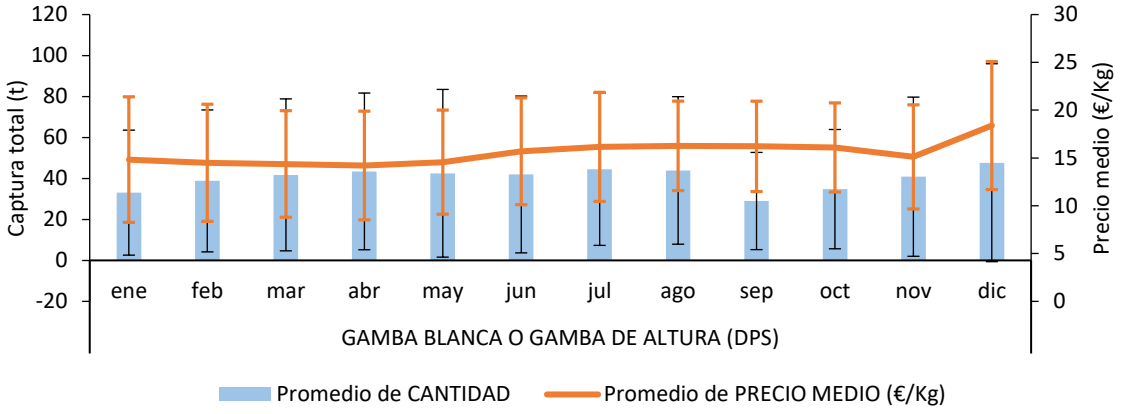


Figura 1. Variaciones estacionales de captura y precio medio para la especie *Parapenaeus longirostris* en el periodo 2011-2023 en la Comunidad Valenciana.

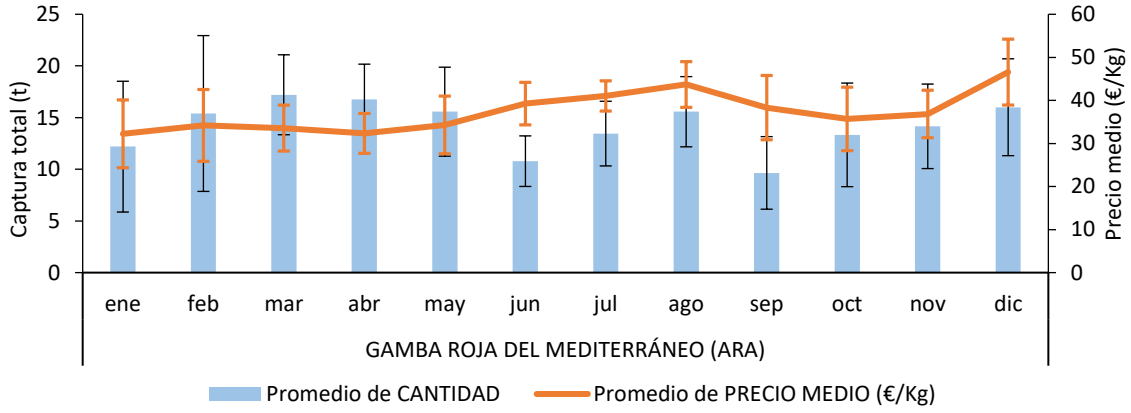


Figura 2. Variaciones estacionales de captura y precio medio para la especie *Aristeus antennatus* en el periodo 2011-2023 en la Comunidad Valenciana.

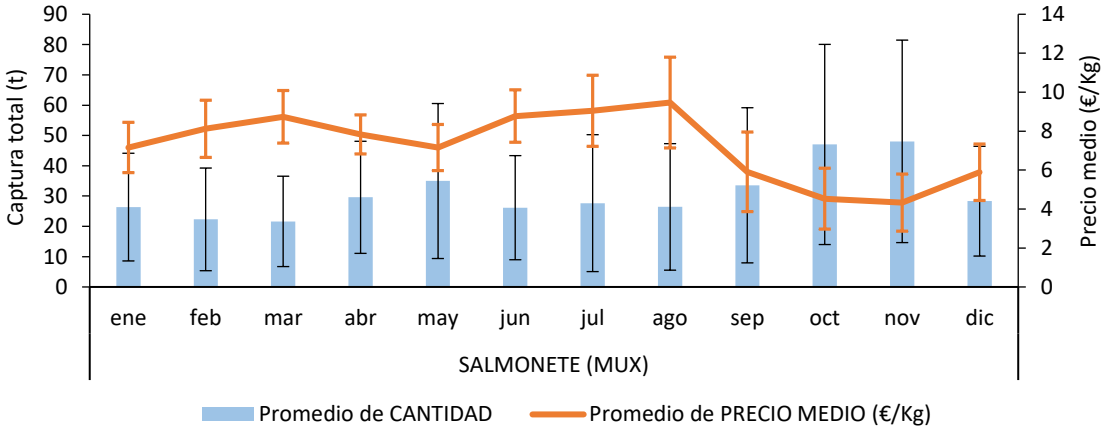


Figura 3. Variaciones estacionales de captura y precio medio para las especies de salmonetes, *Mullus* spp. en el periodo 2011-2023 en la Comunidad Valenciana.

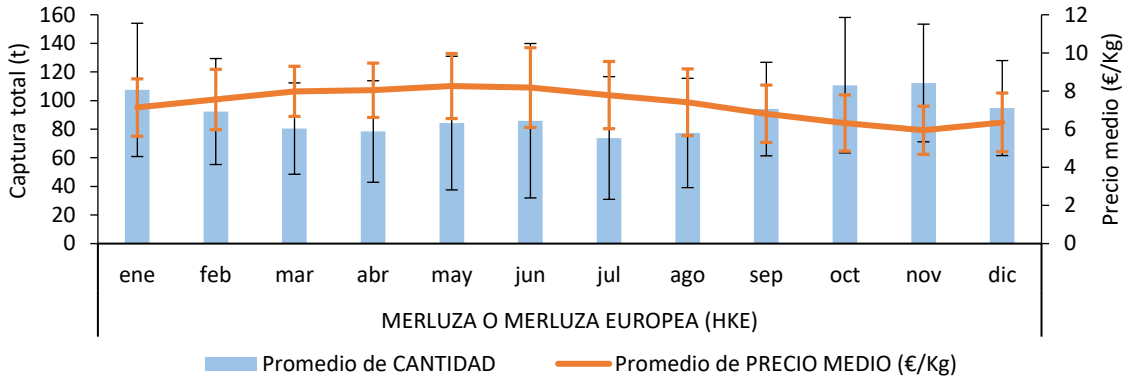


Figura 4. Variaciones estacionales de captura y precio medio para la especie *Merluccius merluccius* en el periodo 2011-2023 en la Comunidad Valenciana.

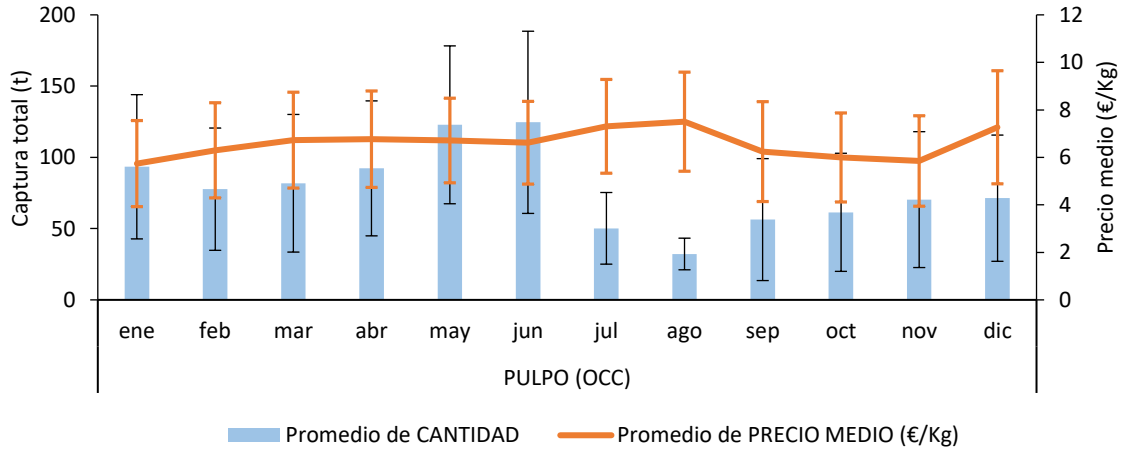


Figura 5. Variaciones estacionales de captura y precio medio para la especie *Octopus vulgaris* en el periodo 2011-2023 en la Comunidad Valenciana.

Un criterio interesante para establecer épocas de reproducción es fijarlas cuando se produce el reclutamiento de las especies objetivo para evitar la captura de reclutas. Sin embargo, hay que tener en cuenta que, en pesquerías multiespecíficas el reclutamiento (y la reproducción) de las diferentes especies se puede producir en momentos distintos del año (Lleonart y Franquesa, 1999). En el caso del Mediterráneo, dos de las especies objetivo de las pesquerías demersales son la merluza y el salmonete. La merluza se reproduce a lo largo de todo el año y se pueden encontrar reclutas todo el año, pero su pico de reclutamiento se produce a finales de primavera y, principalmente, en verano (Maynou et al., 2003) aunque se observa una elevada variabilidad espacial y temporal. En el caso del salmonete se reproduce en verano y su reclutamiento se produce en otoño (Larrañeta y Rodríguez Roda, 1956). Una veda de la pesca de arrastre en

primavera o verano beneficiaría a la merluza (más que si realizara en otra época del año) mientras que una veda en otoño podría ir dirigida a la protección de los juveniles de salmonete.

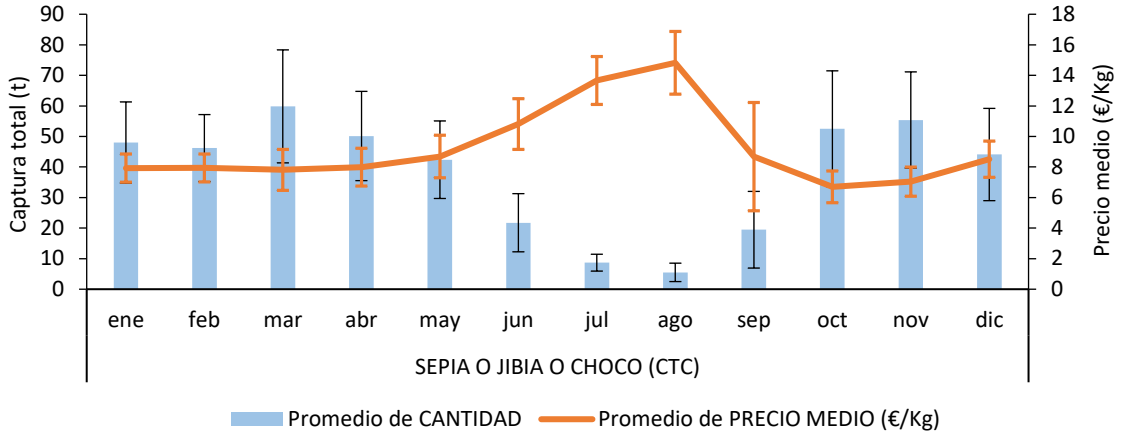


Figura 6. Variaciones estacionales de captura y precio medio para la especie *Sepia officinalis* en el periodo 2011-2023 en la Comunidad Valenciana.

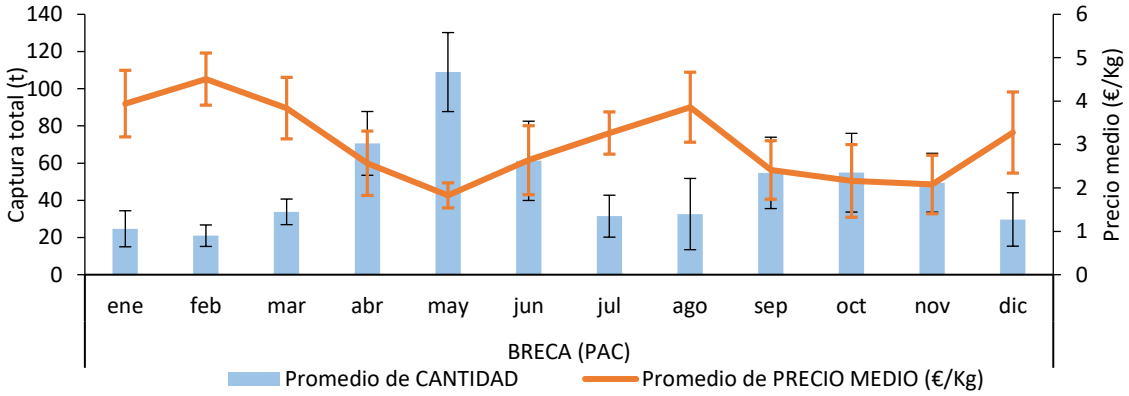


Figura 7. Variaciones estacionales de captura y precio medio para la especie *Pagellus erythrinus* en el periodo 2011-2023 en la Comunidad Valenciana.

Además de los criterios biológicos se pueden establecer vedas por criterios socioeconómicos. Por ejemplo, se pueden establecer las vedas en aquellos momentos en los que el precio de primera venta sea más bajo para asegurar que el rendimiento obtenido por las mismas capturas sea mayor. La figura 10 presenta la variación a lo largo del año de las capturas y los precios promedio de los desembarques de la pesca de arrastre en la Comunidad Valenciana para los años 2021 y 2022. Se puede observar como los precios más elevados se obtienen en verano y en diciembre por la influencia de las navidades mientras que los precios más bajos se obtienen de otoño a principios de la primavera (excluyendo diciembre). Se puede observar también que cuando los precios son más bajos las capturas son más elevadas lo que indicaría que se trata de buenos periodos para establecer las vedas de este arte.

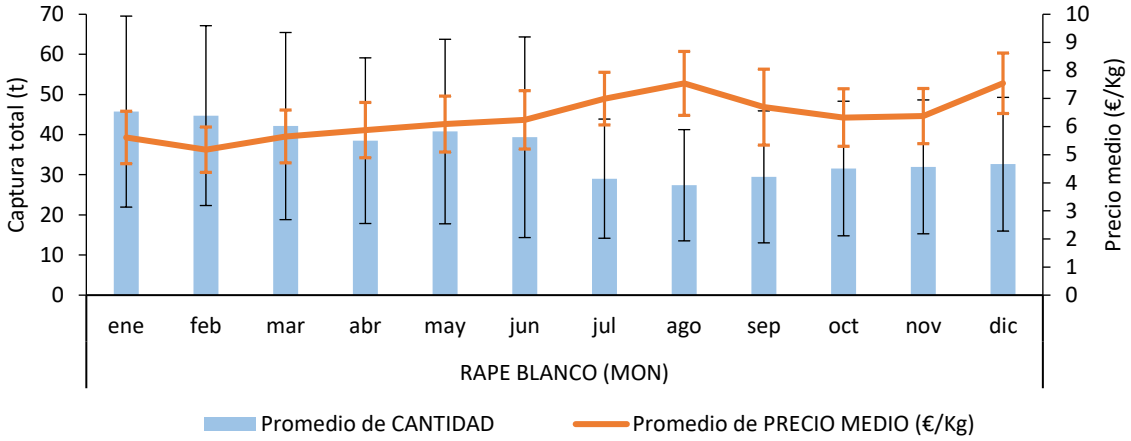


Figura 8. Variaciones estacionales de captura y precio medio para la especie *Lophius piscatorius* en el periodo 2011-2023 en la Comunidad Valenciana.

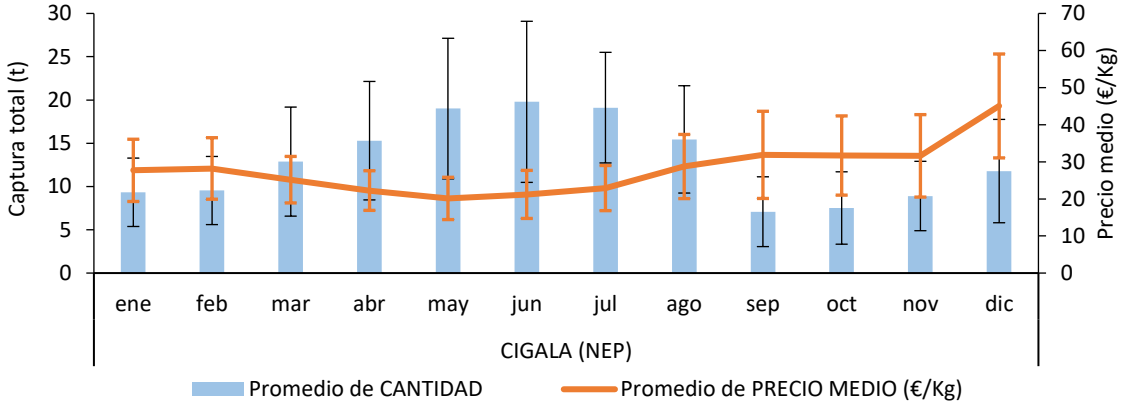


Figura 9. Variaciones estacionales de captura y precio medio para la especie *Nephrops norvegicus* en el periodo 2011-2022 en la Comunidad Valenciana.

Las vedas estacionales son una medida interesante de gestión, pero también presentan sus debilidades. La principal consecuencia negativa que pueden tener es la desregularización de los mercados. Durante los meses de veda no se abastece al mercado que puede buscar fuentes de suministro alternativas con las que habrá que competir cuando se reabra la pesquería. Una de las consecuencias de esta dinámica es la caída de precios cuando se reabre la pesquería que puede verse amplificada por el aumento de las capturas tras un periodo de reposo (Samy Kamal et al 2015). Para intentar amortiguar la caída de precios de primera venta provocadas por las vedas estacionales se pueden escalonar las paradas en puertos vecinos para evitar el desabastecimiento de los mercados. Otra posibilidad sería realizar la misma reducción de días a lo largo de todo el año. Simplificando, dos meses de parada equivalen aproximadamente a un día de pesca a la semana. De este modo no se desabastece el mercado ni se pierde cuota de mercado. La diferencia es que con el sistema actual de gestión las paradas estacionales pueden ser subvencionadas mientras que la reducción de días aislada no.

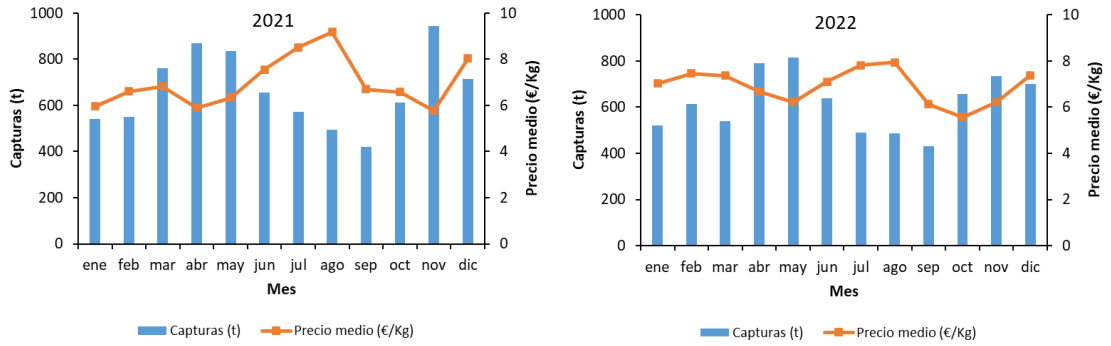


Figura S10. Variación mensual de capturas (toneladas) y precios medios de primera venta (€/Kg) en las lonjas de la Comunidad Valenciana de la modalidad de arrastre para el 2021 y 2022.

Agradecimientos

Esta comunicación se ha realizado en el marco del proyecto "Estudios e investigación en materia pesquera en aguas frente a la Comunitat Valenciana" financiado por la Generalitat Valenciana

Referencias:

Larrañeta, M.G. and J. Rodriguez-Roda, 1956. Contribución al conocimiento de la pesquería del salmonete de fango (Mullus barbatus L.) de las costas de Castellón. Invest. Pesq. 3: 45-68.

Lleonat, J. y Franquesa, R, (1999). La veda como medida de gestión. 4ª Reunión del Foro Científico sobre la pesca española en el Mediterráneo, Málaga, junio, 1999.

Maynou F, J Lleonart, J.E Cartes, 2003. Seasonal and spatial variability of hake (Merluccius merluccius L.) recruitment in the NW Mediterranean. Fisheries Research 60: 65-78

Samy-Kamal. M., A. Forcada, J. L. Sánchez Lizaso. 2015. Effects of seasonal closures in a multi-specific fishery. Fisheries Research 172: 303–317

Evaluación del éxito de una veda pesquera permanente en el Golfo de Roses (Mediterráneo noroccidental): el ejemplo de *Mullus barbatus* y *Mullus surmuletus* como enfoque de gestión pesquera

Balcells, Marc [1,2], Sala-Coromina, Joan [1,2], Blanco, Marta [1,2], Carretón, Marta [1,2], Garriga-Panisello, Mariona [1,2], Lombarte, Antoni [1,2], Recasens, Laura [1,2], Company, Joan B. [1,2]

[1] *Institut Català de Recerca per a la Governança del Mar (ICATMAR),* Passeig Marítim de la Barceloneta 37- 49, 08003 Barcelona, Catalunya, Spain.
[2] Institut de Ciències del Mar (ICM-CSIC), Passeig Marítim de la Barceloneta 37-49, 08003 Barcelona,
Catalunya, Spain.

Introducción

Una de las estrategias para reducir la sobreexplotación de los recursos pesqueros demersales en el Mediterráneo occidental ha sido el establecimiento de zonas cerradas a la pesca de forma permanente, lo que equivale a un área marina protegida (MPA). La implementación de esta medida de gestión ha reportado efectos positivos en términos de aumento de la abundancia y biomasa de especies explotadas y no explotadas comercialmente dentro de sus límites, como consecuencia de la restauración del hábitat y la reducción de la mortalidad por pesca. A su vez, el aumento de la competencia intraespecífica, puede llevar a las especies a cruzar los límites de las zonas protegidas, promoviendo beneficios en las pesquerías adyacentes a través de la emigración de individuos adultos y juveniles (spillover effect (Rowley, 1994)), jugando un papel importante en la sostenibilidad de los rendimientos pesqueros. Los efectos de las MPAs son complejos y dependen de múltiples variables (Di Lorenzo et al., 2020; Tuset et al., 2021). El tamaño y la edad de las MPAs, la biología de las especies, la continuidad del hábitat, la presencia de zonas de amortiguamiento y la vigilancia pesquera son algunas de las características clave que determinarán la efectividad de estas zonas cerradas a la pesca (Edgar et al., 2014).

En el marco del plan plurianual para las pesquerías de especies demersales del Mediterráneo occidental (WMMAP, Orden APA/1397/2021), en la costa catalana se establecieron de forma oficial 21 MPAs en el año 2021, fruto de la colaboración entre pescadores, instituciones científicas y administraciones. Estas áreas protegidas presentan una amplia variedad de tamaños, regímenes de cierre, hábitats y profundidades, y existe una amplia lista de especies comerciales que podrían verse afectadas por estas medidas de gestión. En consecuencia, el desarrollo de estrategias de monitoreo que sean robustas y replicables es crucial para poder evaluar los efectos de las MPAs a largo plazo y determinar las razones por las cuales los efectos positivos en las pesquerías adyacentes puedan o no manifestarse.

Objetivos

En este contexto, el estudio se centra en el seguimiento de la efectividad de un área marina protegida, tanto dentro como fuera de sus límites, evaluando la variabilidad espacial de los patrones de abundancia, así como la existencia del efecto spillover después del establecimiento del área. El objetivo es evaluar el efecto de esta medida de gestión en el estado del salmonete de fango (*Mullus barbatus*) y del salmonete de roca (*Mullus surmuletus*), dos especies objetivo

principales de las pesquerías catalanas que tienen una distribución batimétrica con un cierto grado de solapamiento según el hábitat (Lombarte et al. 2000).

Material y métodos

El área marina protegida se encuentra en el Golfo de Roses (Mediterráneo noroccidental, norte de la GSA 6), situada en la plataforma continental a una profundidad de entre 130-150 m en un fondo de sustrato blando explotado por la flota de arrastre de fondo (Fig. 1). El área, con una superficie de 51 km^2, fue cerrada permanentemente a cualquier actividad pesquera en 2014, mediante un acuerdo interno de los pescadores de la Cofradía de Roses, con el objetivo principal de proteger los juveniles de merluza. Más tarde, en el año 2021, el área fue oficialmente establecida con carácter vinculante después de su publicación en el BOE, en el marco de la implementación del plan plurianual (WMMAP).

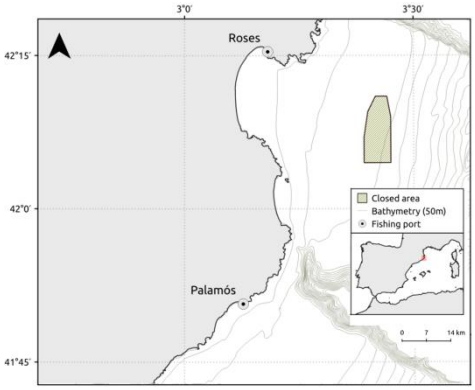


Figura 1. Localización del área marina protegida en el Golfo de Roses. Se representa la batimetría en intervalos de 50 m y los puertos pesqueros principales.

Para evaluar cambios espaciales en la abundancia y estructura de tallas de ambas especies de *salmonetes*, un año después del cierre permanente del área, se realizaron pescas experimentales de arrastre tanto dentro del área protegida como en una zona adyacente explotada de forma continua por la flota de arrastre y con las mismas características morfológicas (Fig. 3A). Se realizaron un total de 51 pescas a bordo de la misma embarcación (26 dentro de la MPA y 25 en el área adyacente) y se anotaron las características principales de cada pesca para poder calcular el área barrida por la red (Km^2) y estandarizar los datos de abundancia de ambas especies de *salmonete*. A bordo, los ejemplares de *salmonetes* capturados se identificaron a nivel de especie, se contaron y se midieron (LT, mm).

Para evaluar la existencia del efecto spillover, se analizó el tiempo de pesca (h), los desembarques totales de *Mullus spp.* (Kg) y los desembarques por unidad de esfuerzo (LPUE, Kg/h) antes y después de la protección del área, mediante un diseño experimental basado en zonas de separación alrededor del área protegida (Fig. 2). La georreferenciación de la biomasa de *Mullus spp.* desembarcada (LPUE) se obtuvo combinando los datos de posicionamiento de arrastreros que ofrece el sistema de seguimiento de embarcaciones (VMS) con las series históricas de desembarques diarios de *Mullus spp.* que reportan las lonjas (Sala-Coromina et al., 2021). Ambas especies de *salmonetes* se evaluaron conjuntamente debido a la imposibilidad de

diferenciarlas correctamente a partir de los datos de desembarques. Se evaluó una zona de separación máxima de 5000 m de ancho alrededor del área protegida, que se dividió en dos anillos internos de 500 m de ancho, dos anillos intermedios de 1000m de ancho y finalmente un anillo externo de 2000 m de ancho. Se definió un periodo de referencia de cuatro años para los estados antes (2008-2012) y después de la protección (2015-2019), sin tener en cuenta el año que comenzó la protección ya que se consideró como un período de transición (Fig. 2).

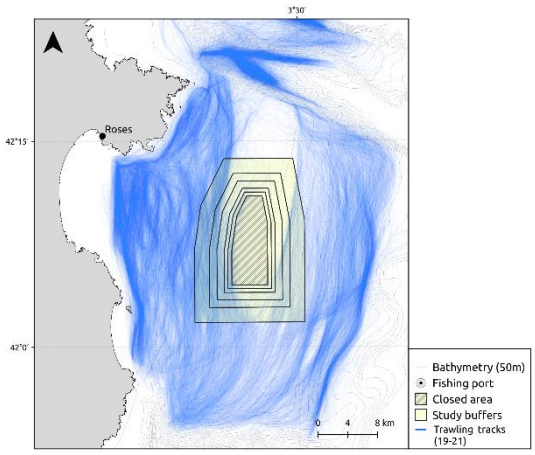


Figura 2. Localización del área marina protegida y de los cinco anillos de separación del área adyacente dónde se analiza la LPUE. Se representa la batimetría en intervalos de 50 m y los tracks de pesca (en azul) de las embarcaciones de arrastre con puerto base a Roses entre 2019 y 2021.

Resultados

Abundancia y estructura de tallas de *Mullus surmuletus* y *Mullus barbatus.*

Los resultados de las pescas experimentales indicaron mayores abundancias de *Mullus barbatus* y *Mullus surmuletus* dentro del área protegida, destacando la presencia de individuos de tallas más grandes de ambas especies casi exclusivamente dentro de los límites del área marina protegida mientras que no se observaron diferencias marcadas en los patrones de abundancia de los ejemplares más pequeños de *Mullus barbatus* entre ambas zonas (Fig. 3C). En general, el global de la captura de toda la comunidad demersal fue más abundante dentro del área protegida (Fig. 3B), indicando que, pese a tratarse de un análisis preliminar debido al tiempo reducido desde el establecimiento de la medida de protección, la implementación del cierre tuvo efectos positivos no sólo para los recursos pesqueros de elevado interés comercial, como es el caso de ambas especies de *salmonetes*, sino también para aquellas especies de poco o nulo valor económico pero que juegan un papel importante en el funcionamiento de los ecosistemas marinos.

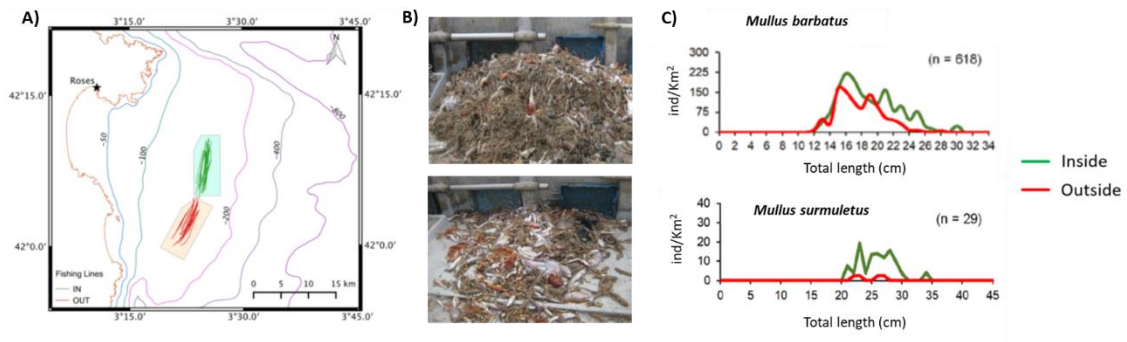


Figura 3. A) Pescas experimentales de arrastre dentro de la MPA (verde) y en un área adyacente con explotación pesquera (rojo). B) Imágenes de la captura de una pesca experimental dentro (arriba) y fuera (abajo) de la MPA. C) Distribuciones de frecuencia de tallas de *Mullus barbatus* y *Mullus surmuletus* dentro (verde) y fuera (rojo) de la MPA.

Efecto spillover en *Mullus spp.*

Los resultados muestran que el tiempo de pesca (h) en cada anillo de separación aumenta gradualmente a medida que la distancia desde la frontera del área de protección se incrementa hacia el exterior, como es de esperar, ya que hay anillos de separación (por ejemplo, 5000 m) más grandes que otros (Fig. 4). Ninguno de los anillos de separación alrededor de la zona protegida presenta un aumento del tiempo de pesca después de la protección, indicando que la reducción del esfuerzo pesquero dentro del área protegida no ha resultado en una redistribución del mismo en las áreas adyacentes. El efecto de la reducción de los días de pesca derivado de la implementación del WMMAP no se debe tener en cuenta ya que su aplicación es posterior a los años incluidos en este análisis.

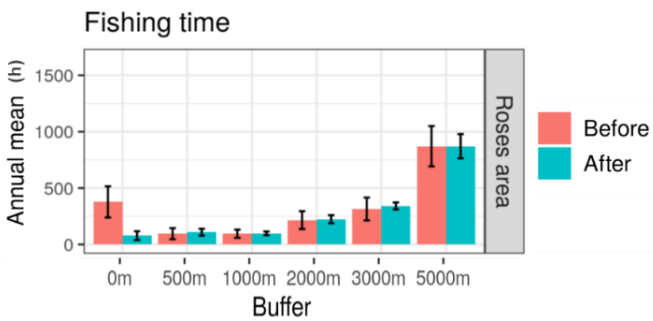


Figura 4. Tiempo de pesca (h) antes (rojo) y después (azul) de la protección en cada anillo de separación alrededor del área protegida. Los valores corresponden a la media anual de horas pesca y el error estándar se representa para los cuatro años de referencia anteriores y posteriores a la protección. Los nombres de los anillos de separación representan la distancia máxima a la frontera de la MPA, es decir, el buffer de 5000 m corresponde al anillo entre 3000 y 5000 m de distancia de la frontera del área protegida.

Los datos de *Mullus spp.* muestran que hay un incremento evidente tanto de los desembarques como de la LPUE después de la protección en todos los anillos de separación alrededor de la

zona protegida (Fig. 5A y B). El efecto de la implementación del área marina protegida en las zonas adyacentes se puede observar tanto espacialmente como temporalmente después de la aplicación de la medida. En primer lugar, después de la protección, la LPUE disminuye gradualmente desde la frontera de la MPA hacía el exterior mientras que no se observa ninguna tendencia evidente antes de la protección (Fig. 5B). En segundo lugar, la LPUE aumenta a lo largo de los años después de la protección, con una tendencia más pronunciada cuanto más cerca están los anillos de separación de la frontera del área protegida, una diferencia que no se observaba los años previos a la aplicación de la medida (Fig. 6). Las tendencias espaciales y temporales de la LPUE de *Mullus spp.* en el área adyacente después del establecimiento del área protegida aportan evidencias de la existencia de spillover debido a la implementación de esta medida de gestión.

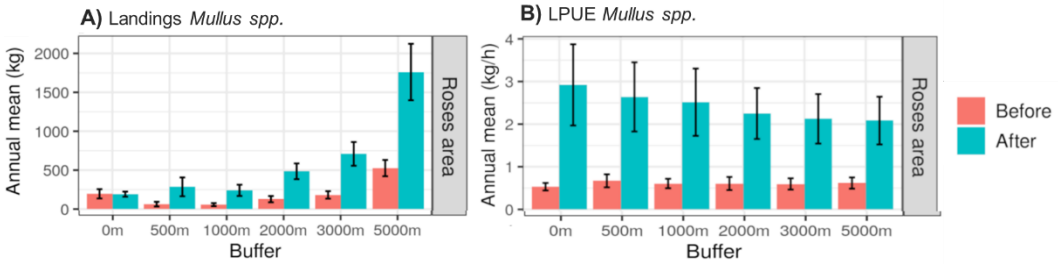


Figura 5. Desembarques (Kg) de *Mullus spp*. (A) y LPUE (Kg/h) de *Mullus spp.* (B) antes (rojo) y después (azul) de la protección en cada anillo de separación alrededor del área protegida. Los valores corresponden a la media anual y el error estándar se representa para los cuatro años de referencia anteriores y posteriores a la protección. Los nombres de los anillos de separación representan la distancia máxima a la frontera de la MPA, es decir, el buffer de 5000 m corresponde al anillo entre 3000 y 5000 m de distancia de la frontera del área protegida.

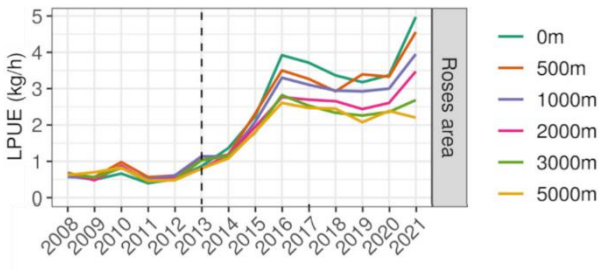


Figura 6. LPUE (Kg/h) de *Mullus spp.* en cada anillo de separación alrededor del área protegida por año (2008-2021). La línea vertical discontinua representa el momento del establecimiento de la MPA. Los nombres de los anillos de separación representan la distancia máxima a la frontera de la MPA, es decir, el buffer de 5000 m corresponde al anillo entre 3000 y 5000 m de distancia de la frontera del área protegida.

Conclusiones

El establecimiento de áreas cerradas a la actividad pesquera de forma permanente durante todo el año que equivalen a áreas marinas protegidas (MPAs) pueden ser una herramienta de gestión adecuada para reducir la sobreexplotación de los recursos pesqueros y favorecer la

sostenibilidad de las pesquerías adyacentes. La evaluación de la efectividad del área protegida del Golfo de Roses después de su implementación ha documentado efectos positivos en el estado de ambas poblaciones de *salmonetes,* incrementando las abundancias de ambas especies dentro de los límites de la reserva y evidenciando la existencia de efecto spillover hacía las zonas adyacentes abiertas a la pesca. De forma específica se puede concluir que (1) la reducción del esfuerzo pesquero dentro del área protegida no ha resultado en una redistribución del mismo en las áreas adyacentes por lo que el establecimiento de la medida de protección no ha implicado un aumento del impacto en las áreas adyacentes; (2) existe un efecto spillover para ambas especies de *salmonetes* evidenciando la capacidad de esta medida de gestión pesquera para promover beneficios en las pesquerías adyacentes; (3) la metodología utilizada para evaluar la efectividad de esta medida de gestión es útil ya que permite detectar la existencia de redistribución del esfuerzo y spillover por lo que es un buen método para aplicarse en el resto de MPAs establecidas a raíz de la implementación del WMMAP.

No obstante, hay que tener en cuenta varios aspectos que deberían mejorarse. La metodología usada para determinar la existencia de spillover se basa en los análisis de los datos de desembarque por lo que no incluye información de la fracción no comercial de las especies, principalmente ejemplares por debajo de la talla mínima de referencia a efectos de conservación (TMREC), pudiendo quedar enmascarados algunos efectos potencialmente diferentes de las áreas protegidas para distintas etapas del ciclo de vida de las especies. Así pues, la metodología usada debería combinarse con otras técnicas no invasivas dentro de los límites de las áreas protegidas para verificar la información sobre la fracción no comercial de las diferentes especies y dar evidencias de restauración del hábitat a nivel de toda la comunidad macrobentónica que habita en su interior.

Referencias

Di Lorenzo, M., Guidetti, P., di Franco, A., Calò, A., & Claudet, J. (2020). Assessing spillover from marine protected areas and its drivers: A meta-analytical approach. *Fish and Fisheries*, *21*(5), 906–915. https://doi.org/10.1111/faf.12469

Edgar, G. J., Stuart-Smith, R. D., Willis, T. J., Kininmonth, S., Baker, S. C., Banks, S., Barrett, N. S., Becerro, M. A., Bernard, A. T. F., Berkhout, J., Buxton, C. D., Campbell, S. J., Cooper, A. T., Davey, M., Edgar, S. C., Försterra, G., Galván, D. E., Irigoyen, A. J., Kushner, D. J., … Thomson, R. J. (2014). Global conservation outcomes depend on marine protected areas with five key features. *Nature*, *506*(7487), 216–220. https://doi.org/10.1038/nature13022

Lombarte, A., Recasens, L., González, M. & Gil de Sola, L. (2000). Spatial segregation of two species of Mullidae (*Mullus surmuletus* and *M. barbatus*) in relation to habitat. Marine Ecology Progress Series, 206: 239-249. DOI: 10.3354/meps206239

Orden APA/1397/2021 de 10 de diciembre. (n.d.)., 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. https://www.boe.es

Rowley, R. J. (1994). Marine reserves in fisheries management. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, *4*(3), 233–254. https://doi. org/10.1002/aqc.3270040305

Sala-Coromina, J., García, 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*. https://doi. org/10.1016/j.fishres.2020.105870

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*. https://doi. org/10.1016/j.rsma.2021.101700

Descartes por talla mínima en la pesca de arrastre del Mediterráneo NO, evaluación de la selectividad como medida de gestión.

Marta Blanco[1,2], Eneko Colomer[1], Laura Recasens[1,2], Nixon Bahamon[1,2], Eve Galimany[1,2], Ricardo Santos-Bethencourt [1,2], Mireia G. Mingote [1,2], Mireia Silvestre[1], Alba Rojas[1], Joan B. Company[1,2]

[1]Institut Català de Recerca per a la Governança del Mar (ICATMAR), Pg. Marítim de la Barceloneta 37-49 08003, Barcelona, Catalonia, Spain

[2]Departament de recursos marins renovables, Institut de ciències del mar (ICM-CSIC), Pg. Marítim de la Barceloneta 37-49 08003, Barcelona, Catalonia, Spain

Resumen

La reducción de los descartes es un aspecto importante a abordar en la gestión pesquera, ya que afectan a la sostenibilidad de las comunidades de peces. En este trabajo se han analizado los descartes por talla mínima, de especies comerciales, por parte de la flota de arrastre de fondo catalana, en el Mediterráneo NO. Se han utilizado datos recopilados a bordo de arrastreros comerciales desde enero de 2019 hasta diciembre de 2023. Los resultados muestran que la proporción de descartes por talla varían entre años y estacionalmente, esta variabilidad también se observa en el número y especies que se descartan por talla mínima según la profundidad a la cual las barcas están especializadas y realizan las pescas (*métier*). Se realizaron simulaciones de selectividad para explorar los efectos de la aplicación de la malla de 45S y 52S en las pesquerías de costa, utilizando como especie modelo la merluza (*Merluccius merluccius*) y la malla de 50S en pesquerías profundas, en este caso la especie modelo fue la gamba roja (*Aristeus antennatus*). Este estudio proporciona información útil sobre los patrones espaciotemporales de los individuos descartados por talla mínima, aportando información para su reducción lo que puede contribuir a mejorar los modelos de evaluación de poblaciones y a diseñar zonas de veda para minimizar el impacto de la pesca.

Introducción

Los descartes son una práctica habitual en la pesca de arrastre y tienen un efecto negativo en las poblaciones explotadas y en todo el ecosistema (Bellido et al., 2011; Muntadas et al., 2014). En este sentido, la cuantificación de los descartes es una cuestión fundamental para la gestión de la pesca, ya que se considera una fuente de incertidumbre para los modelos de evaluación de las poblaciones de peces y la toma de decisiones, así como un factor que afecta a la biodiversidad y la estructura de la comunidad (Hall et al., 2000; Hilborn, 2011). La Comisión Europea ha adoptado distintas estrategias de gestión para reducir los descartes y promover la sostenibilidad de las poblaciones explotadas (Reg. UE 1380/2013). Sin embargo, es importante considerar la gran variabilidad de los descartes que depende de múltiples factores como: los métodos de pesca, la estacionalidad, las características del fondo marino además de factores

culturales y de la zona geográfica (Blanco et al., 2023; Gorelli et al., 2016; Grazia Pennino et al., 2014; Sánchez et al., 2004).

Los descartes se refieren a aquella fracción de la captura que no se comercializa por razones económicas o legales, una fracción importante del descarte corresponde a especies con un bajo o nulo valor comercial (Sánchez et al., 2004). Sin embargo, también existe el descarte de individuos de especies comerciales que se descartan por no alcanzar la talla mínima de conservación (MCRS) (EU Reg. 1967/2006). Una medida de gestión para evitar y reducir los descartes por talla mínima en la pesca de arrastre es la selectividad del copo (Bahamon et al., 2024; Ferragut-perello et al., 2023). En el Mediterráneo español la selectividad se incentiva mediante días de pesca, hasta un incremento del 3.5% de los días por barca que cambian a copos más selectivos, de 40 a 45 mm cuadrada en las pesquerías de costa y de 40 a 50 mm cuadrada en pesquerías de profundidad (EU Reg. 20123/195). Sin embargo, el nivel de aplicación de mallas más selectivas es bajo en el conjunto de la flota de arrastre (ICATMAR, 2023-09), aunque es una medida clave para reducir los descartes y la captura de juveniles. La selectividad junto a la implementación de las zonas de exclusión pesquera (BOE A 2022-13834 orden APA /799/2022) son medidas importantes para alcanzar los objetivos de sostenibilidad pesquera propuestos en el plan de gestión plurianual (MAP) (EU Reg. 2019/1022).

El objetivo de este trabajo es analizar el descarte por talla mínima de la flota de arrastre en Catalunya y evaluar las variaciones temporales y por especialización pesquera (métiers) tanto de la proporción como de la composición de especies. Además, se analiza el efecto del cambio a mallas más selectivas en los diferentes métiers de costa y en el métier profundo. Para esta simulación se han escogido dos especies de gran valor comercial y consideradas indicadoras por el plan de gestión plurianual (MAP) para stocks demersales, la merluza (*Merluccius merluccius*) y la gamba roja (*Aristeus antennatus*).

Metodología

Muestreo

Los datos se recopilaron a bordo de embarcaciones comerciales de la flota de arrastre catalana, desde enero de 2019 hasta diciembre de 2023. La flota de arrastre se caracteriza por trabajar a diferentes estratos de profundidad según la especie objetivo, en la zona de estudio se distinguen 6 estratos de profundidad en los cuales la flota de arrastre trabaja: plataforma costera del delta (20 – 40 m), plataforma mediana del delta (40 – 70 m), plataforma costera (50 – 70 m), plataforma profunda (70 – 200 m), talud superior (200 – 400 m) y talud inferior (400 – 700 m), cada uno de estos estratos corresponde a un métier en los que se han identificado comunidades distintas (Demestre et al., 2000; Sánchez et al., 2004). Los muestreos se realizaron en 9 de los principales puertos pesqueros del territorio: Roses, Palamós, Blanes, Arenys de Mar, Barcelona, Vilanova i la Geltrú, Tarragona, l'Ametlla de Mar y la Ràpita. En cada puerto se han realizado pescas en los métiers representativos de su flota de arrastre (Figura 1).

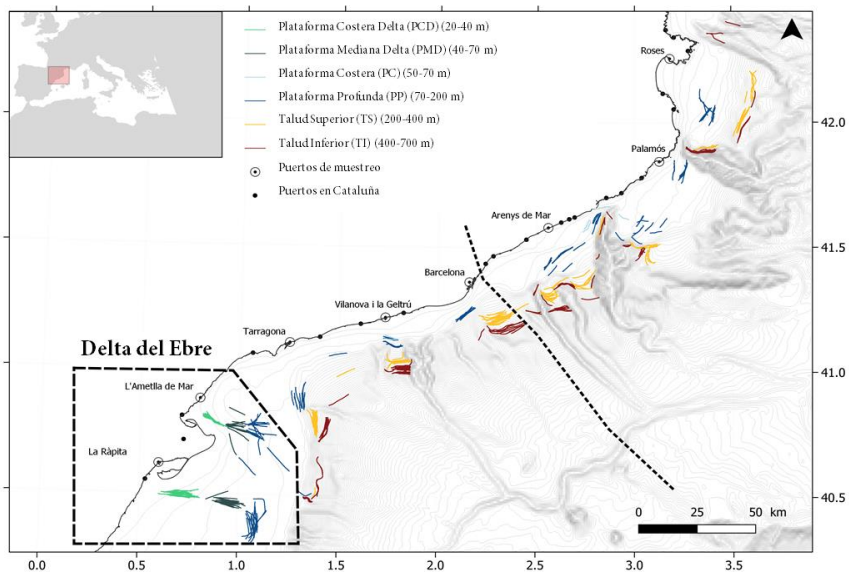


Figura 1. Mapa del área de estudio. Las líneas representan las pescas, el color indica el métier.

Los datos se recopilaron estacionalmente en los 5 años de muestreo, se realizaron un total de 520 pescas. Las posiciones inicial y final de cada lance se registraron con un dispositivo GPS, así como la apertura horizontal de la boca de la red, lo que permitió calcular el área barrida para estandarizar la biomasa y la abundancia. El tamaño de la malla fue el establecido por la ley, 40 mm de malla cuadrada, excepto en Palamós en las pescas de talud inferior que la malla utilizada en todo el período de muestreo fue 50 mm cuadrada.

Después de cada lance, los pescadores clasificaron la captura a bordo en dos categorías: fracción comercial (especies con interés comercial para su venta en lonja) y fracción descartada (especies sin interés comercial y/o individuos de especies comerciales de talla inferior a la reglamentaria o dañados). Algunas especies se identificaron y midieron a bordo, mientras que otras se conservaron en neveras para transportarlas al laboratorio para su posterior análisis. Las fracciones comerciales de peces, crustáceos y cefalópodos se identificaron a bordo y se midió su longitud total, la longitud total del cefalotórax y la longitud del manto, respectivamente. En el caso de los individuos llevados al laboratorio, se estudió la muestra total o una submuestra, en función de la cantidad de capturas, tanto comerciales como descartadas.

Análisis

El análisis de los descartes por talla mínima se calculó por pesca. En primer lugar, el porcentaje de descartes por talla mínima se obtuvo a partir de la biomasa (kg km^{-2}) de los individuos de cada especie regulada por talla mínima dividido por la captura total de cada pesca. Las diferencias en el porcentaje de descartes por talla mínima se analizaron por año, estación y métier mediante un análisis de modelos lineales generalizados (GLM) utilizando el software R (v4.3.0) con la librería *mgcv*, para evaluar las diferencias entre los distintos niveles de los factores analizados se utilizó la librería *emmeans*.

Se calculó la biomasa (kg km^{-2}) descartada por talla mínima de todas las especies y se obtuvo el número y porcentajes de cada una por métier.

Para el cálculo de la línea base se utilizaron las pescas realizadas con copo de malla de 40 mm cuadrada y se obtuvieron los histogramas de frecuencias de talla para merluza y gamba roja por métier. Para el cálculo de los diferentes escenarios de selectividad evaluados se obtuvo la información de los parámetros de selectividad publicados en la bibliografía. Se utilizaron los parámetros publicados en Bahamon et al., 2024 para simular el histograma de frecuencias de talla de merluza con malla de 45 mm cuadrada y para la gamba roja con malla de 50 mm cuadrada. Para simular las frecuencias de merluza obtenidas con malla de 52 mm cuadrada se utilizaron los parámetros de selectividad publicados en Ferragut-Perelló et al., 2023. Comparando los histogramas de frecuencias de tallas de la línea base con los histogramas simulados se obtuvo el porcentaje de reducción de descartes y el porcentaje de pérdidas económicas en cada uno de los métiers identificados.

Resultados

Descartes por talla mínima

El análisis del descarte de individuos por talla mínima muestra que el año, la estacionalidad y el métier tienen un efecto significativo en el porcentaje de biomasa descartada por talla mínima ($p < 0.01$). El año en el que se ha observado un mayor porcentaje de descartes por talla mínima es el 2021 (4.0 ± 0.8 %, 34.1 ± 14.6 kg km^{-2}) y es significativamente distinto al 2019 que es el año en el que se ha obtenido un valor más bajo (2.4 ± 0.5 %, 19.9 ± 7.5 kg km^{-2}), también se han observado diferencias significativas entre el 2023 y el 2019, entre el resto de años no se observan diferencias estadísticamente significativas (Figura 2a). La estación en la que se ha obtenido un mayor porcentaje de descartes por talla mínima es el verano (5.3 ± 0.8 %, 46.7 ± 13.3 kg km^{-2}) esta estación difiere significativamente respecto a las demás (Figura 2b). En los métiers de costa es en los que se observó un porcentaje significativamente mayor de descartes por talla mínima respecto a los dos métiers de talud, tanto medio como inferior ($p < 0.001$). En los métiers de plataforma el porcentaje de biomasa descartada por talla mínima osciló entre 5.9 ± 0.5% en la plataforma profunda y 8.7 ± 2.6% en la plataforma costera. También se observaron diferencias significativas entre el talud superior y el inferior, en las pescas de talud inferior los descartes por talla mínima fueron significativamente más bajos que en el talud superior (Figura 3c).

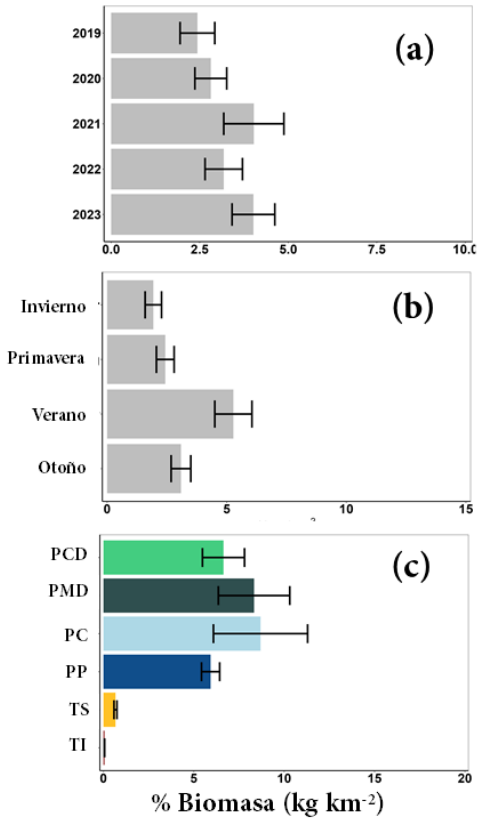


Figura 2. Gráfico de barras que muestra el porcentaje promedio de descartes por talla mínima por (a) año, (b) estación y (c) métier (PCP: Plataforma Costera del Delta, PMD: Plataforma Media del Delta, PC: Plataforma Costera, PP: Plataforma Profunda, TS: Talud Superior y TI: Talud Inferior). Las líneas representan el error estándar.

Especies descartadas por talla mínima

En las pescas realizadas en la plataforma costera del delta se descartaron 17 especies por talla mínima, éstas representaron el 6.6 ± 1.2 % de la biomasa (39.4 ± 8.5 kg km^{-2}). La especie más importante fue *Pagellus acarne*, que representó el 24% de la biomasa descartada por talla mínima, seguida por *Pagellus erythrinus* (23%) y *Trachurus mediterraneus* (22%), otras especies importantes fueron *Sparus aurata* (8%), *Sardina pilchardus* (8%) y *Diplodus annularis* (5%) (Figura 3). En la plataforma media del delta se descartaron 17 especies por talla mínima, éstas representaron el 8.3 ± 1.9 % de la biomasa (77.4 ± 39.7 kg km^{-2}). Las especies más importantes fueron *Sardina pilchardus* (30%), *Engraulis encrasicolus* (26%), *Merluccius merluccius* (11%) y *Trachurus trachurus* (11%) (Figura 4).

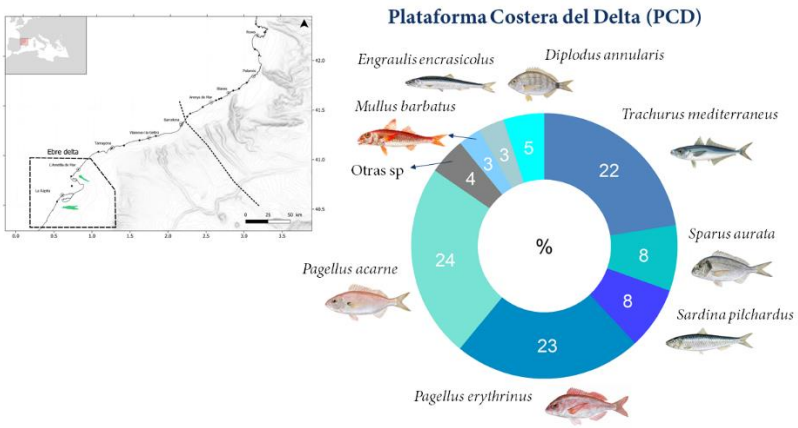


Figura 3. Principales especies descartadas por talla mínima en las pescas realizadas en la plataforma costera del delta.

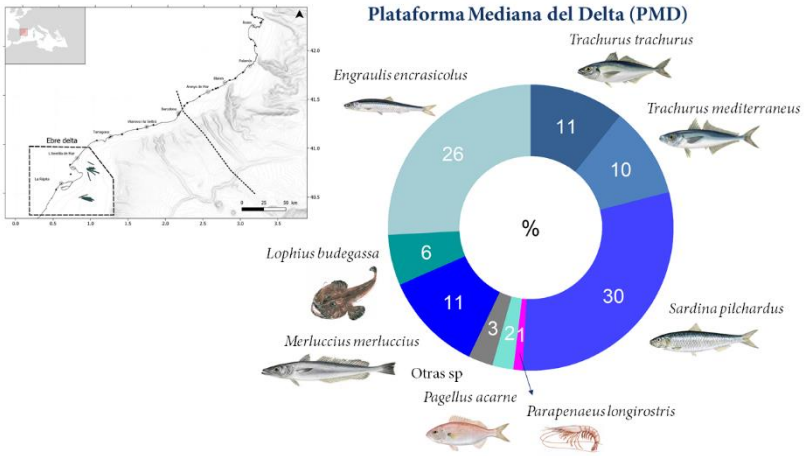


Figura 4. Principales especies descartadas por talla mínima en las pescas realizadas en la plataforma mediana del delta.

En las pescas realizadas en la plataforma costera se descartaron 11 especies por talla mínima, éstas representaron el 8.7 ± 2.6 % de la biomasa (41.6 ± 10.6 kg km^{-2}). La especie más importante fue *Pagellus erythrinus*, que representó el 27%, seguida por *Scomber colias* (23%) y *Lophius budegassa* (22%) (Figura 5). En la plataforma profunda se descartaron 20 especies por talla mínima, éstas representaron el 5.9 ± 0.5 % de la biomasa (44.6 ± 8.3 kg km^{-2}). Las especies más importantes fueron *Merluccius merluccius* (39%), *Trachurus trachurus* (32) y *Lophius budegassa* (18%) (Figura 6).

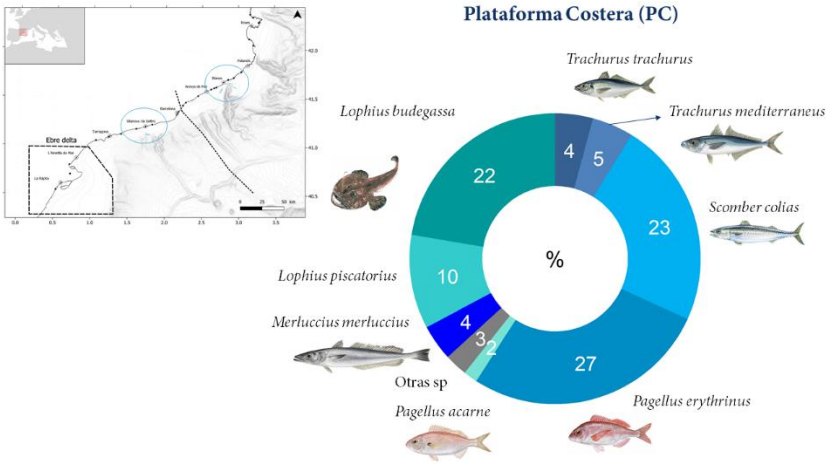


Figura 5. Principales especies descartadas por talla mínima en las pescas realizadas en la plataforma costera.

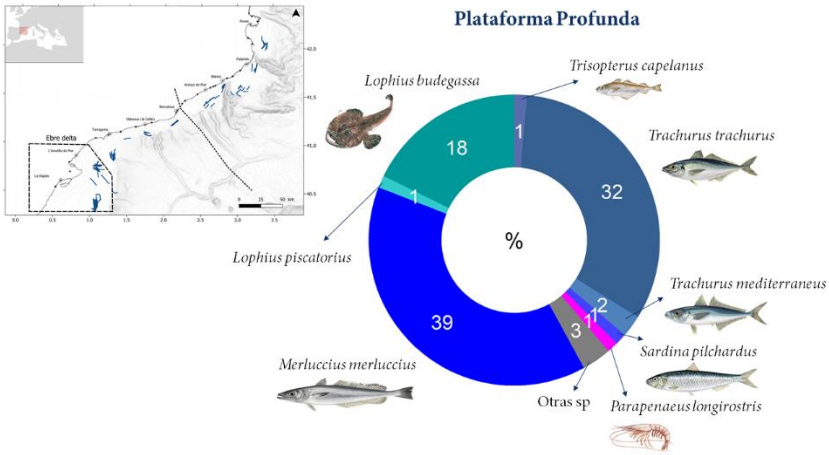


Figura 6. Principales especies descartadas por talla mínima en las pescas realizadas en la plataforma profunda.

En las pescas realizadas en el talud superior se descartaron 12 especies por talla mínima, éstas representaron el 0.7 ± 0.01 % de la biomasa (2.7 ± 0.4 kg km^{-2}). La especie más importante fue *Lepidorhombus boscii*, que representó el 45% de la biomasa descartada por talla mínima, seguida por *Lophius budegassa* (29%) y *Trachurus trachurus* (13%) (Figura 7). En el talud inferior se descartaron 8 especies por talla mínima, éstas representaron el 0.1 ± 0.02 % de la biomasa (0.05 ± 0.01 kg km^{-2}). La especie más importante al igual que en el talud inferior fue *Lepidorhombus boscii*, que representó el 57% Figura 8).

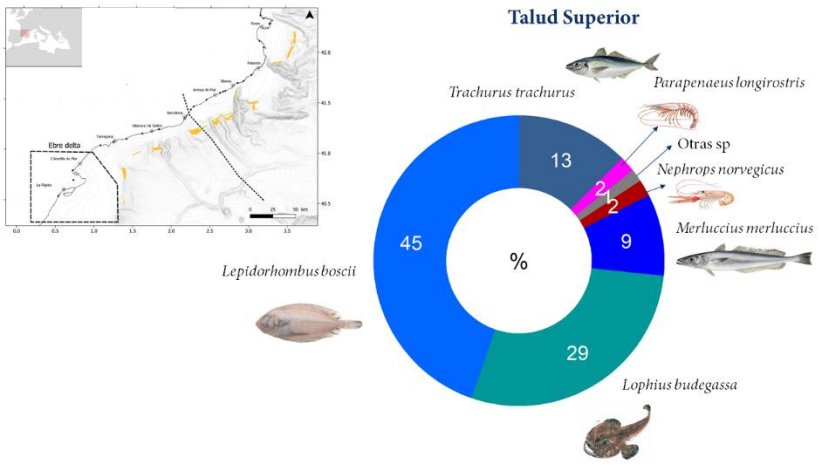


Figura 7. Principales especies descartadas por talla mínima en las pescas realizadas en el talud superior.

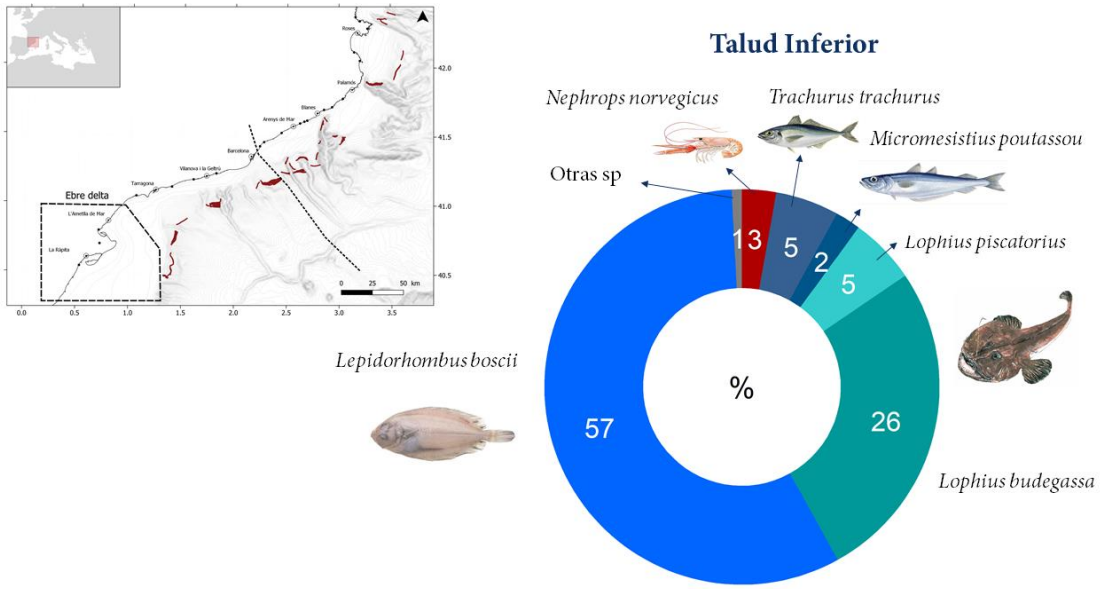


Figura 8. Principales especies descartadas por talla mínima en las pescas realizadas en el talud inferior.

Selectividad

Las simulaciones del incremento de malla cuadrada de 40 a 45 mm en los copos de las redes de arrastre para la merluza en los métiers costeros (PCP: Plataforma Costera del Delta, PMD: Plataforma Media del Delta, PC: Plataforma Costera, PP: Plataforma Profunda y TS: Talud Superior) produjeron una reducción de los descartes importantes (>50%) principalmente en los métiers de plataforma donde la merluza es una especie objetivo (plataforma media del delta y plataforma profunda). Sin embargo, las pérdidas económicas no superaron el 3% (Figura 9 y Tabla 1). Las simulaciones del incremento de malla cuadrada de 40 a 52 mm para la merluza

mostraron una reducción de los descartes similar a la observada con la malla de 45 mm aunque las pérdidas económicas fueron mayores (>20%) (Figura 9 y Tabla 1).

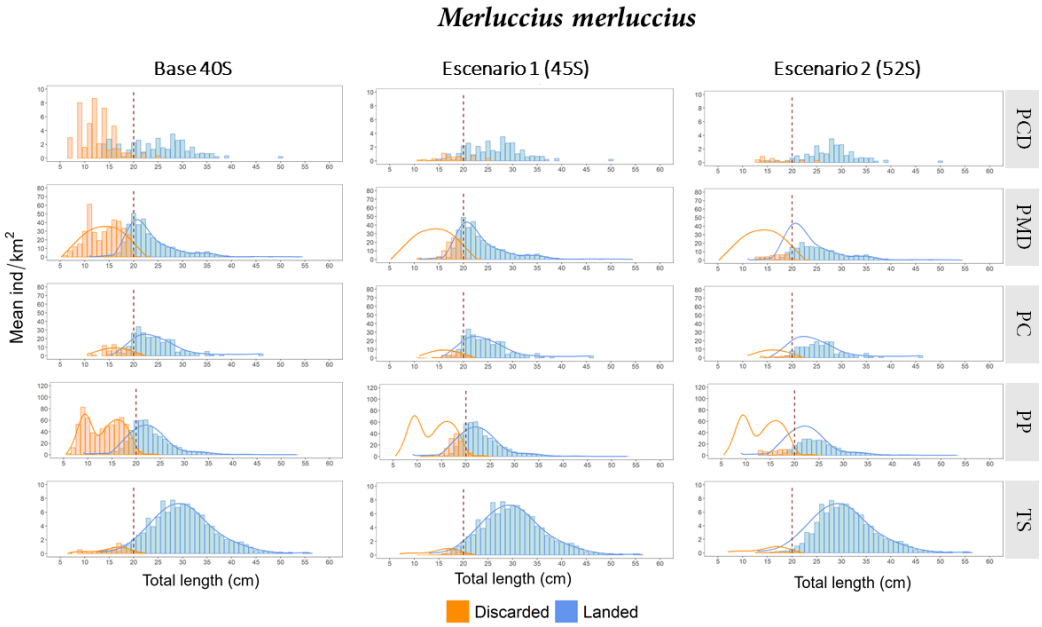


Figura 9. Histograma de frecuencia de tallas para la merluza en los métiers costeros (PCP: Plataforma Costera del Delta, PMD: Plataforma Media del Delta, PC: Plataforma Costera, PP: Plataforma Profunda, TS: Talud Superior). La primera columna muestra las frecuencias obtenidas con la malla de 40S, la segunda columna el escenario aplicando la simulación con la malla de 45S y la tercera columna muestra el escenario aplicando la simulación de la malla de 52S.

Las simulaciones del incremento de malla cuadrada de 40 a 50 mm en los copos de las redes de arrastre para la gamba roja en el métier profundo (TI: Talud inferior), mostraron una reducción de los descartes del 0.2% (valor bajo debido a que la gamba roja no suele aparecer en la fracción descartada) y un porcentaje de pérdidas económicas del 11% (Figura 10 y Tabla 1).

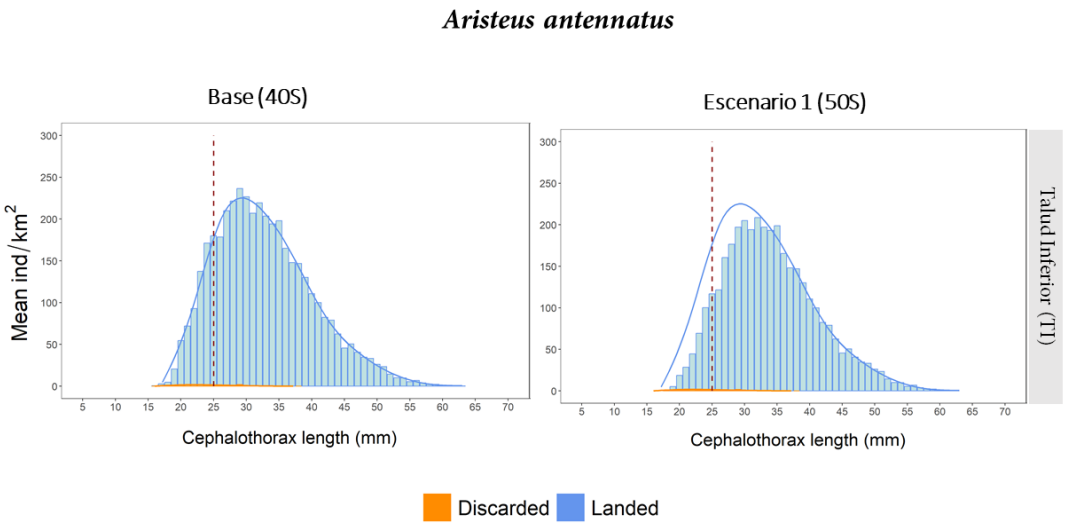


Figura 10. Histograma de frecuencia de tallas para la gamba roja en el métier profundo (TI: Talud Inferior). La primera columna muestra las frecuencias obtenidas con la malla de 40S y la segunda columna el escenario aplicando la simulación con la malla de 50S.

Tabla 1. Porcentaje de reducción de descartes y pérdidas económicas calculadas para cada escenario de selectividad calculado por métier.

Especie	Metier	Malla copo 45S		Malla copo (52S)		Malla copo (50S)	
		Reducción Descartes (%)	Pérdidas Económicas (%)	Reducción Descartes (%)	Pérdidas Económicas (%)	Reducción Descartes (%)	Pérdidas Económicas (%)
Merluza	Plataforma Costera Delta (PCD)	39.9	4.3	41.1	13.6		
	Plataforma Mediana Delta (PMD)	50.4	1.9	53.3	25.8		
	Plataforma Costera (PC)	5.6	1.0	8.0	20.4		
	Plataforma Profunda (PP)	53.1	2.7	56.2	27.8		
	Talud Superior (TS)	1.4	0.3	1.7	3.6		
Gamba Roja	Talud Inferior (TI)					0.2	11.0

Discusión

El porcentaje en biomasa de descarte debido a la captura de individuos < MCRS fue bajo 3.2%, estudios anteriores muestran resultados similares con valores de descarte por talla mínima inferiores al 10% (Blanco et al., 2023; Sánchez et al., 2004). Sin embargo, el descarte por talla mínima tiene una importante variabilidad entre años, estaciones y profundidades en las que trabaja la flota de arrastre. Esta variabilidad es debida principalmente a las variaciones espacio-temporales en el reclutamiento de las especies capturadas con los artes de arrastre. Así, en primavera-verano es la época en la que se ha observado una mayor captura de individuos < MCRS, esto coincide con el período de reclutamiento de la merluza (Recasens et al., 1998) que es una de las especies que más se descarta por talla mínima en la plataforma media del delta y plataforma profunda, dos de los métiers con mayor biomasa descartada por talla mínima. En los métiers más someros del delta del Ebre (Plataforma costera del delta) también son importantes en el descarte por talla mínima numerosas especies de espáridos como: *Pagellus acarne*, *Pagellus erythrinus*, *Sparus aurata* y *Diplodus annularis* que aumentan su presencia durante la época de primavera-verano coincidiendo con el aumento de la temperatura superficial del mar y la disponibilidad de alimento (Gordoa, 2009). Sin embargo, a más profundidad, en la plataforma mediana del delta las especies más importantes descartadas por talla mínima son los pequeños pelágicos (*Sardina pilchardus* y *Engraulis encrasicolus*). El delta del Ebre se considera un área de reclutamiento para estas dos especies (Palomera, 1992), ya que es un área muy productiva debido al aporte de materia orgánica del rio Ebre (Lloret et al., 2004).

El uso de malla de 45 mm cuadrada en el copo de las redes de arrastre reduciría la captura de individuos de merluza por debajo de la MCRS, principalmente en los métiers de plataforma en los que esta especie recluta, por debajo de los 200 m en los métiers de talud la reducción es prácticamente nula debido a que en estas profundidades se encuentran mayoritariamente individuos grandes (Bahamon et al., 2024). La mejora de la selectividad de 40 a 45 mm cuadrada en las pescas costeras reduce principalmente el descarte, sin embargo, las pérdidas económicas

son bajas (< 3%). En contraste, si comparamos con la malla de 52 mm cuadrada, la reducción de los descartes es muy similar a la de 45 mm cuadrada pero las pérdidas económicas son mayores (> 20%) (Ferragut-Perelló et al., 2023). Para las pescas en el métier profundo el uso de mallas de 50 mm cuadradas reduce las capturas por debajo de la talla mínima (25 mm) para la gamba roja. Es posible que tras la aplicación de las medidas de selectividad se produzca una reducción en los ingresos debido a la reducción de la captura, sin embargo, tras varios años de aplicación se esperaría una mejora debido a la reducción en la captura de juveniles, lo cual favorece el reclutamiento de las especies objetivo (Bahamon et al., 2007). Así, la mejora en la selectividad en la malla del copo de 40 a 45 mm en métiers de costa y de 40 a 50 mm en el métier de profundidad, puede suponer una importante reducción en la captura de individuos inmaduros manteniendo los ingresos económicos, aunque los resultados de la aplicación de esta medida previsiblemente no se observarán de forma inmediata y tendrán un impacto que variará de forma considerable según las diferentes especializaciones pesqueras (métiers).

Referencias

Bahamon, N., Recasens, L., Sala-coromina, J., Calero, B., Garcia, J.A., Rotllant, G., Maurer, A., Rojas, A., Muth, L., Quevedo, J., Vigo, M., 2024. Selectivity-based management for reversing overexploitation of demersal fisheries in North-western Mediterranean Sea. Mar. Policy 165, 106185. https://doi.org/10.1016/j.marpol.2024.106185

Bahamon, N., Sarda, F., Suuronen, P. 2007. Potential benefits from improved selectivity in the northwest Mediterranean multispecies trawl fishery. ICES J. Mar. Sci. 64, 757–760.

Bellido, J.M., Santos, M.B., Pennino, M.G., Valeiras, X., Pierce, G.J., 2011. Fishery discards and bycatch: Solutions for an ecosystem approach to fisheries management? Hydrobiologia 670, 317–333. https://doi.org/10.1007/s10750-011-0721-5

Blanco, M., Nos, D., Lombarte, A., Recasens, L., Company, J.B., Galimany, E., 2023. Characterization of discards along a wide bathymetric range from a trawl fishery in the NW Mediterranean. Fish. Res. 258, 106552. https://doi.org/10.1016/j.fishres.2022.106552

Demestre, M., Sánchez, P., Abello, P., 2000. Demersal fish assemblages and habitat characteristics on the continental shelf and upper slope of the north-western Mediterranean. J. Mar. Biol. Assoc. United Kindom 80, 981–988.

Ferragut-Perello, F., Vasapollo, C., Valls, M., Farriols, M.T., Massut, E., Guijarro, B., Joher, S., Bibiloni-socias, M., Ordines, F., 2023. Effects of the implementation of T90 extension and 52 mm square mesh codend on the bottom trawl hake fi shery of the north western Mediterranean 1–15. https://doi.org/10.3389/fmars.2023.1035448

Gordoa, A., 2009. Estuarine , Coastal and Shelf Science Characterization of the infralittoral system along the north-east Spanish coast based on sport shore-based fishing tournament catches. Estuar. Coast. Shelf Sci. 82, 41–49. https://doi.org/10.1016/j.ecss.2008.11.024

Gorelli, G., Blanco, M., Sardà, F., Carretón, M., Company, J.B., 2016. Spatio-temporal variability of discards in the fishery of the deep-sea red shrimp Aristeus antennatus in the

northwestern Mediterranean Sea : implications for management. Sci. Mar. 80, 1–10.

Grazia Pennino, M., Muñoz, F., Conesa, D., López-Quílez, A., Bellido, J.M., 2014. Bayesian spatio-temporal discard model in a demersal trawl fishery. J. Sea Res. 90, 44–53. https://doi.org/10.1016/j.seares.2014.03.001

Hall, M.A., Alverson, D.L., Metuzals, K.I., 2000. By-catch: Problems and solutions. Mar. Pollut. Bull. 41, 204–219. https://doi.org/10.1016/S0025-326X(00)00111-9

Hilborn, R., 2011. Future directions in ecosystem based fisheries management: A personal perspective. Fish. Res. 108, 235–239. https://doi.org/10.1016/j.fishres.2010.12.030

ICATMAR, 2023. Fisheries advisory report for the Northern GSA 6 2023 (ICATMAR, 23-09). Barcelona. https://doi.org/10.57645/10.8080.05.6

Lloret, J., Palomera, I., Salat, J., 2004. Impact of freshwater input and wind on landings of anchovy (Engraulis encrasicolus) and sardine (Sardina pilchardus) in shelf waters surrounding the Ebre (Ebro) River delta (north-western Mediterranean). Fish. Oceanogr. 13, 102–110.

Muntadas, A., Demestre, M., De Juan, S., Frid, C.L.J., 2014. Trawling disturbance on benthic ecosystems and consequences on commercial species: a northwestern Mediterranean case study. Sci. Mar. 78, 53–65. https://doi.org/10.3989/scimar.04024.19a

Palomera, I., 1992. Spawning of anchovy Engraulis encrasicolus in the Northwestern Mediterranean relative to hydrographic features in the region. Mar Ecol Prog Ser 79, 215–223.

Recasens, L., Lombarte, A., Morales-Nin, B., Torres, G.J., 1998. Spatiotemporal variation in the population structure of the European hake in the NW Mediterranean. J. Fish Biol. 53, 387–401. https://doi.org/10.1006/jfbi.1998.0709

Sánchez, P., Demestre, M., Mart, P., 2004. Characterisation of the discards generated by bottom trawling in the northwestern Mediterranean. Fish. Res. 67, 71–80. https://doi.org/10.1016/j.fishres.2003.08.004

Plan de gestión del chanquete (*Aphia minuta*) en la región de Murcia

José Peñalver, Emilio María-Dolores, Francisco J. Murcia, Obdulia Gómez, Emilio Romero, Antonio Cárcel, Miguel A. Carrión, Carlos J. García y Elvira Viuda.

Servicio de Pesca y Acuicultura. Dirección General de Producción Agrícola, Ganadera y Pesquera. Consejería de Agua, Agricultura, Ganadería y Pesca. jose.penalver2@carm.es.

Resumen

La pesca del chanquete es una pesquería artesanal, tradicional y sostenible con un elevado impacto económico para el sector de artes menores de la Región de Murcia. Las características morfológicas y ecológicas de la especie objetivo exigen el uso de un arte de pesca y unas maniobras de faenado no permitidas en el Reglamento 1967/2006. Por tal motivo, se solicitó a la Comisión Europea determinadas excepciones para esta pesquería en lo referente a luz de malla, así como de la distancia a costa y profundidad marina mínima, implementándose un Plan de Gestión. Después de 12 años de aplicación del Plan de Gestión de la pesca del chanquete en la Región de Murcia, el presente trabajo demuestra y justifica, en base a los datos científicos obtenidos en el plan de monitorización, la necesidad de la excepción al Reglamento (CE) 1967/2006 en lo referente a luz de malla, así como de la distancia a costa y profundidad marina mínima.

Introducción

La pesca del chanquete es una pesquería artesanal, tradicional y sostenible con un elevado impacto económico para el sector de artes menores de la Región de Murcia. Las características morfológicas y ecológicas de la especie objetivo exigen el uso de un arte de pesca y unas maniobras de faenado no permitidas en el Reglamento 1967/2006. Por tal motivo, se solicitó a la Comisión Europea determinadas excepciones para esta pesquería en lo referente a luz de malla, así como de la distancia a costa y profundidad marina mínima, implementándose un Plan de Gestión.

La Dirección General de Agricultura, Ganadería, Pesca y Acuicultura de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia presentó un plan de gestión específico, acogiéndose a la normativa comunitaria, con el fin de poder continuar la pesca de chanquete en esta Región, debido a su carácter tradicional y su gran repercusión social y económica en el sector pesquero de artes menores.

El “Plan de gestión para la pesca tradicional del chanquete (*Aphia minuta*) en aguas de la Región de Murcia, España”, fue remitido el 17 marzo del 2012, acogiéndose a las excepciones que contempla el Reglamento 1967/2006 en sus artículos 4, 9 y 13, el cual fue evaluado por la Secretaría General de Pesca del Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, siendo posteriormente enviado a la Comisión Europea.

- Según el artículo 4, en el apartado 1, queda prohibida la pesca con redes de arrastre, dragas, artes de trampa, redes de cerco con jareta, redes de tiro desde embarcación, jábegas o redes similares por encima de los lechos de vegetación marina constituida, en particular, por *Posidonia oceanica* u otras fanerógamas marinas, si bien para las redes de tiro, si no arrastran por encima de la pradera podrán solicitarse excepciones.

- El tamaño de la red queda reflejado en el artículo 9 del citado Reglamento, si bien un estado miembro podrá permitir una excepción para las redes de tiro desde embarcación y las jábegas incluidas en un plan de gestión, tal como se dispone en el artículo 19, y siempre que la pesquería en cuestión sea altamente selectiva, tenga un efecto insignificante en el medio ambiente marino.

- Por otro lado, el artículo 13, apartado 1, prohíbe el uso de artes remolcados a menos de 3 millas náuticas de la costa o antes de la isobata de 50 metros cuando esta profundidad se alcance a una distancia menor de la costa. Sin embargo, a petición de un Estado miembro, la Comisión puede autorizar una exención de dicha prohibición, siempre que se cumplan una serie de condiciones contempladas en el artículo 13, apartados 5 y 9.

La excepción solicitada fue finalmente autorizada por el Reglamento de Ejecución (UE) Nº 773/2013 de la Comisión de 12 de agosto de 2013 por el que se establece una exención a lo dispuesto en el Reglamento (CE) Nº 1967/2006 del Consejo en lo concerniente a la distancia mínima de la costa y la profundidad marina mínima en el caso de las redes de tiro desde embarcación para la pesca de chanquete (*Aphia minuta*) en determinadas aguas territoriales de España (Murcia), publicada en el DOUE de 13 de agosto de 2013.

Con posterioridad, se aprobaron otras dos prórrogas: mediante el Reglamento de Ejecución (UE) 2017/677 de la Comisión, de 10 de abril de 2017, publicada en el DOUE de 11 de abril de 2017 y a continuación el Reglamento de Ejecución (UE) 2020/1242 de la Comisión de 1 de septiembre de 2020 (DOUE de 2 de septiembre de 2020). Cumplidos los requisitos impuestos por la Comisión Europea, vistos los resultados favorables de la aplicación del Plan de Gestión, se procedió a solicitar una nueva prórroga de la excepción, para lo cual fueron remitidos en tiempo y forma a la Autoridad Competente de la Unión Europea los distintos Informes anuales de seguimiento científico del Plan de Gestión para la pesca tradicional del chanquete (*Aphia minuta*) en aguas de la Región de Murcia desde la campaña 2019-2020 hasta la 2022-2023. Como resultado, se publicó el Reglamento de Ejecución (UE) 2023/2230 de la comisión de 25 de octubre de 2023 por el que se prorroga la excepción a lo dispuesto en el Reglamento (CE) Nº 1967/2006 del Consejo en lo concerniente a la distancia mínima de la costa y la profundidad mínima permitidas en el caso de las redes de tiro desde embarcación para la pesca de chanquete (*Aphia minuta*) en las aguas territoriales españolas de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia.

La normativa regional que regula la aplicación del Plan de Gestión es la Orden de 21 de septiembre de 2023, de la Consejería de Agua, Agricultura, Ganadería y Pesca, por la que se regula la pesquería del chanquete (*Aphia minuta*) en aguas interiores de la Región de Murcia (BORM de 26 de septiembre de 2023).

En el presente trabajo se describen los fundamentos del Plan de Gestión, la metodología de trabajo, así como principales resultados.

Medidas de gestión

1. Limitación del número de embarcaciones y características técnicas

El Plan de Gestión del Chanquete estableció una lista única de embarcaciones autorizadas para la pesca de esta especie. Para ello se crea el censo de embarcaciones autorizadas a practicar la pesquería del chanquete en la Región de Murcia, en el que se incluyen a las embarcaciones inscritas en la modalidad de artes menores del Censo Nacional de la Flota Pesquera Operativa Española que cumplan con los siguientes requisitos:

a) No superar los 12 metros de eslora y tener una potencia máxima de 116 CV.

b) Acreditar una habitualidad en la pesca del chanquete de al menos 5 años diferentes.

Además, este Plan de Gestión impide que esta pesquería de artes menores pueda ser simultaneada con otros tipos de artes del censo de polivalentes en artes menores. Con ello disminuye la presión pesquera sobre otras especies objetivo de la flota de artes menores. Cualquier organismo capturado distinto a la especie objetivo o especies autorizadas (chanquete, bacón y góbido de cristal) deberá ser devuelto inmediatamente al mar, quedando prohibido su comercialización.

Para poder ejercer la pesquería del chanquete las embarcaciones han de llevar instalado y mantener operativo el sistema de localización TETRAPES, regulado por el Decreto nº 32/2016, de 4 de mayo.

El censo de embarcaciones autorizadas para practicar esta pesquería es el que se recoge como Anexo II de la Orden de 21 de septiembre de 2023, de la Consejería de Agua, Agricultura, Ganadería y Pesca, por la que se regula la pesquería del chanquete (*Aphia minuta*) en aguas interiores de la Región de Murcia.

2. Estructura y dimensiones de la jábega rebajada

Para la captura del chanquete solamente se podrá utilizar el arte de tiro desde embarcación denominado “jábega rebajada”. La jábega rebajada es un arte de tiro desde embarcación formada por dos bandas y un copo, con las siguientes características:

- Longitud de cada banda 80 metros como máximo.
- Longitud del copo 15 metros como máximo.
- Luz de malla del copo: no inferior a 4 milímetros.

3. Establecimiento de periodo de veda

Se establece un periodo de veda biológica no subvencionada para el chanquete en la Región de Murcia que abarca desde el 16 de marzo hasta el 15 de diciembre. Viene regulado en el artículo 2 de la Orden de 21 de septiembre de 2023, de la Consejería de Agua, Agricultura, Ganadería y Pesca, por la que se regula la pesquería del chanquete (*Aphia minuta*) en aguas interiores de la Región de Murcia. La Dirección General de la Producción Agrícola, Ganadera y Pesquera puede suspender total o parcialmente la campaña en las siguientes circunstancias:

a) Cuando los indicadores técnicos detecten un estado del recurso que comprometa su viabilidad.

b) Cuando se detecte la presencia de alevines de otras especies distintas a la especie objetivo, con excepción del bacón (*Pseudaphya ferreri;* De Buen & Fage, 1908) y del góbido de cristal (*Crystallogobius linearis;* Düben, 1845), en cantidades inasumibles desde el punto de vista de gestión del recurso. A tal efecto, se estable un límite de descartes del 5 % (suma de especies no comerciales y especies comerciales de talla antirreglamentaria).

c) Cuando se compruebe la presencia de porcentaje de hembras ovadas de la especie objetivo superior al 50%.

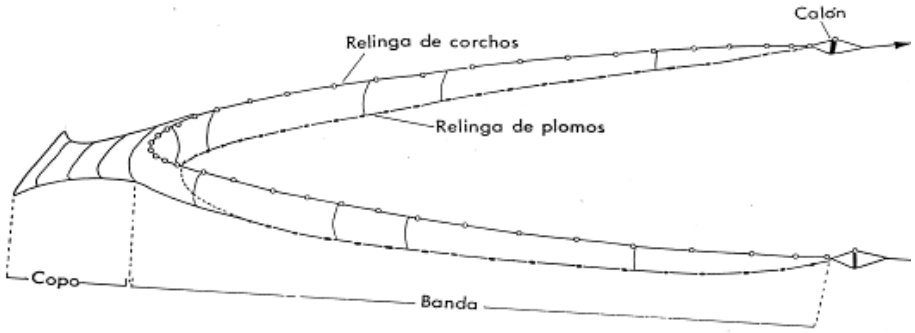


Figura 1. Esquema de jábega rebajada

4. Limitaciones horario y zonas de descarga

La utilización del arte «jábega rebajada» se realizará de lunes a viernes, quedando prohibido hacerse a la mar los sábados, domingos y días festivos regulados en el calendario laboral regional. El horario de pesca para la captura de la especie se establece desde la salida de puerto, que será a partir de las 08:00 horas y hasta la entrada a puerto que será a las 17:00 horas.

El desembarque de las capturas se realizará exclusivamente en los siguientes puertos o puntos de control autorizados: Cartagena, Mazarrón, Águilas, San Pedro del Pinatar y Cabo de Palos. Si la descarga no se realiza en el mismo lugar en el que se va a efectuar la primera venta, el pescado deberá ir acompañado por la preceptiva documentación de transporte hasta la lonja de primera venta. Todas las capturas de chanquete tendrán la obligación de pasar por lonja de primera venta, independientemente de la cantidad.

5. Limitación capturas por campaña

La pesquería del chanquete en la Región de Murcia es una actividad extractiva sostenible como se observa al comprobar la evolución histórica de las capturas. Sin embargo, el esfuerzo pesquero tiene un papel modulador importante sobre el stock de la población, especialmente si es excesivo pudiendo comprometer la sostenibilidad del recurso, por lo que se considera fundamental establecer un límite máximo de capturas por temporada. A tal efecto, se había fijado un tope máximo de capturas por temporada, definido en el percentil 75% de la serie histórica de capturas entre 2001 y 2010, lo cual daba un límite de 20 toneladas.

Sin embargo, desde la campaña 2023-2024, siguiendo las recomendaciones del STEFC ((STECF-PLEN-23-01): "*Review of a national management plan for boat seines in certain territorial waters of Spain (Murcia)*, se actualizó este valor considerando los datos disponibles de la serie histórica de 2001 a 2023. El volumen total de capturas por campaña, con el nuevo cálculo, se sitúa en 18.000 kg. (18.0 Tm). Su superación implica el cierre de dicha campaña pesquera hasta la siguiente temporada.

6. Umbral mínimo de esfuerzo pesquero

El esfuerzo pesquero (CPUE), medido como capturas/barco/día representa un indicador muy válido para comprobar el estado del recurso y su evolución a lo largo de la temporada de pesca. Si el valor de CPUE es excesivamente bajo indica, de forma precoz, que el stock del recurso es bajo o al menos moderado, por lo que se deben instaurar medidas para la sostenibilidad. De no alcanzarse el umbral mínimo mensual, se reducirá el esfuerzo pesquero un día a la semana al mes siguiente. Si tomada esta medida se sigue sin alcanzar el umbral mínimo, se procederá a cerrar la pesquería. Para determinar el umbral medio mensual de capturas por barco y día se dividirá el total de capturas entre el sumatorio de las jornadas de pesca ejercidas por las embarcaciones.

Para su cálculo se aplica al CPUE total por campaña de las 10 últimas campañas (definido en el percentil 25% de la serie 2013/2014 hasta 2022/2023). Se ha obtenido un valor 18,5 kg/barco/día. Se aplica el mismo valor para los tres meses de campaña: 18,5 kg/barco/día.

7. Limitación de capturas por barco y día

Por iniciativa del sector pesquero se acordó poner un cupo de pesca diaria de chanquete de 35 kg para embarcaciones de dos tripulantes. Así mismo se acordó que, las embarcaciones que lleven dados de alta y a bordo 3 o más tripulantes, tendrán un cupo diario de 45 Kg. Esta iniciativa ha sido incorporada en las modificaciones del Plan de Gestión, tiene la finalidad de regular el mercado, tratando de evitar una oferta excesiva de producto que ocasione un desplome del precio. Comenzó a aplicarse en el año 2014, resultando su aplicación muy efectiva, por lo que esta medida ha sido incorporada a las distintas órdenes que regulan la pesquería.

En la reunión del Comité de Cogestión de 12 de junio de 2023, el sector pesquero ha acordado solicitar un incremento de estas cuotas diarias, para poder así hacer frente al incremento de gastos directos e indirectos de su actividad, considerándose que este incremento no va a tener un impacto significativo sobre el stock de la especie objetivo. Se acordó un cupo de pesca diaria de chanquete de 40 kg para embarcaciones de dos tripulantes, mientras que las embarcaciones que lleven dados de alta y a bordo 3 o más tripulantes, tendrán un cupo diario de 50 Kg.

8. Documento de captura de chanquete

Las embarcaciones autorizadas para la pesca del chanquete están obligadas a cumplimentar el documento de capturas, cuyo modelo se contiene en el Anexo III de la orden de pesca del chanquete en la Región de Murcia, en el que se reflejarán los datos del barco, puerto de salida y regreso en cada jornada de pesca, hora de salida y regreso a puerto y fecha. Para cada lance de pesca se anotará, además, la hora, la posición GPS, la profundidad y la captura en kilogramos.

El documento de captura será entregado en la lonja pesquera como requisito previo a la comercialización de las capturas. Los concesionarios de las lonjas de primera venta no podrán autorizar ninguna venta de chanquete sin verificar previamente la existencia de dicho documento. Las lonjas de primera venta remitirán diariamente al Servicio de Pesca y Acuicultura los documentos de captura mediante soporte informático.

9. Duración de excepción

La duración de la vigente excepción es hasta el 1 de marzo de 2026 y se recoge en el artículo 3 del Reglamento de Ejecución (UE) 2023/2230 de 25 de octubre de 2023 por el que se prorroga la excepción a lo dispuesto en el Reglamento (CE) Nº 1967/2006 del Consejo en lo concerniente a la distancia mínima de la costa y la profundidad mínima permitidas en el caso de las redes de tiro desde embarcación para la pesca de chanquete (*Aphia minuta*) en las aguas territoriales españolas de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia.

Medidas de cogestión

Con la finalidad de incrementar la colaboración y el flujo de información entre la administración y el sector pesquero, se creó mediante la Orden de 25 de noviembre de 2016, de la Consejería de Agua, Agricultura y Medio Ambiente, por la que se regula la pesquería del chanquete (*Aphia minuta*) en aguas interiores de la Región de Murcia, una Comisión de Cogestión formada por el Servicio de Pesca y Acuicultura, las Cofradías de Pescadores y la Federación Murciana de Cofradías de Pescadores. Esta figura se mantiene de igual manera en la actual Orden de 21 de septiembre de 2023.

La Comisión de Cogestión es convocada de forma ordinaria por el Servicio de Pesca y Acuicultura en las siguientes ocasiones:

- En los 10 días siguientes a la finalización de cada mes de campaña, a fin de que se expongan las incidencias y propuestas de mejora.

- Una vez finalizada la campaña para exponer los aspectos más destacados del Informe Anual de Seguimiento.

- En el mes anterior al inicio de cada campaña.

Además, la Comisión puede ser convocada extraordinariamente a petición de cualquiera de las partes.

La Comisión puede convocar a las reuniones a organismos científicos y organizaciones ambientales.

Plan de monitorización y control

El Plan de Monitorización consta de los siguientes apartados:

1. Control Administrativo de la flota
2. Estudio estadístico de las notas de venta
    - 2.1. Capturas
    - 2.2. Esfuerzo pesquero

2.3. Datos socioeconómicos

3. Estudio de los documentos de control de chanquete

4. Embarque científico e inspección pesca chanquete

5. Muestreos en puerto y lonja

6. Seguimiento datos oceanográficos

7. Resultados Inspección Pesquera en referencia al chanquete

8. Análisis biológico de los muestreos.

8.1. Parámetros biológicos

8.2. Valoración especies accesorias

8.3. Monitorización impacto sobre fondo marino

Conclusiones campaña 2023/2024

El Plan de Gestión del Chanquete (*Aphia minuta*) en aguas interiores de la Región de Murcia establece la realización de una serie de inspecciones y controles sobre esta pesquería, los cuales se concretan en la Orden de 21 de septiembre de 2023 de la Consejería de Agua, Agricultura, Ganadería y Pesca, por la que se regula la pesquería del chanquete en la Región de Murcia. Se especifica el tipo de inspecciones que se deben realizar y su frecuencia, así como la realización de un Seguimiento Científico que se detallan en el Anexo IV de dicha Orden. Anualmente se desarrollan todos y cada uno de los controles e inspecciones comprometidos, con implicación de un considerable equipo humano y logístico.

La temporada de pesca de chanquete 2023-2024 en la Región de Murcia la han llevado a cabo un total de 23 embarcaciones de las 27 que potencialmente se pueden autorizar a través del Plan de Gestión. La media de jornadas de pesca para los 23 barcos fue de 28,1 con un mínimo de 2 y un máximo de 41 jornadas. El total de jornadas de pesca realizadas por los 23 barcos fue de 647, de ellas 310 (47,9%) en el primer mes, 273 (42,2%) el segundo mes y 64 (9,9%) el tercero. El bajo número de jornadas el último mes de campaña se debe a que se cerró prematuramente la campaña ya que se alcanzó el máximo de capturas permitido por el Plan de Gestión para toda la campaña de 18 toneladas. Esta campaña se ha modificado el periodo de pesca, manteniéndose los tres meses de pesca, pero en vez de comenzar el 1 de diciembre, se inició el 16 de diciembre.

Las capturas totales de chanquete en la Región de Murcia en la campaña 2023-2024 fueron de 17.879 kilogramos, por lo que prácticamente se ha alcanzado el máximo de capturas autorizado para toda la campaña, de hecho, no se ha alcanzado porque se cerró la campaña prematuramente y además los días previos al cierre definitivo se limitó las capturas máximas por embarcación para no sobrepasar las 18 toneladas permitidas en el Plan de Gestión. Esta campaña el límite de capturas se ha reducido, pasando de 18,2 a 18 toneladas. La media de capturas de toda la serie histórica desde la implementación del Plan de Gestión (2012-2024) es de 11.227, por lo que la presente campaña está muy por encima de dicha media. Respecto a la distribución mensual, el primer mes tuvo unas capturas 9.405 kg, disminuyendo el segundo mes (7.275 kg) y 1.199 el tercero, que como se ha comentada se cerró la pesquería prematuramente. Referente a la comercialización, predominio de la Lonja de Cartagena, comercializando el 58,8%

del total regional, frente al 21,6% de Lo Pagán, el 13,7% de Mazarrón y el 5,6 de Águilas. De forma puntual se realizó una venta en lonja de Santa Pola en Alicante de 44,6 kg.

El CPUE global (medido mensualmente como kg/jornadas de pesca) de la campaña se situó en 27,63. Este parámetro no se contempla en el actual Plan de Gestión como un indicador técnico para la toma de decisiones, pero en cualquier caso es uno de los valores más elevados de la serie histórica. Respecto a los valores mensuales, el primer mes fue de 30,34, el segundo mes 26,65 y de 18,50 el tercero (en varias jornadas de las que se pescó se limitó el máximo de capturas a 20 kg por embarcación para no sobrepasar el límite de capturas de toda la campaña). Esta campaña se ha unificado para los tres meses de pesca el mismo valor de CPUE, situándose en 18,5 kg barco y día. Por tanto, dicho umbral se ha sobrepasado ampliamente los tres meses de campaña.

El valor económico de las capturas de chanquete en la Región de Murcia en la campaña 2023-2024 fue de 314.799,6 euros. Destaca el primer mes, con 175.050 euros, mientras que el segundo fueron 113.596 y 26.153 el tercero. El precio medio en lonja de primera venta se situó en 17,61 euros kilo, siendo su evolución a través de los tres meses de campaña: 18,61; 15,61 y 21,81. La presente campaña se han obtenido unos precios por kilogramo muy bajos, pues a la abundancia de capturas se ha unido el factor de la presencia de bacón (*P. ferreri*) mezclado que siempre disminuye el precio de venta. La media de ingresos por barco se situó en 13.466 euros para toda la campaña, estimándose unos ingresos brutos medios por jornada de pesca de 648 euros para cada embarcación.

Al considerar las ventas anuales en el año 2023 de las embarcaciones que han practicado esta pesquería (considerando los datos del año natural, no de la campaña), se puede apreciar la importancia económica que para algunas embarcaciones tiene el mantenimiento de esta actividad pesquera: si consideramos exclusivamente el peso, esta especie supone un porcentaje bajo, del 7,14%, sin embargo la media del valor económico relativo de la pesca del chanquete respecto al total de las ventas de los barcos de artes menores que han realizado la pesquería es superior al 24,8%.

Las Medidas de Cogestión constituyen una herramienta de futuro imprescindible para poder gestionar las pesquerías tradicionales y que presentan peculiaridades como es el caso del chanquete. La implicación del sector pesquero en el diseño e implementación de este tipo de medidas es básica y este año se ha materializado con las reuniones periódicas del Comité de Cogestión. Con la finalidad de incrementar la colaboración y el flujo de información entre la administración y el sector pesquero, la Orden de 21 de septiembre de 2023, de la Consejería de Agua, Agricultura, Ganadería y Pesca, por la que se regula la pesquería del chanquete (*Aphia minuta*) en aguas interiores de la Región de Murcia, implementa una Comisión de Cogestión formada por el Servicio de Pesca y Acuicultura, las Cofradías de Pescadores y la Federación Murciana de Cofradías de Pescadores. Esta campaña se han realizado todas las reuniones periódicas establecidas en dicha orden lo cual ha permitido una cogestión ágil y dinámica. Todas las reuniones se han realizado vía telemática.

Este año se han aplicado las medidas consensuadas en el Comité de Cogestión de la pasada campaña: retrasar 15 días el periodo de pesca, incrementar en 5 kilos el cupo diario por barco, disminuir el total de capturas por campaña e introducir nuevos parámetros de gestión (porcentaje de hembras ovadas).

Las embarcaciones autorizadas para la pesca del chanquete están obligadas a cumplimentar el documento de capturas en el que se reflejarán los datos del barco, puerto de salida y regreso en cada jornada de pesca, hora de salida y regreso a puerto y fecha. Para cada lance de pesca se anota, además, la hora, la posición GPS, la profundidad y la captura en kilogramos, lo cual ha permitido obtener una gran cantidad de información sobre esta pesquería. El número total de lances fue 2.097. La media de kg por lance es respectivamente para cada mes de campaña de 9,3; 8,0 y 5,7, obteniéndose un valor medio para toda la campaña de 8,3 kg por lance. Con un precio medio del kg de chanquete (17,761 euros), podemos estimar el valor económico medio de cada lance 146,2 euros. La profundidad en la que se han realizado los lances ha sido inferior a 24 m en el 99,3% de los casos la presente temporada. En el histórico, desde la campaña 2012/2013 (> de 18.700 lances), el 99,4% de los lances se han realizado a menos de 26 m y el 100% a menos de 44 m de profundidad. Estos hechos justifican la excepción respecto a la profundidad y la distancia a costa recogidas en el Plan de Gestión. La gran mayoría de las capturas se ha realizado en la zona de San Pedro del Pinatar. En la presente campaña se han incrementado el número de lances en las zonas de Cartagena, Mazarrón y Águilas.

En el conjunto de los 41 muestreos se obtuvieron para su análisis un total de 2.460 ejemplares de peces englobados dentro de la denominación genérica de “chanquete”. El peso medio de los ejemplares se sitúa en 132 mg, lo cual indica la pequeña biomasa de los ejemplares de estas especies. Con este peso medio, el número de ejemplares por kg sería de forma aproximada unos 7.530 ejemplares. Siguiendo con esta estimación, como en la campaña 2023-2024 se han capturado 17.879,1 kg, podemos calcular que de forma global se han capturado unos 134,6 millones de ejemplares. Desde la implementación del Plan de Gestión se han analizado 29.356 ejemplares, con una media de peso de 119,8 mg.

El tamaño medio esta campaña fue de 28,7 mm, lo cual justifica la necesitad de la excepción solicitada en el Plan de Gestión en referencia al tamaño de la luz de malla en la captura artesanal de estas especies. Los ejemplares muy pequeños (<15 mm) son capaces de escaparse del arte de pesca. Al avanzar la campaña se produce un incremento de tamaño (y de peso) de los ejemplares al incrementarse el porcentaje de ejemplares adultos y en reproducción. En cualquier caso, el tamaño medio de *Aphia minuta* (30,1 mm), es considerablemente mayor que el de *Pseudaphia ferreri* (24,5 mm) y que *Crystallogobius linearis* que fue en ambos de 22,2 mm. Desde la implementación del Plan de Gestión se han analizado 29.356 ejemplares, con una talla media de 27,7 mm.

Presencia de tres especies: el chanquete propiamente dicho (*Aphia minuta*), el bacón (*Pseudaphia ferreri*) y el góbido de cristal (*Crystallogobius linearis*). El porcentaje de *A. minuta* ha sido muy superior (77,7) al de las otras dos especies: bacón 17,0 y para el góbido de cristal un porcentaje superior a otros años, del 5,2%. Estos valores son muy variables entre las distintas campañas. Cuando se calculan estos porcentajes para el conjunto de la serie histórica (campañas 2012-2024, 29.356 ejemplares) los porcentajes son de 82,8 para el chanquete, 14,3 del bacón y 2,9 para el góbido de cristal.

La especie chanquete, al igual que ocurre con el bacón y con el góbido de cristal, no tienen una única época de puesta en el Litoral de la Región de Murcia, concentrándose las puestas al menos en dos épocas: febrero-abril y septiembre-octubre, si bien es posible que se produzcan otras

puestas de menor importancia. La medida de gestión establecida en el Plan de Gestión del chanquete en la Región de Murcia por la cual se establece un periodo de veda desde mediados de mes de marzo hasta finales de noviembre garantiza que se pueda realizar parte de la puesta de la primera época sin interacción con la pesca, así como garantizar de forma íntegra la puesta otoñal.

El ciclo de vida de estas especies está condicionado por la temperatura del agua. Nuestros datos han demostrado una correlación negativa estadísticamente significativa entre la temperatura del agua y las capturas en el mes de diciembre. En invierno y primavera se sitúan en profundidades comprendidas entre los 5 y los 40 metros, donde encuentran una temperatura adecuada (13 y 16 ºC), llevando a cabo la reproducción sobre bancos de arena y grava. Los meses de verano y otoño se desplazan hacia aguas más profundas buscando la temperatura adecuada. No tienen un único pico reproductivo, pues tienen dos épocas de reproducción importantes (en primavera y en otoño, no descartando otros momentos de freza) y por lo que la fase reproductiva de otoño se realiza en aguas profundas, y por tanto lejos de la costa y fuera totalmente de la época y zona de la pesquería.

El porcentaje de pesca accesoria, en número de ejemplares, respecto al total se sitúa en el 0,012 %. Respecto al porcentaje en peso, es del 3,39 %. En el conjunto histórico (2012-2024) los valores son de 0,33 y 7,98 respectivamente. Al restar al total de pesca accesoria el muy escaso número de ejemplares de especies comerciales de talla adecuada, podemos hablar de un porcentaje de descartes del 0,007 % en número y del 1,16 % en peso. Si lo comparamos con el histórico: 0,32 del número y 4,79 del peso Estos niveles son bastante bajos y se encuentran en consonancia con los descritos por otros estudios en Italia, en las Islas Baleares y las campañas previas en Murcia. Los niveles de descartes hallados en el presente estudio cumplen con los criterios de Unión Europea. Además, la mayoría de ejemplares de especies accesorias son liberados vivos en perfectas condiciones.

El porcentaje de ejemplares de pesca accesoria que tienen establecida talla legal y esta no se alcanza es del 0,003 en número y del 0,52 en peso. Estos valores para la serie histórica 2012-2024 son respectivamente del 0,16 y del 1,86.

No se ha hallado ningún ejemplar de especies protegidas dentro de la pesca accesoria.

La viabilidad de las especies que se pescan de forma accesoria al devolverlos al mar es muy elevada, siendo un arte de pesca muy poco lesiva para los peces. De los 14 lances muestreados, se comprobó la presencia de especies accesorias en 9, liberándose al mar todos los ejemplares vivos en 8 de los lances. Se liberaron vivos y viables el 96,7% de los ejemplares de pesca accesoria. En la serie histórica (2013-2024) el porcentaje de liberados vivos es del 97,05. Respecto al procedimiento utilizado por los pescadores para realizar el estriado del pescado, cuando el número de peces capturados es bajo, se realiza fácilmente de forma manual, pues al abrir el copo se vierte directamente sobre la caja, pudiéndose separar rápidamente las especies no objetivo y devolverlas al mar en perfecto estado. Cuando el número de ejemplares de especies accesorias es alto, el método más adecuado es introducir el contenido del copo en un cubo o barreño con agua de mar, procediendo a separar el chanquete del resto de especies con un cedazo o salabre. La maniobra se ve facilitada debido a que el chanquete queda en superficie, mientras que la mayoría de las otras especies se va al fondo. Una vez retirado el chanquete, el

fondo del recipiente, con el agua y especies accesorias, se vierte por la borda. Este vertido debe ser cuidadoso y evitando la predación por aves.

En los muestreos se comprobó la ausencia de organismos bentónicos ni sésiles y tampoco elementos inertes procedentes del fondo. En ninguno de los 14 copos examinados esta campaña aparecieron hojas de posidonia con signos de arrancamiento. En dos lances aparecieron haces de posidonia muertas. Por tanto, estos resultados indican la ausencia de impacto sobre el fondo marino y en especial sobre las protegidas praderas de *Posidonia oceanica*. Estos resultados son constantes en toda la serie histórica.

No se ha podido estimar el stock del recurso (debido a que desarrollan un ciclo de vida muy corto, al carácter estacional de los muestreos en época de pesca y a que se muestrea de forma localizada respecto a su área de distribución) y por ello no podemos establecer un rendimiento máximo sostenible. Sin embargo, el límite anual de capturas de 18 toneladas, combinado con los parámetros técnicos de gestión basados en el esfuerzo de pesca permite garantizar la explotación sostenible de este recurso. Estas especies no están sometidas a ninguna restricción de talla o cuotas de pesca a nivel comunitario, no estando cuestionado en ningún caso su sostenibilidad. Las excepciones al Reglamento 1967/2006 se deben al arte de pesca, no a la especie.

Se verifican, una campaña más, resultados favorables de la aplicación del Plan de Gestión de la pesca del Chanquete en la Región de Murcia desde los puntos de vista de la sostenibilidad del recurso, el impacto ambiental y la valoración socio-económica.

CONCLUSIONES DEL SCIENTIFIC, TECHNICAL AND ECONOMIC COMMITTEE FOR FISHERIES (STECF-PLEN-24-02)

Las conclusiones de la valoración realizada por el STECF en julio de 2024 en referencia al Informe Anual del Plan de Gestión de la Pesca del Chanquete en la Región de Murcia en la Campaña 2023/2024 son las siguientes:

“El STECF concluye que la documentación aportada informa adecuadamente sobre la actividad pesquera durante la temporada de pesca 2023-2024, medidas de control vigentes, características de las capturas, ingresos y el impacto sobre el medio ambiente.

En la temporada de pesca 2023-2024 la CPUE media de 27,6 kg/día/buque fue superior al umbral de salvaguardia (18,5 kg/día/buque) y la pesquería se cerró anticipadamente cuando se agotó el TAC de la temporada (18,0 toneladas), lo que apuntaría a una mayor abundancia del recurso en relación con las dos temporadas anteriores, cuando la pesquería se cerró anticipadamente porque la CPUE mensual era por debajo del nivel de referencia. Por lo tanto, el STECF concluye que los mecanismos de gestión se han aplicado adecuadamente, tal como se acordó en el plan”.

Bibliografía

Iglesias, M. and Morales-Nin, B. (2001). Life cycle of the pelagic goby *Aphia minuta* (Pisces: Gobiidae). *Sci. Mar. 65(3): 183–192.*

La Mesa, M. (1999) Age and growth of Aphia minuta (Pisces, Gobiidae) from the central Adriatic Sea. Sci. Mar. 63(2): 147–155.

La Mesa, M., Arneri, E., Caputo, V., Iglesias, M (2005). The transparent goby, *Aphia minuta*: review of biology and fisheries of a paedomorphic European fish en *Reviews in Fish Biology and Fisheries 15:89-109.*

Martínez-Baños, P.; Vizuete, F.; Mas, J. 1993. The fishery of the transparent goby, *Aphia minuta* (Risso, 1810) on the fihing grounds of Murcia. Scientia Marina 57(2-3): 199-205.

Orden de 26 de septiembre de 2023, de la Consejería de Agua, Agricultura, Ganadería y Pesca, por la que se regula la pesquería del chanquete (*Aphia minuta*) en aguas interiores de la Región de Murcia. *BORM 223, de 26 de septiembre de 2023.*

Peñalver, J., María-Dolores, E., Romero, E., García, CJ., Sánchez, MA., Bernal, O., Viuda, E., Cárcel, A., Delgado, M., Carrión, M.A., Murcia, FJ. (2023). Justificación de las excepciones al Reglamento (CE) 1967/2006 en lo referente a la luz de malla, así como de la distancia a costa y profundidad marina mín ima para la pesca del chanquete en la Región de Murcia. Revista Española de Estudios Agrosociales y Pesqueros, 261: 102-125. DOI: https://doi.org/10.24197/reeap.261.2023.102-125.

Reglamento (CE) Nº 1967/2006, 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 1626/94 (DOUE de 30 de diciembre de 2006)

Reglamento (UE) 2019/1241 del parlamento europeo y del consejo de 20 de junio de 2019 sobre la conservación de los recursos pesqueros y la protección de los ecosistemas marinos con medidas técnicas… (*DOUE de 25 de julio de 2019*).

Reglamento de Ejecución (UE) 2023/2230 de la Comisión de 25 de octubre de 2023 por el que se prorroga la excepción a lo dispuesto en el Reglamento (CE) Nº 1967/2006 del Consejo en lo concerniente a la distancia mínima de la costa y la profundidad mínima permitidas en el caso de las redes de tiro desde embarcación para la pesca de chanquete (*Aphia minuta*) en las aguas territoriales españolas de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia (*DOUE de 26 de 0ctubre de 2023*).

Reina, J.A., López, J.A. (2005). El chanquete (*Aphia minuta*): antecedentes, biología y cultivo experimental en Málaga, Aula del mar de Málaga, CEDMA.

Servicio de Pesca y Acuicultura (SPA). (2024). Informe Seguimiento Científico. Plan de Gestión para la pesca tradicional del chanquete (*Aphia minuta*) en aguas de la Región de Murcia, España. Campaña 2023-2024.

Scientific, Technical and Economic Committee for Fisheries (STECF) – 76 nd Plenary report (STECF-PLEN-24-02). Publications Office of the European Union, Luxembourg, 2024, ISSN 2467-0715.

VADAPES-2: Herramientas para prevenir la maladaptación en pesquerías del Atlántico y del Mediterráneo

Marta Albo-Puigserve [1], Elisabet Nebot-Colomer [1], Andrea Rivas[2], Antonio Esteban[3], Encarnación García[3], Sandra Mallol[1], Joan Moranta[1], María Muñoz[4], Julia Polo[5], Patricia Puerta[1], Antonio Punzón[2], Carla Quiles-Pons [1], Marina Sanz-Martín[1], Silvia Sierra[3], Eva Velasco[2], Miguel Vivas[3], Manuel Hidalgo[1], Lucía López-López[2].

[1]Centro Oceanográfico de Baleares, Instituto Español de Oceanografía (IEO-CSIC), Palma
[2]Centro Oceanográfico de Santander, Instituto Español de Oceanografía (IEO-CSIC), Santander
[3]Centro Oceanográfico de Murcia, Instituto Español de Oceanografía (IEO-CSIC), Murcia
[4]Departamento de Ecología y Geología, Facultad de Ciencias, Universidad de Málaga, Málaga
[5]Norwegian College of Fishery Science, UiT, The Arctic University of Norway, Tromsø, Norway

Los ecosistemas marinos son esenciales para la regulación del clima y el suministro de alimentos, pero están amenazados por la pérdida de biodiversidad y el cambio climático, estrechamente asociados a la actividad humana. Estos cambios afectan seriamente a las especies y los servicios que los mares proporcionan, especialmente en las zonas costeras. En respuesta, se necesita una gestión sostenible y soluciones adaptativas innovadoras. En España, el Plan Nacional de Adaptación al Cambio Climático 2021-2030 y la nueva Ley 5/2023 de pesca sostenible e investigación pesquera, abogan por integrar la adaptación al cambio climático en las políticas pesqueras para proteger estos recursos vitales. En este contexto, el proyecto 'ADAptación y mitigación al cambio climático en el sector pesquero español: herramientas para prevenir la maladaptación en PESquerías del Atlántico y del Mediterráneo' (VADAPES-2), propone la evolución del trabajo iniciado en el proyecto VADAPES, llevado a cabo entre 2019 y 2021, para continuar alineando los retos ya identificados del sector pesquero a las líneas de acción prioritarias del Plan Nacional de Adaptación al Cambio Climático.

El proyecto VADAPES-2 aborda la prevención de la maladaptación mediante la participación activa del sector pesquero con el objetivo de aumentar su resiliencia frente al cambio climático. Para ello, en primer lugar, se identificarán los atributos que deben ser reforzados a escala local y regional, y en segundo lugar se evaluarán los posibles riesgos de maladaptación asociados a medidas de gestión, cómo aquellas orientadas a la descarbonización del sector. El proyecto evaluará la capacidad del sector pesquero para adaptarse y gestionar los riesgos derivados del cambio climático a nivel ecológico, socio-económico y de gobernanza. Actualmente, los esfuerzos se están centrando en avanzar hacia un marco de adaptación más pragmático, diverso y flexible en cuanto a las posibles medidas de transformación, que evite la maladaptación del sistema socioecológico de la pesca. Algunos de los ejemplos de dicha maladaptación son: 1) una mayor exposición a riesgos climáticos, con la promoción de desarrollo económico hacia localizaciones de alto riesgo climático; 2) el incremento de vulnerabilidad, como la reducción excesiva del sector pesquero en zonas de alta dependencia;3) el fomento del desarrollo pesquero en zonas con media o alta sensibilidad ecológica; y 4) la reducción de incentivos para la adaptación, penalizando acciones tempranas y/o sobre-regulando la actividad pesquera.

El ámbito de trabajo de VADAPES-2 aborda tanto las pesquerías españolas atlánticas como las mediterráneas, permitiendo comparar entre zonas expuestas a diferentes riesgos. En el proyecto anterior, VADAPES, se determinó que las pesquerías de la cuenca Mediterránea

presentan vulnerabilidades frente al cambio climático más elevadas que en el Atlántico, debido a que el Mediterráneo se caracteriza por ser un sistema con efectos climáticos acumulados y un 'punto caliente' de impactos antrópicos, que, aunque cuenta con un importante sector pesquero de artes menores que actualmente se encuentra en declive (Figura 1). En cambio, el Atlántico peninsular se caracteriza por ser un sistema más dependiente de la pesca, tanto a nivel económico como social, pero con mayor capacidad de adaptación. Además, se identificaron una serie de medidas de adaptación generales prioritarias, que requieren ser co-diseñadas a nivel local junto con el sector pesquero para su implementación (Hidalgo et al., 2022).

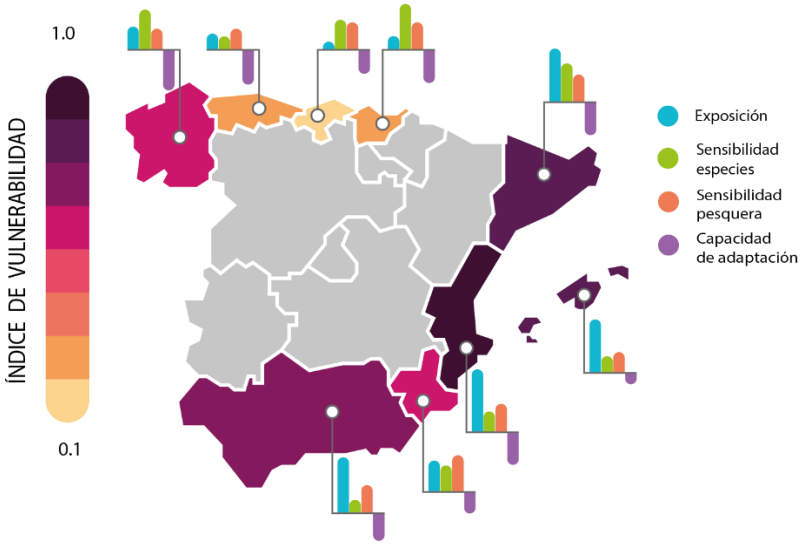
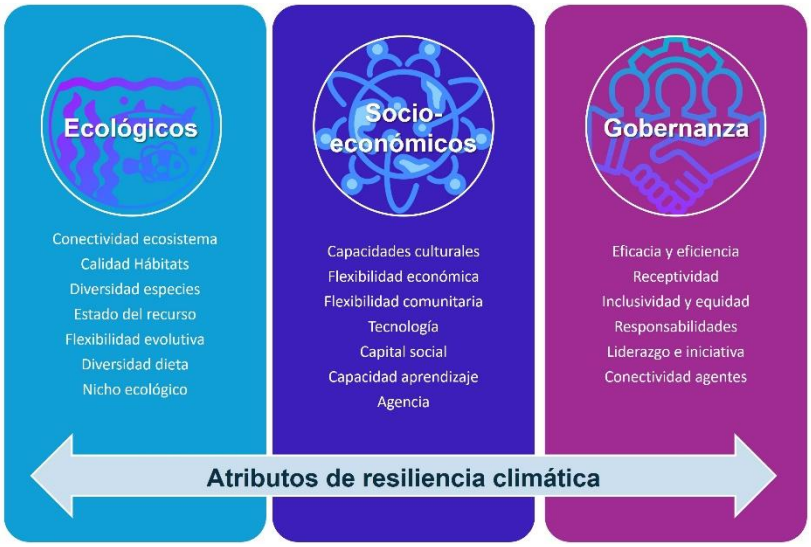


Figura 1. *Resultados proyecto VADAPES. Índice de vulnerabilidad del sector pesquero por CCAA, indicando la contribución relativa de cada uno de sus componentes: exposición, sensibilidad de la pesca, sensibilidad de las comunidades biológicas y capacidad de adaptación (Aragão et al. 2022).*

Teniendo en cuenta las diferencias entre Atlántico y Mediterráneo, el proyecto VADAPES-2, se centra en dos zonas de estudio concretas, Mallorca (Islas Baleares) y el Cañón de Avilés (Asturias). En estas dos zonas se identificarán las causas que pueden aumentar el riesgo climático y la vulnerabilidad de los sistemas pesqueros. Para ello utilizamos la Climate Resilient Fisheries Planning Tool (CRF planning Tool; Mason et al. 2021; Figura 2) donde se definen 22



atributos que proporcionan una mayor resiliencia a los sistemas pesqueros. Actualmente, en la fase inicial de este proyecto, estamos recopilando la información necesaria para medir dichos atributos, utilizando fuentes bibliográficas, bases de datos públicas, datos de administraciones locales y asociaciones de pescadores. Esta información se integrará en una base de datos que abarcará aspectos ecológicos, socioeconómicos y de gobernanza de los sistemas pesqueros estudiados, permitiendo calcular cada uno de los atributos seleccionados en función de la información disponible (Figura 2).

Figura 2. Resumen de los 22 atributos ecológicos, socio-económicos y de gobernanza que propone la Climate Resilient Fisheries Planning Tool'. Adaptado de: https://climateresilientfisheries.net (Mason et al. 2021).

Mediante talleres participativos con actores clave, como gestores de cofradías de pescadores y comunidades pesqueras y científicas, se realizará una evaluación de los atributos en cada caso de estudio, determinando qué atributos son más importantes para una buena adaptación al cambio climático y cuáles de ellos deben ser priorizados y reforzados (Figura 3). Posteriormente, empleando los resultados obtenidos durante la primera etapa, se evaluará la idoneidad de acciones de adaptación y mitigación destinadas a reducir los impactos del cambio climático a nivel local y regional en el Mar Mediterráneo y el Mar Cantábrico, en colaboración con los distintos actores implicados (comunidad pesquera, gestores, administración, ONGs y comunidad científica). Esta fase incluirá la realización de un segundo taller participativo en Asturias y Baleares, que permitirá co-crear medidas concretas de gestión para fortalecer aquellos atributos identificados como importantes y vulnerables, con el objetivo de mejorar la resiliencia de la comunidad pesquera al cambio climático.

Figura 3. Esquema de la matriz de priorización de los 22 atributos según puntuación recibida para determinar que atributos deben ser reforzados. Adaptado de: https://climateresilientfisheries.net (Mason et al. 2021).

En una segunda fase, se calculará espacial y temporalmente cómo ha cambiado la relación entre 'ganancias-huella de carbono-indicadores de biodiversidad', evaluando las cuatro posibilidades de interacciones entre estas tres componentes, para poder sintetizar los resultados y describir cómo es la variación de estos procesos de compensación, de tal forma que puedan ser útiles para evitar riesgos de maladaptación. Estos análisis se aplicarán para la flota de comercial de la costa Cantábrica-Galicia y la costa peninsular en el Mediterráneo (subárea geográfica, GSA 6), seleccionadas por ser dos zonas distanciadas espacialmente y altamente contrastables en relación a sus pesquerías, que permitirán la efectividad de estos cálculos.

Agradecimientos:

El proyecto VADAPES-II, está impulsado por el Centro Oceanográfico de Baleares del IEO-CSIC y cuenta con el apoyo de la Fundación Biodiversidad del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico, a través de la Convocatoria de subvenciones para la realización de proyectos que contribuyan a implementar el Plan Nacional de Adaptación al Cambio Climático (2021-2030). El Proyecto VADAPES-II, es una acción endorsada dentro del programa FishSCORE, para la Década de las Ciencias Oceánicas para el Desarrollo Sostenible de las Naciones Unidas.

Referencias:

Aragão, G.M., López-López, L., Punzón, A., Guijarro, E., Esteban, A., García, E., González-Irusta, J.M., Polo, J., Vivas, M., Hidalgo, M., 2021. The importance of regional differences in vulnerability to climate change for demersal fisheries. ICES J. Mar. Sci. https://doi.org/10.1093/icesjms/fsab134.

CRF Planning Tool. Climate Resilient Fisheries Planning Tool, diseñada por "Science for Nature and People Partnership- SNAPP". https://climateresilientfisheries.net Consultado en mayo de 2024.

Hidalgo, M., El-Haweet, A.E., Tsikliras, A.C., Tirasin, E.M., Fortibuoni, T., Ronchi, F., Lauria, V., Ben Abdallah, O., Arneri, E., Ceriola, L., 2022. Risks and adaptation options for the Mediterranean fisheries in the face of multiple climate change drivers and impacts. ICES J. Mar. Sci. 0, 1-16 https://doi.org/10.1093/icesjms/fsac185

Ley 5/2023, de 17 de marzo, de pesca sostenible e investigación pesquera. «BOE» núm. 66, de 18 de marzo de 2023, páginas 40658 a 40705 (48 págs.). BOE-A-2023-7052 https://www.boe.es/eli/es/l/2023/03/17/5

Mason J. G., Eurich J. G., Lau J. D., Battista W., Free C. M., Mills K. E., Tokunaga K. et al. 2022. Attributes of climate resilience in fisheries: from theory to practice. Fish and Fisheries, 23: 522–544. https://doi.org/10.1111/faf.12630

MITECO 2020. *Plan Nacional de Adaptación al Cambio Climático 2021-2030*. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. https://www.miteco.gob.es/es/cambio-climatico/temas/impactos-vulnerabilidad-y-adaptacion/plan-nacional-adaptacion-cambio-climatico.html

Análisis de la distribución espaciotemporal del esfuerzo pesquero de arrastre demersal y palangre de fondo en el sureste de la Península Ibérica

Pedro Escudero Lozano - Instituto Español de Oceanografía (Centro Oceanográfico de Murcia)
Elena Guijarro García - Instituto Español de Oceanografía (Centro Oceanográfico de Murcia)
Francisco Gomariz Castillo - Universidad de Murcia
Francisco Alonso Sarriá - Universidad de Murcia

En este trabajo se utilizan datos del Sistema de Localización de Buques (SLB), más conocidos como datos VMS por sus siglas en inglés (*Vessel Monitoring System*), y notas de venta de las lonjas de San Pedro del Pinatar (Murcia) y Santa Pola (Alicante) para analizar la distribución espaciotemporal del esfuerzo pesquero de las modalidades de arrastre demersal y palangre de fondo en el sureste de la Península Ibérica durante el período 2009 – 2022. Se han seleccionado estas modalidades porque incluyen las artes de pesca con mayor impacto sobre los fondos marinos. Los resultados de este trabajo se incorporarán en proyectos de bentos dedicados a encontrar y cartografiar ecosistemas vulnerables y analizar las presiones que les afectan con el fin de proponer nuevas áreas marinas protegidas.

La metodología de este trabajo reúne los siguientes pasos: i) uso de las notas de venta para seleccionar los datos VMS asociados a mareas de pesca, pues la base de datos incluía registros de diferentes trabajos en el mar como el transporte de jaulas. ii) depuración de la base de datos para eliminar información errónea o incompleta. A partir de aquí el análisis es diferente para la pesca de arrastre demersal y la pesca con palangre de fondo.

En las mareas de arrastre demersal se estimaron las posiciones geográficas entre pares de puntos VMS con una resolución temporal de 1 minuto mediante *cubic Hermite splines*. Con este proceso se pretendían alcanzar dos objetivos: i) incorporar las zonas arrastradas entre puntos VMS en el cálculo del esfuerzo pesquero de esta modalidad; ii) evitar sobrestimar o subestimar el esfuerzo como consecuencia de la disponibilidad de datos variable (resolución temporal entre < 1 y 2 horas). Para predecir con precisión las derrotas completas de las mareas de arrastre se incluyeron el rumbo y la velocidad, así como factores de corrección geográfica y calibración, en la interpolación de posiciones intermedias.

En el caso del palangre de fondo se usó otra estrategia por dos motivos: i) al tratarse de un arte fijo se consideró que los datos VMS representan el área explotada; ii) debido a que esta es una modalidad artesanal en el área de estudio, no se dispone de suficientes datos para analizar el esfuerzo con el mismo nivel de detalle.

Para ambas modalidades de pesca se crearon umbrales de velocidad basados en histogramas y conocimiento sobre la flota para clasificar los registros entre "pesca" y "navegación". Los valores fueron 2 – 4 Kn para la pesca de arrastre y 0 – 2 Kn para la pesca con palangre. En el caso del arrastre demersal se incorporó una condición extra de carácter temporal, considerando como "pesca de arrastre" solamente los registros de pesca continuos entre 1 y 6 horas (mínimo y máximo tiempo de arrastre por lance). Por último, los datos de pesca de ambas modalidades se

agruparon en celdillas de 1 km². Para cada una de ellas se calculó el número de horas de arrastre demersal y el número de mareas únicas de pesca con palangre de fondo.

Los resultados reflejan la existencia de tres principales caladeros para la pesca de arrastre demersal (Figura 1): i) frente a las costas de Alicante, Santa Pola, Torrevieja y San Pedro del Pinatar, entre 50 y 100 m. Las principales capturas incluyen pequeños peces como el salmonete (*Mullus* spp.) y el jurel (*Trachurus* spp.), además de especies como el rape (*Lophius* spp.) y cefalópodos como el pulpo de roca (*Octopus vulgaris*) y la sepia común (*Sepia officinalis*); ii) entre 200 y 500 m, sobre la cabecera y el entorno del Cañón de Alicante, donde se capturan crustáceos decápodos de elevado interés comercial destacando la gamba roja (*Aristeus antennatus*), la gamba blanca (*Parapenaeus longirostris*) y la cigala (*Nephrops norvegicus*), además de peces como la merluza (*Merluccius merluccius*), la brótola de fango (*Phycis blennoides*) y la bacaladilla (*Micromesistius poutassou*); iii) al sur de la plataforma aislada localizada al este de la ZEC Valles submarinos de los escarpes de Mazarrón, y también en torno al Cañón de Alicante (> 500 m), donde la principal captura es *A. antennatus*.

Se observa un claro descenso en el número de mareas de arrastre en 2022. Esto es debido a la implementación del Reglamento (UE) 2019/1022 por el que se establece un plan plurianual para la pesca demersal en el Mediterráneo occidental. No obstante, estos resultados están bajo revisión porque se reconoció un error en los datos VMS de 2022. El plan plurianual supondrá una reducción del esfuerzo pesquero (días de pesca totales) de hasta un 30% en cinco años.

El palangre de fondo (Figura 2) se emplea principalmente en zonas someras por debajo de los 100 m, aunque se reconocen mareas más profundas en las inmediaciones de relieves submarinos como el Seco de Palos o los Altos de Alicante, entre otros. Las principales capturas incluyen la merluza (*M. merluccius*), el besugo (*Pagellus* spp.), el pargo (*Pagrus pagrus*), el congrio (*Conger conger*) y la lubina (*Dicentrarchus* spp.).

A pesar de que este trabajo presenta resultados importantes sobre la distribución espacial del esfuerzo pesquero en el sureste de la Península ibérica, así como la evolución temporal en términos de número de mareas por año, se requieren más datos para obtener un análisis completo y detallado de esta región. Se considera que el método utilizado para la modalidad de arrastre demersal es eficaz para llevar a cabo este tipo de estudios, aunque requiere incorporar métodos para la validación de resultados que aún están siendo desarrollados. Por otra parte, debido a que la mayor parte de la flota artesanal no incorpora el SLB, se reconoce la necesidad de utilizar otras fuentes de información (ej. cuadernos de pesca y AIS) para realizar este tipo de aproximaciones en el caso de la modalidad palangre de fondo. Futuros trabajos que seguirán la línea de investigación iniciada por este se dedicarán a estudiar el efecto de la nueva política pesquera en el comportamiento de la flota, así como, cartografiar y evaluar los principales caladeros por la evolución de sus capturas por unidad de esfuerzo y rentabilidad, con el fin de incorporar los resultados obtenidos en un análisis detallado de posibles impactos de la actividad pesquera sobre los ecosistemas marinos vulnerables. Todo ello pretende ofrecer herramientas para la mejor gestión del espacio marino basadas en el conocimiento biológico y socioeconómico del área de estudio.

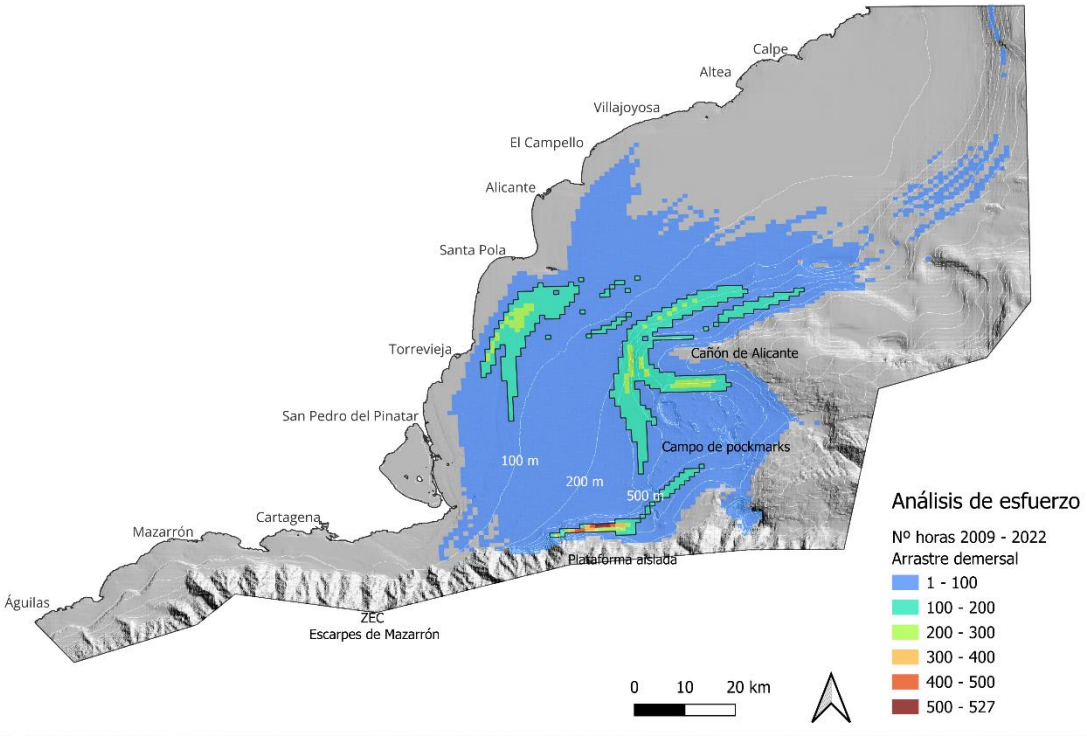


Figura 8. Cartografía del esfuerzo pesquero de arrastre demersal 2009 – 2022 (flota de San Pedro y Santa Pola), Nº horas de arrastre / km²

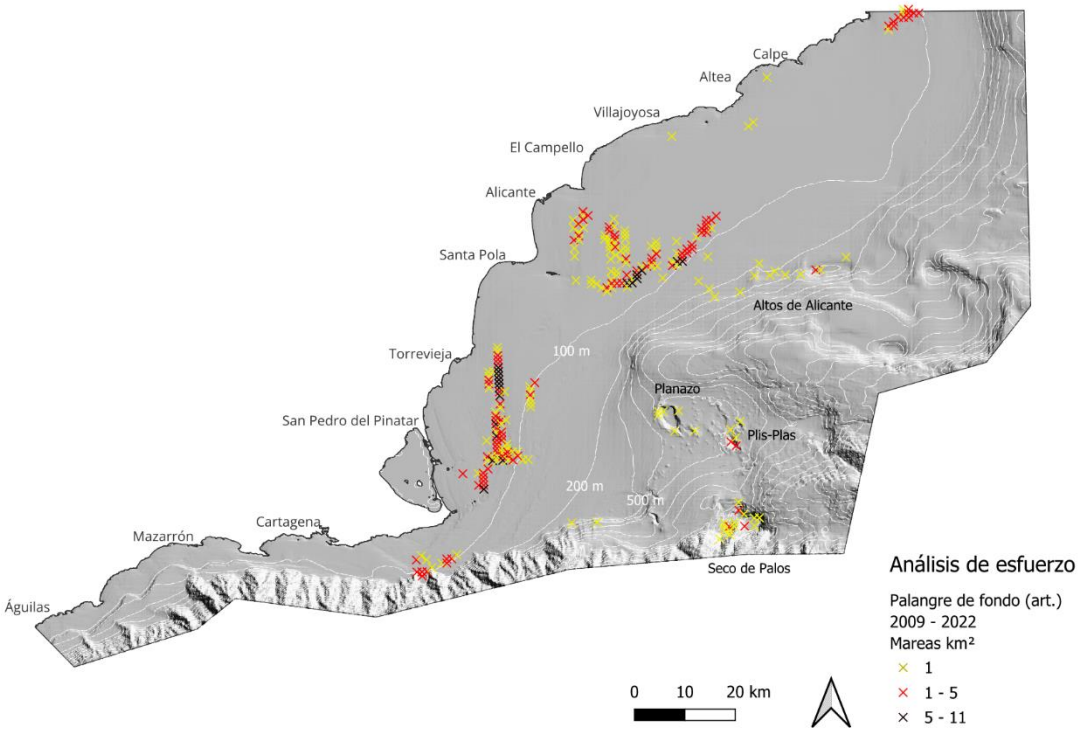


Figura 9. Cartografía del esfuerzo pesquero de palangre de fondo 2009 – 2022 (flota de San Pedro y Santa Pola). Nº mareas únicas / km²

Algunas reflexiones sobre el Plan Multianual de gestión de los recursos demersales del Mediterráneo Occidental

Eliana Céspedes, Elisa Arroyo, Álvaro Viloria López, Aitor Forcada y José Luis Sánchez Lizaso

Universidad de Alicante

En 2020 entró el vigor el Plan Multianual para la gestión de los recursos demersales del Mediterráneo Occidental (MAP) (Reglamento 2019/1022) con el objetivo de contribuir a la Política Pesquera Común (PPC). La PPC establece que el rendimiento máximo sostenible, RMS, debía alcanzarse en 2020. La primera reflexión es que el Plan llegó tarde ya que las primeras medidas se empezaron a aplicar cuando ya se debería haber alcanzado este objetivo. Este retraso en la adopción de medidas es más relevante teniendo en cuenta la sobrexplotación existente en algunos recursos pesqueros del Mediterráneo. Teníamos un largo camino que recorrer y empezamos tarde y solo lo iniciamos con la pesca de arrastre olvidando especies relevantes como los pequeños pelágicos. Como era evidente que los objetivos no se podrían alcanzar en el 2020, el Plan establece que el RMS para las poblaciones de referencia (salmonete, merluza, cigala, gamba blanca y gamba roja) se debía alcanzar, a más tardar, el 1 de enero de 2025 pero, como veremos más adelante, no parece probable que este objetivo se pueda alcanzar.

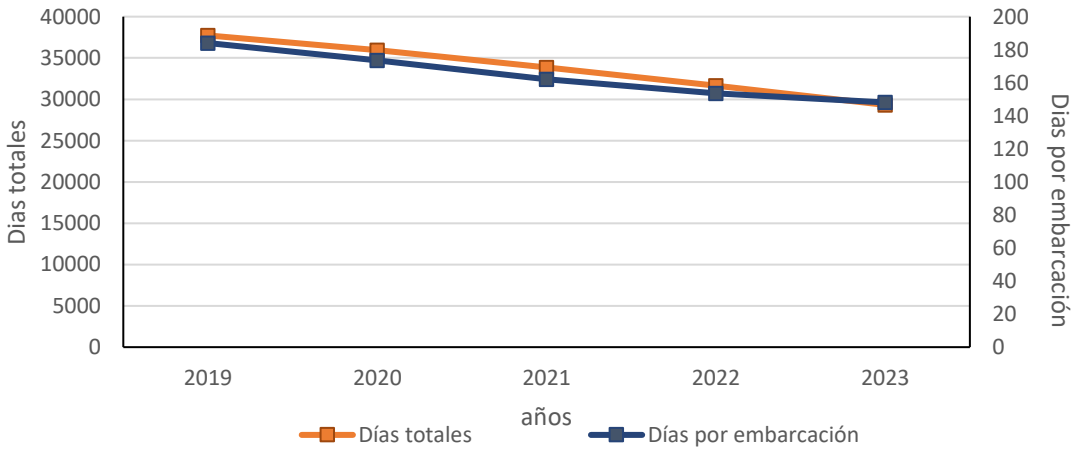


Figura 1: Evolución del tiempo de pesca de la flota de arrastre de la Comunidad Valenciana entre 2019 y 2023.

La principal medida aplicada ha sido una reducción importante de los días de pesca hasta llegar cerca de la máxima reducción prevista en el Plan para el periodo 2020-2024 (el 40%) (Figura 1). Además, se han aplicado medidas complementarías que incluyen vedas temporales y

permanentes (figura 2) y mejoras en la selectividad que también deben haber contribuido a la reducción de la mortalidad por pesca.

La figura 1 presenta la evolución del tiempo de pesca anual de la flota de arrastre de la comunidad Valenciana. Los días totales de pesca se han deducido de 37725 en 2019 a 29320 en 2023, una reducción del 22,3%. Los días de pesca por embarcación y año se han reducido entre 2019 y 2023 un 19.6 %, de 184 a 148 días por embarcación y año de promedio. Una tendencia similar se debe haber producido en otras comunidades autónomas.

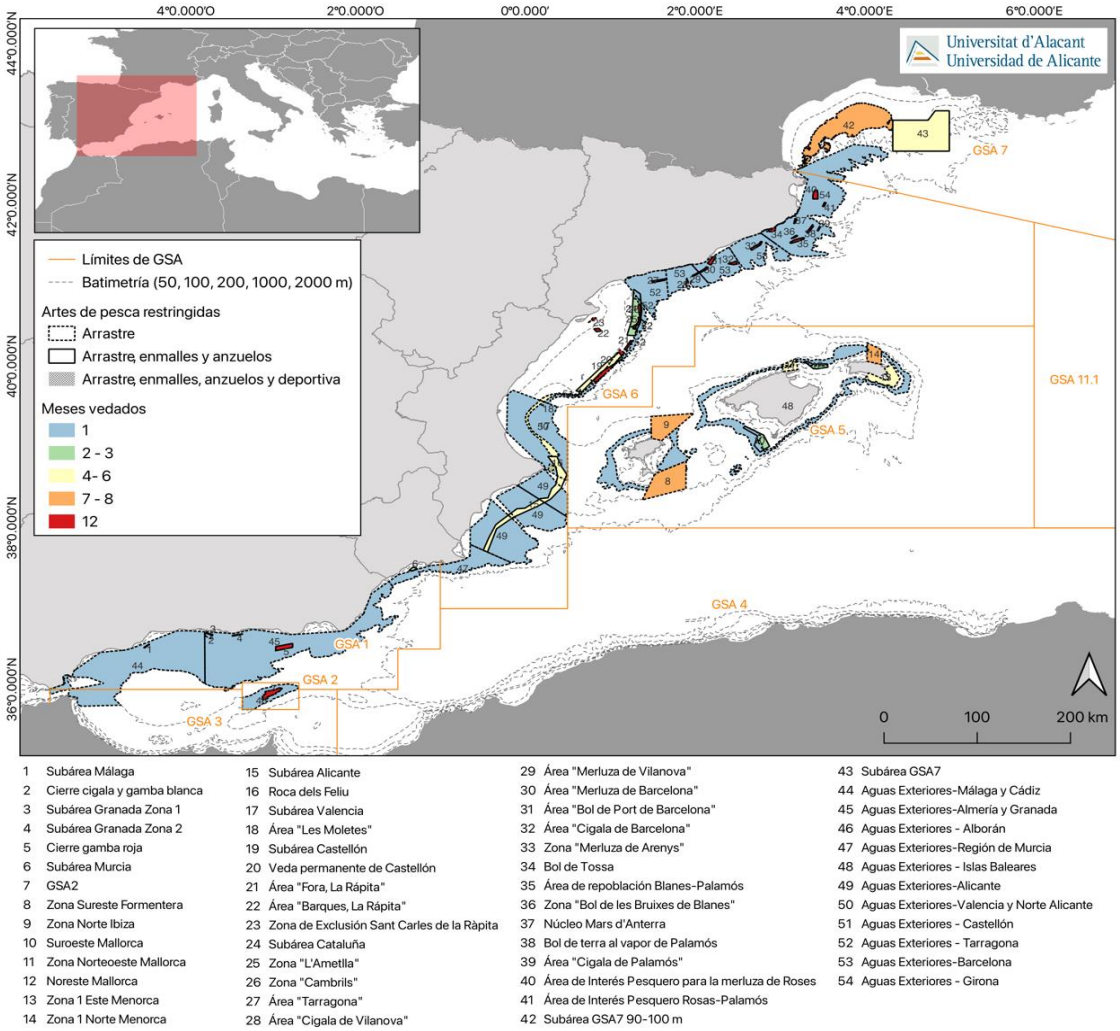


Figura 2: Zonas de cierres espacio-temporal en el Mediterráneo. El código de colores indica los meses de cierre de cada zona.

Del mismo modo se observa una reducción de las capturas e ingresos de la flota de arrastre de la Comunidad Valenciana (figura 3). Las capturas han bajado un 25,3 % y los ingresos un 17,5 % entre 2019 y 2013. La menor reducción de los ingresos en comparación con las capturas en este periodo se debe a un ascenso del precio medio de venta del 10,5 % (figura 4) habiendo pasado de 6,09 euros/kilo en 2019 a 6,73 euros/kilo en 2023 aunque el valor más alto se alcanzó en 2021 (6,88 euros/kilo). Cabe señalar que la reducción de las capturas ha sido, en términos relativos, superior a la reducción de días de pesca.

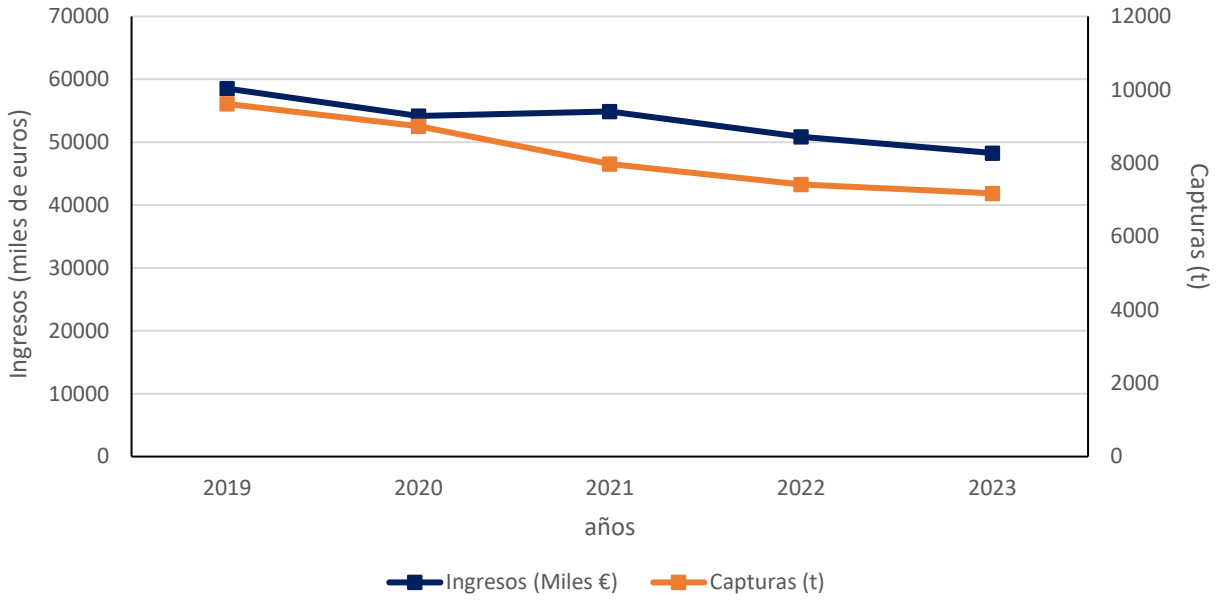


Figura 3: Evolución de las capturas (t) e ingresos (miles de euros) de la flota de arrastre de la Comunidad Valenciana entre 2019 y 2023.

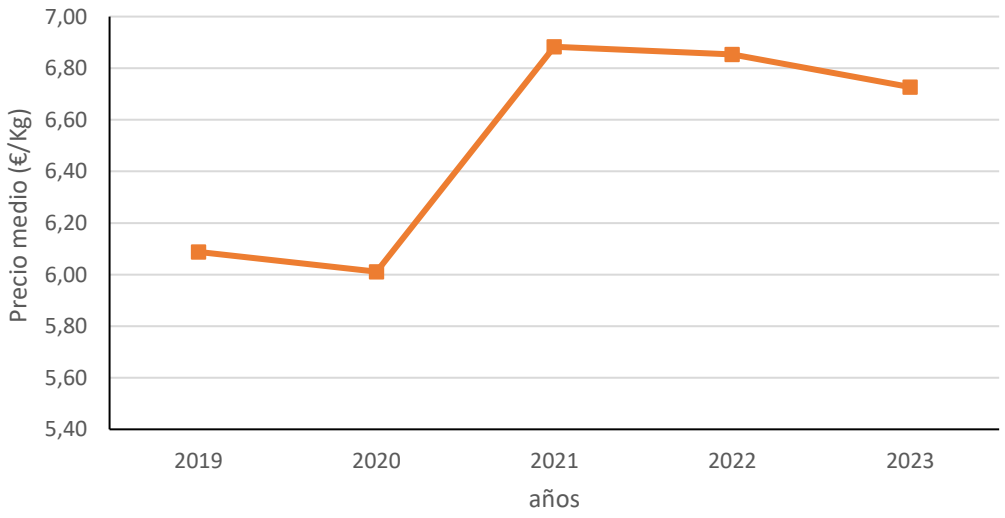


Figura 4: Precio medio de primera venta (euros/kilo) de las capturas de la flota de arrastre en la Comunidad Valenciana entre 2019 y 2023.

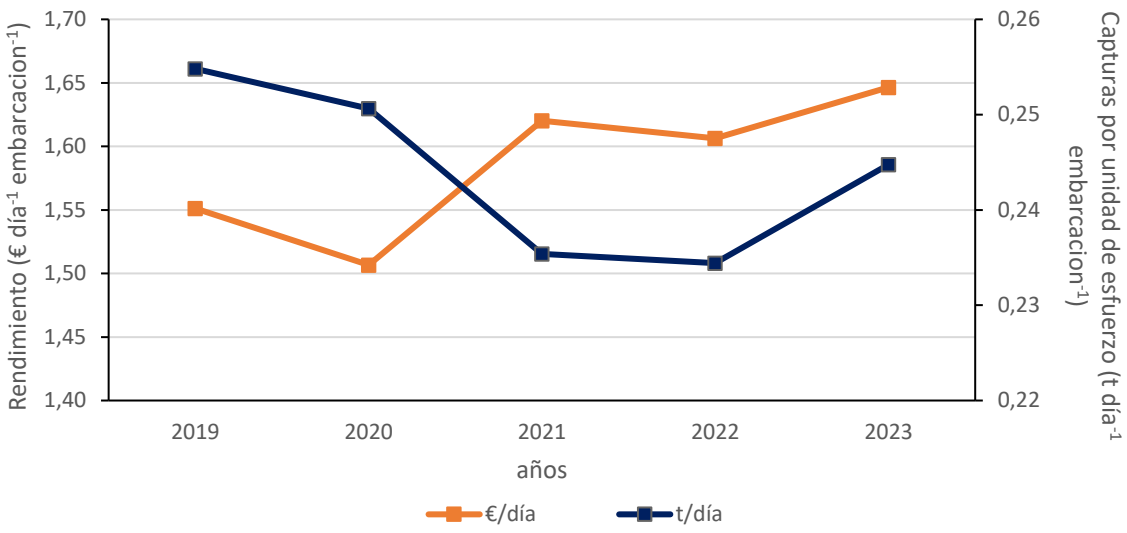


Figura 5: Evolución de la captura por unidad de esfuerzo (t día^{-1} embarcacion^{-1}) y rendimiento (€día^{-1} embarcacion^{-1}) por embarcación de la flota valenciana de arrastre entre 2019 y 2023.

Tabla 1: Relación entre la mortalidad por pesca el año en curso y la mortalidad por pesca de referencia ($F_c/_{F0.1}$) para algunas de las especies objetivo del MAP. Fuente CGPM https://www.fao.org/gfcm/data/safs/en/

Año	*Aristeus antennatus*	*Merluccius merluccius*	*Mullus barbatus*	*Parapenaeus longirostris*
2006	6,52	2,38		1,24
2007		2,78	4,65	1,33
2009		7,58	3,78	6,23
2010	4,75		3,70	3,70
2011	2,07	10,00		3,57
2012			1,76	5,48
2013	2,00	7,78		
2015	2,15	8,00	1,26	2,80
2016	1,94	9,00	2,85	2,67
2017	4,95	7,00	6,47	2,29
2018	6,18		4,81	1,36
2019	6,86	8,57	4,57	1,61
2020	6,20	11,53	5,06	1,61
2021	4,91	10,33	5,68	1,46
2022	5,45	9,09	5,40	1,13

Sería de esperar que, después de todas estas medidas, se hubiera producido una mejora de las poblaciones que hubiera provocado un aumento de la captura por unidad de esfuerzo. Se observa (figura 5) que la captura por unidad de esfuerzo ha disminuido ligeramente (un 4%) mientras que el rendimiento económico mejora, también ligeramente (un 6%), ligado al mejor precio de venta. Estos resultados coinciden con los resultados de las evaluaciones de poblaciones realizadas en las que, a pesar de la fuerte reducción de esfuerzo de los últimos años, no se observa una clara mejoría de las poblaciones (Guijarro et al. 2024) (tabla 1). Se observa que, exceptuando la gamba blanca, el resto de especies para las que hay datos se encuentran lejos del RMS y no están mejorando en los últimos años.

Las tendencias de las capturas anuales de las especies objetivo del MAP se presentan en las figuras 6 a 10. Solamente la gamba blanca presenta una tendencia positiva en sus capturas (figura 6). La gamba roja (figura 7) presenta una tendencia estable mientras que y los salmonetes (figura 8), la merluza (figura 9) y la cigala (figura 10) presentan tendencias negativas. No parece que el Plan haya influido en las capturas de ninguna de ellas ya que las tendencias observadas se inician con anterioridad a su entrada en vigor.

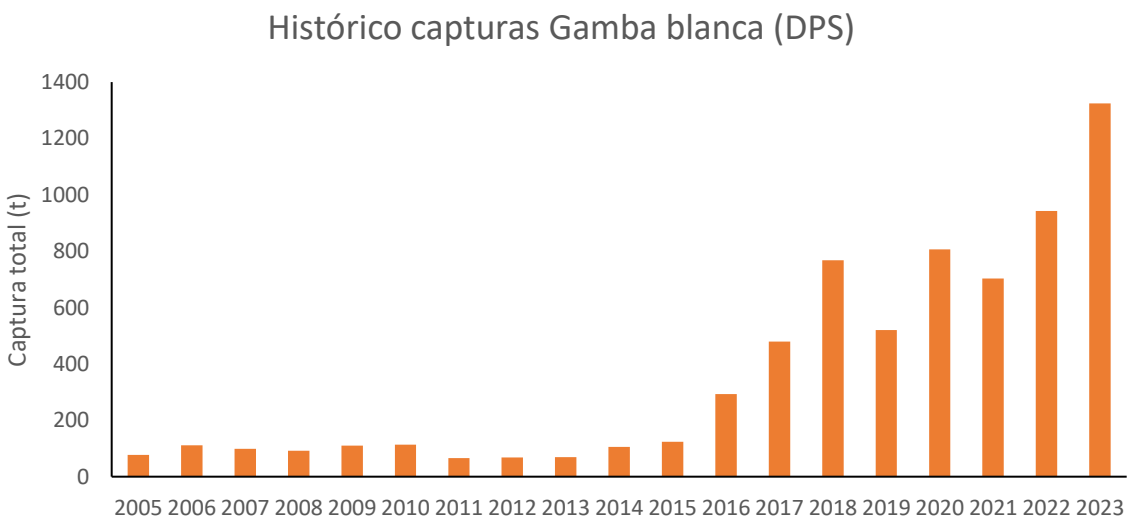


Figura 6. Serie histórica de capturas anuales (t) de la gamba blanca, *Parapenaeus longirostris* (2005-2023) en la Comunidad Valenciana.

Otros artes de pesca podrían haberse beneficiado de la reducción de esfuerzo del arrastre, sin embargo, en las artes menores tampoco se observa una mejoría de las capturas. La tabla 2 presenta la comparación de los indicadores de esta modalidad entre 2019 y 2023. Las embarcaciones han bajado un 15 %, los días de pesca totales un 22 %, los días por embarcación un 7 %. Las capturas han bajado un 25 % y las capturas diarias un 5 %. Los ingresos bajan un 14.5 %, un descenso menor que el de las capturas debido a un mejor precio de venta, que también ha influido en que los ingresos por embarcación suban un 2 % y los ingresos por día un 9,5 %.

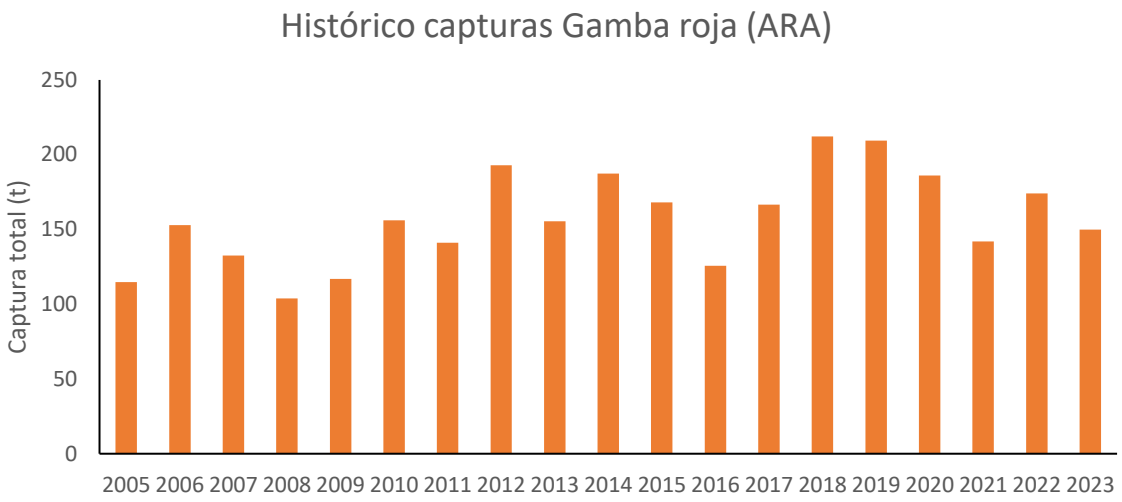


Figura 7. Serie histórica de capturas anuales (t) de la gamba roja, *Aristeus antennatus* (2005-2023), en la Comunidad Valenciana.

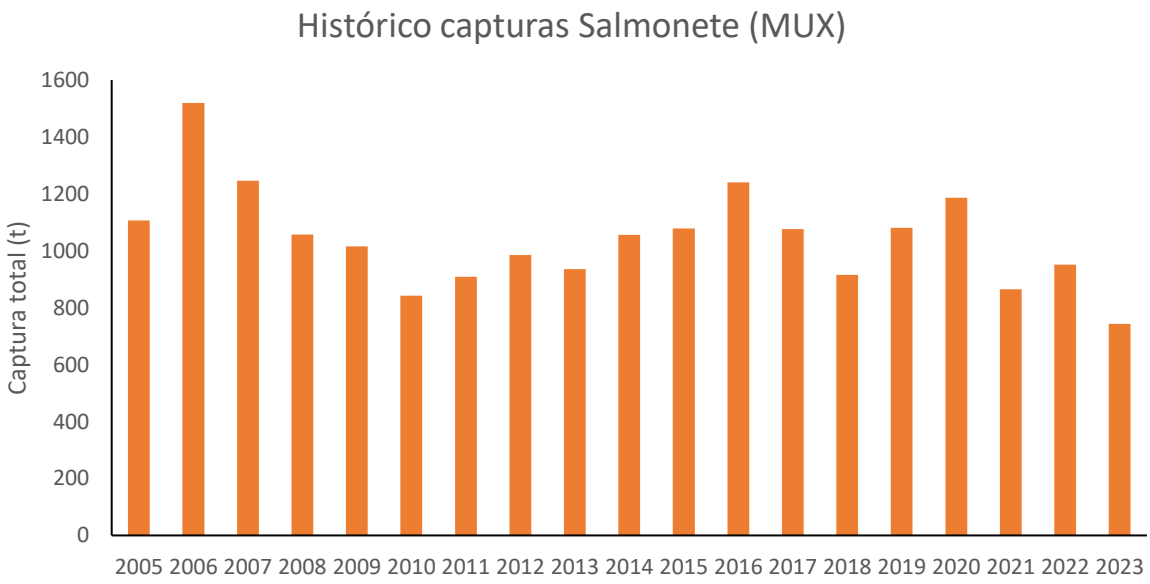


Figura 8. Serie histórica de capturas anuales (t) de los salmonetes, *Mullus* spp. (2005-2023), en la Comunidad Valenciana.

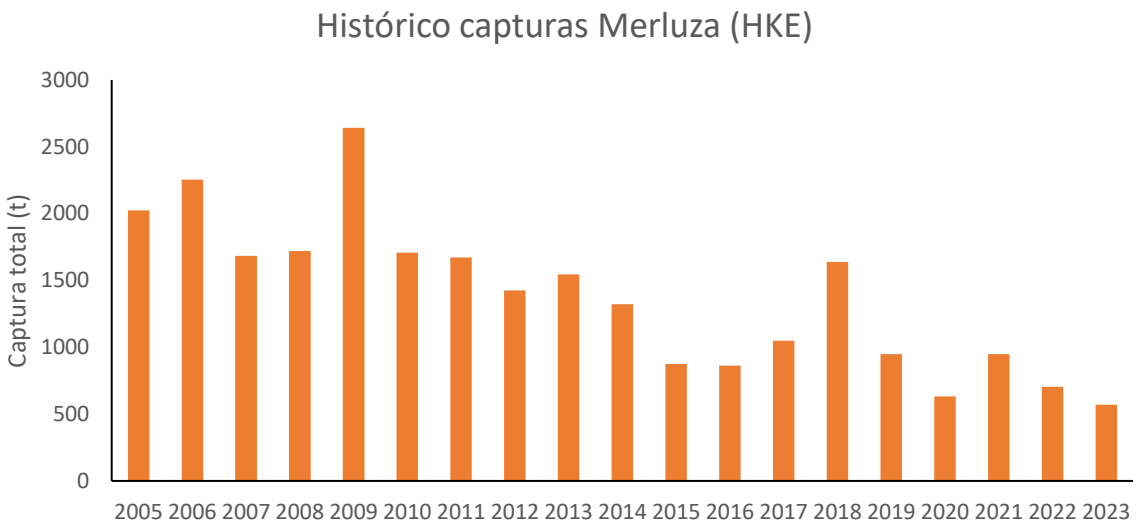


Figura 9. Serie histórica de capturas anuales (t) de la merluza, *Merluccius merluccius* (2005-2023), en la Comunidad Valenciana.

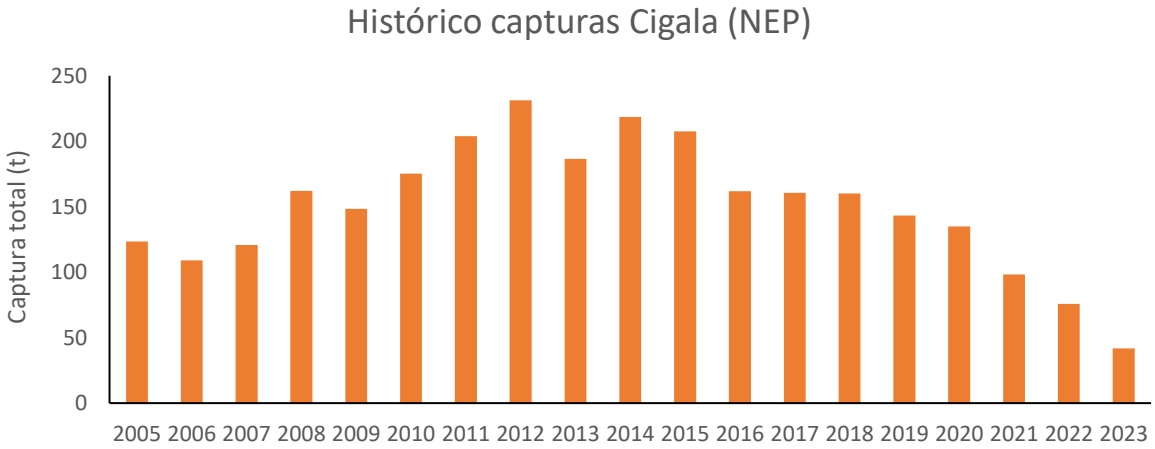


Figura 10. Serie histórica de capturas anuales (t) de la cigala, *Nephrops norvegicus* (2005-2023), en la Comunidad Valenciana.

Reflexiones sobre el futuro del MAP

A pesar de la fuerte reducción del esfuerzo de pesca que ha supuesto la aplicación del MAP, no se observan signos de recuperación de las poblaciones todavía. Sería esperable que la reducción del esfuerzo producida hubiera aumentado la abundancia, lo que debería reflejarse en mejoras de la captura por unidad de esfuerzo que pudieran compensar la reducción de días de pesca. Sin embargo, este efecto no se observa. Es posible que sea necesario un mayor tiempo para que los efectos se manifiesten, o que otros factores puedan estar influyendo en el estado de las

poblaciones. En este sentido, la expansión de la gamba blanca está probablemente relacionada con factores climáticos que también podrían estar influyendo en la caída de otras especies. Las mayores temperaturas en invierno pueden estar provocando una disminución de la productividad del Mediterráneo con efectos inciertos en las pesquerías.

A partir del 1 de enero de 2025 se abre un periodo de incertidumbre en la aplicación del MAP. Mientras en el periodo de 2020 a 2024 estaba establecida la máxima reducción del tiempo de pesca que se podía llevar a cabo (hasta el 40%), a partir del 1 de enero de 2025 esta limitación desaparece. Existe el riesgo de que se quiera alcanzar el RMS muy rápido con un impacto inasumible por el sector. Probablemente tenga más sentido abrir un periodo de reflexión y dar tiempo a que las medidas adoptadas hasta la fecha den sus frutos. Valorar el camino recorrido y sus efectos es necesario antes de adoptar medidas precipitadas que puedan provocar efectos irreversibles.

Tabla 2: Evolución de algunos indicadores de la flota de artes menores de la Comunidad Valenciana entre 2019 y 2023.

	2019	2020	2021	2022	2023	%Var. 2019-2023
Embarcaciones	291	260	266	253	245	-15,81%
Capturas (t)	2020,51	2898,03	1558,21	1694,96	1499,29	-25,80%
Ingresos (Miles €)	14723,02	14347,69	13488,51	13447,69	12593,22	-14,47%
Precio medio (€/Kg)	7,29	4,95	8,66	7,93	8,40	15,27%
CPUE media (t/embarcación)	6,94	11,15	5,86	6,70	6,12	-11,86%
Rendimiento medio (K€/embarcación)	50,59	55,18	50,71	53,15	51,40	1,59%
Esfuerzo medio (Días por embarcación)	115,10	125,45	112,62	110,43	106,73	-7,27%
Días totales	33493	32617	29958	27938	26149	-21,93%
CPUE media (Kg/día)	60,33	88,85	52,01	60,67	57,34	-4,96%
Rendimiento medio (miles de €/día)	0,44	0,44	0,45	0,48	0,48	9,56%

Agradecimientos
Esta comunicación se ha realizado en el marco del proyecto “Estudios e investigación en materia pesquera en aguas frente a la Comunitat Valenciana” financiado por la Generalitat Valenciana.

Referencias

Guijarro, B.; A. Cohen, M. Forteza, S. Manchado, F. Ordines, M. Valls, C. García-Fernández, J. Baro, J. M. Serna, N. Díaz, J. M. Bellido, E. Massutí. 2024. El plan plurianual para la pesca demersal: efectos en la flota y en los recursos explotados. En Sánchez Lizaso (Ed) XIV Reunión del foro científico para la pesca española en el Mediterráneo. Publicaciones Universidad de Alicante. 147-152.

Percepción del sector pesquero artesanal de la Comunidad Valenciana sobre el impacto socioeconómico del cangrejo azul (proyecto ECESIS)

Paula Mollá Ferrándiz[1], Carmen Barberá[1,2], Pascual Buigues[1], Isabel Esteso[2], Silvia Falcó[3], Ruben Beltrán[3], Elisa Arroyo[1], Alfonso A. Ramos-Esplá[1,2].
[1] *Departamento de Ciencias del Mar y Biología Aplicada, Universidad de Alicante*
[2]. *Centro de Investigación Marina de Santa Pola (CIMAR), Universidad de Alicante*
[3] *Instituto de Investigación para la Gestión Integrada de Zonas Costeras (IGIC). Universidad Politécnica de Valencia.*

Introducción

Callinectes sapidus como especies invasora en el Mediterráneo

Callinectes sapidus, Rathbun, 1896 (Fam. Portunidae) también conocido como "cangrejo azul americano" o "jaiba azul", se distribuye de manera natural en la zona oeste del océano Atlántico, desde Nueva Escocia en Canadá hasta el Norte de Argentina, incluidas las islas de Bermudas y Antillas (Williams, 1974). Su aparición en aguas europeas se remonta al 1900 en Francia (Bouvier, 1901). Sin embargo, los primeros avistamientos de esta especie en el Mediterráneo no se dieron hasta la década de 1930 al norte del Mar Egeo (Serbetis *et al*, 1959) y en 1949 en el norte del Mar Adriático (Giordani, 1951). El vector de introducción más probable es el agua de lastre de los barcos (Nehring, 2011). La propagación de *C. sapidus* ha sido rápida, y actualmente se le considera una especie exótica establecida en todo el Mediterráneo, tanto en su cuenca oriental como occidental (Mancinelli *et al*., 2013). En las costas mediterráneas españolas la primera señalización constatada de *C. sapidus* fue en noviembre de 2012 en el Delta del Ebro (Castejón y Guerao, 2013), aunque existen datos previos de registros puntuales en el 2004 en el Mar Menor (Giménez *et al*., 2016). La preocupación de su expansión ha comenzado en los últimos años, ya que a partir de 2014 se ha expandido rápidamente por diferentes zonas y hábitats del levante peninsular (González-Wanguemert y Pujol, 2016; Izquierdo-Gómez e Izquierdo-Muñoz, 2016; López y Rodon, 2018) y recientemente en las Islas Baleares (García *et al*., 2018). Hoy por hoy se considera una especie bien establecida y asentada en la costa ibérica mediterránea, el Río Ebro, zonas de lagunas costeras de los Golfos de Valencia y Alicante, y el Mar Menor en Murcia (Servicio de Vida Silvestre 2016; Mancinelli *et al*., 2017b, Proyecto ECESIS).

C. sapidus es un crustáceo que habita ambientes costeros y salobres, en profundidades de 0,5 m hasta 90 m, aunque normalmente no supera los 35m de profundidad (Gosner, 1978). Es eurihalino y euritermo, por lo que puede vivir en un rango de temperaturas y salinidades muy amplio. Tiene una alta fecundidad y un comportamiento agresivo (Millikin y Williams, 1984). Su alimentación es omnívora, detritívora y carroñera (Hughes y Seed, 1981). Se trata de una especie con una esperanza de vida de aproximadamente tres años (Hines *et al*., 1987. Consta de cinco fases vitales (Van Engel, 1958; Hines *et al.,* 1987): i) huevo adherido a la hembra (mar abierto) ii) primer estadio larval (zoea), planctónica en mar abierto; iii) segundo estado larval (megalopa), planctónica-bentónica (mar abierto-aguas-zonas estuáricas); iv) juvenil (bentónico), zonas estuáricas; y v) adulto, zonas estuáricas y marinas. La distribución espacial de los adultos depende del sexo y del estado de desarrollo del individuo, pero generalmente tiene una distribución muy ligada a zonas estuáricas en conexión con ríos o lagunas costeras (Gosner, 1978; Nehring, 2011). A diferencia de los machos maduros que tienden a permanecer dispersos en el estuario superior, las hembras migran direccionalmente a lo largo de un gradiente de salinidad (Van Engel, 1958; Hines *et al*., 1990, 1995). Según Tankersley *et al*. (1998), las hembras realizan una migración desde la zona de cópula (ríos, lagunas costeras, etc.) hasta aguas

estuáricas (desembocaduras, canales de comunicación con el mar, etc.). La segunda migración se realiza en la última fase de desarrollo de los huevos, desplazándose mar adentro. Pueden tener 2 ó 3 fecundaciones/año al conservar una espermateca (Forward *et al*., 2003).

Esta especie tiene una gran importancia comercial en la costa Atlántica de Norte América, como por ejemplo en los Estados Unidos es uno de los productos pesqueros más estables, con producciones que varían entre 50.000-90.000 toneladas anuales. En México las capturas han ido aumentando progresivamente, pasando de una producción de 9.275 toneladas en 2009 a 20.065 en 2018 (FAO, 2018). En España el cangrejo azul está incluido en la lista de especies para fines de estadísticas pesqueras (AFSIS) de la FAO y en 2016 el Ministerio de Pesca español incluyó a *C. sapidus* en su lista de especies comerciales (BOE-A-2016-3357). La legislación nacional también incluye a *C. sapidus* dentro del listado de especies exóticas con potencial invasor (Anexo II del RD 1628/2011), sin embargo, desde el punto de vista jurídico español, no ha sido declarada como especie invasora (RD 630/2013), debido a su valor comercial. En la actualidad, provincias como Alicante, Valencia y Castellón se permite a pescadores profesionales la captura y venta de esta especie como captura accesoria en redes fijas y arrastre. En las zonas marinas no existe una pesca dirigida, como ocurre en Cataluña, donde se pescan con nasas (López y Rodón, 2018). Sin embargo, en aguas continentales como la Albufera de Valencia es una especie objetivo que se pesca con buitrones o "mornells" (Mocholí, 2017). Las características biológicas de *C. sapidus* propician su carácter y éxito invasivo (Mancinelli *et al.,* 2021; Shaiek *et al.,* 2021). En las zonas invadidas, además de no tener muchos depredadores (en el Mediterráneo solamente se ha constatado su consumo por parte del pulpo y el ser humano), tiene una dieta muy variada pudiendo actuar como carroñero y como depredador, lo cual puede tener un impacto en la fauna y en la pesca (Kampouris *et al.,* 2019; Clavero *et al*., 2022). El cangrejo azul al ser una especie exótica de interés gastronómico, también representa una oportunidad para las economías locales (como un nuevo recurso alimentario) y no solo una amenaza (Núñez *et al*., 2012; Glamuzina *et al*., 2021).

El sector pesquero artesanal

De los sectores pesqueros más afectados por la introducción del cangrejo azul son aquellos que practican su actividad en aguas someras. En el caso de España, el concepto de pesca artesanal coincide con el empleado para clasificar a las embarcaciones autorizadas para la pesca con "artes menores" en el Censo de flota pesquera de la Secretaría General del Mar. La pesca artesanal se caracteriza por tener embarcaciones: de pequeño tonelaje y eslora (< 10TRB y 12m, respectivamente) y reducida potencia de motor (< 100hp) que desarrollan su actividad en la plataforma continental, explotando zonas situadas a pocas horas de los puertos o playas donde se asientan los pescadores (Colloca *et al*., 2004), por lo que en principio sería el sector más afectado por la introducción del cangrejo azul.

Es importante tener en cuenta que los pescadores artesanales presentan una estrategia basada en la flexibilidad, empleando de manera estacional y rotatoria una amplia variedad de artes y aparejos de pesca tradicionales, adaptándose a la biología de las especies y a las variaciones de abundancia. Las capturas son generalmente reducidas, multiespecíficas y de elevado valor comercial, se comercializa en fresco y en ocasiones por canales no oficiales, lo que puede dificultar la disponibilidad de datos sobre su actividad (Fernández, 2009).

Justificación y objetivos

Existen algunos trabajos sobre estrategias de gestión de *Callinectes sapidus* en el Mediterráneo (Atar *et al*., 2002; Atar y Seçer, 2003; Çekiç *et al*., 2006; Gökçe *et al*., 2007; Sumer *et al*., 2013;

Özdemir *et al*., 2015; Katselis y Koutsikopoulos, 2016; Türeli *et al*., 2016); y, actualmente, hay un programa de la Comisión General de Pesca en el Mediterráneo (CGPM-FAO) con el objetivo de conocer el estado de las poblaciones y la pesca. No obstante, hay escasa información sobre la percepción real de los pescadores y las partes interesadas sobre el impacto de esta especie. Por estos motivos, se decidió realizar el presente estudio, con los siguientes objetivos:

- Analizar mediante encuestas la percepción y perspectivas de los pescadores artesanales de la Comunidad Valenciana sobre el impacto socio-económico de la introducción de la especie exótica *C. sapidus.*

- Obtener una visión socioeconómica real de las posibilidades de la actividad pesquera de cangrejo azul en el territorio.

Metodología

El ámbito geográfico del estudio es la Comunidad Valenciana, en la que operan un total de 494 buques, de los cuales 255 corresponden a pesca artesanal. Se realizaron un total de 54 encuestas a pescadores de diferentes puertos de Castellón, Valencia y Alicante (Tabla 1).

Tabla 1. Número de embarcaciones de artes menores por puerto de la Comunidad Valenciana y el número y porcentaje de pescadores encuestados

Provincia	Puerto	Nº artesanales	Nº encuestas	% encuestados
Castellón	Vinarós	18	4	22,2
“	Benicarló	9	4	44,4
“	Peñíscola	15	2	13,3
Valencia	Gandía	25	10	40
Alicante	Denia	10	2	20
“	Jávea	6	3	50
“	Moraira	3	2	66,7
“	Calpe	5	1	20
“	Altea	3	2	66,7
“	Benidorm	3	1	33,3
“	Villajoyosa	10	2	20
“	Campello	7	5	71,4
“	Alicante	4	1	25
“	Santa Pola	50	8	16
“	Guardamar	10	7	70
Total	15	178	54	30,3

(Datos: flota pesquera Comunidad Valenciana 2023. Informe Agrario valenciano 2023)

Las entrevistas se efectuaron entre enero de 2022 y agosto 2024, presencialmente, en el mismo puerto. Se realizó una única encuesta por barco para evitar la pseudoreplicación, siendo el patrón de la embarcación la persona entrevistada, con la aportación del resto de pescadores (cuando había más de uno). El tiempo medio por entrevista ha sido de unos 30 min.

La encuesta realizada a los pescadores de la Comunidad Valenciana consta de 4 bloques de preguntas para obtener la siguiente información (ver Anexo): I) información de la flota (caracterización); II) información sobre capturas del cangrejo azul; III) impacto económico derivado de la presencia del cangrejo azul; y IV) problemas asociados a su presencia y estrategias de gestión.

Además, se recopilaron datos de venta en lonja de capturas y precio, cedidos por la Conselleria de Agricultura, Agua, Ganadería y Pesca de la Generalitat Valenciana y las mismas Cofradías, con el objetivo de describir la situación de pesca del cangrejo azul por puerto y su distribución estacional.

Resultados

Caracterización general de la flota y el sector pesquero encuestado

Todos los encuestados han sido hombres, salvo una mujer en Vinarós, con edades comprendidas entre 25 y 65 años, y con una experiencia media en pesca superior a 20 años para el 78.6 % de los encuestados. Las embarcaciones tienen de 1 a 3 tripulantes (incluyendo al patrón) y una eslora entre 5-10 m (55,5%), seguidas de las que miden entre 10-15 m (33,3%). Algunos barcos utilizan sólo un arte (61,1%) durante todo el año y otros alternan dependiendo de la época, la especie objetivo y la meteorología (38,9 %) (Tabla 2).

Tabla 2. Características de los pescadores encuestados en porcentaje (N=54).

Sexo	Hombre	Mujer			
	98,1	1,9			
Edad Media (años)	25-40	41-65			
	14,3	85,7			
Experiencia media de pesca (años)	0-5	5-10	10-15	15-20	>20
	0	7, 1	3,6	10,7	78,6
Nº trabajadores/ barco	1	2	3		
	24	24	52		
Eslora de la embarcación (m)	0-5	5-10	10-15	15-20	>20
	3,7	55,6	33,3	7,4	0
Nº de Artes empleadas al año	1	>1			
	61,1	38,9			

En las tres provincias se trabaja sobre todo con redes como el trasmallo y plastiquera (96,3 %), cadufos (26%), y en menor medida con palangre, beta, buitrón o *mornell* y curricán (en ese orden). (Fig. 1). Conviene señalar que algunos arrastreros de la provincia de Castellón lo capturan puntualmente durante el periodo invernal.

La única especie considerada objetivo que se pesca en las 3 provincias es la sepia, dedicándose a ella en algún momento del año el 85,3% de los entrevistados en Alicante, el 60% de Castellón y el 10% de los encuestados en Valencia. En Castellón el 80% se dedica al pulpo y el 70% al langostino. En Valencia (Gandía) el 90% se dedican al salmonete; y en Alicante, donde se ha entrevistado a un mayor número de pescadores, hay una gran variedad de especies objetivo además de la sepia, como el bonito (64.7%), el salmonete (58.8%) el lenguado (38.2%) y la langosta (29.4) (Tabla 3).

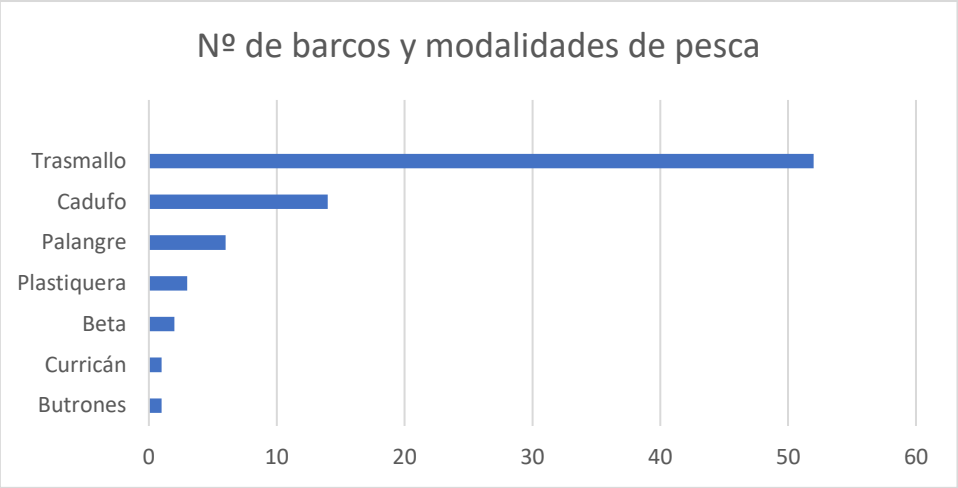


Figura 1. Nº de barcos por modalidad de pesca empleada según las encuestas (N=54).

Tabla 3. Especies objetivo de las embarcaciones de artes menores cuyos pescadores fueron encuestados (N=54). % de barcos que las capturan por provincia.

Provincia	Castellón	Valencia	Alicante
Nº entrevistados	10	10	34
Sepia (*Sepia officinalis*)	60	10	85,3
Bonito (*Sarda sarda*)			64,7
Salmonete (*Mullus* spp.)		90	58,8
Lenguado, palà (*Solea* spp.)	30		38,2
Langosta (*Palinurus elephas*)			29,4
Denton (*Dentex dentex*)			8,8
Gallina (*Scorpaena scrofa*)			5,9
Pulpo (*Octopus vulgaris*)	80		2,9
Galera (*Squilla mantis*)	20		2,9
Besugo, pajel (*Pagellus* spp.)			2,9
Langostino (*Penaeus kerathurus*)	70		

Información sobre capturas de cangrejo azul

El primer año de aparición del cangrejo azul en la Provincia de Castellón se sitúa entre los años 2016-2019, siendo el año 2019 el más señalado por los encuestados (50%). En Valencia recuerdan haberlo visto por primera vez entre el año 2017, siendo también el año 2019 donde más pescadores recuerdan su primera aparición (70%). En Alicante, el grueso de las contestaciones se centra entre 2015 y 2021, y de manera puntual un pescador señala el año 2010 como el primero en observar la especie; 2018, con un 24,2 % de las respuestas, cuando más pescadores recuerdan como el año de aparición de *C. sapidus.*

Casi el 100% de los encuestados encuentran diferencias de aparición de esta especie dependiendo de la zona en la que pesquen. La mayoría indicaron los fondos de arena donde más se encuentra (76%), seguido de fondos mixtos (16%). La profundidad en la que aparece va de 0 a 25 metros, siendo el rango de los 0-5m el más señalado por los pescadores (65,3 %).

Casi un 50 % de los entrevistados centra las capturas en verano y en verano-otoño, le sigue primavera, otoño y por último invierno. Esto coindice con la información de venta en lonja registrados en las cofradías (Fig. 2).

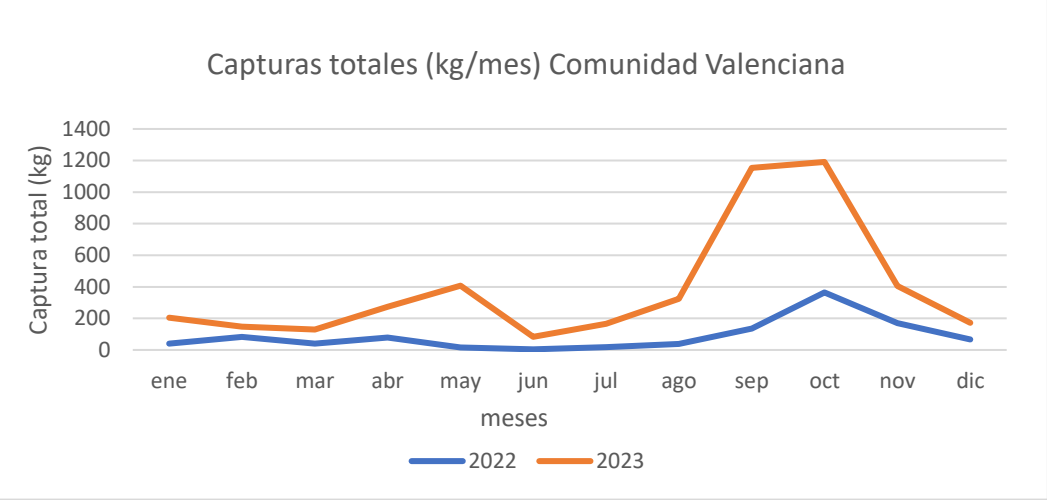


Figura 2. Capturas mensuales (suma kg) para los años 2022-2023 de los puertos de: Denia, Gandía, Guardamar del Segura, San Pedro de Peñíscola, Vinarós, Benicarló y Santa Pola. (Datos cedidos por Consellería de kg y precio en lonja de *C. sapidus*)

Cabe señalar que los pescadores de arrastre de Benicarló realizaron una captura de unos 70-100 kg de cangrejo azul a finales de diciembre a unos 26m de profundidad en un fondo arenoso-fangoso próximo a la zona de los pozos del proyecto 'Castor'. También nos informaron que los arrastreros de Peñíscola capturan puntualmente esta especie a profundidades de 25-30 m (sobre todo en los meses de invierno, de diciembre a marzo).

Teniendo en cuenta esta información y que los cangrejos: i) frecuentan los fondos arenoso-fangosos; ii) pueden vivir en profundidades de hasta 90 m; y iii) por debajo de los 14ºC de temperatura reducen su actividad, se puede plantear como hipótesis que los cangrejos adultos se entierran en estos fondos cuando la temperatura del mar está por debajo de los 14ºC en el periodo invernal y entran en latencia.

Información sobre el impacto económico

En las figuras 3 y 4, se muestra la cantidad de cangrejo pescado anualmente por cofradía y los beneficios de venta en lonja (media anual por cofradía, datos 2022-23), respectivamente.

La media anual en cuanto al precio por kilo en Comunidad Valenciana en el año 2022 se encuentra entre 1,5 eur/kg de Peñíscola hasta los 6,8 eur/kg de Denia. En 2023 el precio medio osciló entre 0,8 eur/kg (Peñíscola) hasta 5eur/kg (Santa Pola).

Percepción sobre la introducción del cangrejo

Más del 90% de los encuestados afirma que el precio de venta en lonja no es bueno. Además, aquellos que aun así lo venden, apuntan que los beneficios raramente igualan a las pérdidas, las

cuales derivan de diversos factores (ver Fig.5). Algunos de los pescadores afectados apuntan que las pérdidas rondan los 600-1000 euros anuales.

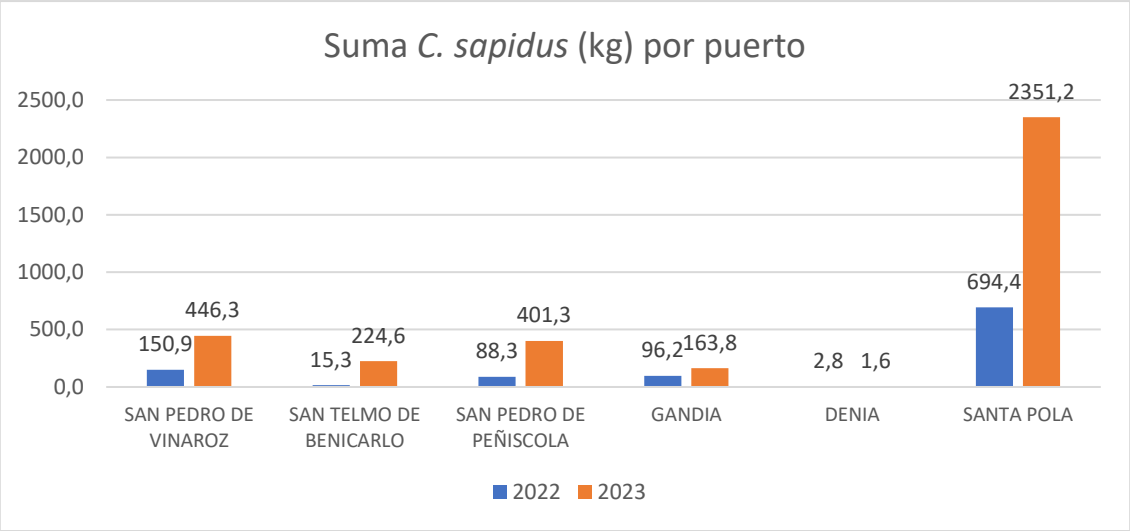


Figura 3. Cantidad total (kg) de *C. sapidus* por puerto (años 2022 y 2023).

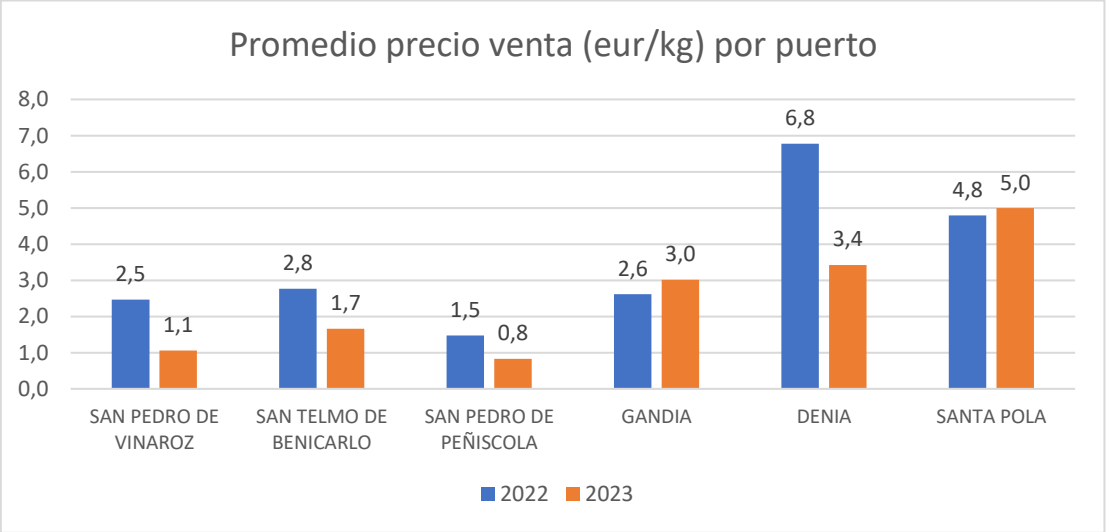


Figura 4. Promedio precio de venta (eur/kg) de *C. sapidus* por puerto (años 2022 y 2023).

Los pescadores perciben que uno de los problemas más importantes derivados de la presencia del cangrejo azul es la rotura de redes (88.9%), seguido del elevado tiempo de desenmalle (61.1%), y la reducción en la calidad de pesca (33.3%) y de especies objetivo (24.1%). La limitación de las zonas de pesca por evitar al cangrejo también es una problemática que percibe el 22.2 % de los encuestados (Fig. 5).

Los pescadores apuntan como especies afectadas negativamente: el langostino, otros peces (en particular, lenguados), sepia y cangrejos, principalmente (Fig.6). Un 10% de los encuestados apuntó que el pulpo puede estar siendo afectado positivamente por el cangrejo azul, ya que puede suponer una presa.

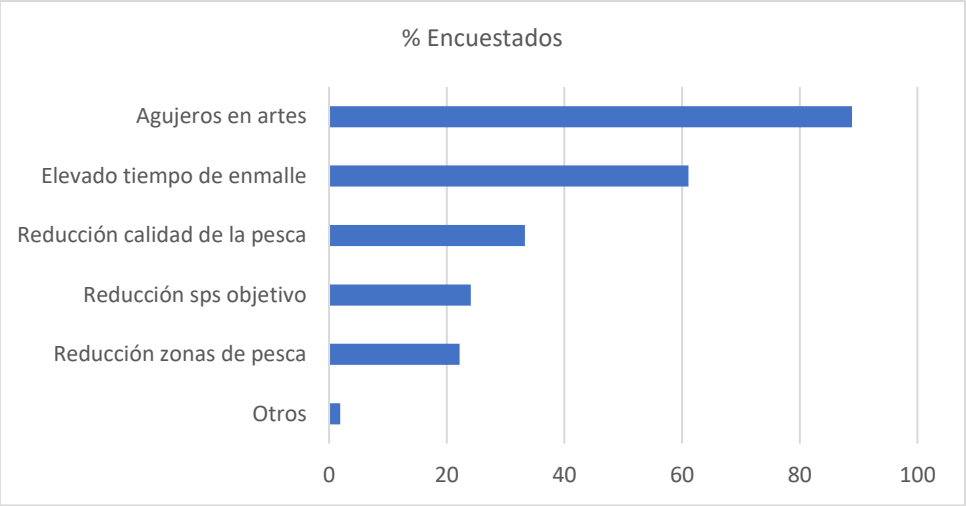


Figura 5. Problemas que perciben los pescadores encuestados (N=54).

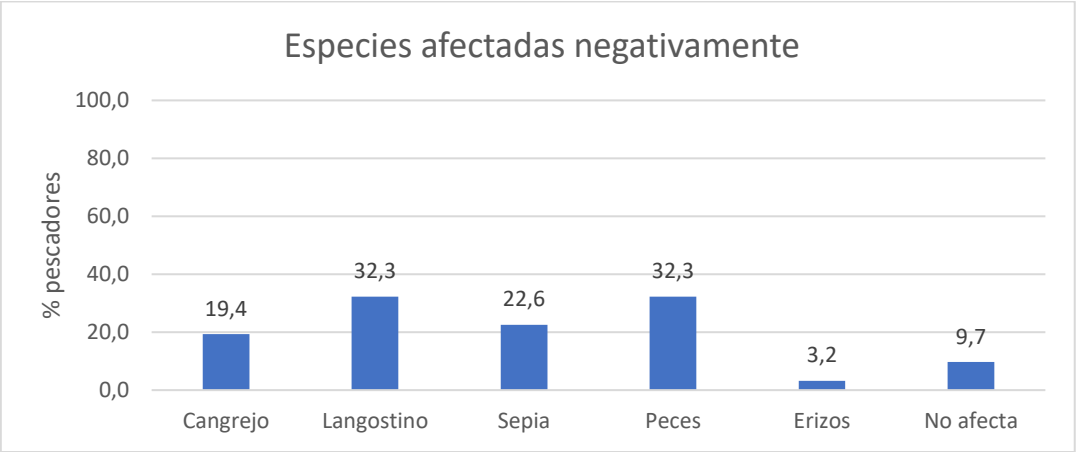


Figura 6. Porcentaje de pescadores que opinan sobre qué especies están siendo afectadas negativamente por *C. sapidus* (N=54).

Posibles propuestas de gestión según el sector pesquero encuestado

En general la propuesta mayoritaria es permitir su pesca de manera intensiva o por épocas y permitir el uso de las nasas para capturar esta especie. También se señala como necesaria la participación de las administraciones públicas no sólo como agentes reguladores de la pesca si no también como agentes financiadores de la misma. En torno al 95% de los pescadores indicaron la nasa como el mejor método de captura.

Además, algunos de ellos recuerdan que es una especie nueva en la zona y que más estudios sobre su ciclo de vida, qué comen, dónde habitan etc., deben realizarse para ejecutar un óptimo plan de acción.

No obstante, existen diferencias de opinión en las tres provincias debido a que en algunas zonas ha dejado de ser captura de interés, como ocurre en el puerto de Gandía. En este caso, un 50% de los encuestados comentan que no pondrían ninguna medida, puesto que ya no lo cogen.

Discusión

El sector pesquero artesanal entrevistado está formado mayoritariamente (un 98%) por pescadores masculinos de edad > 40 años (85,7%), con más de 20 años de experiencia y cuya modalidad de pesca varía a lo largo del año. Principalmente, practican artes de enmalle, sobre todo trasmallo y plastiquera; con especies objetivo (mayoritarias): sepia, salmonete, langostino y lenguado. En Castellón también hay una gran actividad de pesca de pulpo mediante cadufos.

La mayoría capturan el cangrejo de forma accidental, en todos los artes de enmalle como la langostinera o la sepiera, especialmente en los meses cálidos. Según informan, los hábitats preferentes del cangrejo son fondos someros de arena (0-5m de profundidad). Esto coincide con la bibliografía, que apunta que uno de los ambientes preferidos de *Callinectes sapidus* son los fondos arenosos sin vegetación por su abundancia de bivalvos (Hines, *et al*., 2003), aunque el rango de profundidad preferente oscila de 0-30 m (Nehring, 2011).

Un elevado porcentaje de pescadores percibe que los beneficios de pesca y venta del cangrejo azul no superan las pérdidas derivadas de su captura. Ello se debe, a las roturas en las artes y mutilación de otras especies que han quedado atrapadas en el arte, lo que provoca una mayor tasa de renovación de las redes y una disminución de la calidad de las capturas. Esta situación coincide con la descrita en diversos estudios realizados sobre su impacto socioeconómico (Marchessaux *et al*., 2023; Mancinelli *et al*., 2017a; Khamassi *et al*., 2019; Servicio de Vida Silvestre, 2016, López y Rodon, 2018, Banoub, 1963; Beqiraj y Kashta, 2010). En regiones del Mediterráneo como Túnez, Francia e Italia, la combinación de la pérdida de tiempo y los costos financieros de reparar y cambiar las redes implican una pérdida económica significativa para el sector pesquero (Shaeik *et al*., 2021; Marchessaux *et al*., 2023).

Además, advierten que se están produciendo efectos negativos en las capturas de otras especies como langostino, sepias, otros cangrejos y peces, debido a que limitan las zonas de pesca al intentar no calar sus redes en aquellas zonas donde saben que abundan los cangrejos. Esto coincide con lo que está sucediendo en otras áreas geográficas como Túnez, donde la introducción del cangrejo azul ha supuesto una caída en la calidad y cantidad de la pesca y ha supuesto una urgencia en definir medidas de gestión (Ennouri *et al*., 2021). Sin embargo, en países como Egipto, el cangrejo supone una alternativa gastronómica y comercial para la zona (Mehana *et al*, 2019). Esto supone un conflicto, ya que el hecho de que sea un recurso comercial puede propiciar su introducción voluntaria para obtener núcleos reproductores explotables (Izquierdo-Gómez, 2022).

Respecto a las perspectivas de gestión de la especie, la mayoría consideran que se debe permitir su pesca de manera intensiva o por épocas y permitir el uso de las nasas para capturar esta especie. Además, algunos de ellos recuerdan que es una especie nueva en la zona y que son necesarios más estudios de investigación para ejecutar un óptimo plan de actuación.

Agradecimientos

A todos los pescadores de la Comunidad Valenciana que han participado en las encuestas y, en particular, a las Cofradías de Vinarós, Benicarló, Peñíscola, Gandía, Denia, Guardamar y Santa Pola. El estudio se enmarca en el contexto del proyecto “ECESIS: Ecología e impacto del cangrejo azul atlántico en lagunas costeras, estuarios y aguas adyacentes del Mediterráneo español” (2021-2024), financiado por el Ministerio de Ciencia, Innovación y Universidades (Programas Estatales de Generación de Conocimiento y Fortalecimiento Científico y Tecnológico del Sistema de I+D+i y de I+D+i Orientada a los Retos de la Sociedad).

Bibliografía

Atar, H. H., Ölmez, M., Bekcan, S. and Seçer, S. (2002). Comparison of three different traps for catching blue crab (Callinectes sapidus Rathbun 1896) in Beymelek Lagoon. *Turkish Journal of Veterinary & Animal Sciences, 26*(5), 1145-1150.

Atar, H. H. and Seçer, S. (2003). Width/length-weight relationships of the blue crab (Callinectes sapidus Rathbun 1896) population living in Beymelek Lagoon Lake. *Turkish Journal of Veterinary & Animal Sciences, 27(*2), 443-447.

Banoub, M. W. (1963). *Survey of the Blue-crab Callinectes Sapidus (Rath.) in Lake Edku in 1960*. US Government Printing Office.

Beqiraj, S. and Kashta, L. (2010). The establishment of blue crab *Callinectes sapidus* Rathbun, 1896 in the Lagoon of Patok, Albania (south-east Adriatic Sea). *Aquatic Invasions*, *5*(2), 219-221.

Bouvier, E.L. Sur un *Callinectes sapidus* M. Rathbun trouvé à Rochefort. *Bull. Mus. Hist. Nat. Paris 1901, 7*, 16–17.

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,* 141-143.

Çekiç, M., Özbilgin, H., Gökçe, G. and Metin, C. (2007). Size selectivity of square mesh barriers for *Callinectes sapidus* Rathbun, 1896 (Brachyura, Portunidae). Crustaceana, 80(3), 277-284.

Clavero, M., Franch, N., Bernardo-Madrid, R., López, V., Abelló, P., Queral, J. M. and Mancinelli, G. (2022). Severe, rapid and widespread impacts of an Atlantic blue crab invasion. *Marine Pollution Bulletin, 176,* 113479.

Colloca, F., Crespi, V., Cerasi, S. and Coppola, S. R. (2004). Structure and evolution of the artisanal fishery in a southern Italian coastal area. *Fisheries Research, 69*(3), 359-369.

Coppola, S. R. (2006). Inventory of artisanal fishery communities in the Central and Western Mediterranean (Vol. 77). Food & Agriculture Org.

Ennouri, R., Zarrouk, H., Fatnassi, M., & Mili, S. (2021). Development of the fishing and commercialization of the blue crabs in Bizerta and Ghar EL Melh lagoons: A case study of promotion opportunities of blue growth in Tunisia. *Journal of Aquaculture & Marine Biology*, *10*(2), 66-74

FAO, F. (2018). Aquaculture Department, The State of World Fisheries and Aquaculture.

Fernández, A. M. G. (2009). La pesquería artesanal de Santa Pola (SE de la Península Ibérica). Identificación de tácticas de pesca y estimación de índices de abundancia. Tesis Doctoral, Universidad de Alicante, Departamento de Ciencias del Mar y Biología Aplicada, España.

Forward, R., Tankersley, R. and Pochelon, P. (2003). Circatidal activity rhythms in ovigerous blue crabs, *Callinectes sapidus:* implications for ebb-tide transport during the spawning migration. *Marine Biology, 142(*1), 67-76.

García, L., Pinya, S., Colomar, V., París, T., Puig, M., Rebassa, M. and Mayol, J. (2018). The first recorded occurrences of the invasive crab *Callinectes sapidus* Rathbun, 1896 (Crustacea: Decapoda: Portunidae) in coastal lagoons of the Balearic Islands (Spain). *BioInvasions Records, 7*(2), 191-196.

Giménez Casalduero F, Ramos Espla AA, Izquierdo Muñoz A, Gomaríz Castillo F, Martínez Hernández FJ, González-Carrión F. (2016). Invertebrados marinos alóctonos en el Mar Menor. En: VM Leon y JM Bellido (eds.) Mar Menor, un ecosistema singular y sensible. Evaluación científica de su estado. Temas de Oceanografía, IEO-MEC: 157-178.

Giordani Soika, A. (1951). Il Neptunus pelagicus (L.) nell'alto Adriatico. *Natura*, 42(1 2), 18-20.

Glamuzina, L., Conides, A., Mancinelli, G. and Glamuzina, B. (2021). A Comparison of traditional and locally novel fishing gear for the exploitation of the invasive Atlantic Blue Crab in the Eastern Adriatic Sea. *Journal of Marine Science and Engineering, 9*(9), 1019.

Gokce, G., Erguden, D., Sangun, L., Cekic, M. and Alagoz, S. (2006).

Width/length weight and relationships of the blue crab (*Callinectes sapidus* Rathbun, 1986) population living in Camlik Lagoon Lake (Yumurtalik).

González-Wanguemert, M. and Pujol, J. A. (2016). First record of the atlantic blue crab *Callinectes sapidus* (Crustacea: Brachyura: Portunidae) in the Segura river mouth (Spain, southwestern Mediterranean Sea*). Turkish Journal of Zoology, 40*(4), 615-619.

Gosner, K. L. (1978). *A Field Guide to the Atlantic Seashore: From the Bay of Fundy to Cape Hatteras.* Peterson Field Guides, 247-249.

Hines, A. H., Lipcius, R. N. and Haddon, A. M. (1987). Population dynamics and habitat partitioning by size, sex, and molt stage of blue crabs *Callinectes sapidus* in a subestuary of central Chesapeake Bay. *Marine Ecology Progress Series,* 36(1), 55-64.

Hines, A. H., Jivoff, P. R., Bushmann, P. J., Montfrans, J. v., Reed, S. A., Wolcott, D. L., & Wolcott, T. G. (2003). Evidence for sperm limitation in the blue crab, *Callinectes sapidus. Marine Science*, 187-310

Hughes, R. N. and Seed, R. (1981). Size selection of mussels by the blue crab *Callinectes sapidus:* energy maximizer or time minimizer*. Marine ecology progress series.* Oldendorf*, 6*(1), 83-89.

Izquierdo-Gómez, D., and Izquierdo-Muñoz, A. (2016). Evidence of the establishment of the American blue crab *Callinectes sapidus* (Rathburn 1896) in the Levantine coast of Spain (Western Mediterranean Sea) Karachle et al. *New Mediterranean Biodiversity Records (March 2016) Mediterr Mar Sci, 17*, 232-233.

Khamassi, F., Ghanem, R., Khamassi, S., Dhifallah, F. and Souissi, J. B. (2019). Socio economic impacts of the alien invasive crab *Portunus segnis* (Forskål, 1775) in the Gulf of Gabès (Tunisia). *Rapport de la Commission Internationale pour l'exploration scientifique de la Méditerranée (CIESM)*, *42*, 253.

Kampouris, T. E., Porter, J. S. and Sanderson, W. G. (2019). *Callinectes sapidus* Rathbun, 1896 (Brachyura: Portunidae): An assessment on its diet and foraging behaviour, Thermaikos Gulf, NW Aegean Sea, Greece: Evidence for ecological and economic impacts. *Crustacean Research, 48*, 23-37.

Katselis, G. N. and Koutsikopoulos, C. (2017). The Establishment of Blue Crab *Callinectes sapidus* Rathbun, 1896 in the Lagoon Pogonitsa (Amvrakikos Gulf, Western Greece). *Trends in Fisheries and Aquatic Animal Health, Bentham Science,* 299-306.

López, V. y Rodon, J. (2018). Diagnosi i situació actual del Cranc Blau (*Callinectes sapidus*) al delta de l'Ebre. *Direcció General de Pesca i Afers Marítims, Generalitat de Catalunya.*

Mancinelli, G., Chainho, P., Cilenti, L., Falco, S., Kapiris, K., Katselis, G. and Ribeiro, F. (2017a). The Atlantic blue crab *Callinectes sapidus* in southern European coastal waters: Distribution, impact and prospective invasion management strategies. *Marine pollution bulletin*, *119*(1), 5-11.

Mancinelli G, Chainho P, Cilenti L, Falco S, Kapiris K, Katselis G, Ribeiro F. (2017b). The Atlantic blue crab *Callinectes sapidus* in southern European coastal waters: Distribution, impact and prospective invasion management strategies. *Marine Pollution Bulletin* (119), 5-11.

Mancinelli, G., Bardelli, R. and Zenetos, A. (2021). A global occurrence database of the Atlantic blue crab *Callinectes sapidus. Scientific Data, 8*(1), 111.

Marchessaux, G., Mangano, M. C., Bizzarri, S., M'Rabet, C., Principato, E., Lago, N. and Sarà, G. (2023). Invasive blue crabs and small-scale fisheries in the Mediterranean sea: Local ecological knowledge, impacts and future management. *Marine Policy*, *148*, 105461

Mehanna, F. S., G Desouky, M., & E Farouk, A. (2019). Population dynamics and fisheries characteristics of the Blue Crab *Callinectes sapidus* (Rathbun, 1896) as an invasive species in Bardawil Lagoon, Egypt. *Egyptian Journal of Aquatic Biology and Fisheries, 23*(2), 599-611.

Millikin MR, Williams AB (1984). Synopsis of biological data on the blue crab, *Callinectes sapidus* Rathbun. FAO Fisheries Synopsis No. 138, 39 pp.

Mocholí Soriano, V. (2017). Abundancia y estructura de tallas de la población de cangrejo atlántico azul (*Callinectes sapidus*) en la Albufera de Valencia. Universitat Politècnica de València. http://hdl.handle.net/10251/97526.

Nehring, S. (2011). Invasion history and success of the American blue crab Callinectes sapidus in European and adjacent waters. *In the wrong place-alien marine crustaceans: distribution, biology and impacts* (pp. 607-624). Springer, Dordrecht.

Núñez, M. A., Kuebbing, S., Dimarco, R. D. and Simberloff, D. (2012). Invasive species: to eat or not to eat, that is the question. *Conservation Letters, 5*(5), 334-341.

Özdemir, S., Gökçe, G. and Cekic, M. (2015). Determination of size selectivity of traps for blue crab (*Callinectes sapidus* Rathbun, 1896) in the Mediterranean Sea. *Journal of Agricultural Sciences, 21*(2), 256-261.

Pellegrin Jr, G., Guillory, V., Prejean, P., Perry, H., Warren, J., Steele, P. and Heath, S. (2001). Length-based estimates of total mortality for Gulf of Mexico blue crab. In *Proceedings: Blue Crab Mortality Symposium. Gulf States Marine Fisheries Commission Publication* (Vol. 90, pp. 42-49).

Perry, H. M., Warren, J., Trigg, C. and Devender, T. V. (1998). II. State blue crab fisheries-Texas to New York-The blue crab fishery of Mississippi. *Journal of Shellfish Research, 17(*2), 425-434.

Serbetis, C. Un nouveau Crustacé comestible en Mer Egée *Callinectes sapidus* Rathbun. (Décapode brachyoure). Proc. Gen. *Fish. Comm. Mediterran*. 1959, 5, 505–507.

Servicio de Vida Silvestre (2016). Situación actual del cangrejo azul en la Comunitat Valenciana. Evolución de la especie en el período 2014-2016. Generalitat Valenciana.

Shaiek, M., El Zrelli, R., Crocetta, F., Mansour, L. and Rabaoui, L. (2021). On the occurrence of three exotic decapods, *Callinectes sapidus* (Portunidae), *Portunus segnis* (Portunidae), and *Trachysalambria palaestinensis* (Penaeidae), in northern Tunisia, with updates on the distribution of the two invasive portunids in the Mediterranean Sea. *BioInvasions Record*, *10*(1).

Sharov, A. F., Vølstad, J. H., Davis, G. R., Davis, B. K., Lipcius, R. N. and Montane, M. M. (2003). Abundance and exploitation rate of the blue crab (*Callinectes sapidus*) in Chesapeake Bay. *Bulletin of Marine Science, 72*(2), 543-565.

Steele, P. and Bert, T. M. (1998). The Florida blue crab fishery: history, status, and management. *Journal of Shellfish Research, 17,* 441-450.

Sumer, C., Teksam, I., Karatas, H., Beyhan, T. and Aydin, C. M. (2013). Growth and reproduction biology of the blue crab, Callinectes sapidus Rathbun, 1896, in the Beymelek Lagoon (Southwestern Coast of Turkey). *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 13(*4).

Tankersley, R. A., Wieber, M. G., Sigala, M. A. c Kachurak, K. A. (1998). Migratory behavior of ovigerous blue crabs *Callinectes sapidus:* evidence for selective tidal-stream transport. *The Biological Bulletin, 195*(2), 168-173.

Taissoun, E. (1973). *Los Cangrejos de la familia Portunidae (Crustaceos Decapodos Brachyura) en el occidente de Venezuela*. Universidad del Zulia, Centro de Investigaciones Biológicas, Maracaibo.

Türeli, C., Miller, T. J., Gündoğdu, S. and Yeşilyurt, İ. N. (2016). Growth and mortality of blue crab (*Callinectes sapidus)* in the north-eastern Mediterranean Sea*. Journal of FisheriesSciences. com, 2*, 55-62.

Van Engel, W. A. (1958). The blue crab and its fishery in Chesapeake Bay. Part 1. Reproduction, early development, growth and migration. *Commercial fisheries review, 20*(6), 6.

Williams, A.B. The swimming crabs of the genus Callinectes (Decapoda: Portunidae). *Fish. Bull.* 1974, 72, 685–798.

Anexo I. Encuesta al sector pesquero para la evaluación del impacto socio-económico de la introducción del cangrejo azul americano (proyecto ECESIS 2021-2024)

Bloque I. INFORMACIÓN BÁSICA DE LA FLOTA (CARACTERIZACIÓN)
1. Edad media pescadores: 18-25 25-40 40-60 >60
2. Género H/M (%)
3. Experiencia media pescadores (años):
0-5 5-10 10-15 15-20 25-30 30-35 35-40 40-45 >50
4. Tipos de arte que emplean:
5. Eslora de las embarcaciones según el arte: 0-5 5-10 10-15 15-20 20-25 25-30 >30
6. Número de pescadores por barco según el arte que emplean:
7. Zonas de pesca que abarcan:
8. Frecuencia de pesca (esfuerzo pesquero): (horas al día, franja horaria y días de la semana)
9. Especies objetivo:

Bloque II. INFORMACIÓN CAPTURAS CANGREJO AZUL
1. Primera detección cangrejo azul (año):
2. Incremento anual desde detección:
3. ¿Todos los artes capturan cangrejo azul? ¿Cuáles no?
4. ¿Hay diferencias de captura según el arte empleado? ¿De mayor a menor, cuáles capturan más?
5. Capturas aproximadas en el último año por arte:
6. Distribución de las capturas según el arte (aproximadamente):
7. Ubicación de las capturas (posicionar sobre un mapa que proporcionaremos):
8. ¿Se observan diferentes capturas según el hábitat donde se pesca? ¿En qué hábitats o caladeros su captura es mayor?
   Ambiente: Desembocadura o mar
   Profundidad (metros): 0-5 5-10 10-15 15-20 20-25 25-30 >30
   Tipo de fondo: Arena Posidonia Mixtos Roca
   Temporada y meteorología:
9. ¿Consideras que tiene un buen precio de venta?

Bloque III. INFORMACIÓN SOBRE IMPACTO ECONÓMICO DEL CANGREJO AZUL
1. Datos de pérdidas de arte por capturas de cangrejo azul (fundamentalmente para enmalle):
   a) Especificar costes de reparar artes o partes dañadas (malla, copo, etc.): Compra material, horas trabajo propias, horas trabajo de otra persona, etc…
   b) Renovar artes (frecuencia y costos)
   c) Pérdidas de días de pesca (sí/no), nº horas o días
   d) Pérdida de pesca (si/no) estimar proporción y cuantía en euros.
2. ¿En su opinión, qué especies objetivo han sido potencialmente afectada por la entrada del cangrejo azul? (negativa y positivamente).
   a) Peces (salmonete, lenguado, anguila, …)
   b) Crustáceos (otros cangrejos, langostino, …)
   c) Moluscos (almejas, pulpo, …)
   d) Otros
3. ¿Ha tenido beneficios de venta en lonja en alguna temporada? Estimar cuantía.

IV. INFORMACIÓN PROBLEMAS Y MEDIDAS DE GESTIÓN DE LA INVASIÓN CANGREJO AZUL
1. Comenta problemáticas asociadas con el cangrejo azul (al menos 2) y valorar del 1 al 5 por importancia:
   a) Agujeros en artes
   b) Reducción calidad pesca
   c) Elevado tiempo de enmalle
   d) Reducción zonas de pesca
   e) Reducción especies objetivo

f) otras

2. ¿Crees que se debe regular su pesca? ¿Por qué?
3. ¿Cuál consideras que es la mejor modalidad para su captura? ¿Por qué?
4. ¿Qué medidas crees convenientes para controlar su población?
5. ¿Quiénes son los principales compradores de esta especie?

Calidad del cangrejo azul como producto gastronómico

Esteso, I.[1], P. Sánchez[1], T. Cascales[3], S. Martínez[3], C. Barberá[1,2]

[1] Departamento de Ciencias del Mar y Biología Aplicada, Universidad de Alicante.

[2] Centro de Investigación Marina de Santa Pola (CIMAR), Universidad de Alicante

[3] Departamento de Ciencia Animal de la Universidad Politécnica de Valencia (UPV).

Resumen

El cangrejo azul americano (*Callinectes sapidus*) es un crustáceo originario del Atlántico occidental e introducido en el Mediterráneo desde 1948, que actualmente se considera establecido y que ha conseguido adaptarse a diversos hábitats y condiciones. Así pues, en zonas invadidas es capturado por pescadores profesionales, pero también es objetivo de la pesca deportiva ya que el interés gastronómico por este crustáceo en su potencial culinario, sabor y perfil nutricional. El presente trabajo de investigación se centra en analizar las propiedades organolépticas mediante una cata a ciegas y el perfil nutricional de esta especie en función de los diferentes ambientes que habita: medio marino (Costa de Guardamar), salobre (Salinas de Santa Pola y el Hondo) e hipersalino (Mar Menor). Como resultados del análisis organoléptico se obtuvieron valoraciones elevadas, obteniéndose puntuaciones con ligeras diferencias dependiendo del origen de las muestras, así como al comparar por el sexo y profesión/estudios del catador. En el perfil nutricional destaca los elevados valores de proteínas y bajos niveles de grasas, siendo los ácidos grasos de elevada calidad. Se concluyó que el cangrejo azul presenta una elevada calidad como producto gastronómico, siendo importante definir estrategias para su promoción.

Introducción

Biología y ecología

Callinectes sapidus Rathbun 1896, conocido como el "cangrejo azul americano", es un crustáceo decápodo que habita en lagunas, estuarios y otras áreas costeras ya que se trata de un organismo eurihalino y euritermo. Se distingue por su alta capacidad reproductiva y su comportamiento agresivo (Millikin y Williams, 1984). Es originario del Atlántico occidental, abarcando desde Nueva Escocia hasta Argentina (Nehring, 2011), donde se aprovecha comercialmente, siendo un recurso importante en América del Norte y Central (FAO, 2014). El cangrejo azul fue introducido en el Mar Mediterráneo en 1948, probablemente a través del agua de lastre de barcos mercantes (Mancinelli et al., 2014). El primer ejemplar registrado en el Mediterráneo Occidental fue capturado en el Delta del Ebro en noviembre de 2012 (Castejón y Guerao, 2013).

La distribución espacial de *C. sapidus* depende del sexo y del estado de desarrollo, pero en general tienen una distribución muy ligada a zonas estuáricas en conexión con ríos o lagunas

costeras, migrando a lo largo de su ciclo de vida y estacionalmente entre las diferentes zonas en un gradiente de salinidad (Millikin y Williams, 1984).

Después de la cópula, los machos permanecen cerca de la costa y las hembras migran mar adentro en busca de salinidades más altas ya que los huevos requieren elevadas salinidades para eclosionar (Van Engels, 1958). La migración de las hembras se puede dividir en dos fases (Tankersley et al., 1998) (Fig. 1): la primera comprende el desplazamiento desde la zona de copula (ríos, lagunas costeras, etc) hasta aguas estuáricas (desembocadura, canal de comunicación con el mar, etc); y la segunda fase es una migración que realizan las hembras cuyos huevos están en el último periodo de desarrollo, desplazándose mar adentro transportadas por las corrientes generadas en las mareas nocturnas (Tankersley et al., 1998). Tras el desove utilizan las mismas corrientes de marea para volver a la desembocadura, pudiendo volver a fecundarse ellas mismas (Forward et al., 2003). Estas hembras que llegan a la desembocadura no retornan tierra adentro a aguas de baja salinidad. Una vez eclosionados los huevos, las larvas empiezan su migración hacia las áreas de menor salinidad, formando parte del plancton, alcanzando las etapas de cangrejo juvenil en aguas estuarinas.

Artes y métodos de pesca

La nasa es la modalidad de pesca más utilizada a nivel mundial, sin embargo, a causa del volumen que ocupan y los gastos asociados a la creación y mantenimiento de estas, la mayoría de los pescadores han dejado de utilizarlas y han comenzado a usar el palangre sin anzuelo y rastros (Villasmil et al., 2004).

En España, aunque *Callinectes sapidus* no se considera una especie invasora, está incluida en el catálogo de especies pesqueras permitidas (BOE nº 53, 2018). Su potencial como recurso pesquero ofrece oportunidades a ciertos sectores económicos, pero al mismo tiempo supone una amenaza para la biodiversidad. En la Comunidad Valenciana se vende como captura accidental, mientras que en Cataluña se ha implementado una normativa específica para su pesca (López y Rodón, 2018), siendo esta región donde se registran las mayores capturas, especialmente en el Delta del Ebro, donde en 2019 se observó un incremento del 550% en comparación con el año anterior, al pasar de 79 a 437 toneladas (Barberá et al. 2024). En cuanto a la pesca recreativa, este crustáceo se captura en canales y ríos conectados con el mar, sin estar regulada por normativas específicas.

Interés económico e importancia nutricional

Es una especie apreciada en la gastronomía de sus zonas de origen, aunque en el Mediterráneo aún no es muy valorada, suele usarse para elaborar caldos de mariscos y el "suquet" que se utiliza en las paellas. Reconocidos chefs nacionales están incorporando este crustáceo a sus recetas ya que suelen venderse a precios relativamente bajos en comparación a otras especies, aunque estos precios varían según la época del año (Barberá et al. 2024).

Este trabajo tiene como objetivo evaluar la calidad del cangrejo azul como producto gastronómico, comparando su perfil nutricional y sus características organolépticas según el hábitat en el que es capturado.

Metodología

Los ambientes de los que se han extraído las muestras de cangrejo azul provienen de tres ambientes: salobre (Santa Pola y el Hondo), hipersalino (Mar Menor) y marino (Guardamar del Segura). La captura se realizó de manera directa mediante nasas en el primer ambiente y para los otros dos se compraron en la lonja de San Pedro del Pinatar y Guardamar, respectivamente.

Análisis organoléptico

La evaluación de las propiedades organolépticas se llevó a cabo en los laboratorios de Gastronomía de la Universidad de Alicante, con catadores no profesionales, siendo personal o estudiantes de esta universidad. Se cataron las pinzas (quelíceros) hervidas de cangrejos de los 3 grupos de muestras mencionados anteriormente. Los catadores desconocen su procedencia y cumplimentaron un cuestionario basado en la realización de una prueba hedónica, es decir, aquella en la que el catador expresa su reacción subjetiva ante el producto, en tres fases: Fase visual (Color y Percepción general), Fase olfativa (Intensidad, Calidad y Aroma limpio) y Fase gustativa (Intensidad, Calidad y Personalidad). La valoración numérica de la calidad organoléptica correspondiente a una muestra es la media de las puntuaciones emitidas por cada uno de los evaluadores. Estas medidas consisten en intervalos numéricos con diferentes denominaciones: desagradable o deficiente (0-3), discreto/a (3-4), regular (4-5), bueno/a (5-7), muy bueno/a (7-9) y excelente (9-10).

La degustación se llevó a cabo por un panel de 24 catadores, 16 son estudiantes o profesores de CC del Mar y 8 son estudiantes de Gastronomía, la mayoría en edades comprendidas entre 17 y 54 años. En cuanto al sexo, 14 personas fueron mujeres y 10 fueron hombres.

Análisis del perfil nutricional

Las muestras se obtuvieron de la carne de la pinza y del abdomen, en algunos casos la muestra procede de un solo individuo, pero si la cantidad no era suficiente, se analizaba carne de varios ejemplares, siempre teniendo en cuenta que sean de la misma categoría demográfica (hembra-macho, inmaduro-maduro), ya que se asume que puede haber diferencias nutricionales.
Los análisis se contrataron a los servicios del Departamento de Ciencia Animal de la Universidad Politécnica de Valencia (UPV). Tras la recolección de las muestras se llevó a cabo la evaluación nutricional de la parte consumida (carne de las pinzas) para determinar sus propiedades nutricionales en cuanto a su contenido de agua, macronutrientes (proteínas, grasas, carbohidratos).

En cuanto a los procedimientos para el análisis de las muestras, se analizó la composición aproximada, según procedimientos de AOAC (1990).

Resultados

Propiedades organolépticas

El orden de las muestras fue el siguiente: muestra 1 (Mar Menor), muestra 2 (Guardamar), muestra 3 (Salinas y Hondo). El análisis general de los resultados obtenidos (figura 1) revela que la muestra 1 del Mar Menor destaca en la fase visual, y también ha sido ligeramente mejor valorada en el parámetro calidad en la fase olfativa, donde el elevado contenido en salinidad del

Mar Menor podría estar influyendo en el desarrollo de distintos compuestos volátiles responsables del aroma. La muestra de ambientes salobre, sin embargo, destacó en la fase gustativa con la puntuación más alta en los parámetros calidad, intensidad y personalidad. Esto puede explicarse debido a que en estos ambientes salobres adquieren sabores más complejos gracias a la variabilidad ambiental y en su dieta, lo cual afecta a la presencia de compuestos umami, es decir, compuestos con mucho sabor como son el glutamato, el inosinato y el guanilato (McClain y Johnson, 2019).

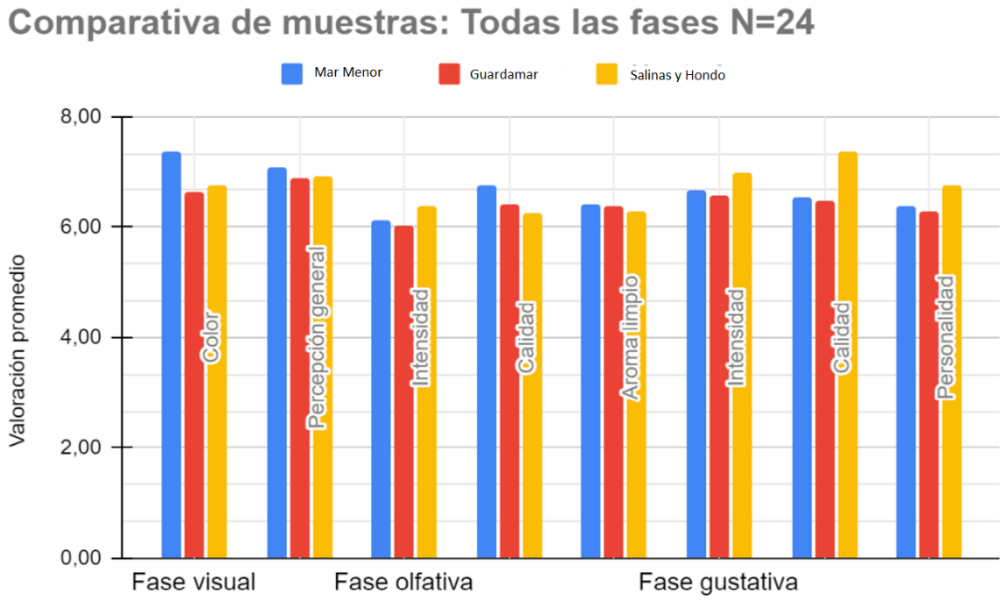


Figura 1: Valoración general visual, olfativa y gustativa (escala puntuación del 1 al 10) de las tres muestras de cangrejo azul obtenidas en los distintos ambientes.

Factores como el sexo de los catadores (figura 2) influyeron en la percepción de las muestras, y la muestra del Mar Menor fue mejor valorada por las mujeres especialmente en la fase visual, mientras que los hombres valoraron mejor los cangrejos de aguas salobres, concretamente en la fase gustativa. Esto puede sugerir que las mujeres han valorado más el aspecto visual del cangrejo azul durante la cata, lo cual concuerda con la puntuación alta en percepción general en la fase visual, mientras que los hombres han valorado mejor los atributos gustativos como la intensidad y personalidad.

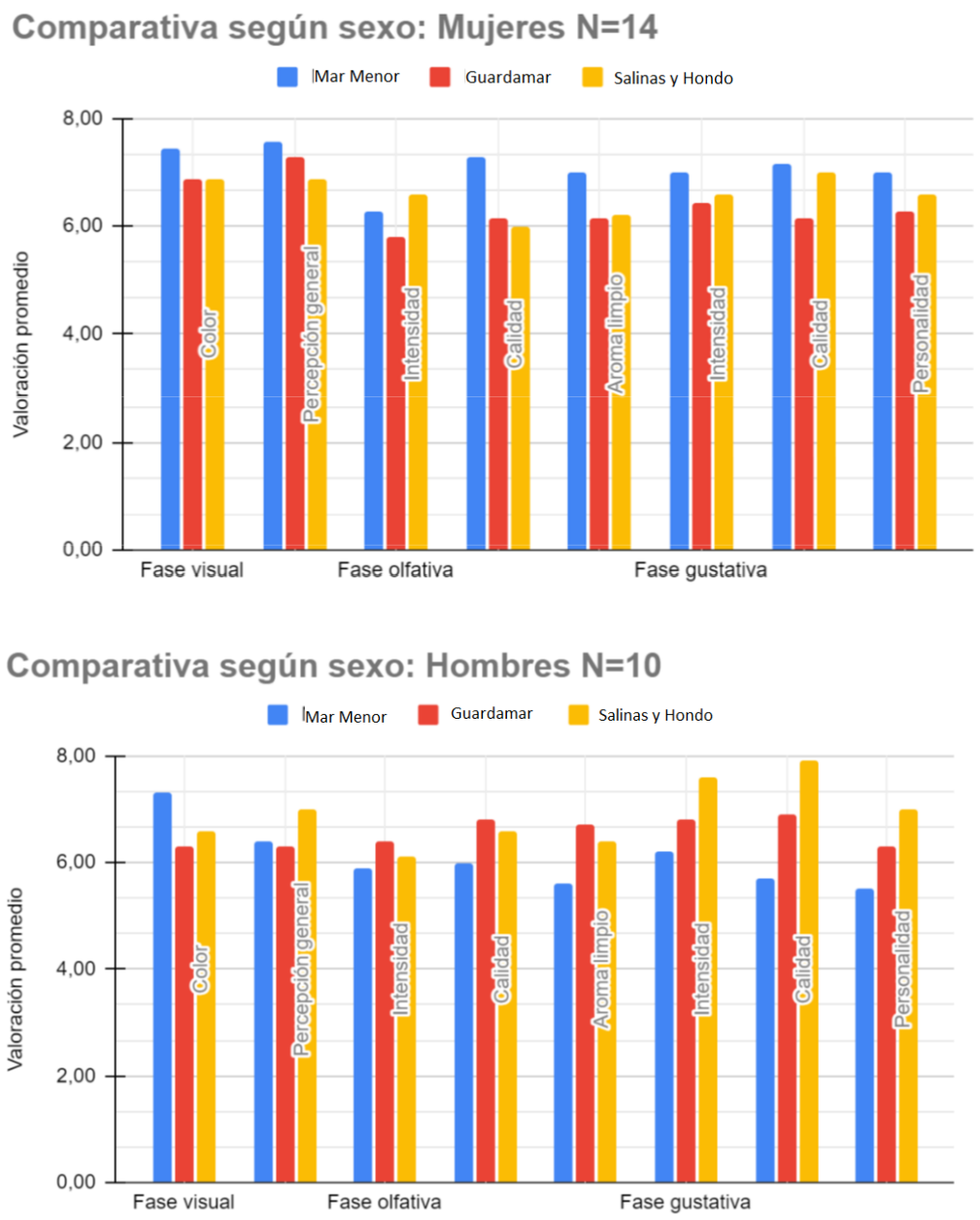
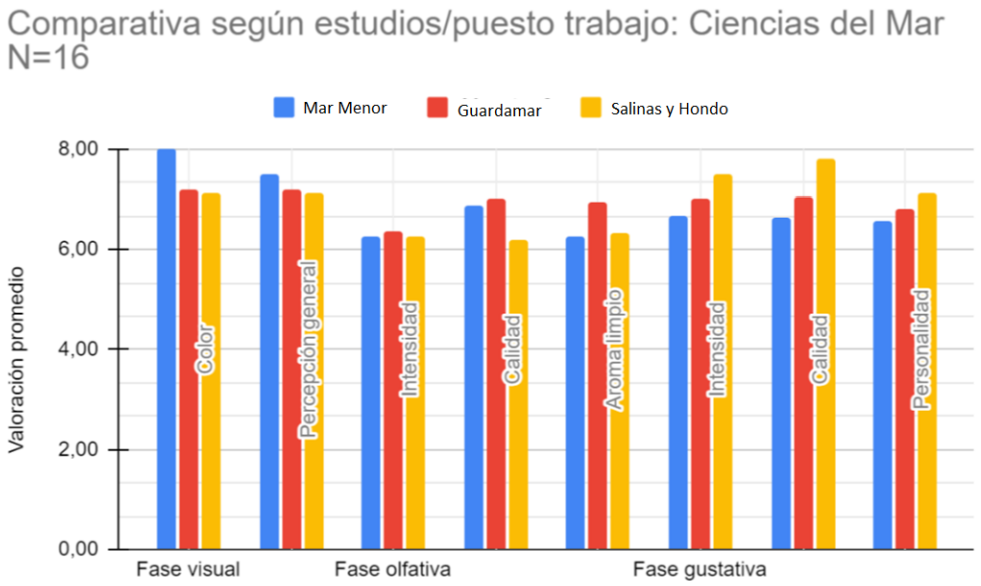


Figura 2: Valoración promedio de las mujeres (superior) y de los hombres (inferior): valoración visual, olfativa y gustativa (escala puntuación del 1 al 10) de las tres muestras de cangrejo azul obtenidas en distintos ambientes

En la figura 3 los catadores relacionados con Ciencias del Mar mostraron mejores valoraciones de la muestra del medio marino, seguida de la muestra de aguas salobres, mientras que los de Gastronomía valoran mejor la muestra del medio hipersalino, seguida de la muestra de aguas salobres. Esta discrepancia podría indicar que los catadores con experiencia en gastronomía podrían estar más influenciados por factores visuales y gustativos



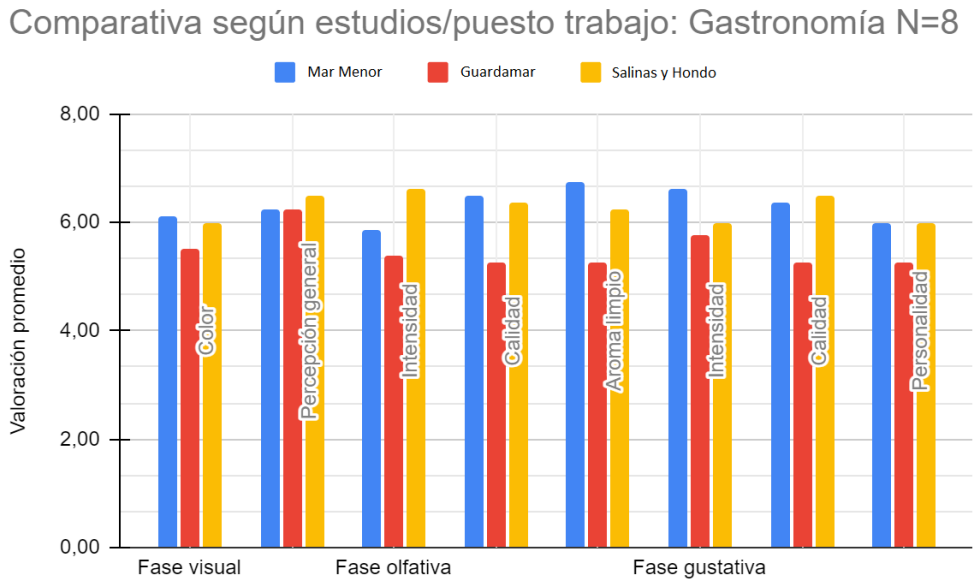


Figura 3: *Comparación de la* valoración de los catadores de Ciencias del Mar (superior) y de Gastronomía (inferior)

Referido a los contenidos energéticos (figura 4), los resultados sugieren que la muestra de medio marino presenta el valor más alto de energía, lo que podría estar relacionado con una mayor disponibilidad de nutrientes o un metabolismo diferente en este entorno (etapa de reproducción). La grasa bruta es baja en todas las muestras, sin embargo, la muestra del medio salobre presenta los contenidos más altos, y la muestra del medio hipersalino, los contenidos más bajos de grasa. Estos resultados indican que los cangrejos del ambiente salobre almacenan más grasa, posiblemente debido a una dieta distinta o a que las condiciones ambientales en las que se encuentran favorecen la acumulación de lípidos.

Respecto a la materia seca, la muestra del medio marino tiene el mayor porcentaje de materia seca, seguida por la muestra de medio salobre y la muestra del medio hipersalino. Esto sugiere que los cangrejos que habitan el ambiente marino poseen un contenido de agua más bajo, lo

que podría estar relacionado con la adaptación a la salinidad del agua marina y procesos de regulación osmótica.

Por otro lado, el contenido de cenizas, que indica la cantidad de minerales presentes en la muestra, es más alto en la muestra del medio hipersalino, seguida por la muestra marina y la muestra lagunar. Este mayor contenido de cenizas en los cangrejos del medio hipersalino podría reflejar una mayor acumulación de minerales presentes en el agua del Mar Menor, cuyos niveles de salinidad y otros minerales son superiores al resto de los ambientes estudiados.

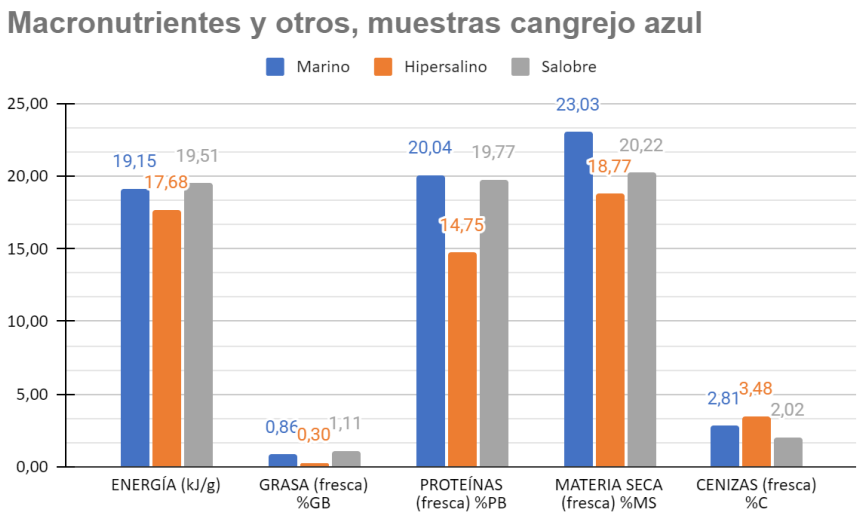


Figura 4: Contenido nutricional del cangrejo azul según el ambiente.

Conclusiones

El ambiente del que se extraen estas muestras es un factor diferenciador del sabor. La muestra del medio hipersalino destaca en las fases visual y olfativa, mientras que la del medio salobre en la fase gustativa. La muestra mejor valorada es la del medio salobre seguida por la del medio hipersalino y por último, la del medio marino. Por otro lado, parámetros como el sexo y los estudios/puesto de trabajo de los catadores son factores que influyen en la percepción del consumidor, destacando las mujeres y estudiantes de Gastronomía con una preferencia por la muestra del medio hipersalino, y los hombres y estudiantes de Ciencias del mar optan por los cangrejos del ambiente salobre y marino, respectivamente.

El perfil nutricional de todos los cangrejos analizados presenta características comunes, un alto contenido en proteínas y un nivel bajo en grasas, cualidades beneficiosas desde el punto de vista de la nutrición humana. Sin embargo, las muestras presentan diferente composición nutricional según el ambiente de captura.

En futuras investigaciones, podría ser de utilidad aplicar estos resultados para mejorar la producción y comercialización del cangrejo azul.

Referencias

Barberá, C., Falco, S., Prado, P.3, Guijarro-García, E.., Barcala, E.., Ramos-Esplá, A.A. 2024. Blue crab catchability of commercial fisheries in different areas of Western Mediterranean Sea. IX International Symposium on Marine Sciences Valencia (Spain).

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.

FAO (2024) *Callinectes sapidus* Rathbun,1896. Fisheries and Aquaculture. Rome. https://www.fao.org/fishery/en/aqspecies/2632/en

Forward, R., Tankersley, R., & Pochelon, P. (2003). Circatidal activity rhythms in ovigerous blue crabs, *Callinectes sapidus*: implications for ebb-tide transport during the spawning migration. *Marine Biology*, *142*(1), 67-76.

López, V., & Rodon, J. (2018). Diagnosi i situació actual del Cranc Blau (*Callinectes sapidus*) al delta de l'Ebre. Direcció General de Pesca i Afers Marítims, Generalitat de Catalunya.

Mancinelli, G. et al. (2013) 'Occurrence of the Atlantic blue crab *Callinectes sapidus* Rathbun, 1896 in two Mediterranean coastal habitats: Temporary visitor or permanent resident?', Estuarine, Coastal And Shelf Science, 135, pp. 46-56. https://doi.org/10.1016/j.ecss.2013.06.008.

McClain, D., & Johnson, P. (2019). Flavor Development in Marine Crustaceans: The Role of Diet and Salinity. Journal of Aquatic Food Product Technology, 28(5), 505-519.

Miguel, R.A. et al. (2022) Estudio de la capturabilidad con nasas del cangrejo azul (*Callinectes sapidus*). https://riunet.upv.es/handle/10251/174877.

Millikin, M. R., Williams, A. B.,(1984) Synopsis of biological data on the blue crab, *Callinectes sapidus* rathbun. National Oceanic and Atmospheric Administration, National Marine Fisheries Service. United States National Marine Fisheries Service, & United States National Oceanic and Atmospheric Administration. https://search.worldcat.org/es/title/680557203

Nehring, S. (2011). Invasion history and success of the American blue crab *Callinectes sapidus* in European and adjacent waters. In *In the wrong place-alien marine crustaceans: distribution, biology and impacts* (pp. 607-624). Dordrecht: Springer Netherlands.

Tankersley, R.A., Wieber, M.G., Sigala, M.A., Kachurak, K.A., 1998. Migratory behavior of ovigerous blue crabs Callinectes sapidus: evidence for selective tidal-stream transport. Biol. Bull. 195, 168– 173.

Van Engel WA., 1958. The blue crab and its fishery in the Chesapeake Bay. Part I—Reproduction, early development, growth, and migration. Comm. Fish. Rev. 20: 6–17.

Villasmil, L., Moreno, B., & Javier Alió, J. (2004). Longline crab fishing in Lake Maracaibo, Venezuela.

Muestreo estacional de cangrejo azul con nasas en diversos hábitats

Guijarro-García, E., Barcala-Bellod, E., Gil, E., Escudero-Lozano, P, Falco S., Rodilla M., Gil-Fernández, A., Barberá, C., Esteso, I., Fernandez-Tejedor, M., Gairín, I., López, V., Abelló, P., Prado, P., Ramos-Esplá, A.

Resumen

Este trabajo muestra resultados preliminares del muestreo estacional con nasas realizado durante los años 2022 y 2023 en el Delta del Ebro, Albufera de Valencia, Santa Pola y Guardamar y Mar Menor. Las capturas fueron en general escasas y muy desiguales entre localidades, con CPUEs máximas de 6 individuos por nasa y día de inmersión estimadas para las Salinas de Santa Pola. También se detectaron diferencias biométricas entre los cangrejos de las diferentes localidades, aunque no fueron significativas. En el Mar Menor los datos se complementaron con muestras obtenidas en las capturas comerciales.

Introducción

El cangrejo azul atlántico procede de la costa este americana, donde se encuentra desde Nova Scotia hasta el norte de Argentina. En los Estados Unidos constituye un recurso pesquero de gran importancia económica cuyos ingresos anuales superan los 100 millones de dólares (NOAA 2017). Llegó al Mediterráneo alrededor de 1900, posiblemente en agua de lastre (Zenetos *et al*., 2005, Nehring, 2011). Su presencia ha sido generalmente anecdótica. Sin embargo, muchos países ribereños han visto en años recientes una gran expansión de la especie. En el Mediterráneo español esta situación generó preocupación en el sector de la pesca artesanal de las localidades más afectadas: Delta del Ebro, Albufera de Valencia y Mar Menor. El proyecto ECESIS ha sido el primero de ámbito interregional en investigar esta especie con los objetivos de i) estudiar su biología, distribución y patrones migratorios, ii) analizar las tendencias de sus capturas, iii) elaborar planes de gestión.

Como parte de este proyecto, se llevó a cabo un muestreo con nasas para recoger datos independientes de la pesquería que nos permitiesen investigar la presencia y distribución del cangrejo azul atlántico en cuatro hábitats diferentes en la costa mediterránea española: el Delta del Ebro (Tarragona), con la transición de agua dulce a agua salada; la laguna costera hiposalina Albufera (Valencia); las salinas de Santa Pola y el humedal de El Hondo, que se comunican entre sí, y la cercana desembocadura del río Segura (Alicante), y la laguna costera hipersalina Mar Menor (Murcia).

Material y Métodos

Áreas de estudio

El Parque Natural del Delta del Ebro es uno de los humedales más importantes de España, conocido por su biodiversidad y su relevancia para la pesca y la acuicultura. Es también una Zona de Especial Protección para las Aves (ZEPA) y forma parte de la Red Natura 2000 y de la Reserva de la Biosfera de las Tierras del Ebro. Sin embargo, la invasión del cangrejo azul ha generado un impacto considerable, afectando tanto la producción de mejillones como la biodiversidad local

debido al desplazamiento de varias especies autóctonas y consumo de especies amenazadas como la anguila. Las dos bahías someras formadas por la deposición de sedimentos han podido favorecer la reproducción de la especie (Clavero et al., 2022), que ha alcanzado en esta localidad una abundancia significativamente mayor que en el resto de las zonas de estudio.

La Albufera de Valencia es otro ecosistema de gran valor ecológico, protegido por el convenio RAMSAR, e incluido en la Red Natura 2000 y la Lista de Humedales de Importancia Internacional. Alberga pesquerías artesanales desde hace siglos (Ramón, 2019) y sufre problemas de contaminación (Soria, 2006). La presencia del cangrejo azul ha agravado estos problemas, alterando los equilibrios ecológicos al competir con las especies locales.

En Alicante, las Salinas de Santa Pola, el humedal de El Hondo y el río Segura conforman un área de gran interés por los contrastes medioambientales que permiten la presencia de una alta diversidad faunística y vegetal. Las salinas están conectadas con el Hondo y el Segura mediante canales. Ambos espacios son Parque Natural, ZEPA y Humedal RAMSAR. En los canales del Segura y su desembocadura hay pesquerías artesanales de interés cultural (Belda et al., 2013). Estas tres zonas presentan un amplio rango de salinidades en la transición desde el Mediterráneo hasta el agua dulce del humedal del Hondo.

El Mar Menor es una laguna hipersalina de gran valor ecológico y la mayor de Europa. También forma parte de la Red Natura 2000, es ZEPA, Humedal RAMSAR, Zona Especialmente Protegida de Importancia para el Mediterráneo (ZEPIM) y Zona Especial de Conservación. Mantiene pesquerías artesanales con un valor aproximado de 3.9 millones de euros (Servicio de Pesca y Acuicultura, 2022). A pesar de todo la laguna sufre serios problemas de eutrofización y contaminación y las pesquerías se han visto afectadas por la invasión del cangrejo azul.

Métodos de muestreo

El muestreo de cangrejo azul se realizó con periodicidad trimestral durante 2022 y 2023. Se optó por un diseño aleatorio estratificado que incluyese la variabilidad ambiental espacial y estacional de las cuatro zonas de estudio (Tabla 1). Se eligió el mismo modelo de nasas que las empleadas en el Delta del Ebro por considerar que su capturabilidad estaba adecuadamente probada. Las nasas son de forma rectangular (40 x 60 x 40 cm), elaboradas con un armazón metálico sobre el que se asegura malla plástica rígida con luz de 2.5 cm. La nasa cuenta con una entrada en forma de embudo y un recipiente interno para el cebo con luz de malla tal que éste es inaccesible para el cangrejo (Fig. 1).

El tiempo de inmersión era de 24h, aunque en el Mar Menor se incrementó a 48 en el transcurso del segundo año de muestreo.

En el Delta del Ebro la zona ideal de muestreo solapaba parcialmente con la monitorización habitual del Comité de co-gestión del cangrejo azul en Tierras del Ebro, de modo que para evitar duplicar esfuerzos en el ámbito de ECESIS sólo se muestrearon zonas de interés para cubrir toda la diversidad de hábitats. Para el resto de los puntos de muestreo en el Delta del Ebro contamos con la colaboración del CCCATE, que compartió con ECESIS los datos de los cangrejos capturados en sus nasas.

Figura 1: Nasa empleada para el muestreo de cangrejo azul. Se muestra el recipiente para el cebo y la entrada del embudo.

Figura 2. Localidades de muestreo correspondientes a ECESIS en el Delta del Ebro (arriba izquierda), Albufera (arriba derecha), Alicante (abajo izquierda) y Mar Menor (abajo derecha).

En los puntos de muestreo se midieron salinidad y temperatura en cada una de las salidas. Se recogieron muestras de sedimento para investigar las preferencias de hábitat. De los cangrejos capturados se recogieron varias medidas de talla (longitud y anchura de caparazón, esta última con y sin espinas), anchura del abdomen (hembras), peso individual con y sin quelas, sexo,

estado de madurez a nivel macroscópico, peso de gónadas y hepatopáncreas, presencia de huevos.

En el Mar Menor se compraron periódicamente muestras en lonja para poder obtener datos biométricos porque las capturas en nasas eran muy escasas.

Tabla 1. Resumen del muestreo con nasas en las diferentes localidades

Zona de estudio	Localidad	Nº puntos de muestreo	Nº réplicas por punto de muestreo y trimestre	
			2022	2023
Delta del Ebro	Alfacs	2	1	1
Delta del Ebro	L`Encanyissada	2	1	1
Delta del Ebro	Aguas abiertas	2	1	1
Albufera	Mata	1	3	3
Albufera	Aguas Abiertas	1	3	3
Albufera	Perelló	1	3	3
Alicante	Guardamar	2	0-6	0-5
Alicante	El Hondo	2	4-15	1-8
Alicante	Desembocadura	2	1-5	1-6
Alicante	Salinas	3	1-5	2
Mar Menor	Mar Menor	21	3	3

Análisis

El análisis de sedimentos incluyó granulometría y estimación de materia orgánica (MO). La clasificación granulométrica es basada en porcentajes de arena, limo y arcilla, según Folk (1954) y la materia orgánica se determinó por el método de pérdida por ignición (Ball, 1964).

La CPUE se estimó como número de cangrejos capturados por nasa y día de inmersión en cada uno de los puntos de muestreo. Con estas cifras se estimó el promedio trimestral de este parámetro por punto de muestreo en cada localidad.

Los datos de CPUE media desagregados por localidad, trimestre y año se analizaron junto a las variables ambientales temperatura, salinidad, y tipo de fondo mediante un análisis de componentes principales con el fin de investigar si éstas influyen en la abundancia de cangrejos.

Los datos obtenidos en los muestreos biológicos se emplearon en análisis básicos para caracterizar las poblaciones de las cuatro localidades. Se estimaron los parámetros de la relación talla-peso ($W= a \cdot L^b$; donde W es el peso del organismo, L es la longitud del organismo, a es un coeficiente que depende de la especie y las condiciones del estudio y b es un indicador del tipo de crecimiento, con valor igual a 3 cuando éste es isométrico). desagregados por sexo para cada localidad. En el caso del Mar Menor se desagregaron además por trimestre.

En cuanto a la comparación de la frecuencia de tallas entre las distintas zonas, se empleó el análisis no paramétrico Kruskal-Wallis para evaluar posibles diferencias entre la frecuencia de tallas de las cuatro zonas. Para los resultados significativos se realizó un test post hoc utilizando

la prueba de Wilcoxon para comparaciones por pares y aplicando una corrección de Bonferroni para ajustar los valores p-valor. También se elaboraron gráficos de frecuencia de tallas desagregados por sexo, año y trimestre para tres localidades.

Resultados

Este trabajo muestra los resultados de un análisis preliminar cuyo objetivo es identificar diferencias entre las poblaciones de cangrejo azul de las cuatro localidades.

Las capturas fueron en general muy bajas e imposibilitan el uso de estos datos como muestreo independiente de la pesquería para estimaciones del tamaño de la población. No obstante, se observaron diferencias significativas en la CPUE media entre localidades. Las más altas se registraron en la provincia de Alicante, aunque este resultado puede deberse en parte a que algunas nasas estaban en azarbes que constituían lugares de paso obligado; y las más bajas en la laguna del Mar Menor, donde en el segundo año de muestreo fue necesario cambiar la ubicación de las nasas e incrementar el tiempo de inmersión a dos días para capturar cangrejos en las localidades seleccionadas.

El análisis de componentes principales muestra que las capturas más elevadas, indicadas por el tamaño de los símbolos, se dieron en localidades de salinidad media – baja con fondos de arena, arena gravosa o fango (Figura 3). El tipo de fondo explica un 21.7% de la variabilidad encontrada en las capturas, y los tipos de fondo preferidos son la arena y el fango. El gráfico muestra que en el Mar Menor (símbolos morados) hay más variedad de tipos de fondo. En la Albufera (símbolos rojos) las muestras proceden de fondos de arena gravosa o arena, en el Delta del Ebro (símbolos verdes) predominan los sedimentos más finos, aunque también se muestrearon localidades de fondo arenoso. En la provincia de Alicante (símbolos turquesa) las muestras proceden de fondos fangosos, arena gravosa y en menor medida arenas finas. La salinidad explica un 15.7% adicional, aumentando hacia la izquierda. Se aprecia que las muestras del Mar Menor se agrupan en este lado y las de la Albufera están en su mayoría a la derecha del eje. En el Delta del Ebro y la provincia de Alicante las localidades muestreadas tienen un rango de salinidades más amplio.

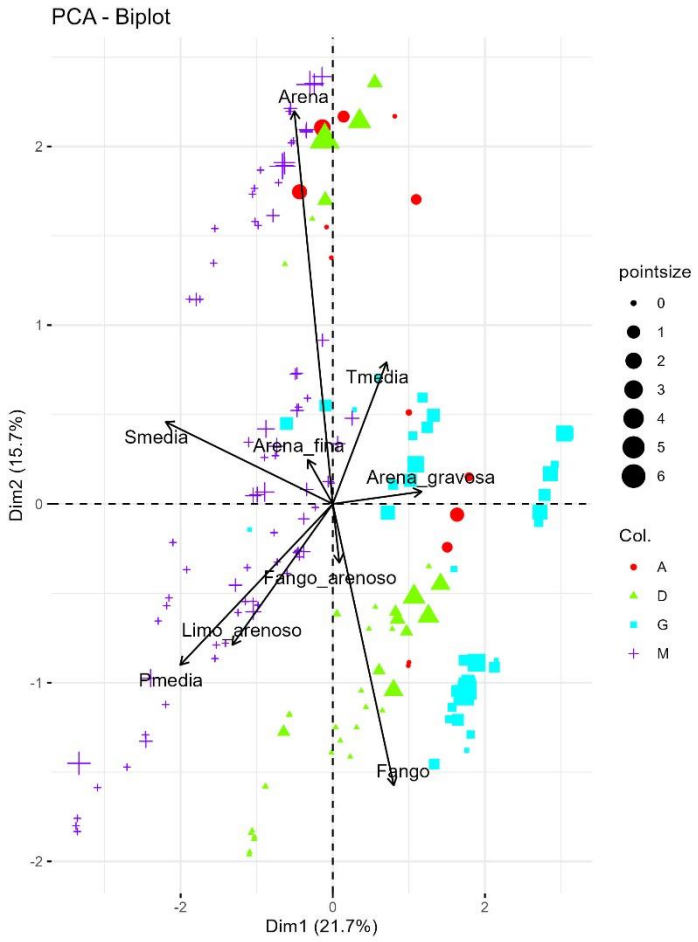


Figura 3. Resultado del análisis de componentes principales. Las flechas representan las variables ambientales (tipo de sedimento, salinidad y temperatura). Su longitud es indicativa de la importancia de cada una de ellas. Su valor aumenta en la dirección en la que apuntan. Los símbolos representan las cuatro localidades (Mar Menor en morado, Alicante en turquesa, Albufera en rojo y Delta del Ebro en verde). El tamaño de los símbolos representa CPUE media (los valores se reflejan en la escala pointsize).

Los parámetros de la relación talla-peso son de media más elevados en el Delta del Ebro y Mar Menor y mínimos en la Albufera (Figura 4 y Tabla 2). La comparación por trimestres de las muestras procedentes del Mar Menor muestra diferencias que muy probablemente estén relacionadas con cambios metabólicos (Figura 5 y Tabla 2). No obstante, estas diferencias no son significativas.

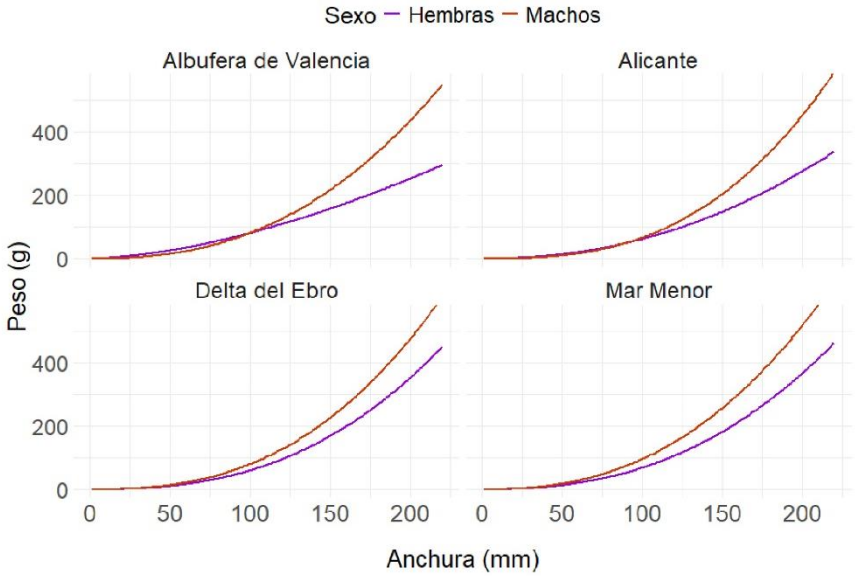


Figura 4. Curvas talla-peso en las cuatro localidades desagregadas por sexo.

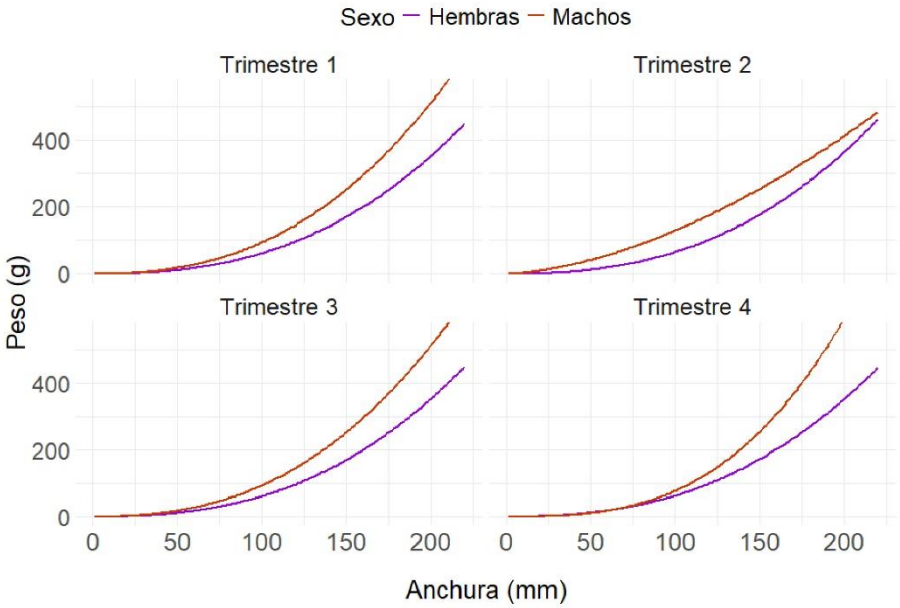


Figura 5. Curvas talla-peso en el Mar Menor desagregadas por sexo y trimestre.

Tabla 2. Parámetros de las curvas talla – peso desagregados por sexo

Localidad	**Machos**	**Hembras**
Delta del Ebro	$0.00055*L^{2.58151}$	$0.00044*L^{2.56752}$
Albufera	$0.00120*L^{2.41707}$	$0.04284*L^{1.63968}$
Alicante	$0.00020*L^{2.76528}$	$0.00306*L^{2.15400}$
Mar Menor	$0.00124*L^{2.44335}$	$0.00090*L^{2.43710}$
Mar Menor 1er trimestre	$0.00048*L^{2.62062}$	$0.00040*L^{2.59912}$
Mar Menor 2º trimestre	$0.05721*L^{1.67673}$	$0.00063*L^{2.50412}$
Mar Menor 3er trimestre	$0.00116*L^{2.45287}$	$0.00052*L^{2.53426}$
Mar Menor 4º trimestre	$0.00010*L^{2.94580}$	$0.00064*L^{2.49585}$

Se han encontrado diferencias interesantes en la distribución espacial de machos y hembras en las localidades de Alicante y el Mar Menor. En las localidades de Alicante las hembras están prácticamente ausentes en los azarbes de las salinas, donde la salinidad media es inferior al 11‰ y en el Hondo, con salinidad media en torno al 5‰, pero dominan en el ambiente salino de la desembocadura del Segura, aproximadamente 34-35‰ (Figura 6).

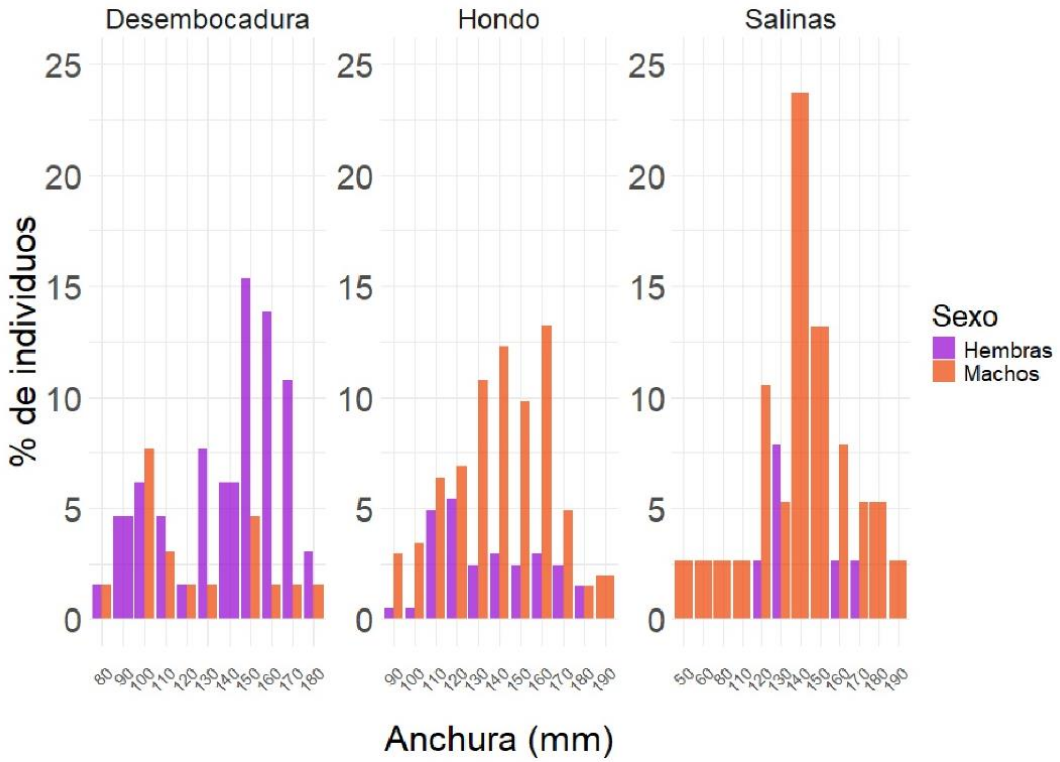


Figura 6. Frecuencia de tallas desagregada por sexos en los puntos muestreados en la provincial de Alicante.

En el Mar Menor se han desagregado los datos por año y trimestre. En la mayoría de los casos hay un sexo dominante, pero en contra de lo esperado no hay un patrón común a los dos años (Figura 7).

El análisis de Kruskal-Wallis detectó diferencias significativas (p-valor=1.12e-06) entre las tallas promedio obtenidas en las diferentes zonas (Figura 8). La Tabla 3 muestra que hay diferencias significativas en la anchura en casi todas las combinaciones por pares salvo entre Alicante y Mar Menor y entre Alicante y Delta del Ebro. Las medianas más elevadas se encuentran en la Albufera y las más bajas en Alicante y Delta del Ebro.

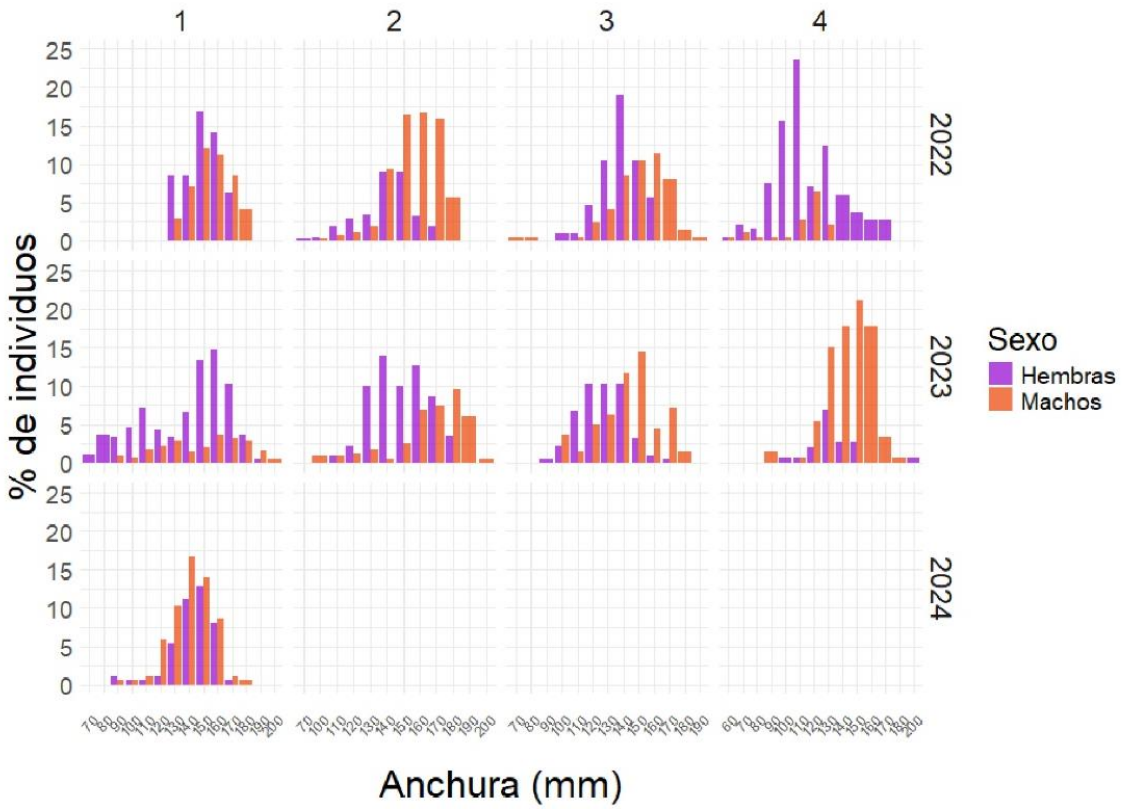


Figura 7: Frecuencia de tallas de *Callinectes sapidus* desagregadas por sexo, año y trimestre en el Mar Menor.

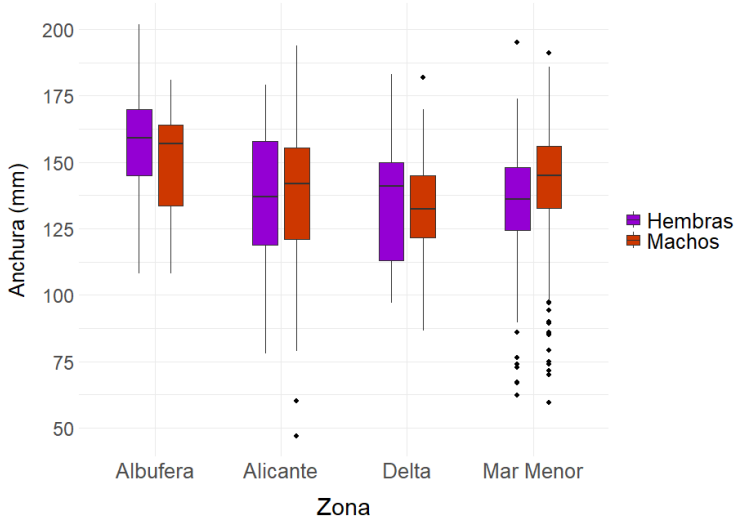


Figura 8: Anchuras de *Callinectes sapidus* por zona para hembras y machos.

Tabla 3. P-valor de las comparaciones por pares utilizando la prueba de Wilcoxon para analizar diferencias en las anchuras de caparazón entre las diferentes zonas. Se presentan los p-valores ajustados por el método de Bonferroni.

	Albufera	**Alicante**	**Delta**
Alicante	0.0054	-	-
Delta	0.00004	0.0502	-
Mar Menor	0.0029	1.0000	0.0001

Discusión

A pesar de que los datos recogidos durante el muestreo de nasas no son suficientes para el objetivo original de este muestreo, que era la obtención de datos independientes de la pesca útiles para la evaluación del recurso, se han encontrado variaciones interesantes en la biometría del cangrejo azul en los diferentes hábitats muestreados y su preferencia por determinados ambientes con fondos arenosos y fangosos, no demasiado salinos, coincidiendo con lo descrito en estudios previos (Castriota *et al*., 2024, Mancinelli et al., 2017). En este sentido, destaca la baja captura con nasas en el Mar Menor teniendo en cuenta que las capturas anuales por pescadores artesanales mediante la modalidad de paranzas o trasmallos durante el estudio estaban en torno a las 7t anuales.

Requieren especial atención los datos relativos al uso del hábitat por machos y hembras en el caso de Alicante y la falta de concordancia interanual en la abundancia trimestral de machos y hembras en el Mar Menor.

Las diferencias observadas en los parámetros de la relación talla-peso pueden estar influenciadas por la variabilidad estacional y anual de los factores ambientales y es necesario investigarlas en ese contexto (Leffler, 1972).

Por último, los hallazgos indican que la condición física de *Callinectes sapidus* varía significativamente entre algunas zonas de estudio. La relación entre el factor de condición de Fulton y la temperatura/salinidad para machos y hembras inmaduros y maduros pueden mostrar diferentes ventanas ambientales explicando el complejo ciclo de vida de *C. sapidus* (Marchessaux *et al.,* 2023). Las diferencias en el índice de Fulton entre Albufera y Delta, sugieren variaciones en la disponibilidad de recursos. En contraste, la similitud entre Albufera y Alicante sugiere condiciones parecidas.

Agradecimientos: El proyecto “ECESIS: Ecología e impacto del cangrejo azul atlántico en lagunas costeras, estuarios y aguas adyacentes del Mediterráneo español” (2021-2024), está financiado por el Ministerio de Ciencia, Innovación y Universidades (Programas Estatales de Generación de Conocimiento y Fortalecimiento Científico y Tecnológico del Sistema de I+D+i y de I+D+i Orientada a los Retos de la Sociedad). Agradecimiento especial a las Cofradías de Pescadores por su colaboración.

Bibliografía

Ball, D. F. (1964). Loss-on-ignition as an estimate of organic matter and organic carbon in non-calcareous soils. *Journal of soil science*, *15*(1), 84-92.

Belda, A., Martinez-Perez, J. E., Seva Román, E., Zaragozí Zaragozí, B. M., & Martín Cantarino, C. (2013). Fish diversity and traditional fishing methods in semiarid irrigated system in the Bajo Vinalopó region, Southeastern Spain.

Castriota, L., Falautano, M., & Perzia, P. (2024). When Nature Requires a Resource to Be Used—The Case of *Callinectes sapidus*: Distribution, Aggregation Patterns, and Spatial Structure in Northwest Europe, the Mediterranean Sea, and Adjacent Waters. Biology, 13(4), 279.

Clavero, M., Franch, N., Bernardo-Madrid, R., López, V., Abelló, P., Queral, J. M., & Mancinelli, G. (2022). Severe, rapid and widespread impacts of an Atlantic blue crab invasion. *Marine Pollution Bulletin*, *176*, 113479.

Folk, R.L., 1954, The distinction between grain size and mineral composition in sedimentary-rock nomenclature: Journal of Geology, v. 62, p. 344–359.

Leffler, C. W. (1972). Some effects of temperature on the growth and metabolic rate of juvenile blue crabs, *Callinectes sapidus*, in the laboratory. Marine Biology, 14, 104-110.

Mancinelli, G., Chainho, P., Cilenti, L., Falco, S., Kapiris, K., Katselis, G., & Ribeiro, F. (2017). The Atlantic blue crab *Callinectes sapidus* in southern European coastal waters: Distribution, impact and prospective invasion management strategies. Marine pollution bulletin, 119(1), 5-11.

Marchessaux, G., Gjoni, V., & Sarà, G. (2023). Environmental drivers of size-based population structure, sexual maturity and fecundity: A study of the invasive blue crab *Callinectes sapidus* (Rathbun, 1896) in the Mediterranean Sea. Plos one, 18(8), e0289611.

Ramón Fernández, F. (2019). La comunidad de pescadores de El Palmar y la gestión del redolí o derecho de pesca en la Albufera de Valencia. *Revista Iberoamericana de Autogestion y Accion Comunal*, *37*(73-74-75), 283-308.

Servicio de Pesca y Acuicultura (2022) Memoria de actividades. Servicio de Pesca y Acuicultura de la Comunidad Autónoma Región de Murcia, 101 pgs. file:///C:/Users/Elena%20Guijarro/Downloads/96170-MEMORIA%202022%20comprimido.pdf accedido 07/10/2024.

Soria, J. M. (2006). Past, present and future of la Albufera of Valencia Natural Park. *Limnetica*, *25*(1-2), 135-142.

Resiliencia en la pesca con artes menores de las Islas Baleares a riesgos climáticos y antropogénicos (proyecto BIOTRANS).

Carla Quiles-Pons[1], Marta Albo-Puigserver[1], Marina Sanz-Martín[1], Elisabet Nebot-Colomer[1], Sandra Mallol[1], Joan Moranta[1], Manuel Hidalgo[1].

[1]Centro Oceanográfico de Baleares (IEO-CSIC), Muelle de Poniente, s/n, 07015 Palma de Mallorca, Islas Baleares, España.

Introducción

Las zonas costeras proporcionan numerosos servicios ecosistémicos (SE) clave para el bienestar de la sociedad, como la regulación climática, el suministro de alimentos y otros productos, además de beneficios inmateriales, como servicios culturales y recreativos. Estos SE dependen de la biodiversidad marina, que, en áreas costeras habitualmente densamente pobladas, se ve afectada por múltiples presiones humanas de manera simultánea, provocando diversos efectos acumulados (Culhane et al., 2018; Halpern et al., 2019). Dichas presiones incluyen tanto impactos globales y de gran escala asociados al cambio climático (por ejemplo, el calentamiento global, la acidificación del océano y el aumento en la intensidad y frecuencia de las olas de calor marinas u otros eventos extremos), como presiones locales, como el desarrollo costero, la eutrofización, la contaminación, la pesca, el tráfico marítimo y otras actividades recreativas y usos del espacio marino que pueden contribuir a la degradación de los hábitats.

La pesca con artes menores está estrechamente ligada a los SE y es crucial para la seguridad alimentaria local, ya que representa aproximadamente la mitad de las capturas pesqueras a nivel mundial y sostiene los medios de vida de comunidades costeras de todo el mundo, además de jugar un papel fundamental en la seguridad alimentaria (Jacquet y Pauly, 2008). Además, tiene un profundo valor cultural e histórico. Sin embargo, cómo los impactos antropogénicos globales y locales que afectan a los SE repercuten en la pesca con artes menores sigue siendo bastante desconocido debido a la falta de monitorización y evaluación de estas pesquerías. Aparte de los datos oficiales de las capturas, el conocimiento ecológico local (LEK, por sus siglas en inglés *Local Ecological Knowledge*) de las comunidades pesqueras, que han sido testigos directos de los cambios en los ecosistemas durante varias generaciones, pueden ser fuentes de información muy valiosas para realizar evaluaciones de impactos. El LEK puede proporcionar diversos tipos de información sobre los SE, incluyendo la variabilidad espacio-temporal de la biodiversidad, cambios en el comportamiento de las especies, impactos ambientales y transformaciones en el mercado o tradiciones culturales (Silvano et al., 2022).

En las Islas Baleares, la pesca con artes menores representa el 85% de la flota pesquera, sin embargo, el número de embarcaciones ha disminuido en un 20% en la última década, pasando de 277 barcos en 2014 a solo 202 en 2022 (*Federació Balear de Confraries de Pescadors*). Esta pesca no solo representa una fuente directa de ingresos económicos, sino que también tiene un profundo valor cultural y social, además de contribuir a sectores clave como la restauración y el turismo (Quetglas et al., 2016). A pesar de su relevancia, esta actividad es particularmente vulnerable en este territorio, debido a una gran variedad de presiones provocadas tanto por actividades humanas, como por el cambio climático.

La Ley 10/2019, de 22 de febrero, de cambio climático y transición energética de las Islas Baleares, junto con la anterior Estrategia balear contra el cambio climático (2013-2020), establece que es necesario evaluar la vulnerabilidad y el riesgo ante el cambio climático de diversos sectores, incluidos los sectores primarios como la pesca, para implementar medidas de adaptación y mitigación. Con el fin de abordar estos desafíos, se ha puesto en marcha el proyecto BIOTRANS "Monitorización de la BIOdiversidad y evaluación de riesgos de las pesquerías con artes menores para apoyar una TRANSformación socio-ecológica", cuyo objetivo es evaluar el estado de los servicios ecosistémicos vinculados a la pesca con artes menores en las Islas Baleares, dependientes de la biodiversidad marina.

El objetivo del proyecto BIOTRANS se abordará mediante una estrategia que combina: **a)** un mayor conocimiento sobre la biodiversidad, utilizando tanto estadísticas oficiales de capturas como el LEK; **b)** la identificación y cuantificación de los impactos antropogénicos a nivel regional y local, estableciendo relaciones entre la biodiversidad y las presiones humanas; **c)** la evaluación de los cambios en la diversidad de especies y la variabilidad de ingresos para determinar la resiliencia socioeconómica de las comunidades pesqueras y **d)** el desarrollo una evaluación integrada de riesgos para la biodiversidad en todos los puertos del archipiélago. Todo esto se llevará a cabo con la finalidad de proponer medidas de adaptación y mitigación, con evidencia científica, que impulsen una transformación socioecológica más sensible a la biodiversidad y fortalezcan la capacidad de las comunidades para adaptarse a las presiones locales y globales (Figura 1).

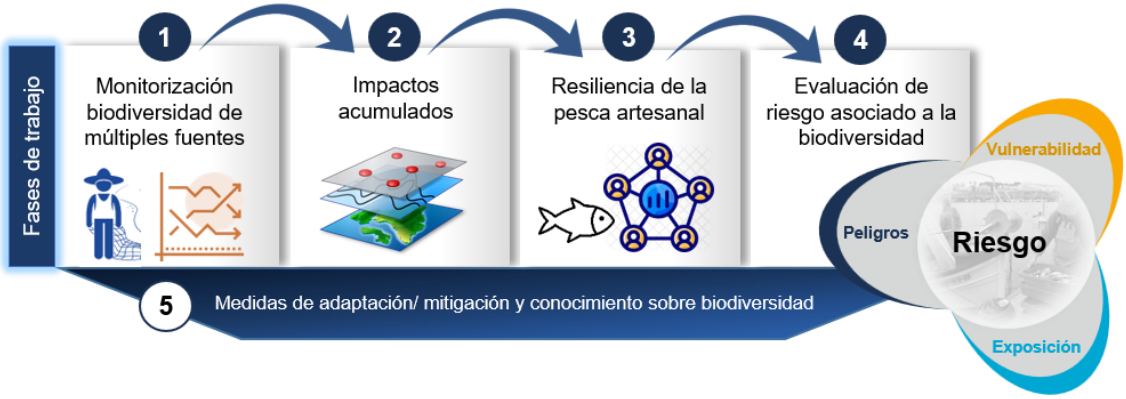


Fig. 1. Diferentes fases del proyecto BIOTRANS, interrelacionadas para realizar una evaluación integral del riesgo de biodiversidad asociada a la pesca con artes menores de las Islas Baleares.

El presente trabajo muestra los resultados preliminares de las entrevistas realizadas al sector pesquero con artes menores de las Islas Baleares en el ámbito del proyecto BIOTRANS, con el objetivo de evaluar las implicaciones del cambio climático y otros factores socioeconómicos que pueden afectar a la resiliencia del sector, a través de la recopilación del conocimiento local de la comunidad pesquera. En particular, nos centramos en las variaciones entre islas en cuanto a diversidad de artes y aparejos de pesca, los artes y aparejos de pesca en desuso y sus causas, su percepción acerca del cambio climático y los conflictos espaciales marinos con otras actividades humanas.

Material y métodos

Se realizaron un total de 75 entrevistas semiestructuradas presenciales a pescadores (73 hombres y 2 mujeres) entre febrero y mayo de 2024. Estas entrevistas se distribuyeron entre las 16 cofradías de pescadores, logrando entrevistar a más del 20% de las embarcaciones en el 90% de las cofradías y cubriendo al 40% de toda la flota de artes menores de las Islas Baleares (Figura 2).

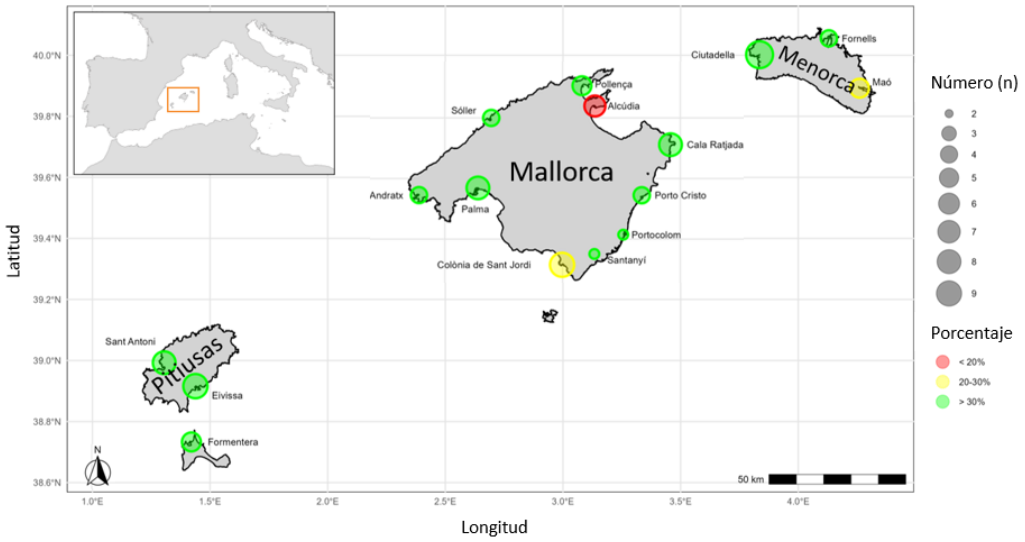


Fig. 2. Mapa de las Islas Baleares con las principales cofradías de pescadores. Cada puerto muestreado está indicado con un círculo, la proporción del círculo hace referencia al número de entrevistas realizadas y el color indica el porcentaje de encuestas en relación al total de pescadores de artes menores de cada cofradía de pescadores.

Resultados preliminares

Las edades de los encuestados variaron entre los 26 y los 76 años, con una media de 49,83 ± 10,60 años. En general, los pescadores tenían una amplia experiencia, ya que el 85% había estado pescando al menos 10 años (media 24,95 ± 13,82 años). En todas las islas, variaban los artes de pesca utilizados a lo largo del año, con un promedio de 5,1 artes de pesca por pescador en las Pitiusas (Ibiza y Formentera), 4,0 en Mallorca y 3,4 en Menorca (Figura 3).

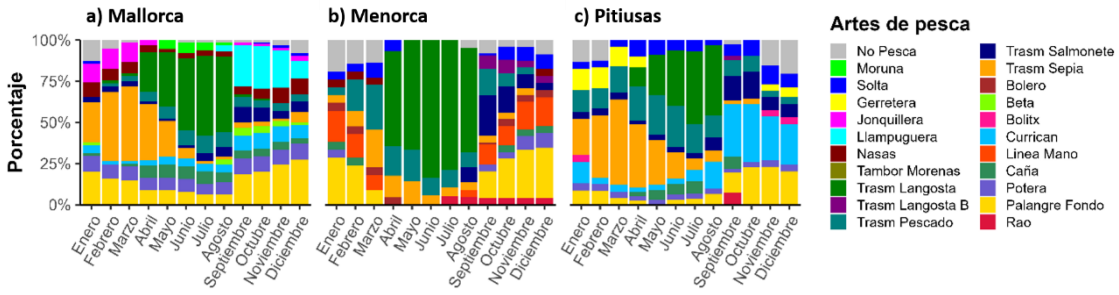


Fig. 3. Porcentaje de artes de pesca utilizados por los entrevistados en la pesca con artes menores en a) Mallorca, b) Menorca y c) Pitiusas.

Cuando se les preguntó si habían dejado de utilizar algún arte de pesca desde que comenzaron su actividad, el 88% de los pescadores de Menorca afirmaron haber abandonado el uso de al menos un arte de pesca, al igual que el 64% de los pescadores en Mallorca y el 53% en Pitiusas. Los artes que se dejaron de usar, con más frecuencia, fueron principalmente en las tres demarcaciones las redes tradicionales específicas para ciertas especies, como la "gerretera" utilizada para pescar picarel (*Spicara smaris*) y artes fijos, como la "solta", utilizada en el pasado principalmente para pescar serviola (*Seriola dumerili*), cazón (*Mustelus mustelus*) y otras especies pelágicas. Además, en Menorca, una gran proporción de pescadores aseguró haber dejado de utilizar el palangre de fondo, usado principalmente para la captura de pescado, como por ejemplo el dentón (*Dentex dentex*), cabrachos y escórporas (*Scorpaena spp*.) o meros (*Epinephelus marginatus*) (Figura 4).

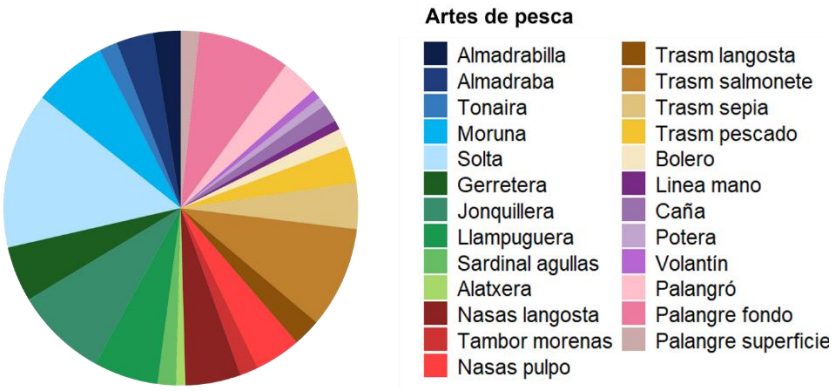


Fig. 4. Proporción de pescadores que han dejado de utilizar cada una de los artes de pesca representadas por un color en la zona de estudio.

Al preguntarles por qué habían dejado de utilizar ciertos artes de pesca, las causas fueron similares en las tres áreas, aunque su importancia varió según la isla. En Mallorca, la razón principal fue la conveniencia, ya que algunos pescadores optaron por abandonar técnicas que requerían muchas horas de trabajo, como el palangre, en favor de métodos más simples como, por ejemplo, la línea de mano, la caña o el curricán. En Menorca, la baja rentabilidad de algunas pesquerías tradicionales fue la causa principal de dejar de utilizar algunos artes, como el sardinal de agullas, utilizada en la pequería de la aguja (*Scomberesox saurus*), la alatxera, utilizada para en la pesquería de la lacha (*Sardinella aurita*) o la gerretera. En Pitiusas, la razón más destacada fue el conflicto espacial, asegurando que tuvieron que dejar de usar ciertas redes, principalmente artes fijos costeros, debido al aumento del tráfico marítimo generado por la navegación recreativa y los ferris. Un problema relevante en todas las islas fue la interacción con delfines. Según los pescadores, estos han aumentado su población y se alimentan de sus capturas, causando daños significativos a las redes o ahuyentando las capturas que habrían quedado atrapadas en ellas. Además, mencionaron otras causas como la dificultad para encontrar mano de obra adecuada, la inexperiencia con ciertos artes de pesca que provoca bajas capturas, las restricciones normativas que prohíben el uso de algunas redes estacionarias como la almadraba y la almadrabilla utilizadas tradicionalmente para pescar atún rojo (*Thunnus thynnus*) y las fluctuaciones (disminución o desplazamiento) en las poblaciones de especies objetivo (Figura 5).

La conciencia sobre los cambios ambientales fue generalizada, ya que la mayoría de los pescadores mencionaron haber notado al menos un cambio ambiental, vinculado al cambio climático, desde que comenzaron a pescar (Figura 6). Al preguntarles si estos cambios estaban afectando a su actividad pesquera, el 92% de pescadores de las Pitiusas, el 79% en Mallorca y el 58% en Menorca reportaron impactos negativos. Algunos señalaron que estos estaban limitando los días que podían salir a pescar, debido al aumento de la frecuencia de las tormentas, o que afectaban al comportamiento de las especies, debido al aumento de la temperatura del mar. Sin embargo, el 17% de los pescadores de Menorca y el 7% en Mallorca indicaron que algunos de estos cambios estaban teniendo, en parte, efectos positivos para sus actividades pesqueras, ya que percibían una reducción en la frecuencia de tormentas o del viento del norte (Tramontana), y ahora podían faenar más días. Cabe destacar que varios pescadores, aunque reportaron cambios ambientales, aseguraron que estos no habían afectado sus actividades, ya que se habían adaptado a estos cambios, por ejemplo, modificando sus tácticas de pesca o ajustando el momento en que las utilizan.

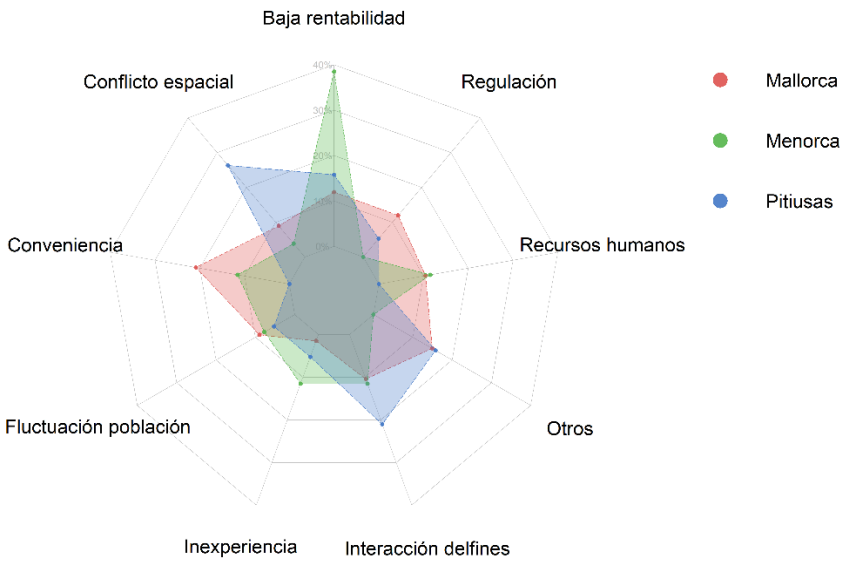


Fig. 5. Porcentajes de causas debido a las cuales han dejado de utilizar los artes de pesca en a) Mallorca; b) Menorca y c) Pitiusas.

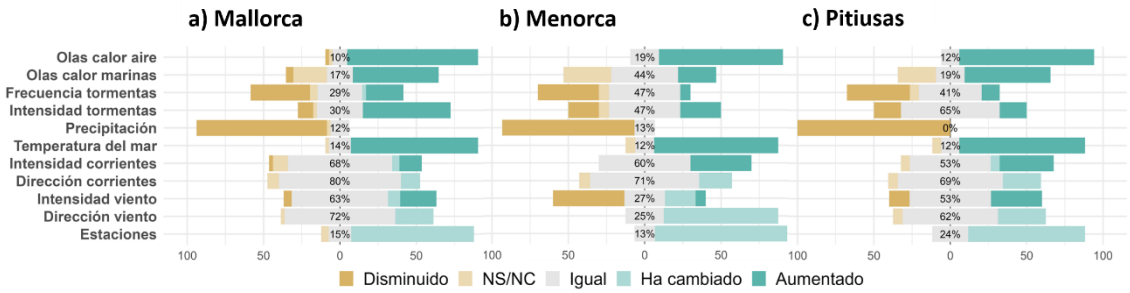


Fig. 6. Percepción de aumento, disminución o cambio que los pescadores entrevistados reportan en cuanto a los cambios ambientales derivados del cambio climático en a) Mallorca; b) Menorca y c) Pitiusas.

En cuanto a los conflictos con otras actividades humanas que se realizan en el mar, los pescadores reportaron un número relativamente alto de actividades que consideraban negativas o muy negativas para su actividad. En promedio, los pescadores identificaron como negativas o muy negativas 4,9 actividades de las 13 presentadas en las Pitiusas, 4,5 en Menorca y 4,3 en Mallorca. En las tres regiones, la pesca recreativa desde embarcación fue la actividad más frecuentemente percibida como negativa o muy negativa (Mallorca 88%; Menorca 93%; Pitiusas 71%), seguida de la pesca submarina (Mallorca 85%; Menorca 75%; Pitiusas 69%). En Pitiusas y Menorca, la tercera actividad percibida más frecuentemente como negativa o muy negativa fue el tráfico de barcos recreativos (Menorca 67%; Pitiusas 59%), mientras que, en Mallorca, este lugar lo ocupó la pesca comercial no artesanal, principalmente la pesca de arrastre de fondo (52%).

Por otro lado, el turismo fue la única actividad percibida generalmente como positiva o muy positiva, con porcentajes más altos en Menorca (81%), seguida de Pitiusas (65%) y Mallorca (42%), ya que, según ellos, provocaba un aumento de la demanda de pescado e incrementaba los precios de venta de algunas de las especies capturadas. No obstante, la mayoría de los pescadores que consideraron que el turismo tenía un efecto positivo para su actividad, también subrayaron que este era contraproducente para la vida de los residentes, debido a la sobrepoblación asociada a la industria turística y las consecuencias negativas en la calidad de vida (Figura 7).

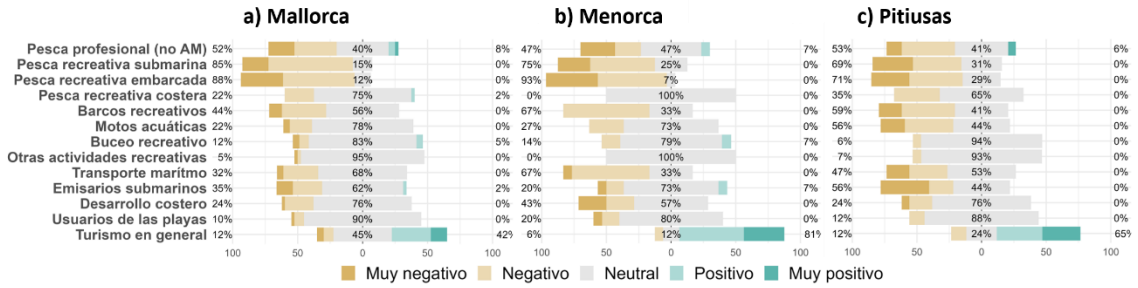


Fig. 7. Percepción de los pescadores entrevistados en cuanto al efecto de otras actividades marinas en la pesca con artes menores en a) Mallorca; b) Menorca y c) Pitiusas, utilizando una escala Likert de 1 al 5, donde 1 es muy negativo y 5 muy positivo.

Discusión y conclusión

Nuestros resultados evidencian una heterogeneidad entre las islas, aunque se identifican elementos comunes. En particular, a pesar de utilizar una amplia variedad de artes de pesca a lo largo del año, se ha constatado una pérdida de técnicas y pesquerías tradicionales en las tres islas, lo que podría afectar negativamente a la capacidad de adaptación del sector a los cambios futuros, especialmente en Menorca, donde la dependencia del turismo parece ser mayor. El conflicto espacial marino con actividades recreativas y turísticas es notable. A pesar de ello, los pescadores, particularmente en Menorca y Pitiusas, perciben el turismo como una actividad positiva. Esto probablemente esté relacionado con el método de venta, ya que en estas islas carecen de lonja y son más dependientes de la venta a restaurantes, impulsada por la demanda turística. Un aspecto común en las tres islas, es la elevada conciencia sobre los efectos del

cambio climático, un factor crucial para fortalecer la resiliencia de las comunidades pesqueras, ya que representa el primer paso hacia la implementación de medidas adaptativas que permitan mitigar los impactos del cambio climático en el sector pesquero (Iturriza et al., 2020).

Este estudio preliminar proporciona un ejemplo de cómo el conocimiento ecológico local puede arrojar luz sobre las complejidades socioecológicas a las que se enfrentan las pesquerías con artes menores ante el cambio climático y las presiones antropogénicas.

Agradecimientos

Agradecemos sinceramente a todos los participantes de la entrevista por su colaboración. También agradecemos a la *Federació Balear de Confraries de Pescadors y a todas las cofradías de Baleares*, en especial a Domingo Bonnin, por su disponibilidad y apoyo en la difusión del proyecto. Finalmente, expresamos nuestro agradecimiento a Elena Ojea y Juan Bueno-Pardo por sus valiosos comentarios que ayudaron a mejorar el diseño de las entrevistas.

Esta investigación cuenta con la valoración y el informe de evaluación favorable emitido por el Comité de Ética del CSIC. El proyecto BIOTRANS se enmarca en la convocatoria para ayudas a Proyectos de Biodiversidad del Gobierno de las Islas Baleares financiado a través del Mecanismo de Recuperación y Resiliencia de la Unión Europea, establecido por el Reglamento (UE) 2020/2094 del Consejo, de 14 de diciembre de 2020, por el que se establece un Instrumento de Recuperación de la Unión Europea para apoyar la recuperación tras la crisis de la COVID-19, y regulado según Reglamento (UE) 2021/241 del Parlamento Europeo y del Consejo de 12 de febrero de 2021 por el que se establece el Mecanismo de Recuperación y Resiliencia. Este proyecto pertenece al componente 17 del PRTR para la creación de Planes complementarios de I+D+I con las comunidades autónomas.

Referencias

Culhane, F. E., Frid, C. L., Royo Gelabert, E., White, L., y Robinson, L. A. (2018). Linking marine ecosystems with the services they supply: What are the relevant service providing units? *Ecological Applications, 28*(7), 1740-1751. https://doi.org/10.1002/eap.1779

Federació Balear de Confraries de Pescadors. Estadisticas oficiales para el censo de pesca. Página web: http://www.pescadorsdebalears.com/ (septiembre 2024).

Halpern, B. S., Cottrell, R. S., Blanchard, J. L., Bouwman, L., Froehlich, H. E., Gephart, J. A., Jacobsen, N. S., Kuempel, C. D., McIntyre, P. B., Metian, M., Moran, D. D., Nash, K. L., Tobben, J., y Williams, D. R. (2019). Putting all foods on the same table: Achieving sustainable food systems requires full accounting. *Proceedings of the National Academy of Sciences, 116*(37), 18152-18156. https://doi.org/10.1073/pnas.191330811

Iturriza, M., Labaka, L., Ormazabal, M., y Borges, M. (2020). Awareness-development in the context of climate change resilience. *Urban Climate, 32*, 100613. https://doi.org/10.1016/j.uclim.2020.100613

Jacquet, Jennifer, and Daniel Pauly. 2008. Funding priorities: Big barriers to small-scale fisheries. *Conservation Biology* 22: 832–835. https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2008.00978.x.

Quetglas, A., Merino, G., Ordines, F., Guijarro, B., Garau, A., Grau, A. M., Oliver, P., y Massutí, E. (2016). Assessment and management of western Mediterranean small-scale fisheries. *Ocean & Coastal Management, 133*, 95-104. https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2016.09.013

Silvano, R. A., Pereyra, P. E., Begossi, A., y Hallwass, G. (2022). Which fish is this? Fishers know more than 100 fish species in megadiverse tropical rivers. *FACETS*. https://doi.org/10.1139/facets-2021-0136

Estrategia Marítima y de Crecimiento Azul en la Región de Murcia.

Emilio María-Dolores, Francisco J. Murcia, Obdulia Gómez, José Peñalver, Monserrat Delgado, Antonio Cárcel, Olga Fernández-Bobadilla, José Molina y Miguel A. Carrión.

Servicio de Pesca y Acuicultura. Dirección General de Producción Agrícola, Ganadera y Pesquera. Consejería de Agua, Agricultura, Ganadería y Pesca. jose.penalver2@carm.es.

La Política Marítima Europea quiere ofrecer un planteamiento más coherente de los asuntos marítimos y marinos, tal y como lo requieren los mares y océanos donde la gestión integral se impone cada día frente a las políticas sectoriales. Esta visión compartida se presenta como una política transversal que facilita la coordinación y entendimiento entre los sectores que operan en el medio marino tales como: el crecimiento azul, recopilación y análisis de datos, la ordenación del espacio marítimo, la vigilancia marítima integrada y el conjunto de Estrategias de cuenca, siempre bajo un enfoque holístico.

Bajo esta visión de gobernanza, la política marítima integrada (PMI) se presenta a la sociedad como un elemento que es hoy más necesario que nunca, ya que esta PMI forma parte de solución de muchos retos a los que nos vamos a enfrentar como sociedad en los próximos años, y de su buena planificación y ejecución van a depender los éxitos o fracasos en temas tan importantes como: la generación de empleo y la economía azul, la contribución de la PMI al pacto verde y a la Ley de Cambio Climático, el cumplimiento de la Estrategia de Biodiversidad 2030, y el disponer de una base sólida de conocimiento que permita una buena toma de decisiones, fruto de proyectos científicos coordinados y el uso compartido de información que emergen de las actividades de vigilancia marítima integrada.

La aplicación de la Política Marítima Integrada es una oportunidad para proteger y preservar el entorno marítimo, pero también para generar empleo y una economía ajustada a los objetivos del desarrollo sostenible y al pacto verde que sin duda nos van a marcar una hoja de ruta en los próximos treinta años.

La buena gobernanza comienza por conocer todas nuestras actividades presentes y futuras en el medio marino, en ordenar y facilitar el desarrollo espacial de las mismas, en vigilar el impacto que dichas actividades provocan en el medio y hacer partícipe a todas las administraciones con competencias en los sectores marítimos y marinos a través de una cooperación estrecha en la vigilancia y uso de información.

Nuestra Región se encuentra en un maravilloso enclave geográfico como es el Mar Mediterráneo, cuna de civilizaciones y un territorio que por su bondad geográfica ha sido objeto a lo largo de la historia de numerosas civilizaciones que han encontrado en la costa un espacio de vida adecuado para sus necesidades sociales y económicas generando progreso y un espacio de vida durante siglos.

A nivel nacional los avances están siendo rápidos con unas Estrategias de Cuenca que buscan la protección del medio marino, un plan de ordenación del espacio marítimo que está llamado a facilitar el crecimiento azul buscando sinergias entre sectores y minimizando las interacciones negativas entre ellos, actuaciones en las que el programa operativo del Fondo Europeo Marítimo y de Pesca (FEMP) ya estuvo presente, y que el actual Fondo Europeo Marítimo de Pesca y Acuicultura (FEMPA) contempla en su prioridad 3 como Economía Azul, y en su prioridad 4 como fortalecimiento de la gobernanza y la búsqueda de océanos y mares seguros, sanos y limpios.

No se podía dejar pasar el marco que nos brinda la UE, y por tanto conforme al decreto de competencias, la Dirección General de Producción Agrícola, Ganadera y Pesquera, en concreto

el Servicio de Pesca y Acuicultura integra las competencias en Política Marítima Integrada para facilitar la coordinación y respuesta que necesita esta política transversal.

En esta Comunidad Autónoma existen diferentes estrategias y programas relacionados con diversos sectores de interés en la economía azul, tanto a nivel de protección del medio ambiente como de desarrollo económico del territorio costero, en sectores como pesca, acuicultura, turismo, actividades portuarias, defensa nacional, construcción naval, desalación de agua, sector energético, gestión integrada del Mar Menor, etc.

A mayor abundamiento, cabe poner de manifiesto que, el Objetivo 14 de los Objetivos de Desarrollo Sostenibles, pretende conservar y utilizar sosteniblemente los océanos, los mares y los recursos marinos. Los océanos son intrínsecos a nuestra vida en la Tierra, cubren tres cuartas partes de la superficie terrestre, contienen el 97 % del agua de la Tierra y representan el 99 % del espacio vital del planeta por volumen. (https://www.un.org/sustainabledevelopment/es/oceans/)

La gestión responsable de este vital recurso mundial es una de las claves de un futuro sostenible. Esto implica aumentar la financiación de la ciencia oceánica, intensificar los esfuerzos de conservación, y cambiar con urgencia el rumbo del cambio climático para salvaguardar el mayor ecosistema del planeta, fuente y reservorio de vida. Los esfuerzos actuales para proteger los océanos no responden aún a la urgente necesidad de salvaguardar este vasto, aunque frágil, recurso.

La alineación de la estrategia con los Objetivos de Desarrollo Sostenible supone un paso importante hacia la construcción de un futuro regional más sostenible, próspero y consciente, al tiempo que demuestra el compromiso activo de la Región de Murcia con la agenda global de desarrollo sostenible.

Tomando en consideración lo anterior, se hacía necesario preparar un documento único que refleje el acervo comunitario en PMI como Estrategia Marina de la Región de Murcia donde se contemple la importancia de los diferentes sectores que conforman la economía azul regional, y donde se establezca una visión conjunta de su desarrollo y adaptación a las nuevas políticas europeas, con una visión hasta el año 2030 que nos permita una programación presupuestaria ajustada a los instrumentos financieros disponibles en el marco de los fondos europeos, buscando

La economía azul desempeña un papel fundamental en la Región de Murcia, representando aproximadamente el 36,7% del Producto Interno Bruto regional y generando empleo para más de 65.000 personas en sectores como la pesca, acuicultura, turismo costero y construcción naval. Estas cifras demuestran la importancia y el peso histórico de estas actividades en la Región. A pesar de su relevancia, la economía azul sigue siendo en gran medida desconocida y es por lo que a iniciativa del Servicio de Pesca y Acuicultura con la asistencia técnica del Centro Tecnológico Naval y del Mar (CTN), de modo preliminar, se llevaron a cabo una serie de actuaciones dirigidas a obtener información de cada uno de los sectores centrándose en las siguientes cuestiones que se entienden críticas para afrontar el futuro del desarrollo del sector marino y marítimo:

1. Oferta de profesionales que dispongan de las competencias requeridas
2. Visibilidad del impacto del sector; su contribución a la economía y a la sociedad; y la disponibilidad de acceso a datos del sector.
3. Estudio sobre las políticas integradas entre el gobierno regional, el tejido industrial y la sociedad civil que se concreten en planes con asignación presupuestaria.
4. Estrategias de cooperación de seguridad marítima entre organismos.
5. Situación de las infraestructuras necesarias.

6. Uso del espacio marítimo y costero.
7. Acciones para la mitigación del cambio climático y promoción de la sostenibilidad.
8. Innovación para la creación de nuevos productos y servicios.
9. Comercialización y el acceso a nuevos clientes y mercados.
10. Colaboración entre clientes, empresas tractoras y proveedores (cadena de valor).

En cada una de las reuniones llevadas a cabo se han analizado las siguientes cuestiones:

- Profesionales de hoy y mañana
- Visibilidad
- Gobernanza
- Vigilancia marítima
- Ordenación
- Sostenibilidad
- Sostenibilidad y cambio climático
- Cambio climático
- Infraestructuras
- Innovación
- Comercialización
- Cadena de valor

Para llevar a cabo las actuaciones conducentes a la elaboración de la Estrategia Marítima y de Crecimiento Azul en la Región de Murcia se han identificado una serie de sectores para llevar a cabo una serie de matrices DAFO en las que poner de manifiesto la situación del sector respecto a la economía y el crecimiento azul. Los sectores identificados son:

- Infraestructuras portuarias
- Construcción y reparación naval
- Investigación en Ciencias y Tecnologías Marinas
- Pesca y Acuicultura
- Puertos y Ayuntamientos Costeros
- Turismo Costero
- Formación y educación marítima
- Organizaciones empresariales e innovación
- Seguridad y Defensa
- Gobernanza

En materia de gobernanza, tanto a nivel específico de encuentro como a nivel global de administración además de solicitar la incorporación al análisis general de algunas aportaciones, se sugirieron tres aspectos clave:

a) La comunicación y difusión, añadiéndolas al eje de cuantificación, impacto y visibilidad.

b) La simplificación administrativa (especialmente de los trámites ambientales) y la coordinación interadministrativa, añadiéndolas al eje de gobernanza.

c) La internacionalización, añadiéndolas al eje de crecimiento azul.

Del análisis global, y que, por tanto, representaría las percepciones sobre las fortalezas, debilidades, amenazas y oportunidades de las actividades ligadas al mar en la Región de Murcia, según la jornada de gobernanza cabe destacar:

a) Como debilidades:
   - Pobre visibilidad de la economía azul y de su potencial de desarrollo en la Región.
   - Pobre cultura de colaboración en la Región que dificulta la generación de sinergias.
   - Infraestructuras de comunicación.
   - Dificultades para atraer y retener el talento.
   - Deficientes planes de seguridad y vigilancia

b) Como amenazas:
   - Coyuntura económica desfavorable, inflación.
   - Vulnerabilidad del litoral frente al cambio climático.
   - Crisis medioambiental del Mar Menor.
   - Pobre percepción en el exterior de la marca España en el ámbito industrial y tecnológico.
   - Descenso de las vocaciones marítimas.

c) Como fortalezas:
   - Clima, singularidad geográfica (Mar Menor) y riqueza en espacios y recursos naturales de la Región.
   - Potente ecosistema de la economía azul.
   - Administraciones cercanas.
   - Sector generador de empleo.

d) Como oportunidades
   - La Estrategia Marítima como herramienta de integración de propuestas e iniciativas para dar respuesta a las necesidades de los distintos sectores.
   - RIS4, FEMPA, Fondos europeos.
   - Grandes proyectos: BARLOMAR, Serie-80, Plan Complementario en Ciencias Marinas.
   - Potencial de desarrollo de los puertos regionales
   - Digitalización y simplificación administrativa.
   - Colaboración empresa/industria – organismos de formación/generación de conocimiento.

Los encuentros realizados con agentes sectoriales de la economía azul regional durante el año 2022 han supuesto una herramienta fundamental con la que recopilar las necesidades y demandas específicas de cada uno de los sectores implicados. A través de estos encuentros, se han podido identificar una serie de desafíos y oportunidades que requieren especial atención por parte de los principales tomadores de decisiones del ámbito marítimo y marino.

Tras el estudio de las diferentes matrices DAFO obtenidas en cada una de las reuniones llevadas a cabo con los sectores definidos ha dado como resultado un total de **156 medidas** a tener en cuenta para la elaboración de la Estrategia Marítima y de Crecimiento Azul de la Región de Murcia basada en nueve líneas de trabajo específicas, entre las que cabe destacar:

- Creación de un foro, mesa, clúster, hub o grupo de trabajo para el diálogo entre agentes regionales de la economía azul.
- Plan de difusión del beneficio económico y social de las actividades navales y marítimas en la región.

- Creación de una oficina para el asesoramiento sobre los trámites burocráticos de las actividades marítimas. Esta oficina se encargará, entre otras cosas, del diseño de materiales como diagramas de trámites para diferentes casos de uso.
- Desarrollo de una herramienta para integrar la información de gestión del espacio marítimo.
- Creación de un Observatorio de Economía Azul.
- Programa de financiación para la continuación de proyectos de I+D+i del Plan Complementario en Ciencias Marinas.
- Promoción de sinergias con la Estrategia Regional de Formación Profesional y Aprendizaje Permanente para el desarrollo de cursos ocupacionales para la actualización de competencias.
- Potenciación de la ejecución del plan de turismo azul.
- Promoción de sinergias con la Estrategia Regional de Formación Profesional y Aprendizaje Permanente para la elaboración de un catálogo de titulaciones azules en la CARM.
- Campaña de impulso de iniciativas basadas en servicios, procesos y productos sostenibles o circulares en el marco del Plan de difusión del beneficio económico y social en la Región de Murcia.
- Potenciación de la ejecución de la línea estratégica C: "Reforzar las conexiones exteriores y la conectividad" del Plan Estratégico de la Región de Murcia 2022-2027 para mejorar las conexiones de la región.
- Aumento de los recursos de la Vigilancia Marítima Integrada.
- Plan de turismo azul para romper la estacionalidad del turismo de sol y playa de la CARM.
- Servicio de asesoramiento a grupos de investigación, spin-off, start-ups, emprendedores y pymes, sobre los trámites administrativos necesarios para realizar pruebas en el mar.

Las demandas identificadas reflejan la realidad y particularidades de la Región de Murcia, sentando una base sólida para la economía azul y garantizando su relevancia y pertenencia. Se busca así, mediante su desarrollo, brindar soluciones específicas adaptadas al contexto regional y, también a las directrices establecidas por el FEMPA y por la PMI.

La participación de los principales agentes de la economía azul regional y expertos en el ámbito marítimo-marino ha permitido obtener una visión holística e integral de las principales problemáticas existentes en nuestro territorio.

Los siete ejes de acción establecidos son:

1. Profesionales del presente y del futuro.
2. Cuantificación y visibilidad del impacto.
3. Gobernanza.
4. Vigilancia Marítima Integrada.
5. Ordenación del espacio.
6. Sostenibilidad y cambio climático.
7. Crecimiento azul: innovación y emprendimiento

Las propuestas de medidas que aparecen en la Estrategia Marítima de la Región de Murcia son:

- Creación de una entidad ámbito territorial marítima.
- Creación del Consejo Rector de la Estrategia Marítima y de Crecimiento Azul.
- Nombramiento de embajadores de la Estrategia Marítima y de Crecimiento Azul.
- Creación de una Oficina de Asesoramiento Azul.
- Establecimiento de actuaciones integradas para el análisis y gestión del medio marino.
- Educación y formación para el empleo.
- Turismo azul.
- Plan de difusión y concurso de ideas.

Dentro de la Estrategia se establece una diferenciación entre intermedidas e intramedidas. Las intermedidas son aquellas que se consideran transversales, es decir, se aplican horizontalmente en relación a uno o varios ejes de la EMRM. Por otro lado, las intramedidas se implementan de manera vertical y específica para un solo eje.

La **entidad ámbito territorial** de la Región de Murcia integrará a los municipios costeros de Águilas, Los Alcázares, Cartagena, Lorca, Mazarrón, San Javier, San Pedro del Pinatar y La Unión. Todos ellos, territorios que comparten peculiaridades típicas de las zonas cercanas a la costa y cuya alianza favorecerá el desarrollo de su potencial y la mejora de la calidad de vida de sus ciudadanos. Esta entidad territorial tiene como objetivo principal fortalecer la colaboración y cooperación entre los municipios que la integran, fomentando la creación de sinergias, así como compartir conocimientos y buenas prácticas. La entidad buscará aprovechar los recursos y el potencial marítimo regional, promoviendo el desarrollo económico, la protección del medio ambiente y la mejora de la calidad de vida de las comunidades costeras. La colaboración efectiva entre los municipios de la entidad territorial permitirá abordar de manera conjunta los desafíos y oportunidades relacionados con la gestión de recursos, la promoción de servicios y actividades, la conservación del patrimonio cultural y natural, etc.

Algunos de los retos destacados por los principales agentes sectoriales de la economía azul en la Región fueron superar las dificultades culturales, la falta de coordinación administrativa, los conflictos de competencias y la falta de fluidez en el intercambio de información. Para abordar estos desafíos de forma conjunta, se propone la creación de un **Consejo Rector** en economía azul. Este Consejo será el órgano colegiado encargado de la dirección, coordinación y seguimiento de las actuaciones e iniciativas relacionadas con la economía azul a nivel regional. El organismo estará compuesto por expertos y representantes de los principales sectores del ámbito marino-marítimo de la Región de Murcia. El Consejo desempeñará un papel fundamental en la promoción de la economía azul, se encargará de prestar orientación estratégica, así como de realizar el seguimiento y medir el progreso de las iniciativas desplegadas en la estrategia.

Según los principales agentes de la economía azul regional existen determinadas barreras administrativas que junto con la complejidad de los trámites y la existencia de procesos poco digitalizados y agilizados suponen obstáculos significativos que dificultan la implementación de nuevas iniciativas en el ámbito de la economía azul.

Para abordar esta problemática y fomentar el desarrollo de la economía azul en la Región de Murcia se propone la creación de una **oficina de asesoramiento azul**, de carácter público y gratuito para los todos los usuarios. La labor de la oficina será, ante todo, imparcial, por lo que el personal no podrá tener ningún interés privado en determinadas empresas. Además, las administraciones involucradas en el desarrollo de dichos trámites deberán facilitar el trabajo de la oficina, así como prestarle apoyo en la resolución de las consultas recibidas. Para ello, se

establecerá una línea directa de comunicación entre la administración pública y la oficina. La implantación, desarrollo y puesta en marcha de la oficina supondrá las siguientes actividades:

- Selección de personal con experiencia en el ámbito: se escogerá y capacitará a un equipo de profesionales con conocimientos en el sector.
- Desarrollo de las hojas de ruta de los trámites: se elaborarán diagramas de ejecución claros y detallados que describan los pasos y documentación necesarios para llevar a cabo el trámite. Estas hojas de ruta facilitarán la comprensión de los requisitos y plazos de cada operación.
- Diseño y creación de una oficina virtual: se construirá una plataforma en línea que permita a los usuarios acceder a los servicios y recursos de la oficina. La web deberá cumplir con los requisitos de usabilidad, consistencia, ser resposive para todos los dispositivos… Del mismo modo, la oficina virtual facilitará la comunicación y el intercambio de información con el usuario de forma ágil y eficiente.

Actualmente, la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia cuenta con una **Unidad de Vigilancia Marítima Integrada**, que tiene como objetivo principal el monitoreo y la supervisión de las actividades en el entorno marino. Además, la Región también dispone de un **Sistema de Información Oceanográfico (SIOM** SIOM: Sistema de información Oceanográfico de la Región de Murcia (arcgis.com)**)**, que recopila y gestiona datos relevantes sobre los mares en el área. Para satisfacer la demanda expresada por los agentes de la economía, la información que proporcionan estas herramientas se enriquecerá con otra de carácter social, económico o tecnológico, que permitirá tener una visión más completa y holística del medio marino, facilitando la toma de decisiones informadas en la gestión de las actividades económicas relacionadas con el mar.

Los datos estarán accesibles a través de una plataforma integrada, sostenible y dinámica, que proporcionará beneficios tangibles tanto a las empresas como a las administraciones locales, especialmente aquellas dedicadas al sector ambiental, con información precisa y actualizada que pueda respaldar la toma de decisiones, promover la sostenibilidad y facilitar la colaboración y el intercambio de conocimientos

Los DAFO elaborados con los agentes tractores de los distintos sectores con actividades relacionadas con el mar en la Región de Murcia, han identificado como una de las insuficiencias más reiteradas la escasez de planes de formación que se adapten a las necesidades de las actividades económicas que se engloban dentro del concepto de economía azul siendo prioritaria la evaluación de la situación actual y la realización de una adaptación curricular en aquellos programas de formación relacionados con la economía azul. Esto permitirá capacitar a los estudiantes para puestos de trabajo en este campo gracias al rediseño de los itinerarios formativos actuales. Además, se establecerán alianzas con instituciones y empresas privadas del sector marítimo, permitiendo a los estudiantes tener acceso a prácticas profesionales, proyectos de investigación y oportunidades de empleo. Asimismo, se fomentará la conexión directa entre el ámbito educativo y el sector laboral, facilitan-do la transición exitosa de los estudiantes hacia el mercado laboral de la economía azul.

Política marítima integrada: vigilancia marítima integrada en la región de Murcia.

Francisco J. Murcia, Emilio María-Dolores, Obdulia Gómez, José Peñalver, Miguel A. Carrión, José J. Pérez, Francisco Espejo, Emilio Romero, Carlos J. García.

Servicio de Pesca y Acuicultura. Dirección General de Producción Agrícola, Ganadera y Pesquera. Consejería de Agua, Agricultura, Ganadería y Pesca. jose.penalver2@carm.es.

La Política Marítima Integrada en la Unión Europea se basa en un planteamiento holístico de todas las políticas de la Unión relacionadas con el mar. Se trata de una política común, más amplia en su concepción y alcance que la actual política pesquera común, y es una apuesta de la UE para generar actividad económica, crecimiento en bienestar social, un mayor sostenibilidad medioambiental, donde los mares y océanos son parte de la solución a problemas actuales como el cambio climática, la crisis migratoria y una población mundial creciente coordinando las actividades y la información que se dispone de las mismas relacionadas con los océanos, los mares y las costas con el fin de obtener mayores beneficios de su espacio marítimo con menos impacto sobre el medio ambiente.

La PMI se soporta en cuatro pilares estratégicos: Vigilancia Marítima Integrada, Recopilación y Análisis de datos, Economía Azul y algo esencial en el los mares y océanos que es el entendimiento y la coordinación de actividades que se plasman en un eje central de Gobernanza, sobre el cuál giran los otros tres ejes, y que debe facilitar la coordinación de las actuaciones y decisiones que afectan a los océanos, los mares, las islas, las regiones costeras y ultraperiféricas y los sectores marítimos, desarrollando instrumentos transversales para integrarlos en la toma de decisiones

El documento denominado “COMUNICACIÓN DE LA COMISIÓN AL PARLAMENTO EUROPEO, AL CONSEJO, AL COMITÉ ECONÓMICO Y SOCIAL EUROPEO Y AL COMITÉ DE LAS REGIONES. Una política marítima integrada para la Unión Europea (COM (2007) 574 final) establece que una política marítima integrada cambiará nuestro modo de hacer política y de tomar decisiones ya que en todos los niveles ha dejado de ser adecuada una política y toma de decisiones dividida en compartimentos estancos, mucho más cuando hablamos del medio marino, ya que debe comprender y tener en cuenta las interacciones con el fin de crear instrumentos comunes, determinar y aprovechar las sinergias y evitar o resolver los conflictos.

En la Región de Murcia es la Dirección General de Producción Agrícola, Ganadera y Pesquera la que asume las competencias y funciones para el desarrollo y ejecución de la Política Común de Pesca y Política Marítima Integrada, en particular las actuaciones de Vigilancia Marítima Integrada, recopilación y análisis de datos del medio marino y la información oceanográfica del litoral de la Región de Murcia, así como el Laboratorio Agroalimentario y Medioambiental. Dentro de citada Dirección General es el Servicio de Pesca y Acuicultura la unidad administrativa a la que corresponde el ejercicio de las funciones de planificación, coordinación, dirección, control y desarrollo de la vigilancia marítima integrada, recopilación y análisis de datos del medio marino y la información oceanográfica del litoral de la Región de Murcia.

Alineados con la PMI, la Región de Murcia pretende implementar dentro de su nivel competencial, las actuaciones de coordinación de las actividades relacionadas con el medio marino, a través de una Estrategia Marítima que recoja el acervo de la UE en esta materia, y sea un documento de programación adaptivo y dinámico que se adapte a las nuevas situaciones que emerjan del conocimiento y de la buena gobernanza (www.europarl.europa.eu/factsheets/es).

Mejorar el uso sostenible de los mares y océanos para posibilitar el crecimiento de las regiones marítimas y las regiones costeras en lo que respecta a la navegación, los puertos, la construcción naval, los empleos marítimos, el medioambiente y la gestión de la pesca, así como crear una base de conocimientos e innovación para la política marítima a través de una estrategia europea global de investigación marina y marítima, como la Directiva marco sobre la estrategia marina (2008/56/CE) y el programa Horizonte 2020 son objetivos y ámbitos de acción de la Política Marítima Integrada. (https://www.europarl.europa.eu/factsheets/es/sheet/121/la-politica-maritima-integrada-de-la-union-europea).

Los ejes sobre los que apoya la PMI (crecimiento y economía azul, datos y conocimientos sobre el medio marino, ordenación del espacio marítimo, estrategias de cuencas marítimas y la vigilancia marítima integrada) se anidan entre ellos y sinergian sus efectos que pasan a ser aditivos, tomando en consideración que ninguno de ellos se puede concebir sin una buena Gobernanza.

La Vigilancia Marítima Integrada tiene por objetivo proteger de manera global al ecosistema marino así como la seguridad dentro de la Mar Territorial y de las costas europeas, compartiendo información y datos entre las diferentes administraciones públicas en aspectos tan importantes como fiscalización de actividades, control de fronteras, contaminación marina, cumplimiento de acuerdos internacionales, defensa, y un largo etcétera. En 2009 la Comisión estableció los principios rectores para el desarrollo de un entorno común de intercambio de información (ECII) para el ámbito marítimo de la Unión y, en 2010, presentó una hoja de ruta para la creación del ECII (espacio común de intercambio de información).

Posteriormente, en 2014, la Comisión publicó una Comunicación sobre los próximos pasos del ECII, que están desarrollando conjuntamente la Comisión y los Estados miembros de la UE y del EEE. Su objetivo es mejorar la eficiencia y la rentabilidad de la vigilancia marítima estableciendo un sistema adecuado, legal, seguro y eficiente de intercambio de datos entre sectores y fronteras en toda la Unión. En último término, el ECII marítimo es un pilar fundamental de la Estrategia de Seguridad Marítima de la UE (ESMUE) ya que fomenta el intercambio de información entre las autoridades de vigilancia marítima. (https://www.europarl.europa.eu/factsheets/es/sheet/121/la-politica-maritima-integrada-de-la-union-europea).

Para el logro de su misión en materia de Vigilancia Marítima Integrada la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia y en concreto el Servicio de Pesca y Acuicultura desarrolla funciones basadas en una integración y una mayor coordinación en la planificación de las actividades de control y seguimiento de las labores de vigilancia marítima en Reservas Marinas de interés pesquero y Áreas Marinas Protegidas, recopilación y análisis de datos de información marítima, desarrollo de un visor cartográfico SIOM (https://siom-murcia.hub.arcgis.com/) y evaluación de actuaciones para la adecuada planificación de la ordenación del espacio marítimo. En definitiva, facilitar las funciones de coordinación a nivel regional de las actividades de vigilancia marítima, buscando una integración y una mayor coordinación en la planificación de las actividades de control y seguimiento del Medio Marino.

Para cumplir con esos fines en el año 2021 se creó la Unidad de Vigilancia Marítima Integrada con el fin de facilitar las funciones de coordinación a nivel regional de las actividades de Vigilancia Marítima, dar apoyo y asistencia técnica en materia de control, vigilancia e inspección del Medio Marino, sin perjuicio de las competencias atribuidas a otros Centros Directivos, elaboración y aplicación de planes de vigilancia, control y mejora del litoral y de los recursos marinos y para llevar a cabo la gestión y mantenimiento del Sistema de Información Oceanográfica de la Región de Murcia y la emisión de informes de actividades que se lleven a cabo en el medio marino, basados en el conocimiento, la sostenibilidad y la integración sectorial dentro de los principios de la economía azul.

El desarrollo de las labores de la Unidad está sujeto a la certificación en la ISO 9001 en Calidad de los Servicios que posee el Servicio de Pesca y Acuicultura desde el año 2006, y a la ISO 17020 con alcance en inspección pesquera y acuícola que lo acredita desde el año 2.007, con el fin de garantizar que sus procesos se basan un servicio transparente, de calidad y sustentando en la mejora continua de procesos. En la actualidad se dispone de una carta de servicios de la Unidad de Vigilancia Marítima que se encuentra en tramitación.

Los servicios que presta son los siguientes:

- En materia de análisis e Información Oceanográfica del Medio Marino, se encarga de:
    - Seguimiento oceanográfico de la columna de agua (toma de datos CTD)
    - Seguimiento de la emergencia de poblaciones de medusozoarios en el Mar Menor (Control de éfiras).
    - Planificación, evaluación, control, seguimiento y análisis de la información contenida en el Sistema de Información Oceanográfica de la Región de Murcia (SIOM).
    - Informes ambientales sobre incidencia de actividades en el medio marino.
    - Análisis de Planes de Vigilancia Ambiental de actividades en el medio marino.
    - Estudio, control y supervisión de la aplicación de actuaciones en materia de Estrategias Marinas.

- En materia de Vigilancia e Inspección del Medio Marino por medio de embarcaciones y drones (UAS) se encarga de:
    - Vigilancia e inspección de la actividad pesquera en aguas interiores.
    - Vigilancia e inspección de la actividad acuícola en el Mar Territorial.
    - Vigilancia e inspección en las Reservas Marinas de Interés Pesquero.
    - Control de biodiversidad marina y costera.
    - Informes ambientales sobre incidencia de actividades en el medio marino.
    - Actuaciones de apoyo a otras administraciones y organismos públicos (agentes medioambientales, guardia civil...)

Al respecto del seguimiento oceanográfico de la columna de agua a través de la toma de datos CTD cabe destacar que desde el verano de 2016 se realizan controles semanales, siempre que las condiciones climatológicas lo permiten, de los parámetros fisicoquímicos en el Mar Menor. Para ello se utiliza una sonda multiparamétrica (CTD) tomando datos en 13 estaciones de muestreo georreferenciadas (12 en el Mar Menor y una en el Mediterráneo). Además, se realiza en todas las salidas seguimiento de la visibilidad mediante disco Secchi.

Se toman como parámetros: profundidad, temperatura, conductividad, salinidad, concentración de oxígeno, turbidez, clorofila y PAR. Desde el 5 de marzo de 2021, se monitoriza además el CDOM (materia orgánica en suspensión), PE (ficoeritrina) y el pH.
El análisis estadístico de los resultados obtenidos permite establecer, para los parámetros anteriores, los valores globales de la laguna para cada uno de los puntos de muestreo y estratificado por distintas profundidades. De modo complementario se valora la transparencia del mar mediante disco Secchi.

Imagen 1. Detalle del CTD

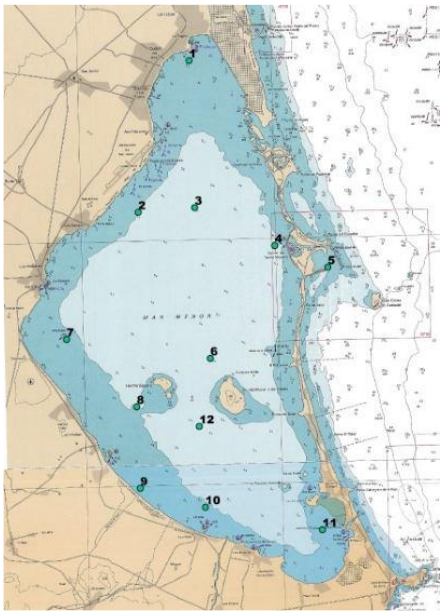


Imagen 2. Puntos CTD

En cuanto al seguimiento de la emergencia de poblaciones de medusozoarios en el Mar Menor (Control de éfiras) y como actuaciones relativas al control de plancton y medusas en el Mar Menor se llevan a cabo muestreos de éfiras mediante arrastres con red de planctónica desde embarcación. El procedimiento a llevar a cabo consiste en arrastres planctónicos de 7 minutos de duración a una velocidad de 3 nudos en 7 estaciones fijadas en el Mar Menor. Se toman muestras y se realizan censos visuales.

Destacar que, durante los años 2020, 2021 y 2022, se llevó a cabo una colaboración con el Instituto Español de Oceanografía (centros de Murcia y Málaga), de tal forma que además de los muestreos quincenales de primavera, se realizaron muestreos mensuales hasta el mes de agosto con la finalidad de caracterizar cuantitativa y cualitativamente el zooplancton de la laguna.

El contenido procedente de los arrastres se analiza en el Centro de Recursos Marinos, realizándose tres seguimientos:

- Presencia de éfiras de medusas, que permite valorar la mayor o menor presencia de medusas en la campaña de verano, así como identificar las especies.
- Estudio cualitativo y cuantitativo del plancton, especialmente del zooplancton.
- Valoración de la presencia de alevines de caballito de mar

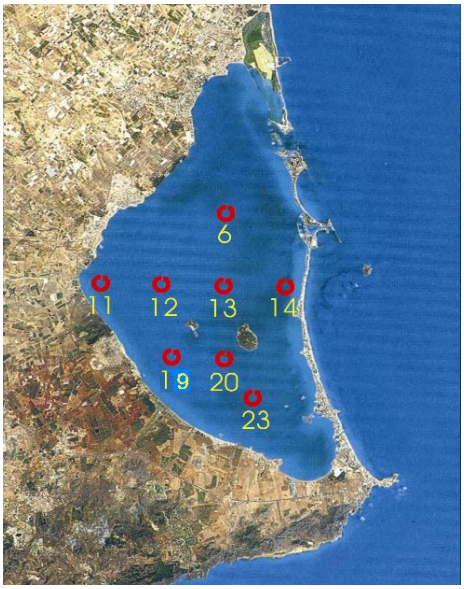


Imagen 3. PDM éfiras - Mar Menor

Imagen 4. Muestreo semipelágico de plancton

En el caso del control de medusas se llevan a cabo los siguientes:

- En cada una de las salidas realizadas para CTD se ha realizado un censado visual de las medusas presentes en las 13 estaciones de muestreo del CTD, anotando especie y cantidad de medusas.
- Muestreos durante los meses de verano, caracterizando y cuantificando las especies de medusas adultas en 4 estaciones Mar Menor (cubeta norte, centro este, centro oeste y cubeta sur).
- Censado por videocámara en un total de 52 estaciones, en su mayor parte cercanas a costa. Consiste en un control videográfico de las poblaciones de medusas introduciendo en cada una de ellas una cámara para una filmación a 1,5 metros de profundidad, durante un tiempo de grabación de 15 segundos, y un giro completo de 360º de la cámara. Posteriormente, se han visualizado los videos procediendo al contaje de las medusas que aparecen en primer plano de cámara, pasando los datos a una hoja de cálculo y realizando un mapa de densidades con los resultados, con la colaboración del IMIDA.

Tras la obtención de resultados y análisis estadístico de las actuaciones relativas al control de plancton y medusas en el Mar Menor se elaboraron informes para el Comité Científico del Mar Menor.

En cuanto a planificación, evaluación, control, seguimiento y análisis de la información contenida en el Sistema de Información Oceanográfica de la Región de Murcia en el año 2021 se llevó a cabo la construcción de una gran base de datos de información marítima, y sobre ese Big Data Marino Regional se construyó, en colaboración con el Instituto Murciano de Investigación y Desarrollo Agroalimentario (IMIDA), un visor cartográfico que se acordó en denominarlo SIOM (Sistema de Información Oceanográfico de la Región de Murcia) con el

objetivo de servir para visualizar todos los metadatos que existen en la zona costera y en el Mar Menor.

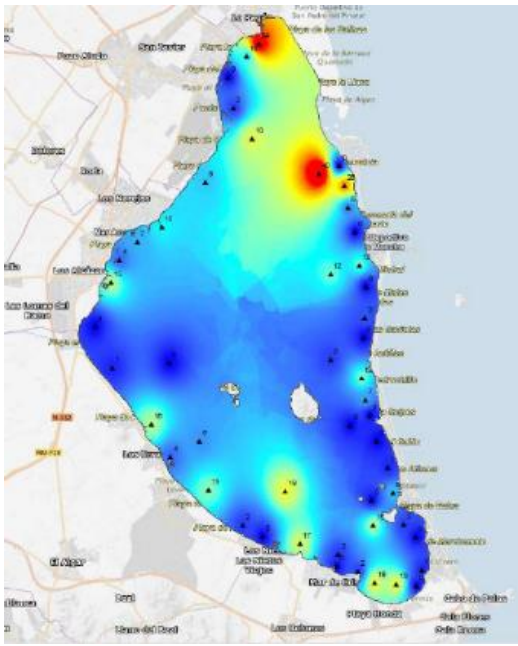


Imagen 5. Mapa con densidades medusas

Se trata de un portal que supone un primer paso hacia la puesta en marcha de un Sistema de Oceanografía Operacional enfocado a la gestión pesquera y la acuicultura en la Región de Murcia. El SIOM pretende dar respuesta a gran número de cuestiones relacionadas con la gestión costera como son la localización de zonas aptas para la acuicultura, estudios de capacidad de carga de los polígonos acuícolas, dispersión de vertidos, dispersión sobre proliferación de medusas, mareas rojas, gestión reservas marinas, análisis recursos marinos y así un largo etcétera.

Al mismo tiempo el portal suministra de forma directa información oceanográfica de gran interés general, como son datos de corrientes y calidad de agua. El sistema consta de dos boyas instaladas en El Gorguel y en San Pedro del Pinatar por la empresa titular de la concesión de acuicultura, con medición de oleaje, nivel del mar, corrientes, temperatura y turbidez del agua. El servidor proporciona datos oceanográficos a tiempo real en las dos ubicaciones.

Una de las funcionalidades del sistema es que dispone de un cuadro de mandos en el que se puede seleccionar la información de los puntos donde se lleva a cabo la medición de datos semanales tomados por el Servicio de Pesca y Acuicultura desde agosto de 2016 hasta la actualidad, pudiendo obtener de modo complementario en cada punto de medida los datos en profundidad para su posterior análisis, así como el estudio y comportamiento de la dinámica litoral de la zona de cultivos marinos existentes en el litoral de la Región de Murcia, como puede observarse en la imágenes adjuntas. La información del SIOM cuenta como fuentes de información, entre otras, el Plan de Vigilancia del Medio Marino del Valle de Escombreras, el Plan de Vigilancia Ambiental de la Autoridad Portuaria de Cartagena, los datos del Censo Nacional de Vertidos – DG Medio Ambiente, datos de la directiva Marco del Agua – DG Medio Ambiente, datos de estaciones de Red de control de la Posidonia, datos CTD del Servicio de Pesca y Acuicultura, datos de los planes de vigilancia ambiental de los polígonos acuícolas, datos CTD del IMIDA, datos del Sistema de Gestión Integrado de Control y Prevención de vertidos al medio marino en la bahía de Cartagena y Valle de Escombreras. FASES I y II. (DGMN), así como el análisis

de soluciones para objetivo vertido cero de contaminantes al Mar Menor provenientes del Campo De Cartagena. (DIRECCIÓN GENERAL DEL AGUA), entre otros.

Imagen 6. Portada web SIOM

En materia de Vigilancia e Inspección del Medio Marino por medio de embarcaciones y drones (UAS) el servicio de Pesca y acuicultura cuenta con las siguientes embarcaciones para llevar a cabo sus funciones:

- CERRO DE LOBOS (8ª VI 5-31-04).
- GROSA (8ª CT 4-1-06).
- ISLA DEL FRAILE (8ª CT 2-1-20).
- ARRECIFE DOS (8ª CT 4-2-21).
- LA QUINTA (8ªCT 4-1-23).

Los datos que pueden extraerse conforme a las memorias del Servicio de Pesca y Acuicultura desde el año 2017 son:

Tabla 1. Datos de inspecciones desde embarcación

INSPECCIONES DESDE EMBARCACIÓN		
2017	Nº de salidas en embarcación	87
	Nº de actuaciones inspeccionadas	520
	Nº de infracciones	**47**
2018	Nº de salidas en embarcación	78
	Nº de actuaciones inspeccionadas	234
	Nº de infracciones	**40**
2019	Nº de salidas en embarcación	76
	Nº de actuaciones inspeccionadas	195
	Nº de infracciones	**28**
2020	Nº de salidas en embarcación	118
	Nº de actuaciones inspeccionadas	429
	Nº de infracciones	**30**
2021	Nº de salidas en embarcación	185
	Nº de actuaciones inspeccionadas	599
	Nº de infracciones	**42**
2022	Nº de salidas en embarcación	170
	Nº de actuaciones inspeccionadas	603
	Nº de infracciones	**40**
2023	Nº de salidas en embarcación	128
	Nº de actuaciones inspeccionadas	311
	Nº de infracciones	**31**

Durante el año 2024 se presentó la sección de medios aéreos de la Unidad de Vigilancia Marítima Integrada debido a que es necesario realizar labores frecuentes de vigilancia e inspección en el campo, y tomando en consideración las características de las labores de inspección en materia de vigilancia costera se hace necesario de modo complementario la utilización de dispositivos aéreos no tripulados adecuados para este fin.

El empleo de medio aéreos no sólo contribuye a la disminución de la huella de carbono en las actuaciones que lleva a cabo, sino que son una apuesta clara por la reducción en el consumo de combustibles fósiles, así como ofrecer un sistema eficaz de control y vigilancia en materia de medio marino. La inmediatez en la puesta en marcha de los sistemas de vigilancia aérea junto a la rapidez en el procesado y diagnóstico de la información e imágenes en tiempo real que se procesan por el dron hace que esta herramienta sea un complemento esencial a las labores de inspección que se llevan a cabo en el medio marino, tratándose de imágenes que se podrán compartir a tiempo real con otras administraciones públicas cuando el tipo de inspección lo requiera.

Esta unidad de medios aéreos cuenta en la actualidad con:

- **9 pilotos** habilitados en las categorías **A1, A2, A3 y STS/ES01 – STS/ES02**
- Dron **DJI M30T**, con capacidad de resistencia de vientos de más de 40 km/h, resistencia a condiciones meteorológicas asociadas de entornos de costa y medio marino y su empleo en condiciones de ambientes poco luminosos o condiciones de trabajos nocturnos. Cuenta a su vez con un módulo de cámaras de 48 megapíxeles, cámara gran angular, cámara térmica, cámara de visión nocturna y un telémetro con rango de medición directo de más de 1 km. Dispone de sistema de detección de obstáculos y sistema de detección por infrarrojos.

Esta unidad cuenta con la colaboración necesaria de la Guardia Civil, en concreto con sus secciones de Protección de la Naturaleza (SEPRONA), Servicio Marítimo de la Guardia Civil (SEMAR) y del Grupo de Actividades Subacuáticas (GEAS). Desde el mes de mayo de 2024, tras la creación de la Sección de Medios Aéreos se han llevado un total de 14 actuaciones de control e inspección con UAS.

Direcciones web consultadas:

- www.europarl.europa.eu/factsheets/es
- https://www.europarl.europa.eu/factsheets/es/sheet/121/la-politica-maritima-integrada-de-la-union-europea
- https://www.europarl.europa.eu/factsheets/es/sheet/121/la-politica-maritima-integrada-de-la-union-europea
- https://siom-murcia.hub.arcgis.com/
- https://www.carm.es/web/pagina?IDCONTENIDO=22084&IDTIPO=100&RASTRO=c494$m

La aplicación "Diario de Pesca Recreativa" como herramienta de declaración de capturas

Clara Mecinas[2], Antoni Mira[1] y Antoni M. Grau[1]

1 Dirección General de Pesca, Carrer de la Reina Constança, 4, 07006, Palma (Islas Baleares).

2 Tragsatec, Passatge de Cala Figuera, 6, 07009, Palma (Islas Baleares).

Introducción

La pesca recreativa es una actividad de ocio, con un importante papel económico, social y cultural. A lo largo de los años, el número de practicantes se ha incrementado y, actualmente, se estima que, en países desarrollados, una de cada diez personas practica la pesca recreativa (Arlinghaus *et al*., 2019), suponiendo más de 220 millones de pescadores recreativos (FAO, 2017).

En Europa es practicada por unos 8.7 millones de personas, y concretamente en las cuencas mediterránea y atlántica, casi 3 millones de personas practican la pesca recreativa, siendo España uno de los países con menor porcentaje de tasa de participación (0,61 %), respecto a su número total de pescadores (Hyder *et al*., 2018). En las Islas Baleares, la pesca recreativa es muy antigua y tiene una gran tradición, con una práctica de entre 7.5 y 10 % de la población residente (Morales-Nin *et al*., 2005). En los últimos 23 años se ha duplicado el número de licencias, de 20.000 licencias en el 2000 a unas 44.000 licencias en 2023 (30.000 licencias pesca individual (desde costa y artefactos flotantes), 12.000 licencias de embarcación y 2.000 licencias de pesca submarina.

El incremento de participantes en dicha actividad genera un incremento del esfuerzo pesquero, lo cual puede ocasionar impactos sobre poblaciones de peces y sobre los ecosistemas marinos (Coleman *et al*., 2004; Cheung *et al*., 2005).

En los últimos años, la Unión Europea ha mostrado un interés creciente por conocer el esfuerzo pesquero de la pesca recreativa y su impacto sobre los recursos pesqueros marinos, razón por la cual está incluyendo la pesca recreativa dentro de los programas de recopilación y gestión de datos, para, especialmente, incorporar los cálculos de las capturas en los modelos de análisis de gestión sostenible del medio marino.

Las aplicaciones móviles son una herramienta de gran utilidad para la recogida y almacenaje de una gran cantidad de datos, de una forma rápida y económica.

Con los mismos objetivos de recopilación y gestión de datos, la Dirección General de Pesca, en 2018 creó una aplicación móvil (app) "Diario de Pesca Recreativa" (DPR) como un producto más del proyecto "Seguimiento de la pesca recreativa en las Islas Baleares". Esta app tiene como objetivo fundamental facilitar la recopilación de las capturas de los pescadores recreativos de embarcación en las reservas marinas, y de forma secundaria pero igualmente destacable, también se utiliza para dar información relevante a los pescadores: tallas mínimas de captura, especies protegidas, aparejos permitidos, vedas, etc. Hay que destacar que, antes de la creación de la aplicación, las declaraciones de capturas se realizaban a través de formularios en papel que una vez rellenados, los pescadores enviaban a la Dirección General de Pesca. Este sistema de declaración, actualmente aún se mantiene para permitir que personas con dificultades de acceso a las nuevas tecnologías tengan un método alternativo para declarar su actividad.

Como se detalla más adelante, el requisito de declarar las capturas en las reservas marinas de las Islas Baleares ha seguido una cronología basada en la evolución progresiva de la normativa pesquera balear, que empezó con la obligatoriedad de declarar las capturas en la Reserva Marina (RM) del Llevant de Mallorca en 2017, para tener que hacerlo en todas ellas en 2019.

Dos son las normas fundamentales relacionadas con el uso del DPR: por un lado, en enero de 2019 se modificó la Ley 6/2013, de 7 de noviembre, de pesca marítima en las Illes Balears, de manera que a partir de entonces se hizo necesario declarar las capturas de pesca recreativa en todas las reservas marinas de aguas interiores de las Islas Baleares (no hay que olvidar que un 22 % de las aguas interiores de las Baleares están declaradas como reserva marina). Por otro lado, en septiembre de 2022 (Decreto 28/2022), se estableció la obligatoriedad de solicitar una autorización específica para la práctica de la pesca recreativa desde embarcación en cualquier reserva marina, con el objeto de obtener censos de embarcaciones de pesca recreativa dentro de cada reserva marina y estimaciones del número de salidas al año.

La obtención de la autorización de pesca en la reserva marina se realiza mediante un trámite telemático en el que el patrón indica el sistema que va a utilizar para declarar las capturas (papel o el DPR) y, en el caso de elegir la opción telemática, el ciudadano recibe las credenciales de acceso y un manual de funcionamiento.

El objetivo de la presente comunicación es, a partir de las declaraciones realizadas mediante el "Diario de Pesca Recreativa", conocer las principales características de la pesca recreativa desde embarcación como los parámetros de esfuerzo y sus efectos sobre las poblaciones de peces afectadas en el área de estudio, las reservas marinas de las Islas Baleares y, por extensión, en el resto de las aguas litorales del archipiélago.

Actualmente, para la validación de datos se lleva a cabo un proyecto en colaboración con la Fundación Universidad-Empresas de las Islas Baleares (FUEIB), con el objetivo de demostrar la utilidad de las herramientas digitales para recopilar datos fiables y útiles para la gestión sostenible de los recursos pesqueros.

Metodología

Temporalización y ámbito de estudio

La herramienta digital denominada DPR fue lanzada en septiembre de 2018, la cual solo tenía incorporada una reserva marina, el resto se han ido incorporando progresivamente, hasta la actualidad donde están implementadas las 12 reservas marinas de las Islas Baleares, como se indica a continuación:

- Año 2018: Reserva Marina del Llevant de Mallorca.
- Año 2019: las reservas marinas de la Punta de sa Creu, de la costa nord-est d'Eivissa-Tagomago, de l'Illa de l'Aire, del Freu de sa Dragonera y de l'Illa del Toro i les Illes Malgrats.
- Año 2020: las reservas marinas de la Badia de Palma y la del Migjorn.
- Año 2021: incorporación de la RM dels Freus d'Eivissa i Formentera.
- Año 2022: RM del Nord de Menorca.
- Año 2023: reservas marinas de Ses Bledes y de es Vedrà-Vedranell.

La información de las declaraciones del año 2018, no se han tomado en consideración en el análisis de datos debido a que solo se tenía que declarar en una reserva marina (RM de Llevant), y al bajo conocimiento de esta herramienta, al ser el año de creación.

Campañas de información

Durante los primeros años de funcionamiento de la aplicación móvil, el trabajo de difusión para dar a conocer la herramienta fue importante, de manera que pudiera llegar a la mayor cantidad

de pescadores posibles. Aun así, este trabajo de divulgación ha continuado y continúa hoy en día, ya que es un proyecto novedoso y la normativa tanto de obligación de declarar dentro de reservas marinas como de necesitar una autorización para pescar en ellas es bastante reciente. Por tanto, es un proceso que se sigue llevando a cabo con campañas en clubes náuticos, comisiones de seguimiento de las reservas marinas, además de materiales divulgativos, y con la intención de llegar al mayor número de pescadores posibles.

Características de la herramienta digital "Diario de Pesca Recreativa"

El DPR fue lanzado en 2018 como una aplicación móvil. Tras varias actualizaciones, hoy en día se trata de una Aplicación Java modular sobre un servidor de Aplicación Jboss Enterprise Platform 7 con JDK 11 y con autenticación centralizada con KeyCloak. Los módulos que componen el aplicativo son:

- Back Office con Vue-js y servicios Rest JAXRS con acceso a datos JPA (Hibernate) sobre una base de datos PostgresSQL.
- Front Office con aplicación Vue-js del tipo Progressive Web Application (PWA) accesible públicamente por internet.
- Y el API Rest JAXRS específicamente para la consulta y actualización de datos de forma segura por el Front Office.

Los tres módulos habilitan al ciudadano a actualizar los datos de la base de datos desde el Front Office para que los técnicos, desde el Back Office, puedan realizar la exploración de estos.

En sus inicios la aplicación móvil, tenía un acceso restringido, aunque se podía descargar desde los dos principales *markets*, para acceder a su contenido el pescador necesitaba disponer de un usuario y contraseña que proporcionaba la Dirección General de Pesca, previa solicitud. La razón fundamental del acceso restringido responde a que, en un primer momento, sólo tenían que declarar las capturas los pescadores de embarcación de la RM de Llevant de Mallorca. Al ser necesario disponer de una autorización de pesca específica en la reserva marina que se tramitaba de forma telemática, durante la obtención del permiso, el pescador indica el sistema de declaración de capturas. Entonces, todos los ciudadanos que elegían la opción de la aplicación móvil eran dados de alta y por tanto eran los únicos que tenían acceso. En su momento, esta "exclusividad" generó algunas quejas de usuarios que querían acceder a los contenidos informativos citados con anterioridad y por ello se decidió modificar la filosofía de la aplicación.

A partir del año 2020 la app pasó a tener un acceso abierto. Desde ese momento cualquier persona interesada se pudo descargar la aplicación pudiendo acceder a todos los apartados informativos, pero manteniendo la restricción al apartado de declaración de capturas, para el que se mantuvo la necesidad de disponer de las claves de acceso.

A principios de 2024, la herramienta digital DPR, dejó de funcionar como aplicación móvil para convertirse en una aplicación web progresiva (PWA) instalable en la pantalla de inicio del dispositivo electrónico. Este cambio se produjo debido a las dificultades que supone realizar cualquier modificación para mejorar la aplicación, subirla a los diferentes *markets* y las exigencias crecientes en los diferentes sistemas operativos móviles (IOS y Android), y diferentes versiones móviles. Por tanto, con este cambio a WEB-PWA, las versiones móviles han dejado de funcionar y las próximas modificaciones o mejoras en el DPR no afectarán a ningún sistema operativo en concreto.

Datos que se recopilan con la app. Front y back.

Como se ha comentado antes la herramienta digital DPR se divide en dos módulos:

- Back: es dónde se recopilan todos los datos relacionados con las salidas realizadas por los pescadores. Toda la información introducida o recopilada en el back se trata de forma confidencial y por tanto el acceso está restringido al personal técnico del Proyecto.

- Front: es la parte visible del DPR, la que utiliza el usuario. Actualmente, cuenta con un apartado para la declaración de capturas y con 8 secciones más con la información siguiente:
    - Noticia destacada de temporada: vedas, declaración de reservas marinas, nuevas normativas, etc.
    - Reservas marinas: cuáles son y a que islas pertenecen, medidas de gestión en cada una, como solicitar la autorización de pesca en cada una.
    - Licencias de pesca recreativa: tipos, medidas de gestión en cada tipo de pesca, como solicitar la licencia para cada tipo de pesca, enlaces para solicitarlas.
    - Tallas mínimas de peces y cefalópodos, nº de piezas permitido para algunas especies, dentro y fuera de reservas marinas.
    - Especies protegidas.
    - Especies sujetas a marcaje.
    - Límite de aguas interiores y exteriores.
    - Información sobre el DPR.

Sistema de declaración

La información recopilada a través del DPR para cada salida de pesca es la siguiente:

- Nombre de la Reserva Marina de la que se declara la captura.
- Zona/s de la Reserva marina dónde se ha efectuado la pesca (no se utiliza sistema de geolocalización).
- Embarcación utilizada (en caso de tener más de una, tienen que seleccionar la utilizada).
- Número pescadores.
- Fecha de la salida.
- Tiempo de pesca (hora de inicio y fin).
- Modalidad practicada (se puede elegir más de una).
- Sin captura o con captura.
- Peso de la captura.
- Especies capturadas y número de piezas.

Para realizar una declaración mediante el DPR, se propone que el pescador inicie la declaración antes de embarcarse, en este momento se solicita que rellene un bloque de información, concretamente: reserva marina donde va a pescar, la embarcación a utilizar, el número de pescadores y que modalidad va a practicar. Una vez rellenada esta información, se comunica enviando estos datos. Después de finalizar la pesca se propone que acaben de completar la declaración con el resto de información, es decir, indicando: hora de finalización, número de kilos de captura, listado o fotografía de las piezas capturadas.

El sistema de declaración, con los pasos a seguir, se explica a los pescadores enviando un manual de funcionamiento de la aplicación/web. Como se ha dicho anteriormente, también se ha

explicado de forma presencial en las reuniones con pescadores en clubes náuticos, comisiones de reservas marinas y otros foros con presencia de pescadores recreativos.

Resultados y discusión

Autorizaciones

El número total de autorizaciones activas hasta la fecha es de 3.456 que pertenecen a 2.313 embarcaciones. Del total de autorizaciones, 2.434 solicitan declarar mediante el DPR, lo que supone que 1.563 embarcaciones declaran mediante la herramienta digital. El número de autorizaciones se ha ido incrementando con los años, lo cual guarda relación con la incorporación progresiva de las reservas marinas en el DPR. Dicho incrementó tuvo mayor crecimiento en el año 2022, cuando se aprueba la normativa que obliga a disponer de una autorización de pesca en las reservas marinas (figura 1A). Por otro lado, en 2019 el número de embarcaciones dadas de alta en la aplicación era de 310 y a finales de 2023 eran 1.371 embarcaciones. La diferencia entre el número de autorizaciones y el número de embarcaciones se debe a que algunas embarcaciones disponen de autorizaciones en más de una reserva marina.

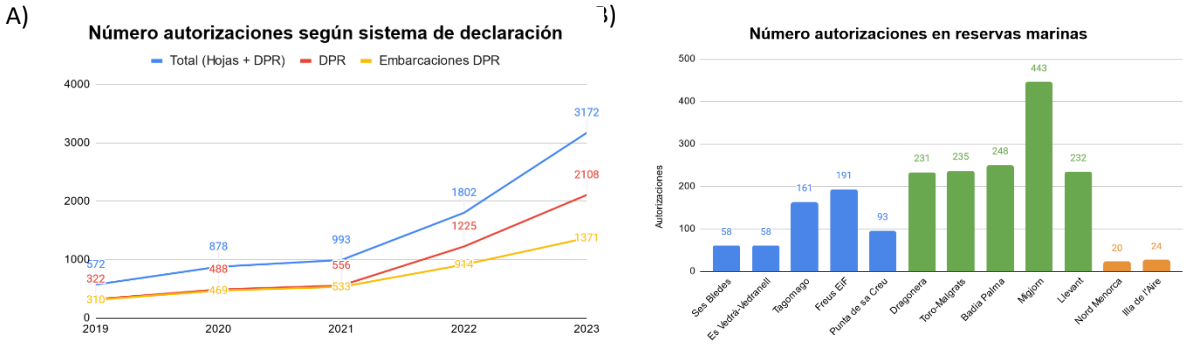


Figura 1. A: Número de autorizaciones totales (hojas + DPR), autorizaciones solo DPR y número de embarcaciones dadas de alta en la app progresivamente. **B:** Autorizaciones DPR por reserva marina a finales de 2023.

Por otro lado, se puede obtener un número de autorizaciones por reserva marina que, en este caso, corresponde con el número de embarcaciones, y así tener censos "recreativos" en cada una. El número de autorizaciones está influenciado principalmente por la superficie de la reserva marina y por el número de puertos interiores o cercanos a ellas. La reserva con mayor número de autorizaciones es la RM del Migjorn (figura 1B) a finales de 2023, que corresponde con la reserva marina de mayor superficie y con un importante número de puertos pequeños con un gran interés pesquero.

Declaraciones

Del total de las declaraciones realizadas, el 80 % se ha realizado mediante el DPR, lo que supone 3.361 declaraciones hasta finales de 2023. Este número se ha ido incrementando progresivamente con los años (figura 2A).

Al igual que ocurre con el número de autorizaciones, la reserva marina con mayor número de declaraciones es la del Migjorn, le siguen la de la costa nord-est d'Eivissa-Tagomago y la de Sa Dragonera (figura 2B).

Teniendo en cuenta el número de embarcaciones y declaraciones se puede estimar el número de salidas anuales de un pescador. Del total de embarcaciones dadas de alta en el DPR, 493 han

realizado al menos una declaración durante estos 5 años. Esto supone que de manera anual declaran sólo el 26 % de las embarcaciones dadas de alta en la aplicación.

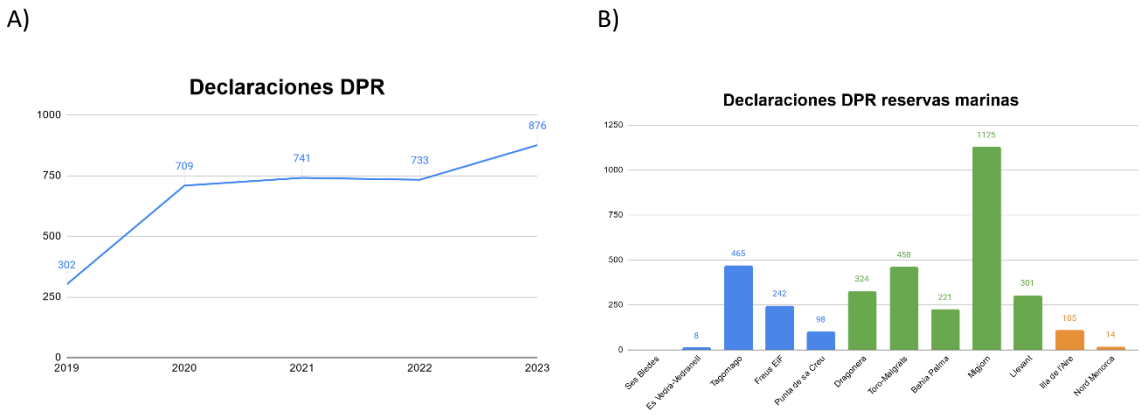


Figura 2. A: Número de declaraciones totales realizadas mediante la aplicación a lo largo de los años. B: Número de declaraciones mediante el DPR en las reservas marinas (2019-2023).

Anualmente la media de declaraciones realizadas por las embarcaciones queda según el gráfico correspondiente a la figura 3, de modo que el mayor porcentaje de las embarcaciones (casi el 60 %) declaran entre 1 y 2 veces al año, mientras que son pocas (entre el 1-2 %) las que realizan más de 30 declaraciones al año. Estimándose que la media de salidas de una embarcación se sitúa alrededor de 4 veces al año.

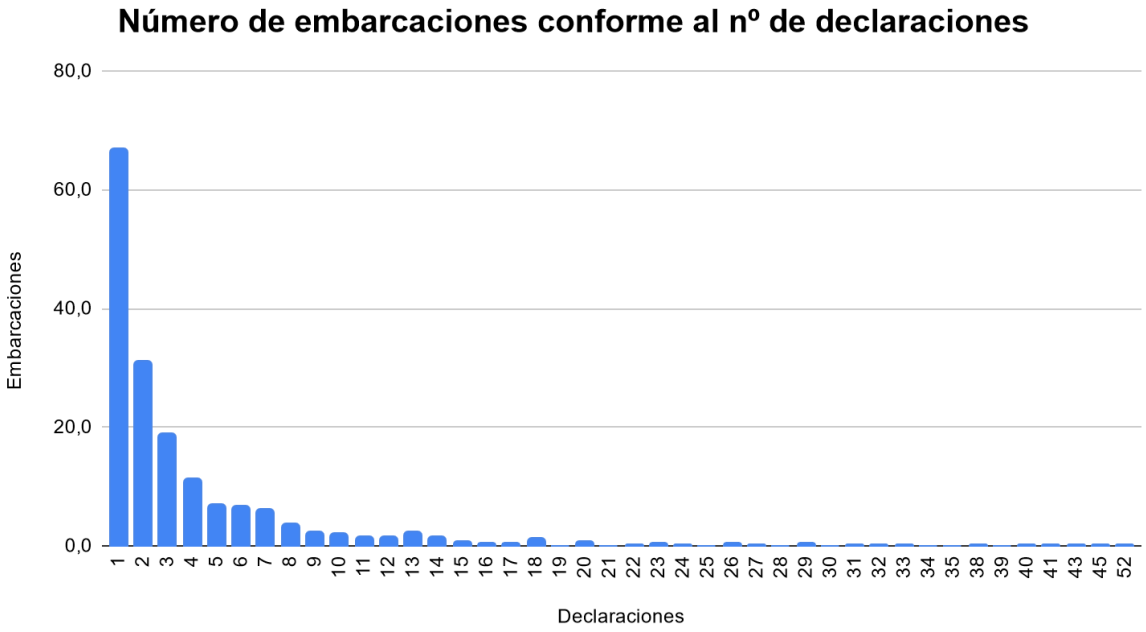


Figura 3. Número de embarcaciones según el número de declaraciones que se realizan anualmente.

Datos generales obtenidos a partir de las declaraciones mediante el DPR

Desde un primer momento se estableció que en las reservas marinas del estudio se podían practicar hasta 7 modalidades de pesca diferentes: la del calamar (potera), el curricán de fondo, la *fluixa* (curricán de superficie), del *raor* (*Xyrichtys novacula*), pesca *roquer* (de 0 a 25-30 metros), pesca de serranos (de 30-70 metros) y spinning. Tres de estas modalidades (pesca del *raor*, pesca *roquer* y pesca de serranos) se pueden englobar en otra variedad llamada volantín.

Hay que tener en cuenta, que no todas las modalidades están permitidas en todas las reservas. Por ejemplo, hay reservas marinas donde algunas modalidades como el spinning o el curricán de fondo no están permitidas.

La modalidad más practicada es la pesca de volantín de *roquer* (26.5 %), seguida de la pesca del calamar (21.5 %) y de la *fluixa* (19.2 %, curricán de superficie) (figura 4). Por otro lado, las modalidades menos practicadas son el spinning (0.6 %) y el curricán de fondo (7.9 %). Que la modalidad menos practicada sea el spinning (0.6 %), seguramente es debido a su prohibición en algunas reservas marinas y que se trata de una modalidad que se practica más desde la costa.

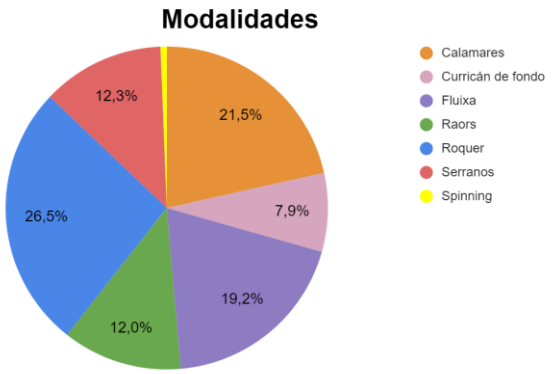


Figura 4. Porcentaje de modalidades practicadas desde embarcación en las reservas marinas (2019-2023).

En cuanto a la estacionalidad, los meses de verano-otoño serían los más activos (figura 5), concretamente destaca el mes de septiembre, pues está influenciado por la apertura de la veda del *raor* (*Xyrichtys novacula)* existente en las Baleares. La primavera sería la estación de menor actividad. La modalidad de volantín (pesca de serranos y de *roquer*) se practica durante todo el año, teniendo su mayor esfuerzo en días en verano. La *fluixa* también tiene su mayor actividad en los meses de verano-otoño. Mientras que la pesca del calamar se mantiene durante todo el año, pero su mayor actividad se da principalmente en los meses de invierno, concretamente en diciembre.

La preferencia horaria en las salidas de los pescadores se suele dar por las mañanas, entre las 8:00 y las 12:00 horas (figura 6), alargando este horario en los meses de septiembre y octubre hasta las 14:00 h, seguramente influenciado por la apertura de la veda del *raor* y del juvenil de la seriola (*Seriola dumerili*). El horario de tarde se concentra de 16:00 a 20:00, y en los meses de invierno, en este caso debido a la pesca del calamar.

A partir de las 3.361 declaraciones realizadas, se sabe que durante las salidas participan de media 2 pescadores por embarcación (tabla 1), con una duración media de 3 horas, en la que se captura una media de 16 piezas por salida con un peso de 1,8 kg. De modo que, el rendimiento por pescador-hora se estima en 3 piezas y 0,423 kg.

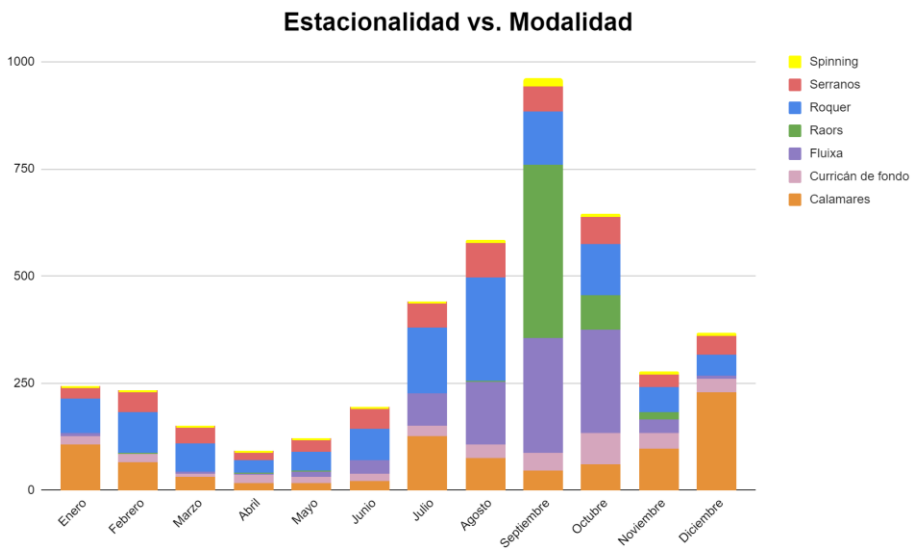


Figura 5. Estacionalidad de las declaraciones en reservas marinas según la modalidad (2019-2023).

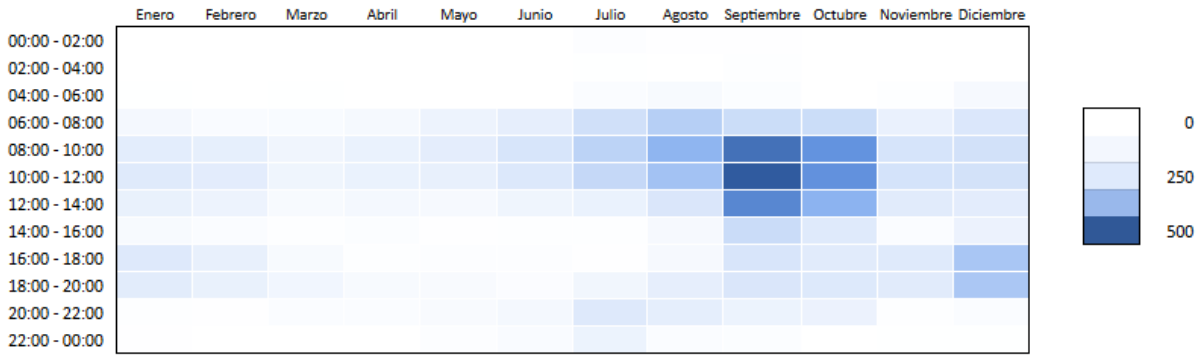


Figura 6. Horas de mayor actividad por meses según las declaraciones del DPR (2019-2023).

En cuanto a la composición específica, durante estos cinco años, el número total de piezas declaradas asciende a 52.339 piezas. Este dato ha ido en ascenso con los años. Las capturas presentan una diversidad específica de 68 especies, entre las que se encuentran 65 especies de peces y 3 cefalópodos (*Loligo vulgaris, Octopus vulgaris* y *Sepia officinalis*).

El 89 % de las piezas capturadas está representado por hasta 9 especies (figura 7A), y solo cuatro de ellas representan el 70 % de la captura total, concretamente: *Xyrichtys novacula* (26.3 %), *Serranus scriba* (19.7 %), *Serranus cabrilla* (18 %) y *Loligo vulgaris* (9 %). Esto indica que la modalidad de pesca del calamar a pesar de ser la más practicada no es la que mayor número de piezas extrae, mientras que la pesca del *raor*, aun no estando entre las 3 modalidades más practicadas es la que mayor número de piezas de la especie objetivo extrae.

Tabla 1. Parámetros de esfuerzo (media y desviación estándar) a partir de las declaraciones de pesca desde embarcación y en reservas marinas (2019-2023).

Parámetros	Unidades	Media	Desviación estándar
Nº Declaraciones		3.361	
Nº. pescadores	nº pescadores/salida	1,8	0.88
Tiempo de pesca	tiempo/salida	3:00	1:30
Piezas capturadas	piezas capturadas/salida	16	21.3
CPUE (piezas)	piezas/pescador*hora	3.11	3.9
Captura total	peso (kg)/salida	1,84	1.94
CPUE	peso/pescador*hora	**0,423**	**0.51**

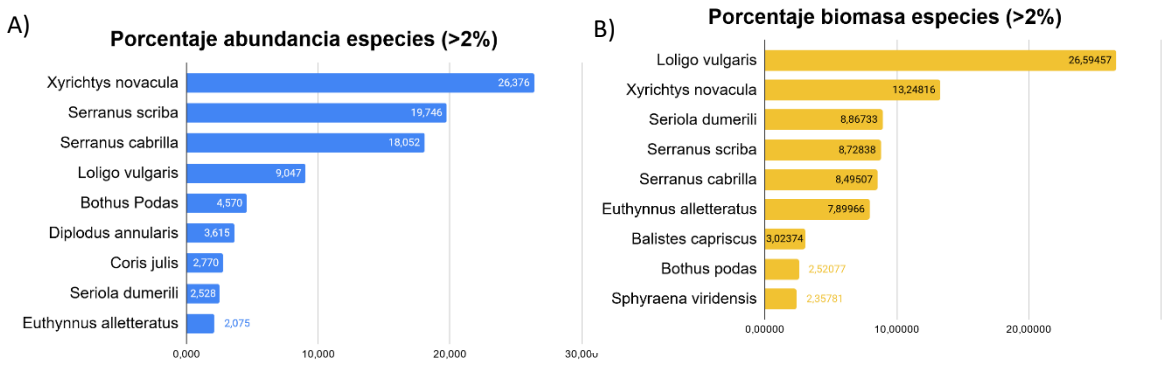


Figura 7. A: Abundancia de las especies con más de un 2 % en el número de piezas capturadas (2019-2023). **B:** Biomasa de las especies con más de un 2 % de captura (2019-2023).

En cuanto a la biomasa (kg), las especies que presentan más de un 2 % son 9 y representan el 82 % de la biomasa total capturada en estos 5 años (figura 7B). De ellas, las cuatro primeras representan el 58 % de la biomasa total: *Loligo vulgaris* (26.6 %), *Xryrichtys novacula* (13.2 %), *Seriola dumerili* (8.7 %) y *Serranus scriba* (8.8 %). En este caso siguen siendo las mismas especies que mayor abundancia presentaban, sin embargo, el calamar pasa a ocupar el primer lugar, lo que indica que el tamaño y el peso medio de las piezas de esta especie son mucho más grandes y pesadas que el resto de especies que estaban por delante de ella en abundancia. Por tanto, si se observa en el resto de especies representadas en la figura de biomasa, se muestran especies de mayor tamaño y peso que no aparecen en la figura de abundancia y también en orden diferente, como es el caso de la seriola, que en abundancia aparece en octava posición y en biomasa sube a la cuarta.

De las 68 especies capturadas, sólo 7 de ellas se considera que se encuentran en un estado de conservación desfavorable, según el "Libro Rojo de peces de les Illes Balears" (Grau *et al*., 2015). De estas especies, el mero dentón (*Epinephelus caninus*) está considerado en la categoría "vulnerable", mientras que las otras 6 especies (*Seriola dumerili*, *Scomber scombrus*, *Sarda sarda*, *Sciaena umbra*, *Sparus aurata* y *Mycteroperca rubra*) se consideran en la categoría "casi amenazado". No obstante, el volumen de las capturas de estas especies constituye un porcentaje bastante bajo (un 2.7 %) de la captura total, y teniendo en cuenta que, de este total, el 2.5 % corresponde a *Seriola dumerili*, se evidencia que las otras especies son de captura ocasional.

Conclusiones

- Efectividad del "Diario de Pesca Recreativa", de más de un 80 % del uso.
- El número de pescadores que declara es muy bajo (18 %) respecto del número de embarcaciones con autorización.
- La modalidad más practicada es la pesca del calamar seguida de la pesca de *roquer*.
- Los meses más activos son los del final de verano y principios de otoño, principalmente el mes de septiembre con la apertura de la veda del *raor*.
- Las horas más activas son por la mañana de 8:00 a 14:00 en verano y por las tardes de 16:00 a 20:00 en invierno.
- Hay una gran diversidad de especies capturadas (68 especies).
- Las especies más abundantes en número de piezas capturadas son: *Xrychtys novacula* > *Serranus scriba* > *Serranus cabrilla* > *Loligo vulgaris*.
- Las especies con mayor biomasa de captura son: *Loligo vulgaris* > *Xrychtys novacula* > *Seriola dumerili* > *Serranus scriba*.
- El número de salidas media es de 4 salidas/embarcación x año.
- La CPUE en peso media en Baleares es de 0,433 Kg/pescador x hora.

Acciones futuras y mejoras

- Continuar con la recopilación de datos, tanto declaraciones de los pescadores como muestreos de los guardas y de la DGP.
- Continuar con las campañas informativas, para dar a conocer el "Diario de Pesca Recreativa" y transmitir la importancia de declarar, y obtener una mayor participación del sector.
- Ampliar el ámbito de declaración fuera de reservas marinas y para todas las modalidades de pesca recreativa (tierra, artefacto flotante y pesca submarina).
- Continuar informando de los resultados obtenidos con el DPR en todos los foros donde participan asociaciones y federaciones de pesca recreativa, como son las comisiones de seguimiento de las reservas marinas, la comisión de cogestión de la pesca recreativa o el consejo Pesquero de la Illes Balears.
- Hacer uso de los resultados obtenidos y realizar una gestión adecuada del recurso pesquero.

Bibliografía

Arlinghaus, R., Abbott, J.k., Fenichel, E.P., Carpenter, S.R., Hunt, L.M., Alos, J., Klefoth, T., Cooke, S.J., Hilborn, R., Jensen, O.P., Wilberg, M.J., Post, J.R. y Manfredo, M.J., 2019. Opinion: governing the recreational dimension of global fisheries. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA*, 116: 5209-5213.

Cheung, W.W.L., Pitcher, T.J., y Pauly, D. 2005. A fuzzy logic expert system to estimate intrinsic extintion vulnerabilities of marine fishes to fishing. *Biological Conservation*, 124: 97-111.

Coleman, F.C., Figueira, W.F., Ueland, J.S. y Crowder, L.B., 2004. The impact of United States recreational fisheries on marine fish populations. *Science*, 305: 1958-1960.

Decreto 38/2022, de 5 de septiembre, por el cual se establece la Reserva Marina de las islas del Toro y de las Malgrats y se regulan las actividades de extracción de flora y fauna marina y las actividades subacuáticas, y se modifica el Decreto 26/2019 de la Reserva Marina de l'Illa de l'Aire y el Decreto 4172015, por el cual se regulan las actividades de extracción de flora o fauna marina y las actividades subacuáticas en las reservas marinas de las aguas interiores del litoral de las Islas Baleares (BOIB núm. 177, de 6 de septiembre de 2022).

FAO. (2017), GLOBEFISH Highlights, FAO, Rome, Italy, disponible en: http://www.fao.org/3/a-i7332e.pdf.

Grau, A.M., Mayol, J., Oliver, J., Riera, F. y Riera, M.I. 2015 Llibre vermell dels peixos de les Illes Balears. Conselleria de Medi Ambient, Agricultura i Pesca. 150 pp.

Hyder, K., Weltersbach, M.S., Armstrong, M., Ferter, K., Townhill, B., Ahvonen, A., Arlinghaus, R., Baikov, A., Bellanger, M., Birzaks, J., Borch, T., Cambie, G., Demian, L., de Graaf, M., Gordoa, A., Grzebielec, R., Hartill, B.W., Kagervall, A., Kapiris, K., *et al*., 2018. Recreational sea fishing in Europe in a global context- Participation rates, fishing effort, expenditure, and implications for monitoring and assessment. *Fish and Fisheries*, Vol. 19 No. 2, pp. 225-243.

Ley 3/2019, de 31 de enero, agraria de las Islas Baleares. (BOIB núm. 18, de 9 de febrero de 2019).

Morales-Nin, B., Moranta, J., García, C., Tugores, M.P., Grau, A.M., Riera, F. y Cerdà, M., 2005. The recreational fishery off Majorca Island (western Mediterranean): some implications for coastal resources management. *ICES Journal of Marine Science*, 62: 727-739.

Análisis descriptivo de las características de la pesca de artes menores y la pesca marina recreativa en Cataluña (NO Mediterráneo)

Patrícia Poch[1,2], Mariona Garriga-Panisello[1,2], Marta Pujol-Baucells[1], Laura Recasens[1,2], Joan B. Company[1,2], Eve Galimany[1,2]

[1]Institut Català de Recerca per a la Governança del Mar (ICATMAR)

[2]Institut de Ciències del Mar (ICM-CSIC)

Introducción

El Mar Mediterráneo se ha explotado tradicionalmente con distintos artes de pesca. Desde la pesca comercial a la recreativa, los recursos marinos han sido sujetos de una presión antrópica que se ha acumulado a lo largo de la historia. Pero esta presión pesquera varía según la modalidad. Por ejemplo, la pesca de artes menores y palangre de superficie se caracteriza por el uso de embarcaciones de bajo tonelaje y artes de pesca pasivas, con salidas de corta duración. Estas modalidades, que comprenden más del 80% de la flota profesional en el Mar Mediterráneo (FAO, 2016), tiene un impacto ambiental menor que la pesca industrial y son clave para las economías locales y la conservación de la biodiversidad (Coll et al., 2015). Las técnicas de pesca comercial, como el palangre de superficie, se utilizan para capturar especies de alto valor como el atún y el pez espada, bajo estrictas regulaciones para evitar la sobreexplotación (Generalitat de Catalunya, 2021). Otro sector a tener en cuenta es la pesca marina recreativa (PMR). En los últimos años, ha mostrado un incremento significativo en su popularidad, atrayendo aficionados interesados en disfrutar de los recursos naturales de la costa catalana (Departament d'Agricultura, Ramaderia, Pesca i Alimentació, 2020). Este fenómeno plantea interrogantes clave sobre los posibles impactos ecológicos y la sostenibilidad a largo plazo de las especies explotadas y los ecosistemas marinos.

En Cataluña, con una costa aproximada de 580 km de largo, la pesca con artes menores es una actividad tradicional que juega un papel fundamental en la economía local y en la sostenibilidad de los recursos marinos, al emplear técnicas selectivas que permiten minimizar el impacto sobre los ecosistemas marinos (García-Rodríguez et al., 2018; Maynou et al., 2020). En cuanto a la PMR tanto en términos de recursos como en la economía azul que alberga esta actividad hay poca información y está poco explorado en esta zona del Mediterráneo. La coexistencia de la pesca comercial y recreativa, que ambas explotan recursos comunes, ha generado tensiones entre estos dos sectores, especialmente en torno a las especies de alto valor comercial. (Hyder et al., 2020). Este conflicto resalta la necesidad urgente de estudios detallados que identifiquen las especies más capturadas por cada modalidad de pesca y su distribución estacional y espacial, lo que permitiría una mejor gestión y sostenibilidad a largo plazo de los recursos marinos (McPhee et al., 2002; Generalitat de Catalunya, 2021).

Materiales y métodos

Este trabajo exploratorio tiene como objetivo saber qué especies son más capturadas, tanto en la pesca comercial (pesca en artes menores y palangre de superficie) como en la PMR (incluyendo las modalidades de pesca desde costa, embarcación y submarina), en Cataluña. El análisis se realiza con datos del 2020 al 2023, incluyendo la estacionalidad, debido a la naturaleza que presenta el Mar Mediterráneo, por el establecimiento de vedas temporales como medida de gestión pesquera, así como la distribución geográfica, ya que la PMR en Cataluña estará regulada por provincias. Este estudio preliminar busca proporcionar una visión general de los

datos actuales, sentando las bases para futuras investigaciones y una gestión más efectiva de los recursos pesqueros.

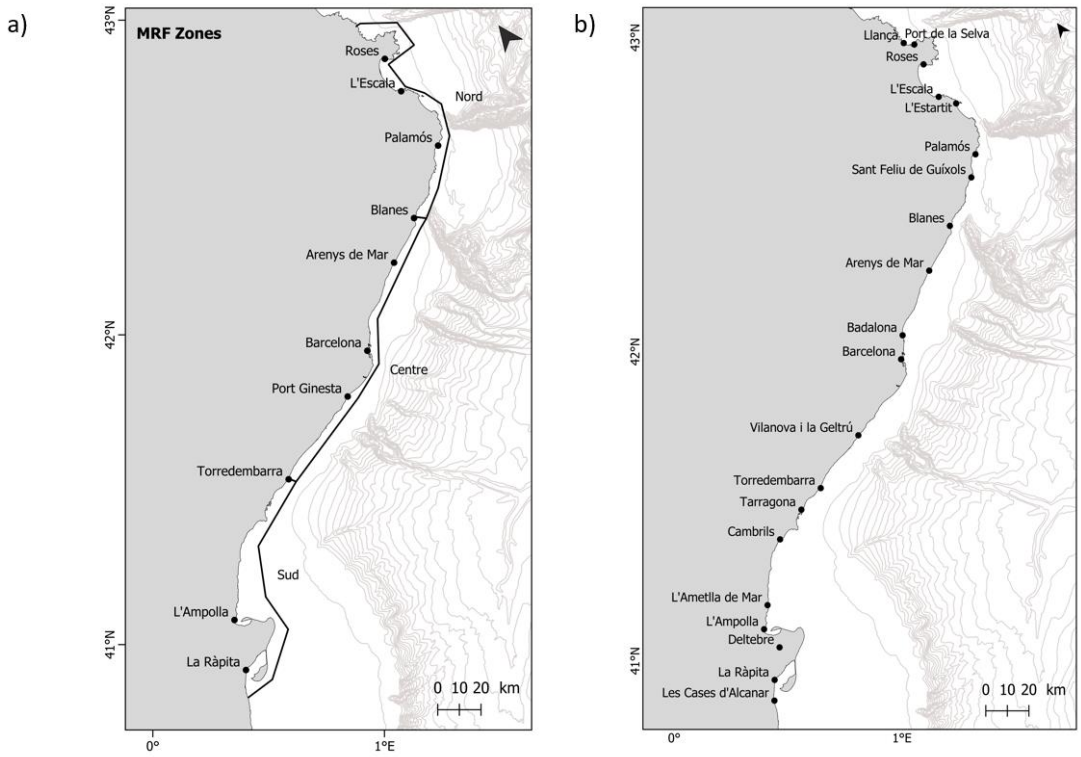


Figura 1. La costa catalana dividida por las zonas de muestreo de la PMR (a) y la costa catalana con los puertos donde se muestrea la pesca comercial (b).

El área de estudio trabajada abarca la costa catalana dividiéndola en tres áreas, según las provincias: norte (Girona), centro (Barcelona) y sur (Tarragona) (figura 1a). Para la pesca comercial, se han utilizado los registros diarios de las notas de venta en las lonjas (figura 1b), gestionados mediante un programa denominado MicroStrategy. En cuanto a la PMR, los datos provienen de un muestreo diseñado por ICATMAR el cual incluye encuestas in situ realizadas a los pescadores para conocer sus capturas.

En la base de datos utilizada para los registros de capturas de artes menores y palangre de superficie, se documentaron un total de 2,934,404 observaciones, correspondientes a 224 especies diferentes. Estos registros incluyen variables como la modalidad de pesca, la lonja, el puerto, el peso, el precio de la captura, el nombre de la especie y la fecha de captura. En lo que respecta a la PMR, para el mismo periodo se registraron 10,572 capturas de 86 especies diferentes, que incluyen número de individuos, talla, peso, lugar y fecha de la captura.

Para obtener una visión general sobre cómo se distribuye la captura en cada modalidad, considerando tanto la estación como el área en nuestras variables de estudio, se decidió trabajar con las proporciones del peso total de la captura dado que es la única variable numérica común entre ambas bases de datos. Para analizar las diferencias y explorar posibles agrupaciones, se optó por emplear mapas de calor (*heatmaps*) utilizando la distancia Manhattan, acompañados de un dendrograma.

Se elaboraron los siguientes mapas de calor de la proporción de la captura por estación y área:

- Pesca marina recreativa desde costa
- Pesca marina recreativa desde embarcación
- Pesca marina recreativa submarina
- Pesca comercial en artes menores
- Pesca comercial en palangre de superficie

Para simplificar la explicación de los resultados, y como ejemplos de todo el trabajo realizado, se detallarán solamente los mapas de calor correspondiente a las modalidades de PMR desde la costa, des de embarcación y submarina, y los mapas de calor de artes menores y palangre de superficie, ambos con la variable área.

Resultados y discusión

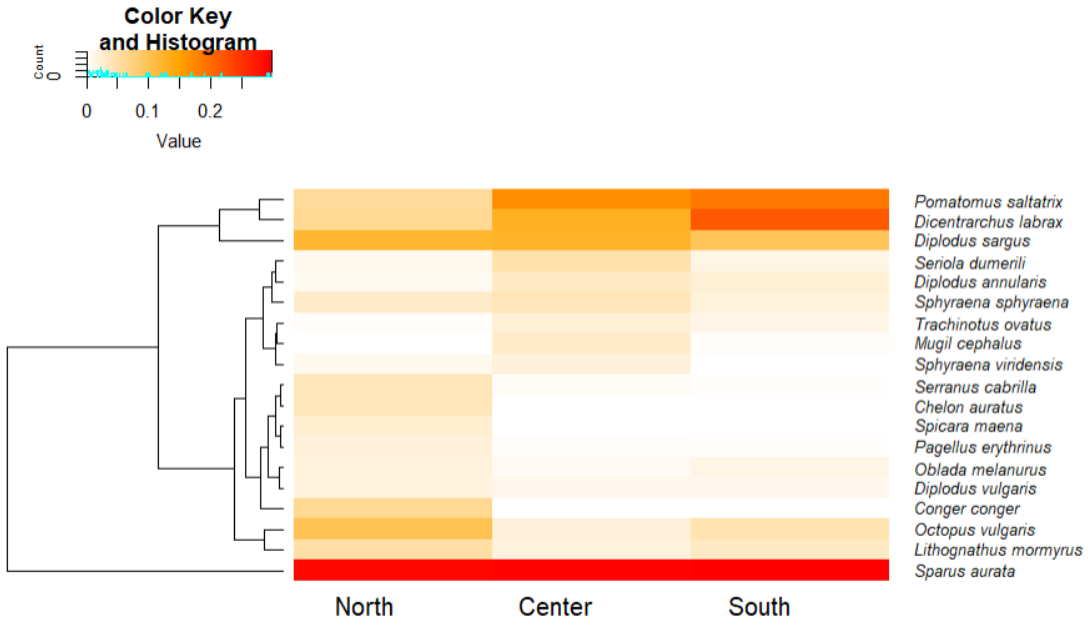


Figura 2. PMR. Mapa de calor de las especies que representan el 90% de la captura en la modalidad de pesca desde costa, mostrando la distribución de la captura por área. El dendrograma a la izquierda agrupa las especies con proporciones de peso similares entre áreas.

En la figura 2 se observa que *Sparus aurata* destaca de manera significativa en las tres zonas costeras, siendo la especie con mayor proporción de captura. Por otra parte, *Dicentrarchus labrax* y *Pomatomus saltatrix* sobresalen en la región sur, mientras que *Octopus vulgaris* y *Diplodus sargus* son más abundantes en la zona norte.

El análisis de agrupamiento revela la formación de cinco grupos principales: *Sparus aurata* y *Diplodus sargus* conforman grupos individuales, evidenciando su comportamiento diferenciado. *Pomatomus saltatrix* y *Dicentrarchus labrax* se agrupan en un tercer conjunto, mientras que *Octopus vulgaris* y *Lithognathus mormyrus* constituyen un cuarto grupo. Finalmente, el resto de especies con proporciones menores de captura forman un quinto grupo, sugiriendo una menor relevancia en la pesca.

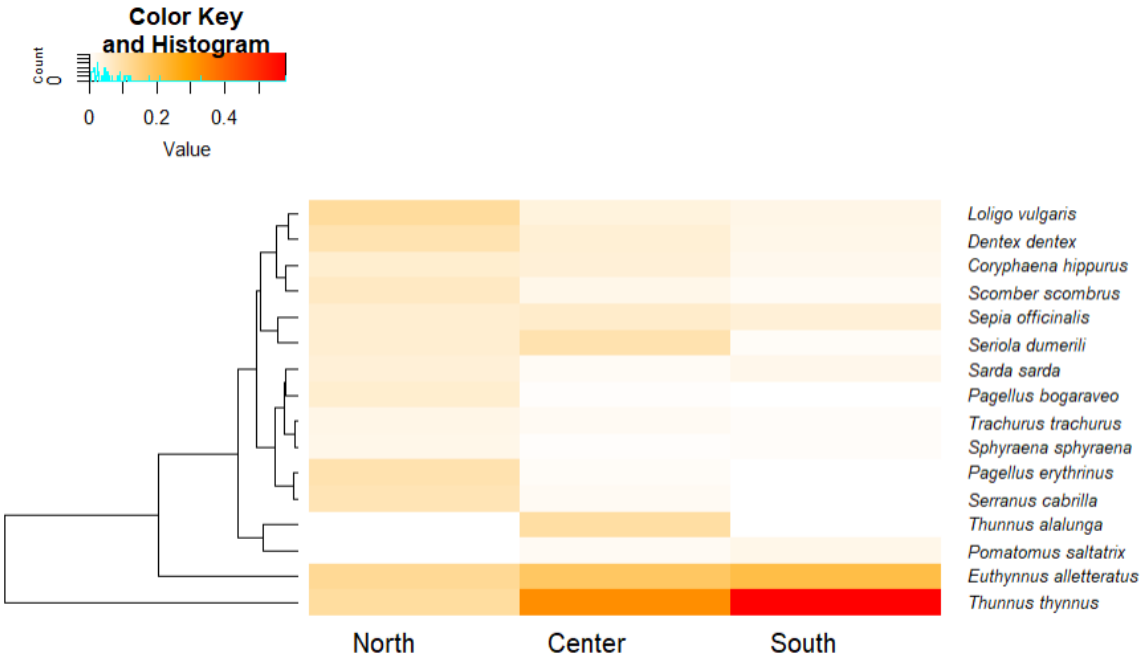


Figura 3. PMR. Mapa de calor de las especies que representan el 90% de la captura en la modalidad de pesca desde embarcación, mostrando la distribución de la captura por área. El dendrograma a la izquierda agrupa las especies con proporciones de peso similares entre áreas.

En cuanto a la pesca desde embarcación (figura 3), se observa que en la zona norte las capturas están distribuidas de manera más equitativa, en contraste con el centro y el sur, donde predominan las capturas de *Thunnus thynnus* y *Euthynnus alletteratus*. Estas dos especies destacan particularmente en las áreas mencionadas.

El análisis de clústeres revela que *Thunnus thynnus* y *Euthynnus alletteratus* forman grupos individuales, lo que sugiere una diferenciación clara en su patrón de captura. Un tercer clúster incluye a *Thunnus alalunga* y *Pomatomus saltatrix*, mientras que un último grupo reúne al resto de especies, caracterizadas por una menor proporción de capturas.

En la pesca submarina (figura 4), en la zona norte destaca *Epinephelus marginatus* como la especie más capturada, seguida por una distribución más equilibrada entre *Diplodus sargus*, *Seriola dumerili* y *Octopus vulgaris*. En el centro de Cataluña, la especie que predomina es *Diplodus sargus*, mientras que *Epinephelus marginatus*, *Dentex dentex* y *Seriola dumerili* presentan capturas similares. En la zona sur, *Octopus vulgaris* muestra más importancia en las capturas.

El análisis de clústeres identifica cuatro grupos principales: *Octopus vulgaris* en un primer grupo; *Epinephelus marginatus* y *Dentex dentex* en un segundo grupo; *Diplodus sargus* y *Seriola dumerili* en un tercer grupo; y un último grupo que agrupa a las especies con menor proporción de captura.

En las artes menores (figura 5), la proporción de captura en la zona norte está dominada por *Gymnammodytes cicerelus*. En la zona central, las capturas se reparten entre *Gymnammodytes cicerelus*, *Sepia officinalis* y *Octopus vulgaris*, mientras que en la zona sur predominan *Callinectes sapidus*, *Octopus vulgaris* y *Sparus aurata*.

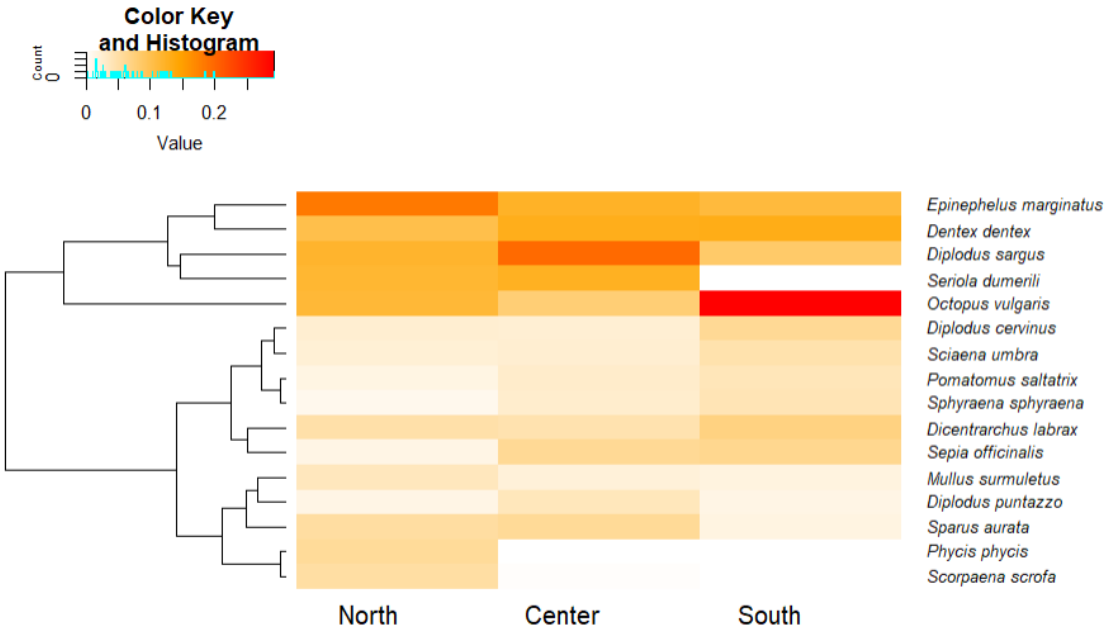


Figura 4. PMR. Mapa de calor de las especies que representan el 90% de la captura en la modalidad de pesca submarina, mostrando la distribución de la captura por área. El dendrograma a la izquierda agrupa las especies con proporciones de peso similares entre áreas.

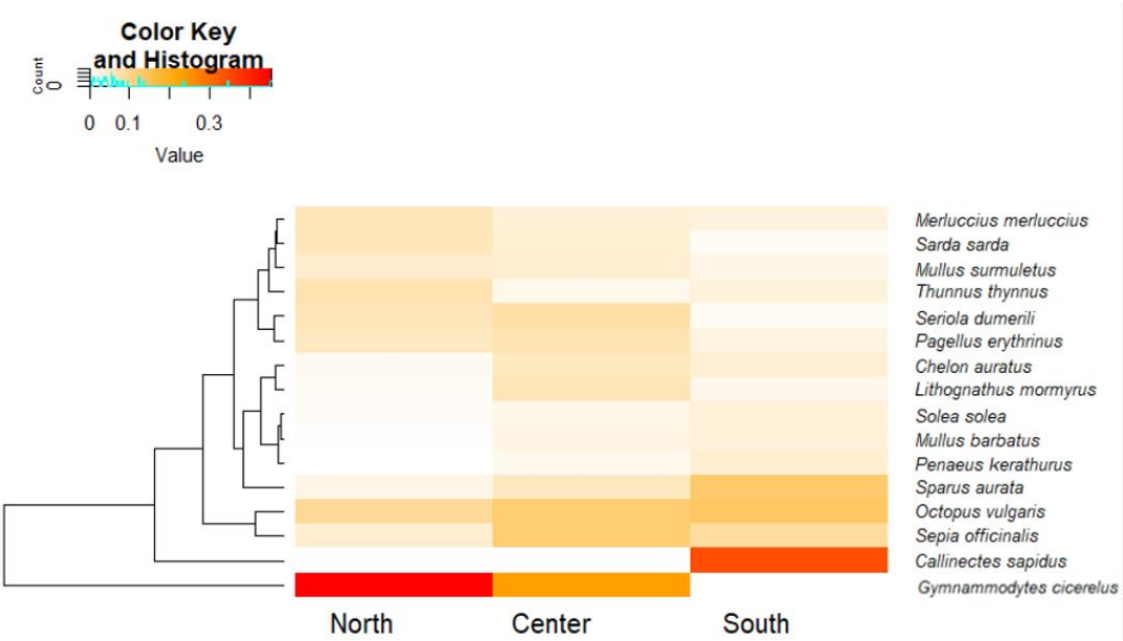


Figura 5. Mapa de calor de las especies que representan el 70% de la captura en artes menores, mostrando la distribución de la captura por área. El dendrograma a la izquierda agrupa las especies con proporciones de peso similares entre áreas.

El análisis de clúster revela tres grupos principales: uno formado por *Gymnammodytes cicerelus*, otro por *Callinectes sapidus* y un tercer grupo que agrupa a *Sepia officinalis* y *Octopus vulgaris*. Las demás especies, con menor proporción de captura, se agrupan en un último clúster.

En el palangre de superfície (figura 6), se observa que en la zona norte la captura se concentra principalmente en *Xiphias gladius*. En la zona central, las capturas se distribuyen más equitativamente entre *Xiphias gladius*, *Thunnus alalunga* y *Thunnus thynnus*. En la zona sur, *Xiphias gladius* sigue siendo la especie predominante, seguida por una proporción similar entre *Thunnus alalunga* y *Euthynnus alletteratus*.

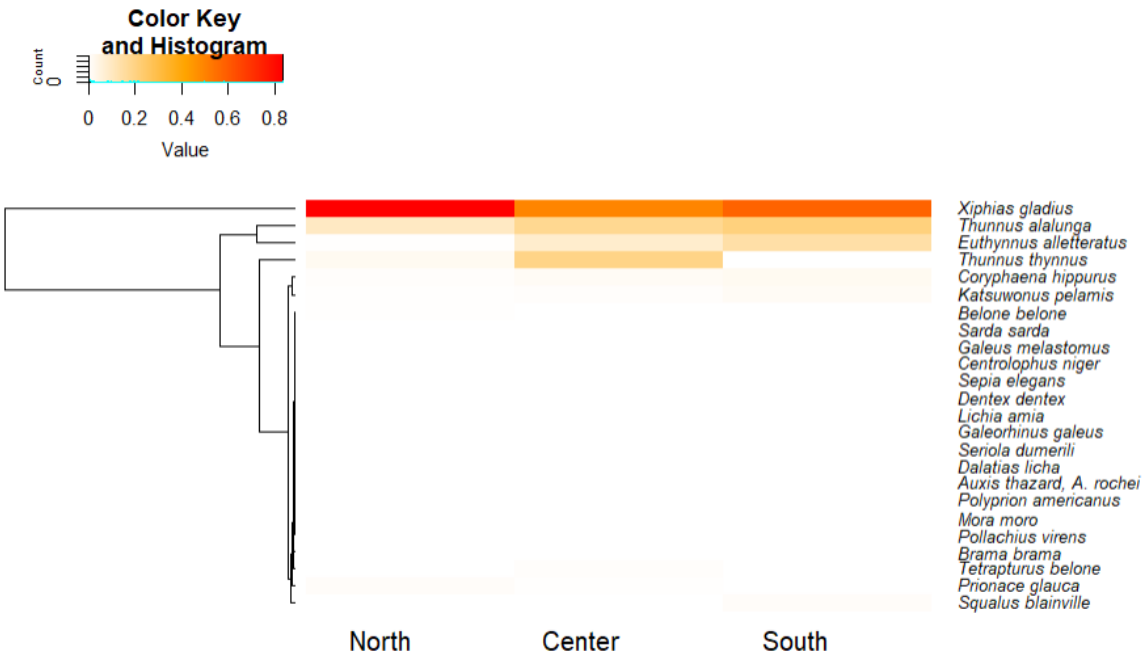


Figura 6. Mapa de calor de las especies que representan el 100% de la captura en la modalidad de palangre de superficie, mostrando la distribución de la captura por área. El dendrograma a la izquierda agrupa las especies con proporciones de peso similares entre áreas.

El dendrograma resultante revela la formación de cuatro grupos principales: *Xiphias gladius* y *Thunnus thynnus* forman dos grupos separados, mientras que *Euthynnus alletteratus* y *Thunnus alalunga* se agrupan en un tercer clúster. El resto de especies, con menor proporción de captura, forman un cuarto grupo.

El presente estudio, teniendo en cuenta todos los *heatmaps* trabajados, revela que tanto el palangre de superficie como la pesca recreativa desde embarcación capturan especies similares, destacando particularmente *Thunnus alalunga* (atún albacora) y *Euthynnus alletteratus* (bonito del Atlántico). Estos hallazgos coinciden con estudios previos que señalan que dichas especies se encuentran en las capas superficiales del océano, lo que las convierte en objetivos prioritarios para estas técnicas debido a su comportamiento migratorio (Ward et al., 2006). El palangre de superficie, al abarcar grandes áreas y profundidades variables, es particularmente adecuado

para capturar especies pelágicas, mientras que la pesca recreativa desde embarcación también se orienta hacia estas especies.

Por otro lado, tanto la pesca con artes menores como la pesca submarina comparten especies objetivo, como *Octopus vulgaris* (pulpo común) y *Sparus aurata* (dorada), las cuales habitan en zonas accesibles para ambos métodos de pesca (Pavlowich & Kapuscinski, 2017). Estas especies tienen un alto valor económico en los mercados, y su demanda garantiza que permanezcan como objetivos principales (Assis et al., 2018). El comportamiento territorial y relativamente sedentario de *O. vulgaris* y *S. aurata* las hace adecuadas para la captura mediante estas modalidades (Lloret et al., 2013).

Así pues, la pesca submarina, destaca la captura selectiva de *Epinephelus marginatus* (mero) y *Dentex dentex* (dentón común), especies que habitan en aguas claras y poco profundas, lo que facilita su acceso a los pescadores (Lloret et al., 2020; Font, Lloret, & Piante, 2012). Durante el otoño, *Seriola dumerili* (pez limón) es capturada mediante diversas modalidades de pesca (desde costa, embarcación, arpón y artes menores).

Existen casos particulares, como el del *Callinectes sapidus* (cangrejo azul) y el *Gymnammodytes cicerelus* (sonso), que son especies sujetas a captura exclusiva en artes menores y están reguladas por comités de cogestión específicos. En el caso del *C. sapidus*, su pesca está regulada por el *Comitè de Cogestió del Cranc Blau*, mientras que la del *G.cicerelus* es gestionada por el *Comitè de Cogestió del Sonso*. Estos comités se encargan de implementar medidas que aseguren la sostenibilidad y el adecuado manejo de estas especies.

En lo que respecta a *Sparus aurata*, esta especie es principalmente capturada por la pesca en artes menores en las zonas del sur de Cataluña, mientras que los pescadores recreativos la capturan en distintas zonas de la costa durante todo el año. Un patrón similar se observa para *Dicentrarchus labrax* (lubina) en las modalidades PMR, aunque esta última es menos común en los meses cálidos y predomina en la zona sur. Para *Thunnus thynnus* (atún rojo), en la PMR solo está permitida la captura y liberación (Boletín Oficial del Estado, 2024), por lo que su frecuente aparición en las capturas recreativas no implica la extracción de la especie.

Los cefalópodos como *Octopus vulgaris* y *Sepia officinalis* son capturados mediante diversas modalidades de pesca tanto por pesca comercial como por pesca recreativa (i. e. desde costa, embarcación y pesca artesanal). En el caso de *Sepia officinalis*, las capturas son más comunes en invierno y primavera, aunque también se registran capturas recreativas en otoño. La estacionalidad observada en las capturas de cefalópodos está relacionada con sus ciclos de vida y patrones reproductivos (Katsanevakis & Verriopoulos, 2006).

Finalmente, *Diplodus sargus* (sargo) es objetivo principal de los pescadores recreativos, pero no tanto de los comerciales. Su presencia en áreas costeras accesibles facilita su captura recreativa (Lloret & Font, 2013; Hussein et al., 2011). El comportamiento de esta especie, que incluye la formación de bancos y su respuesta positiva al cebo, lo hace especialmente atractivo para la pesca recreativa (Casadevall et al., 2020; Gordoa & Dimitriadis, 2012).

De acuerdo con Llompart et al. (2017), comprender la dinámica entre la pesca recreativa y comercial es fundamental para mitigar los conflictos actuales. La cooperación en la gestión pesquera, a través de comités de cogestión, es una vía clave para abordar esta situación. Este estudio representa un primer paso hacia un análisis exhaustivo de las interacciones entre estos dos sectores en Cataluña, incluyendo la evaluación de los stocks de especies clave.

Conlusiones

Como futuras líneas de investigación se sugiere iniciar una evaluación de los stocks de las especies más capturadas en las modalidades de pesca comercial y recreativa, destacando *Octopus vulgaris*, *Sepia officinalis*, *Sparus aurata*, *Euthynnus alletteratus*, *Thunnus alalunga* y *Seriola dumerili*. Aunque este trabajo no genera un impacto directo en la comunidad pesquera, se continuará avanzando en esta dirección para mejorar el conocimiento de las pesquerías en la costa catalana. Todos los resultados obtenidos serán presentados a los comités de cogestión para su discusión y validación por parte de pescadores y administración.

Bibliografía

Agencia Estatal Boletín Oficial del Estado. (2006). Orden ARM/2521/2006, de 27 de julio, por la que se establecen las condiciones para la pesca del pez espada en el mar Mediterráneo. *Boletín Oficial del Estado*, 182, 28259-28262.

Assis, C. A., Pita, C., & Teixeira, C. M. (2018). The role of markets and auctioning in the economic sustainability of small-scale fisheries. *Fisheries Research, 208*, 253-260.

Arostegui, M. C., Coleman, R. R., McPhee-Shaw, E. E., Miller, J. A., Hamilton, S. L., & Lowe, C. G. (2021). Global participation in marine recreational fisheries. *Fish and Fisheries, 22*(5), 944-957.

Boletín Oficial del Estado. (2024). Regulación de la captura y liberación del atún rojo en la pesca recreativa. *Boletín Oficial del Estado*.

Cardinale, M., Chato Osio, G., & Scarcella, G. (2010). Stock assessment and conservation measures for *Callinectes sapidus* in the Adriatic Sea. *Fisheries Research, 102*(1), 1-8.

Casadevall, M., Pujol, J., & Gordoa, A. (2020). Fishing dynamics of *Diplodus sargus* in coastal Mediterranean areas: A recreational perspective. *Marine Ecology Progress Series, 642*, 157-167.

Coll, M., Carreras, G., Cornax, M. J., Massutí, E., Morote, E., Pastor, X., Quetglas, A., Sáez, R., Silva, L., & Tudela, S. (2015). The impact of small-scale fisheries on marine ecosystems: Implications for conservation and management. *Marine Policy, 52*, 148-157.

Comisión Europea. (2019). *The Common Fisheries Policy (CFP)*. https://ec.europa.eu/fisheries/cfp_en

Comisión Europea. (2020). *Towards more sustainable fisheries: A European vision*. https://ec.europa.eu/fisheries/towards-sustainable-fisheries_en

Cooke, S. J., & Cowx, I. G. (2005). The role of recreational fishing in global fish crises. *BioScience, 55*(12), 1041-1051.

FAO. (2015). *Small-scale fisheries: Guidelines for sustainable development*. Food and Agriculture Organization of the United Nations.

FAO. (2016). *The state of Mediterranean fisheries*. Food and Agriculture Organization of the United Nations.

FAO. (2020). *Sustainable fisheries and aquaculture for food security and nutrition*. Food and Agriculture Organization of the United Nations.

Font, T., Lloret, J., & Piante, C. (2012). Selective fishing by spearfishing activities in Mediterranean coastal areas. *Marine Policy, 36*(5), 1173-1180.

Generalitat de Catalunya. (2021). *Plan de gestión pesquera en Cataluña*. https://govern.cat/gov/temes/20/plan-gestion-pesquera

Generalitat de Catalunya. (n.d.). Gestión del cangrejo azul en la región de Terres de l'Ebre. *Generalitat de Catalunya*.

Gordoa, A., & Dimitriadis, C. (2012). Fish behavior during recreational fishing and its implications for catchability in *Diplodus sargus*. *Fisheries Management and Ecology, 19*(6), 518-528.

Hyder, K., Radford, Z., Prellezo, R., Weltersbach, M. S., Lewin, W. C., Ferter, K., & Strehlow, H. V. (2020). Recreational sea fishing in Europe: Participation rates, fishing effort, and economic value. *ICES Journal of Marine Science, 77*(3), 974-986.

Hussein, M. A., Casadevall, M., & Lloret, J. (2011). The role of environmental factors in the distribution of *Diplodus sargus* in the western Mediterranean. *Journal of Fish Biology, 79*(4), 1203-1212.

Katsanevakis, S., & Verriopoulos, G. (2006). Seasonal population dynamics and reproduction of *Sepia officinalis* in a coastal area of the eastern Mediterranean. *Marine Ecology Progress Series, 313*, 35-44.

Llompart, X., Casal, M., Gordoa, A., & Lloret, J. (2017). Dynamics of interaction between recreational and commercial fishing in the western Mediterranean Sea. *Fisheries Management and Ecology, 24*(3), 187-196.

Lloret, J., & Font, T. (2013). Challenges in managing small-scale fisheries and marine recreational fisheries in the Mediterranean. *Marine Policy, 39*, 55-63.

Lloret, J., Muñoz, M., & Casadevall, M. (2020). Selectivity and effects of spearfishing on coastal fish populations: A Mediterranean case study. *ICES Journal of Marine Science, 77*(1), 91-100.

Lloret, J., Zaragoza, N., Caballero, D., & Font, T. (2019). Economic and social importance of recreational shore angling in Catalonia. *Ocean & Coastal Management, 181*, 104911.

Macias, D., Gómez-Vives, M. J., Báez, J. C., Real, R., & García-Barcelona, S. (2019). Bycatch mitigation in Mediterranean longline fisheries targeting swordfish and tuna. *Fisheries Research, 212*, 92-99.

McPhee, D. P., Leadbitter, D., & Skilleter, G. A. (2002). Swallowing the bait: Is recreational fishing in Australia ecologically sustainable? *Pacific Conservation Biology, 8*(1), 40-51.

Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. (2021). *Informe anual de la pesca en España*. https://www.mapa.gob.es/es/pesca/

Morato, T., Guénette, S., & Pitcher, T. J. (2002). Fisheries impacts on the high seas: Evaluating the effectiveness of management in oceanic systems. *Fisheries Research, 58*(1), 51-60.

Pavlowich, T., & Kapuscinski, A. R. (2017). Small-scale fisheries and the potential for cooperative management: A case study from the Yucatán Peninsula. *Marine Policy, 85*, 189-197.

Sley, A., Batel, A., Arbel, R., & Benayahu, Y. (2016). Seasonal changes in the diet and feeding behavior of *Seriola dumerili* in the eastern Mediterranean. *Fisheries Research, 181*, 121-129.

Ward, P., Myers, R. A., & Blanchard, W. (2006). Fish migration in the open ocean: Atlantic albacore and bluefin tuna. *Science, 314*(5799), 1144-1147.

El calentamiento global promueve la expansión de un recurso pesquero demersal del Mediterráneo occidental

Cristina González-Andrés[1], Eduardo Ramírez-Romero[2], Beatriz Guijarro[1], and Enric Massutí[1]

[1]Centre Oceanogràfic de les Balears (IEO- CSIC)
[2]Instituto de Ciencias Marinas de Andalucía, (ICMAN-CSIC)

Resumen

El cambio climático está afectando a los ecosistemas marinos, alterando la distribución y abundancia de organismos, con implicaciones para la pesca. Esta reorganización inducida por el calentamiento global en la abundancia de especies, podría traer amenazas y oportunidades para la pesca, pero necesita ser evaluada para promover acciones efectivas y fomentar la resiliencia. En este estudio se analizan los patrones de densidad y distribución de la gamba blanca (*Parapenaeus longirostris*), y se identifican los principales factores ambientales que configuran su hábitat a lo largo del Mediterráneo occidental (Península Ibérica e Islas Baleares) durante el período 2001-2020. Se utilizaron modelos de distribución espacial, simultáneamente con un conjunto de cuatro Modelos Climáticos Regionales (RCMs), para proyectar la densidad de esta especie durante el próximo siglo, bajo dos escenarios climáticos (RCP4.5 y RCP8.5). La batimetría y la temperatura del fondo marino son los principales factores que influyen en la densidad de la especie, lo que conllevó su expansión hacia el norte durante las últimas dos décadas. Las proyecciones realizadas a lo largo de todo el siglo XXI mostraron un aumento en su distribución, y especialmente densidad, en toda el área, resultado del efecto del calentamiento global. En consecuencia, el período más distante (es decir, el decenio de 2100) y el escenario más cálido (RCP 8,5) presentaron las mayores densidades y la menor variabilidad interna del conjunto. En este estudio también se ha realizado una evaluación de incertidumbres, utilizando un conjunto de RCMs, lo que permite aportar información contrastada y un asesoramiento científico sólido para la gestión pesquera.

Palabras clave: Modelo climático regional, Recursos pesqueros demersales, Cambio climático, Resiliencia, *Parapenaeus longirostris*

Introducción

Las especies marinas se distribuyen espacialmente en función de sus preferencias de hábitat, con una influencia generalizada de los procesos oceanográficos y las condiciones ambientales en la abundancia y distribución de sus poblaciones (Orio et al., 2019). Ampliar el conocimiento sobre las preferencias de hábitat es especialmente relevante en el contexto actual de cambio global, ya que el calentamiento del agua, la contaminación y la sobrepesca están alterando la estructura y la función de los ecosistemas marinos (Barange et al., 2010). Los modelos de distribución de especies (SDM), combinados con proyecciones de cambio climático, son una herramienta óptima para evaluar la respuesta de las especies en el futuro. La especie objetivo de este estudio es la gamba blanca (*Parapenaeus longirostris)*, un crustáceo decápodo de amplia distribución geográfica que habita entre 100 y 400 m de profundidad (Fortibuoni et al., 2010).

La gamba blanca es un recurso pesquero clave en el Mediterráneo, debido a su alto valor económico (Guijarro et al., 2009).

Este estudio analiza las tendencias recientes en la distribución de la gamba blanca a lo largo del Mediterráneo occidental para proyectar su hábitat potencial futuro y densidad durante el siglo XXI. En primer lugar, estudiamos los impulsores ambientales de la presencia y abundancia de esta especie para explicar las tendencias recientes. Para ello se urilizó modelos de regresión del hábitat parametrizados con observaciones in situ combinados con datos oceanográficos. Luego, los modelos de hábitat se acoplaron a un conjunto de proyecciones de modelos climáticos regionales para las décadas medias y finales del presente siglo, para proyectar la distribución y densidad de las especies y evaluar la robustez de las predicciones e incertidumbres derivadas del proceso de proyección.

Material y métodos

Se han seguido los siguientes pasos: (i) exploración de las tendencias recientes en el rango de distribución y abundancia de la especie, con datos independientes de la pesca (campañas de investigación oceanográfica); (ii) evaluación de las preferencias de hábitat de la especie, utilizando un conjunto apriorístico de variables ambientales como predictores potenciales; (iii) modelización de la influencia del medio ambiente en su ocurrencia y abundancia; (iv) proyección de su distribución y densidad para las décadas de mediados y finales del siglo XXI, utilizando simultáneamente los principales factores explicativos y un conjunto de simulaciones con diferentes escenarios de concentración de gases de efecto invernadero adoptados por el Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC); y (v) cálculo de la robustez de las proyecciones.

Datos biológicos: abundancia y distribución

Los datos independientes de la pesca proceden de las campañas de investigación MEDITS, realizadas anualmente en mayo-septiembre a lo largo de la costa septentrional del Mediterráneo. Los datos utilizados abarcaron el periodo 2001-2020, el rango de profundidad de 40-800 m y las Subáreas Geográficas (GSAs) 1, 2, 5 y 6, establecidas por la Comisión General de Pesca del Mediterráneo (CGPM). Se utilizaron datos de densidad estandarizada (individuos/km2) y se agregaron en una cuadrícula de 0,1x0,1º (aproximadamente 100 km2) y se calculó la proporción de presencia y abundancia de la especie por celda y año.

Datos ambientales y proyecciones de cambio climático

Se seleccionaron nueve variables ambientales consideradas como potenciales predictores en la distribución de las especies marinas y se promediaron para la temporada de primavera-verano y se hicieron coincidir con la misma resolución espacial de 0,1x0,1º utilizada para los datos biológicos.

Para describir las posibles condiciones futuras en el Mediterráneo occidental, se recopiló un conjunto de simulaciones, a partir de cuatro modelos climáticos regionales (RCM) de escala

reducida, para los escenarios (RCPs 4.5 y 8.5, que representan concentraciones de gas moderadas y altas, respectivamente. Todos los resultados de las simulaciones se interpolaron a la misma cuadrícula (0,1x0,1º) y batimetría. Se extrajeron los valores climatológicos correspondientes a mayo-septiembre y se promediaron para 2006-2020 (presente, que representa las condiciones actuales), mediados del siglo XXI (2040-2050, codificado como 2050s) y finales del siglo XXI (2090-2100, codificado como 2100s).

Análisis estadístico

Para evitar sobreajuste y reducir la correlación y colinealidad entre variables ambientales, se estimaron los valores de correlación (Pearson; r>0,7) y el factor de inflación de la varianza (VIF). El modelado de la distribución espacial se realizó mediante modelos aditivos generalizados (GAM): (i) un modelo binomial (presencia/ausencia); y (ii) un modelo de abundancia (truncado; todos los ceros excluidos). Se seleccionó el mejor modelo en base al Criterio de Información de Akaike (AIC), el estimador de riesgo insesgado (UBRE), la significancia de las variables explicativas y la desviación explicada más alta. Estos dos modelos se combinaron multiplicando las predicciones de ambos pasos, para obtener el modelo de hábitat predictivo final.

La evaluación del modelo predictivo de densidad, se llevó a cabo en dos fases: (i) para el modelo de ocurrencia y abundancia, se analizó la correlación entre la ocurrencia y la abundancia predicha y observada, mediante el coeficiente de correlación de Pearson (r); y (ii) para el modelo binomial se utilizó el área bajo la curva operativa del receptor (AUC; Elith et al., 2006), y la especificidad, sensibilidad y el True Skill Statistic (TSS; Allouche et al., 2006).

La estructura espacial de las proyecciones derivadas de los modelos de ocurrencia en las tres ventanas temporales (presente, 2050s y 2100s) y los dos diferentes escenarios de calentamiento (RCP4.5 y RCP8.5), se compararon mediante estadísticas de similitud (Warren et al., 2008). Además, comparamos mapas de abundancia y densidad, utilizando correlaciones espaciales de Pearson con la función “corLocal”.

Resultados

Tendencias recientes de distribución y densidad

El análisis de los datos MEDITS durante el período 2001-2021, mostró que al inicio la presencia de gamba blanca se limitaba principalmente a la parte más meridional del área de estudio. Sin embargo, a lo largo de este período se observó una tendencia a aumentar la densidad, en las áreas central y más septentrional (GSA 6) y, de forma notable, alrededor de las Islas Baleares (Fig. 1).

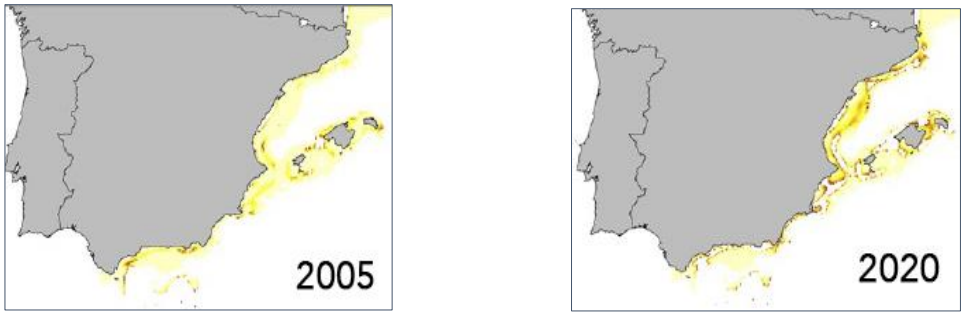


Figura 1. Mapa de predicción de la probabilidad de abundancia de gamba blanca (*Parapenaeus longirostris*) a lo largo del Mediterráneo occidental en los años cuarto (2005) y último (2020) de la serie temporal analizada.

Factores ambientales y modelos de distribución de habitat

La batimetría, la SBT y el componente espacial (interacción latitud-longitud) fueron los principales factores de ocurrencia y abundancia de amba blanca, con las mayores desviaciones explicadas (46.3 y 50%, respectivamente). La capacidad predictiva del modelo de ocurrencia y abundancia fué óptimo y la autocorrelación espacial de los residuos en los modelos finales, muestra ausencia de autocorrelación espacial.

La respuesta de las funciones de los modelos GAMs mostraron valores máximos de ocurrencia y abundancia entre 200 y 500 m de profundidad. En cuanto al SBT, estos modelos mostraron respuestas lineales positivas, aumentando la probabilidad con valores más altos de SBT, particularmente a partir de 15,5ºC. En los mapas predictivos se observa un gradiente creciente hacia el norte, a lo largo del Mediterráneo noroccidental (Fig. 1), principalmente debido al SBT (Fig. 2). Los patrones de SBT coincidieron con el cambio de distribución de la gamba blanca (Fig. 2). Durante las últimas décadas (2001-2020), el área más meridional (GSA 1) fue la más cálida, pero las áreas central y norte (GSA 5 y 6) presentaron las tendencias de calentamiento lineal más altas (Fig. 2).

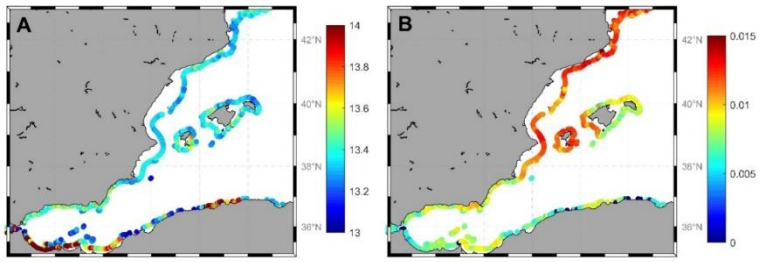


Figura 2. Valores climatológicos de la Temperatura del Fondo Marino (SBT; ºC) a 200 m de profundidad (A), correspondientes a las condiciones durante las últimas décadas (2001-2020) y tendencias lineales (B; $p<0,05$), estimadas para la serie local de SBT (pendiente; ºC*año^{-1}).

Proyecciones

Se espera que la gamba blanca incremente su área de distribución, con una expansión del 50 al 60% del área ocupada. Además, las densidades proyectadas mostraron un aumento para ambos RCP (Figs. 3 y 4). Este aumento de densidad se observa en casi toda el área de estudio, pero es más marcado en la parte central y la más septentrional (GSAs 5 y 6). En cuanto a la robustez de estos pronósticos, en general las estadísticas de similitud destacaron un buen nivel de superposición en las predicciones de ocurrencia de los dos conjuntos de datos (D de Schoener y el índice de Warren variaron de 0,87 a 0,99 para los escenarios RCP4.5 y RCP8.5). En los mapas de abundancia y densidad, las correlaciones espaciales también indicaron una alta similitud.

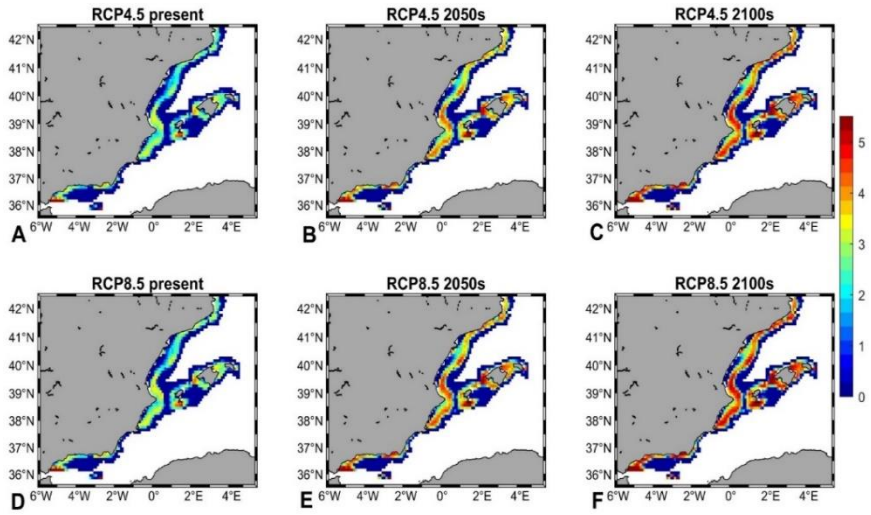


Figura 3. Proyecciones de la densidad (individuos/Km^{-2}) de gamba blanca (*Parapenaeus longirostris*) durante el presente (2006-2020) y el futuro (2050s: 2040-205; 2100s: 2090-2100),

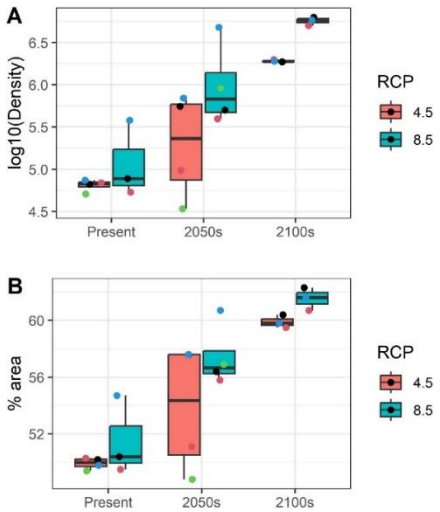


Figura 4. (A) Densidad de gamba blanca (*Parapenaeus longirostris*), en individuos/Km^{-2}; y (B) porcentaje de área ocupada, pronosticada para cada miembro del conjunto de proyecciones

durante el presente y el futuro (2050s: 2040-2050; 2100s: 2090-2100), bajo diferentes escenarios de concentración de gases de efecto invernadero adoptados por el Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático (IPCC): RCP4.5 y RCP8.5.

Discusión

El Mediterráneo es un punto crítico del cambio climático (Tuel y Eltahir, 2020) y se espera una alta sensibilidad al forzamiento climático en esta cuenca. Los RCM permiten capturar los cambios oceanográficos señalando en estudios previos que la temperatura del agua en las capas intermedias (150 y 600 metros) del Mediterráneo occidental, aumente en 1,32 ± 0,16 ºC bajo el escenario RCP4.5 y en 2,23 ± 0,42 ºC bajo el escenario RCP8.5 (Soto-Navarro et al., 2020).

La respuesta lineal positiva de la gamba blanca al SBT modelada en este estudio, muestra que la especie está siendo beneficiada, en términos de abundancia y densidad, por el calentamiento de las aguas del Mediterráneo occidental durante las últimas décadas.
La progresión del calentamiento a lo largo del Mediterráneo puede alterar ampliamente la disponibilidad de recursos pesqueros (Ben Lamine et al., 2022), emergiendo como un factor esencial para la evaluación y gestión de las pesquerías. Comprender los cambios a medio y largo plazo en los ecosistemas marinos, permite proponer estrategias de adaptación, para minimizar los impactos del cambio climático y regular el esfuerzo pesquero. En este contexto, los resultados actuales son aún más cruciales, considerando que la gamba blanca es una de las seis especies objetivo del Reglamento (UE) 2019/1022 del Parlamento Europeo y del Consejo, que tiene como objetivo gestionar de manera sostenible las poblaciones demersales en el Mediterráneo occidental. La implementación de este plan plurianual está llevando a una reducción de hasta el 40% en los días de pesca de la flota de arrastre de fondo durante los últimos años. Una reducción que, a la vista de nuestros resultados, no estaría justificada en el caso de esta especie.

En conclusión, este estudio mejora la comprensión de las preferencias de hábitat y la distribución actual y futura de una de las especies demersales más relevantes del Mediterráneo occidental. Nuestros resultados indican una expansión hacia el norte y un aumento de la densidad de la gamba blanca, inflenciados principalmente por la tendencia de calentamiento del agua del fondo marino. Estos resultados son fundamentales para desarrollar estrategias de gestión pesquera eficaces ante el calentamiento global y conseguir la sostenibilidad de este recurso pesquero. El uso del RCM ha demostrado ser ventajoso para proporcionar proyecciones sólidas y ecológicamente interpretables, lo que en última instancia contribuye a un mejor asesoramiento científico para la planificación pesquera, adaptada a los cambios ambientales causados por el calentamiento global.

Referencias

Abelló, P., Abella, Á., Adamidou, A., Jukic-Peladic, S., Maiorano, P., and Spedicato, M. T. (2002). Geographical patterns in abundance and population structure of *Nephrops norvegicus* and *Parapenaeus longirostris* (Crustacea: Decapoda) along the European Mediterranean coasts. Sci Mar 66, 125. doi: 10.3989/scimar.2002.66s2125

Allouche, O., Tsoar, A., and Kadmon, R. (2006). Assessing the accuracy of species distribution models: prevalence, kappa and the true skill statistic (TSS). Journal of Applied Ecology 43, 1223–1232. doi: 10.1111/j.1365-2664.2006.01214.x

Barange, M., Field, J. G., Harris, R. P., Hofmann, E. E., Perry, R. I., and Werner, F. eds. (2010). Marine Ecosystems and Global Change. Oxford University Press. doi: 10.1093/acprof:oso/9780199558025.001.0001

Ben Lamine, E., Schickele, A., Goberville, E., Beaugrand, G., Allemand, D., and Raybaud, V. (2022). Expected contraction in the distribution ranges of demersal fish of high economic value in the Mediterranean and European Seas. Sci Rep 12, 10150. doi: 10.1038/s41598-022-14151-8

Elith, J., H. Graham, C., P. Anderson, R., Dudík, M., Ferrier, S., Guisan, A., et al. (2006). Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. Ecography 29, 129–151. doi: 10.1111/j.2006.0906-7590.04596.x

Fortibuoni, T., Bahri, T., Camilleri, M., Gristina, M., Garofalo, G., and Fiorentino, F. (2010). Nursery and Spawning Areas of Deep-water Rose Shrimp, *Parapenaeus longirostris* (Decapoda: Penaeidae), in the Strait of Sicily (Central Mediterranean Sea). Journal of Crustacean Biology 30, 167–174. doi: 10.1651/09-3167.1

Guijarro, B., Massutí, E., Moranta, J., and Cartes, J. E. (2009). Short spatio-temporal variations in the population dynamics and biology of the deep-water rose shrimp *Parapenaeus longirostris* (Decapoda: Crustacea) in the western Mediterranean. Sci Mar 73, 183–197. doi: 10.3989/scimar.2009.73n1183

Lopez, J., Alvarez-Berastegui, D., Soto, M., and Murua, H. (2020). Using fisheries data to model the oceanic habitats of juvenile silky shark (*Carcharhinus falciformis)* in the tropical eastern Atlantic Ocean. Biodivers Conserv 29, 2377–2397. doi: 10.1007/s10531-020-01979-7

Orio, A., Bergström, U., Florin, A. B., Lehmann, A., Šics, I., and Casini, M. (2019). Spatial contraction of demersal fish populations in a large marine ecosystem. J Biogeogr 46, 633–645. Available at: https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/jbi.13510 (Accessed May 12, 2023).

Soto-Navarro, J., Jordá, G., Amores, A., Cabos, W., Somot, S., Sevault, F., et al. (2020). Evolution of Mediterranean Sea water properties under climate change scenarios in the Med-CORDEX ensemble. Clim Dyn 54, 2135–2165. doi: 10.1007/s00382-019-05105-4

Spedicato, M. T., Massutí, E., Mérigot, B., Tserpes, G., Jadaud, A., and Relini, G. (2019). The MEDITS trawl survey specifications in an ecosystem approach to fishery management. Sci. Mar 83, 9–20. doi: 10.3989/scimar.04915.11X

Tuel, A., and Eltahir, E. A. B. (2020). Why Is the Mediterranean a Climate Change Hot Spot? J Clim 33, 5829–5843. doi: 10.1175/JCLI-D-19-0910.1

Warren, D. L., Glor, R. E., and Turelli, M. (2008). Environmental niche equivalency versus conservatism: Quantitative approaches to niche evolution. Evolution (N Y) 62, 2868–2883. doi: 10.1111/j.1558-5646.2008.00482.

¿Gestión pesquera eficiente? Maximizando la protección de los hábitats minimizando los impactos en el sector pesquero

Antonio Punzón, José Manuel González-Irusta, Sandra Mallol, Pablo Martín-Sosa, José Miguel Serna-Quintero, Eva Velasco, Marina Delgado, Paz Sampedro y Elena Barcala

Introducción

La identificación y cuantificación de los efectos de los artes de pesca de fondo, más en concreto los artes fijos típicos de las pesquerías artesanales, en los hábitats bentónicos es esencial ya que de ello depende en gran medida los planes de gestión que se desarrollen para la futura Red de Áreas Marinas Protegidas de España (RAMPE). Sin embargo, la mayoría de los estudios que se han realizado hasta el momento se han centrado en el tipo de arte de arrastre, su funcionamiento e impactos. Como consecuencia de estos trabajos se han descrito numerosas metodologías para cuantificar espacialmente la intensidad de la pesca respecto al impacto generado sobre los hábitats y de indicadores para evaluar la calidad de los hábitats en relación a la presión del arrastre (González-Irusta et al., 2018; Pitcher et al., 2022; Serrano et al., 2022). Sin embargo, para el resto de artes de pesca demersal como son palangre, enmalle o nasas, aunque se sabe que su impacto sobre el fondo es menor (Duran et al., 2011; Grabowski et al., 2014; Pham et al., 2014; Dias et al., 2020; Belchier et al, 2022), se echa en falta el desarrollo de estudios enfocados en la descripción de los impactos que el uso de estos tipos de aparejo pueden suponer para los hábitats. Dentro del proyecto ESMARES, INTEMARES, IMPALHA 1 y 2 y BIODIV A11, se ha prestado especial atención a este tipo de aparejos.

El riesgo de que una actividad humana cause un impacto depende de 3 componentes: la vulnerabilidad, la exposición y las amenazas. La vulnerabilidad de una especie o hábitat viene determinada por la coincidencia espacio-temporal con la presión humana. Esta vulnerabilidad puede verse alterada por amenazas que cambien la relación entre la especie y/o hábitat y la presión. Por ejemplo, un cambio legislativo puede provocar un desplazamiento de la actividad pesquera hacia otro espacio donde no estaba y por lo tanto un hábitat que no estaba expuesto pase a estarlo; o que un cambio en las condiciones ambientales (como pueden ser los asociados al Cambio Climático) incremente la sensibilidad del hábitat o la especie a la presión.

En este estudio partimos de la hipótesis de que la coexistencia espacial entre una actividad pesquera y un hábitat bentónico causa un impacto en el hábitat que lo degrada. En la Ilustración 1 se representa el diseño conceptual en el que se han apoyado los diseños experimentales para estudiar el impacto de los artes de pesca de fondo sobre los hábitats. Para poder identificar el impacto, el primer paso será conocer la distribución espacial de la presión pesquera y el hábitat bentónico, e identificar de ese modo si el hábitat está expuesto y si es sensible a la presión. Entendemos como sensibilidad el grado en el que un hábitat se ve afectado de forma negativa o positiva por una presión concreta. Normalmente se utilizan índices de sensibilidad construidos en base a una o varias características del hábitat, especie o población en relación a los distintos niveles de presión. Analizando esta información, se construye un indicador que permite decir, en este caso, a partir de qué nivel de presión pesquera (esfuerzo o similares) el hábitat está adversamente afectado. Esto permite obtener el impacto potencial, que puede disminuir o amortiguarse aplicando estrategias de mitigación o de adaptación, por ejemplo, modificando los aparejos de pesca para reducir el impacto. Este proceso permite conocer la vulnerabilidad que

junto con el grado de exposición permite determinar el Riesgo al que se ve sometido un hábitat bentónico en una zona concreta.

Por lo tanto, el objetivo fundamental del desarrollo de un plan de gestión es la aplicación de estrategias que maximicen la protección de los hábitats minimizando el impacto sobre actividades sociales y económicas esenciales para las comunidades principalmente locales. Minimizar estos efectos en las actividades pesqueras, y sobre todo en las pesquerías locales, resulta interesante por distintos motivos, destacando: garantizar la seguridad alimentaria, la vertebración y la estabilidad de la población en núcleos costeros pequeños, la conservación del acervo cultural y la reducción de la huella de carbono (en comparación con otras pesquerías como las de aguas exteriores u oceánicas).

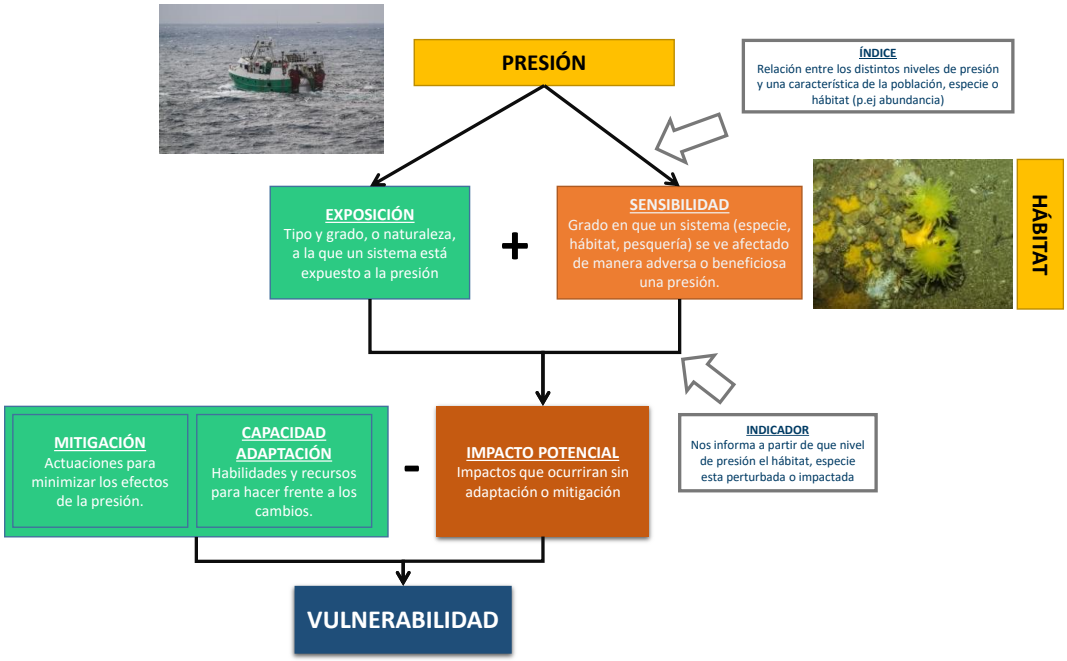


Ilustración 1. Diseño conceptual del desarrollo de la acción.

En este trabajo, basándonos en el diseño y estructura realizado para la evaluación de la vulnerabilidad de los hábitats bentónicos del LIC del Seco de los Olivos y desarrollo de la base científica para el futuro plan de gestión (De la Torriente et al, 2022), hemos analizado la vulnerabilidad de los hábitats vulnerables del LIC del Sistema de Cañones de Avilés la presión pesquera de enmalle y palangre de fondo. Para lo que hemos obtenido la sensibilidad de los hábitats bentónicos a estas presiones y su grado de perturbación en función de la intensidad de la presión.

Material y Métodos

El Sistema de Cañones Submarinos de Avilés se localiza en el margen continental del norte de la península ibérica, frente a la costa occidental de Asturias, concretamente entre las localidades de Luarca y Gijón. Una caracterización ambiental, geomorfológica, ecológica y de las presiones antrópicas se pueden leer en: Sánchez et al. (2014); Gómez-Ballesteros, et al., (2014); Punzón et

al. (2016); Modica et al. (2022); Rodríguez-Basalo et al. (2022). Es una zona con una actividad pesquera muy intensa, y que hasta la entrada en la UE estuvo en continuo crecimiento (Punzón et al., 2020). En la zona de estudio se trabaja fundamentalmente con 4 tipos de pesca demersal (Puente, 1993; Punzón et al., 2000; Castro et al., 2010; Punzón et al., 2010; Punzón et al., 2011): arrastre con puertas y a la pareja; enmalle, en el que se utilizan principalmente las artes de pesca de volanta, beta, rasco y trasmallo; anzuelos, en la que podemos destacar el pincho y el palangre de fondo; y las nasas o trampas.

La distribución espacial del esfuerzo de la flota industrial se ha analizado utilizando la información de los libros de pesca y de los VMS entre 2009 y 2020. Los libros de pesca se utilizaron para la asignación de artes de pesca y pesquerías (previamente identificadas) a la información procedente de los VMS. La información de libros de pesca corresponde al periodo 2009-2020 para todo el mar Cantábrico (VIIIc ICES Division), y fueron utilizados para la identificación de artes de pesca y tácticas pesqueras. En Punzón et al (2016) y Fernández-Arcaya et al (2024) se describe el procesado de los VMS hasta obtener la distribución espacial de las pesquerías.

Se han realizado dos campañas de investigación: CANAVIS18 utilizando los gradientes de presión del palangre y el enmalle en la zona de estudio se analizó los efectos sobre los hábitats bentónicos; CABEFAF19 se realizó un experimento BACI (*Before-After Control Impact*) para el arte de pesca de rasco, red de enmalle de fondo dirigido a rape (*Lophius* spp.).

La zona de estudio fue seleccionada en base a la información disponible del proyecto INDEMARES de presencia de hábitats RN2000, principalmente el formado por *Dendrophyllia cornigera* y *Phakellia ventilabrum* (hábitat 1170 Arrecifes) y la distribución de las pesquerías

El muestreo realizado durante la campaña CANAVIS18 fue diseñado para hacer una evaluación del impacto en relación a su presencia o ausencia en zonas muy próximas. Al realizar el muestreo con fotogrametría nos permite reprocesar el muestreo con el objeto de tener más muestras en relación a un gradiente de presión pesquera en continuo. Para ello cada foto se asignó al esfuerzo medio entre 2009 y 2017 en horas por km^2 a un nivel de presión pesquera calculado a un tamaño de grid (c-square) de 0.01º (aproximadamente 1 km^2), y cada foto fue asignada a una celda de un grid de 0.001º (aproximadamente 100 m^2). Siendo todas las fotos asignadas a una celda de 0.001º una muestra. Para que una muestra se diera por válida al menos tenía que haber 10 fotos (cada foto cubre un área aproximada de 1.83 m^2), es decir un área equivalente a 18.3 m^2. Además, se eliminaron aquellas muestras (2) en las que solo había un ejemplar, ya que eran zonas de arena y por lo tanto no equivalentes ambientalmente al resto de los muestreos.

En el caso de la campaña CABEFAF29 solo se usaron los muestreos con ROV antes de ocasionar el impacto controlado. Dos de las zonas de muestreo con presión de enmalle solo se usaron para el análisis de la presión del enmalle y 1 estación que no tenía presión pesquera de ningún tipo se utilizó tanto para el estudio de enmalle como el de palangre. Cata transecto (20 minutos a 0.2 Knt) realizado con el ROV fue asignado a un nivel de presión pesquera.

Los mapas de distribución de la perturbación por tipo de presión se obtuvieron combinando los mapas de sensibilidad y presión del hábitat, según el esquema y la matriz de perturbación desarrollada por Elliot et al. (2018) que categoriza las celdas de la cuadrícula en 9 niveles

diferentes de perturbación (Figura 10). Se ha calculado como presión la media entre los años 2019 y 2020 por c-square de 0.01º. Como índice de presión para el palangre y el enmalle se ha calculado el número de horas por km^2. Se han eliminado todos los datos con un valor inferior a 0.1 para evitar incorporar datos espurios. Para obtener los 5 niveles de presión se ha utilizado el algoritmo k-mean.

Con el objeto de analizar la sensibilidad de los hábitats a la presión pesquera de palangre de fondo y enmalle se ha realizado un análisis preliminar de las comunidades bentónicas encontradas aplicando el *BEnthic Sensitivity Index to Trawling Operations* (BESITO) (González-Irusta et al., 2018). Este índice, clasifica las especies en función de la sensibilidad de las mismas a los artes de arrastre utilizando para ellos una serie de "*Biological Traits*" (BTA) o características biológicas de las especies. En concreto, el índice BESITO utiliza 8 BTA distintos; Talla (BT1), longevidad (BT2), movilidad (BT3), fijación al su. Con el índice BESITO todas las especies pueden ser clasificadas en 5 niveles, incluyendo especies oportunistas (su abundancia aumenta con la presión, BESITO=1), tolerantes (su abundancia no se ve afectada por la presión, BESITO=2) y diferentes grados de especies sensibles (su abundancia disminuye con la presión BESITO=3,4 y 5). strato (BT4), posición en el bentos (BT5), flexibilidad (BT6), fragilidad (BT7) y tipo de alimentación (BT8). En la actualidad no se dispone de un índice específico para el enmalle y para el palangre. En el caso del enmalle y a la vista de las respuestas obtenidas para cada uno de los BTA en el presente estudio se ha empleado el mismo que se ha utilizado para el arrastre. En el caso del palangre a la falta de tener un estudio específico hemos planteado dos escenarios: con 3 BTA (tamaño, longevidad y fragilidad) y 3 niveles de sensibilidad; con 4 BTA (tamaño, fijación, longevidad y fragilidad) y 4 niveles de sensibilidad. De la combinación de los 5 niveles de presión y los niveles de sensibilidad de los hábitats se obtienen las matrices de perturbación (Figura 11)

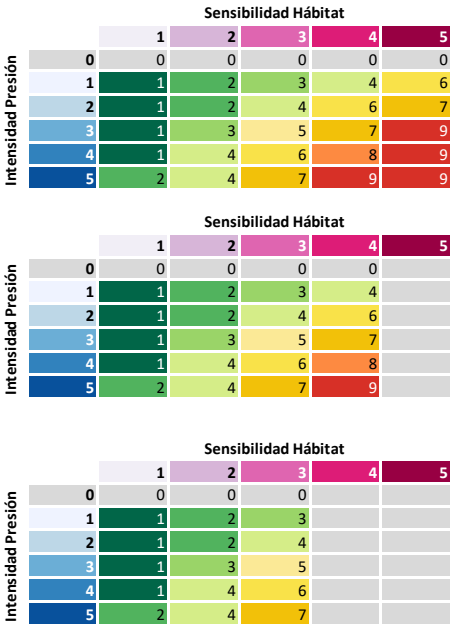


Figura 10. Esquema original de Elliot et al. (2018). Pasos necesarios para evaluar las perturbaciones derivadas de las actividades antropogénicas. Los datos antropogénicos (a) se recogen para cartografiar las presiones (b). Las evaluaciones de la sensibilidad del hábitat bentónico (c) se utilizan entonces en combinación con los datos de presión para evaluar y mapear la perturbación utilizando categorías que van de 1 a 9, donde 9 representa el 100% de perturbación (d-e).

Resultados y discusión

En la Figura 12 se pueden ver los hábitats presentes en las zonas de estudio obtenidos a lo largo del Proyecto INTEMARES y como resultado de la Acción A2.1 (Sánchez et al., 2022). Se han identificado un total de 14 hábitats bentónicos en el SCA, de los cuales 7 se encuentran encuadrados como hábitats prioritarios de conservación de la Directiva Hábitats (92/43/CEE) en la categoría "1170 Arrecifes" y 4 se contemplan en las listas de la Comisión OSPAR como hábitats amenazados o en declive. Entre estos cabe destacar la presencia de arrecifes de corales de aguas frías en las paredes y ejes de los tres cañones submarinos. Es de reseñar también la presencia en la zona de hábitats estructurados por agregaciones de diversas especies de esponjas de gran tamaño. La superficie de ocupación de los hábitats 1170 supone casi un 12% del área del LIC, destacando en cuanto a superficie el generado por corales amarillos y esponjas que se localiza en los afloramientos rocosos de la plataforma continental. En ambos casos el hábitat más sensible es el de Roca Batial con *Asconema setubalense.* Si tenemos en cuenta área y sensibilidad, el hábitat más sensible y con más área es Roca circalitoral con *D. cornígera* y *P. ventilabrum* (RC_DCPV).

En el caso de la sensibilidad al palangre de fondo, los resultados obtenidos con ambos índices (PALINDEX y PALINDEX4) no son muy distintos en cuanto a que hábitats son más sensibles respecto al resto, aunque si hay diferencias en cuanto al nivel de sensibilidad que tiene cada hábitat y niveles que aparecen en la zona de estudio (Figura 13).

Para el enmalle (Figura 14). Los hábitats más sensibles a la presión (6 hábitats con sensibilidad 5 y 2 con sensibilidad 4) son los hábitats bentónicos rocosos y fangos con corales y poríferos. Con sensibilidad 3 están los hábitats de Arenas Gruesas con *Gracilechinus acutus* y el de Arenas finas con *Actinauge richardi*. Al igual que el palangre el hábitat más sensible y con más área es RC_ DCPV.

El palangre actúa principalmente en la cabecera del Cañón de Avilés y de la Gaviera, y en los caladeros del Mar de Mares y el Agudo de Afuera (Figura 15). La actividad más importante de enmalle se sitúa en los caladeros de los Petones de Avilés y al noroeste de la zona rocosa en la plataforma continental frente a Cabo Peñas (Figura 15).

Cuando analizamos el nivel de perturbación por efecto del palangre encontramos que la mayoría de la superficie de la zona de estudió no está sometida a presión de palangre (más del 75% del área) (Figura 16, Figura 17 y Figura 9**¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.**). Y respecto a los niveles de perturbación más altos es una pequeña proporción respecto al área total. Solo hay niveles altos de perturbación (niveles 8 y 9) cuando utilizamos un índice de sensibilidad con 4 niveles. La diferencia entre escoger el escenario con 3 o 4 niveles de sensibilidad, con el presente nivel de conocimientos, radica en lo precavidos que queramos ser. Aunque parece claro que hay un efecto negativo en las especies de gran porte y frágiles, como por ejemplo en el hábitat de *Asconema setubalense*, también parece que ambas, presión y especie, coexisten.

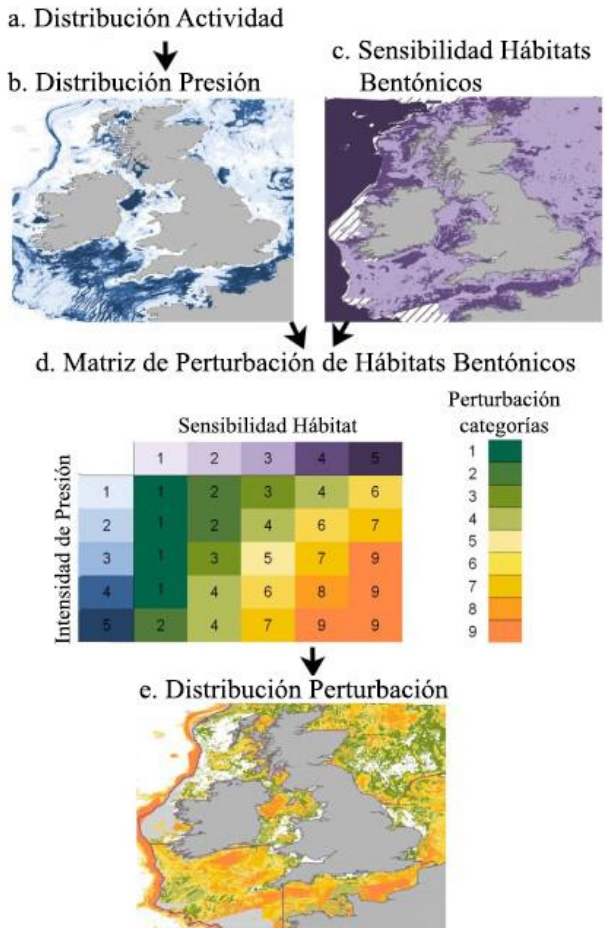


Figura 11. Niveles de perturbación en función de los niveles de sensibilidad para el enmalle (arriba) y el palangre con 4 y 3 niveles de sensibilidad respectivamente.

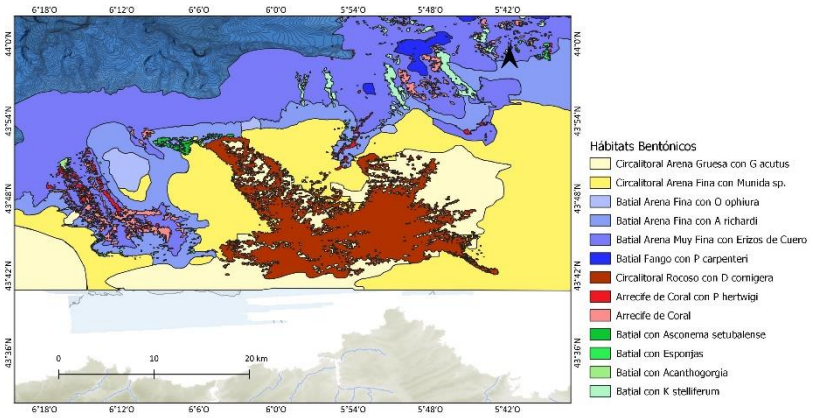


Figura 12.Distribución espacial de los hábitats bentónicos presentes en la zona de estudio de impacto de la pesca (Sánchez et al., 2022).

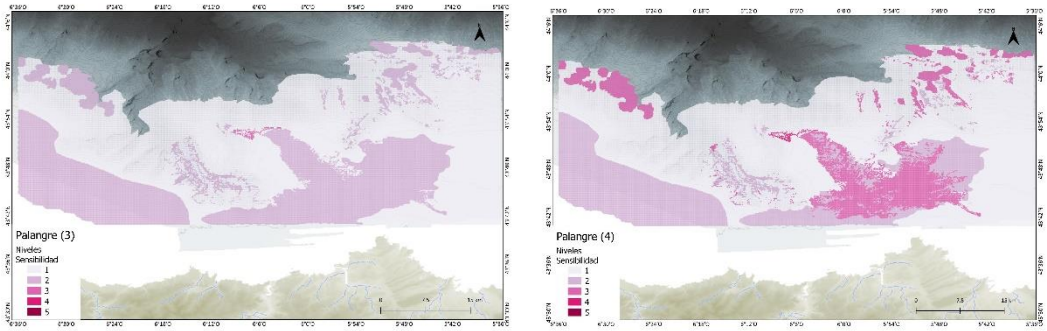


Figura 13. Distribución de la sensibilidad del hábitat bentónico a la pesca de palangre con 3 niveles sensibilidad (izquierda) y 4 niveles (derecha) de sensibilidad.

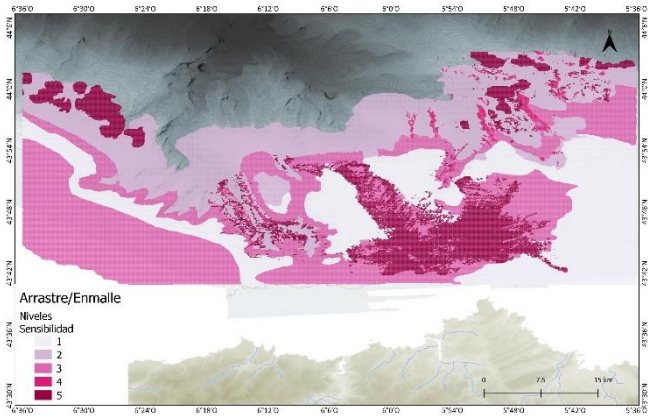


Figura 14. Distribución de la sensibilidad del hábitat bentónico a la pesca del enmalle.

Al igual que en el caso del palangre, más del 65% de la superficie analizada está libre de la presión del enmalle (Figura 18 y Figura 19). Casi el 4% de la superficie está con nivel alto o muy alto de perturbación (7-9), y casi un 14% con un nivel bajo o muy bajo (1-4). La principal zona perturbada se sitúa en la gran superficie rocosa frente a cabo Peñas, y en pequeñas áreas de Mar de Mares, y en algunas zonas del Agudo de Afuera. En el caso de la zona de Mar de Mares probablemente sea un artificio derivado del tamaño de grid utilizado para las presiones. También encontramos niveles medios de perturbación en el flanco oeste del Cañón de Avilés.

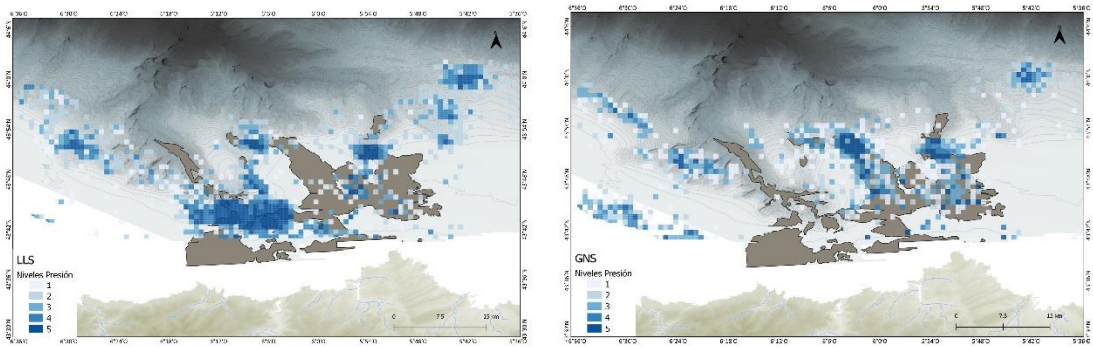


Figura 15. Distribución espacial por niveles de presión (1-5) de las pesquerías de (de izquierda a derecha): palangre de fondo y enmalle.

Palangre — Intensidad Presión / Sensibilidad Hábitat

Intensidad Presión	1	2	3	4	5
0	45.27	28.03	0.03		
1	1.89	2.45	0.01		
2	6.55	2.06	0.01		
3	2.92	1.74	0.01		
4	3.09	1.66	0.03		
5	2.93	1.24	0.09		

Palangre — Intensidad Presión / Sensibilidad Hábitat

Intensidad Presión	1	2	3	4	5
0	45.27	17.84	10.18	0.03	
1	1.89	1.62	0.83	0.01	
2	6.55	1.26	0.81	0.01	
3	2.92	1.09	0.66	0.01	
4	3.09	1	0.66	0.03	
5	2.93	0.81	0.42	0.09	

Figura 16. Evaluación del área afectada por nivel de perturbación por la pesca de palangre con 3 niveles (izquierda) y 4 niveles (derecha) de sensibilidad, utilizando la combinación de niveles de sensibilidad y esfuerzo de presión en una matriz de perturbación desarrollada por Elliot et al. (2018). En cada celda aparece el área ocupada (%) por cada nivel de perturbación.

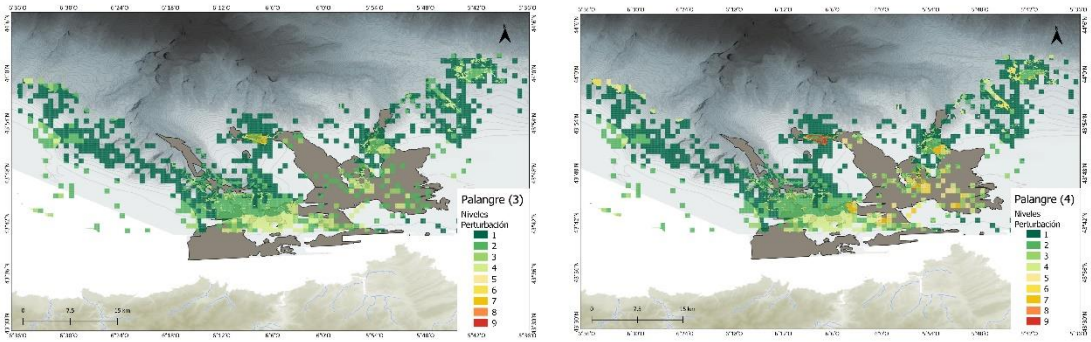


Figura 17. Mapas de distribución de las perturbaciones sobre los hábitats bentónicos de la pesca de palangre con 3 y 4 niveles de sensibilidad.

Enmalle — Intensidad Presión / Sensibilidad Hábitat

Intensidad Presión	1	2	3	4	5
0	20.65	21.45	24.71	1.36	9.12
1	1.48	1.8	2.65	0.07	1.18
2	1.01	1.12	1.71	0.08	0.96
3	0.87	1.82	1.99	0.07	1.33
4	0.3	0.52	1.11	0.06	0.72
5	0.11	0.34	0.65	0.03	0.74

Figura 18. Evaluación del área afectada por nivel de perturbación por la pesca de enmalle, utilizando la combinación de niveles de sensibilidad y esfuerzo de presión en una matriz de perturbación desarrollada por Elliot et al. (2018). En cada celda aparece el área ocupada (%) por cada nivel de perturbación.

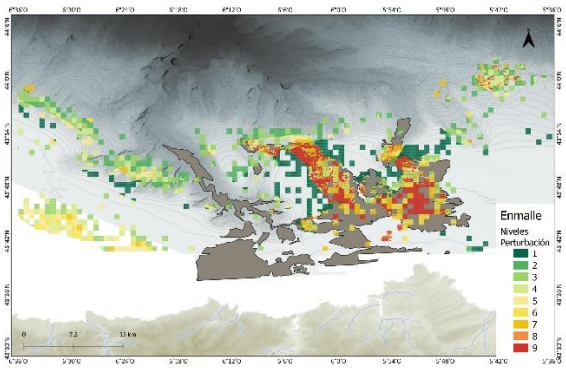


Figura 19. Mapas de distribución de las perturbaciones sobre los hábitats bentónicos de la pesca de enmalle.

Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado a través de los proyectos BIODIV Actividad A11 (Fondos PRTR, Plan de Recuperación Transformación y Resiliencia), INTEMARES Acción A4.1 (Financiado por UE LIFE IP+), ESMARES3 (Fondos MITECO para las Estrategias Marinas), IMPALHA (Financiado con la colaboración de la Fundación Biodiversidad, MITECO, a través del programa PLEAMAR y cofinanciado por European Maritime and Fisheries Fund)

Referencias

Belchier, M., Collins, M. A., Gregory, S., Hollyman, P. & Soeffker, M. (2022(. From sealing to the MPA - A history of exploitation, conservation and management of marine living resources at the South Sandwich Islands. *Deep Sea Res. Part II*, Pergamon, 198, 105056

Castro, J., Punzón, A., Pierce, G. J., Marín, M., & Abad, E. (2010(. Identification of métiers of the Northern Spanish coastal bottom pair trawl fleet by using the partitioning method CLARA. *Fisheries Research*, 102(1-2), 184-190.

De la Torriente Diez, A., González-Irusta, J. M., Serrano, A., Aguilar, R., Sánchez, F., Blanco, M., & Punzón, A. (2022). Spatial assessment of benthic habitats vulnerability to bottom fishing in a Mediterranean seamount. Marine Policy, 135, 104850.

Dias, V., Oliveira, F., Boavida, J., Serrão, E. A., Gonçalves, J. M., & Coelho, M. A. (2020). High coral bycatch in bottom- set gillnet coastal fisheries reveals rich coral habitats in southern Portugal. *Frontiers in Marine Science*, 7, 603438.

Durán Muñoz, P., Murillo, F.J., Sayago-Gil, M., Serrano, A., Laporta, M., Otero, I., Gómez, C. (2011). Effects of deep-sea bottom longlining on the Hatton Bank fish communities and benthic ecosystem, north-east Atlantic. *J. Mar. Biol. Ass.* 91, 939–952. https://doi.org/10.1017/S0025315410001773

Elliott, S. A., Guérin, L., Pesch, R., Schmitt, P., Meakins, B., Vina-Herbon, C., Gonzalez-Irusta, JM, De la Torriente, A. & Serrano, A. (2018). Integrating benthic habitat indicators: Working towards an ecosystem approach. *Marine Policy*, *90*, 88-94.Fernández-Arcaya et al (2023)

Fernandez-Arcaya, U., Rodríguez-Basalo, A., Verísimo, P., Rodriguez, J., Ceballos, E., Gonzalez-Irusta, J. M., ... & Punzón, A. (2024). Bottom fishing beyond trawling. Spatio-temporal trends of mobile and static bottom fisheries on benthic habitats. Marine Policy, 159, 105805.

Gómez-Ballesteros, M., Arrese, B., Díez, I. P., Galparsoro, I., Sánchez-Guillamón, O., Martínez-Carreño, N. & Sánchez, F. (2022(. Morphosedimentary characterization of the Capbreton submarine canyon system, Bay of Biscay (Cantabrian Sea). Estuarine, Coastal and Shelf Science, 274, 107955.

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.

Grabowski, J. H., Bachman, M., Demarest, C., Eayrs, S., Harris, B. P., Malkoski, V., Packer, D. & Stevenson, D. 2014. Assessing the Vulnerability of Marine Benthos to Fishing Gear Impacts *Rev. Fish. Sci. Aquacult.*, Taylor & Francis, 22, 142-155

Modica, L., Rodríguez-Cabello, C., Rodríguez-Basalo, A., Ríos, P., Serrano, A., Parra, S., ... & Sánchez, F. (2022). Demersal and epibenthic communities of sedimentary habitats in the Avilés Canyon System, Cantabrian Sea (NE Atlantic). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 275, 107966.9

Pham, C. K., Diogo, H., Menezes, G., Porteiro, F., Braga-Henriques, A., Vandeperre, F., & Morato, T. (2014). Deep- water longline fishing has reduced impact on Vulnerable Marine Ecosystems. *Scientific reports,* 4(1), 1-6.

Pitcher, C. R., Hiddink, J. G., Jennings, S., Collie, J., Parma, A. M., Amoroso, R., ... & Hilborn, R. (2022(. Trawl impacts on the relative status of biotic communities of seabed sedimentary habitats in 24 regions worldwide. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 119(2), e2109449119.

Puente, E. (1993). *La pesca artesanal en aguas costeras vascas. Servicio Central de Publicaciones del Pais Vasco*. Departamento de Agricultura y Pesca. Vitoria.

Punzón et al., 2011 Punzón, A., Serrano, A., Castro, C., Abad, E., Gil, J., Pereda, P. (2011). Deep-water fishing tactics of the Spanish fleet in the Northeast Atlantic. Seasonal and spatial distribution *Scientia Marina*, 75(3), 465-476.

Punzón, A., & Gancedo, R. M. (2000). D*escripción de las pesquerías artesanales de Cantabria y Asturias (norte de España)*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación.

Punzón, A., Arronte, J. C., Sánchez, F., & García-Alegre, A. (2016). Spatial characterization of the fisheries in the avilés canyon system (Cantabrian sea, spain). *Ciencias Marinas*, 42(4), 237-260.

Punzón, A., Hernández, C., Abad, E., Castro, J., Pérez, N., Trujillo, V. (2010). Spanish otter trawl fisheries in the Cantabrian Sea. *ICES Journal of Marine Science*, 67, 1-13.

Punzón, A., Rueda, L., Rodríguez-Basalo, A., Hidalgo, M., Oliver, P., Castro, J., ... & Massutí, E. (2020). History of the Spanish demersal fishery in the Atlantic and Mediterranean Seas. *ICES Journal of Marine Science*, 77(2), 553-566.

Rodríguez-Basalo, A., Prado, E., Sánchez, F., Ríos, P., Gómez-Ballesteros, M. & Cristobo, J. (2021). High Resolution Spatial Distribution for the Hexactinellid Sponges *Asconema setubalense* and *Pheronema carpenteri* in the Central Cantabrian Sea. *Frontiers in Marine Science*, 8(612761): 15pp.

Sánchez, F., Gómez-Ballesteros, M., González-Pola, C. y Punzón, A. (2014). S*istema de cañones submarinos de Avilés*. Proyecto LIFE +INDEMARES. Ed. Fundación Biodiversidad del Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente.

Sánchez, F., Rodríguez-Basalo, A., Modica, L., Ríos, P., Abad, A. y Rodríguez-Cabello, C. (2022). Informe sobre la caracterización, cartografiado y estado de conservación de los hábitats bentónicos del LIC- ESZZ12003. “Sistema de Cañones Submarinos de Avilés", (Demarcación Norte). Informe INTEMARES

Evaluación del riesgo potencial de la actividad pesquera artesanal sobre los hábitats de los LIC/ZEC Mediterráneos

E. Arcas, A. Bernal, A. Gran, A. Rodríguez, B. García-Mañé, D. Cano, E. Barcala, J. Baro, J. Canoura, J. Rodríguez-Gutiérrez, J.M. Falcón, J.M. Serna-Quintero, M. Ruiz-Sobrón, M. Sainz, M.A. Trujillo, N. Dionis, P. Martín-Sosa, P. Verisimo, S. Jiménez, S. Mallol, U. Fernández-Arcaya, A. Punzón

Antecedentes y objetivos

La mayoría de los estudios sobre la identificación y cuantificación de los efectos de la pesca en los hábitats bentónicos realizados hasta la fecha se han centrado en el impacto causado por la pesca de arrastre, y algunos en el palangre, mientras que pocas investigaciones han explorado y cuantificado el impacto potencial de la pesca artesanal.

El objetivo principal de este estudio es analizar cómo la actividad pesquera artesanal afecta a los hábitats bentónicos de los LIC y ZEC estatales de la provincia de Alicante y la Región de Murcia. Para ello se ha analizado la huella pesquera de cada tipo de arte de la pesca artesanal, así como las posibles interacciones entre dichos artes y los hábitats, para finalmente poder evaluar los riesgos potenciales de cada arte sobre los distintos hábitats.

Material y métodos

Nuestra área de estudio abarca el litoral de la provincia de Alicante, donde se encuentran 6 LIC (l'Almadrava, Marina Alta, Ifac, Cabo de les Hortes, Tabarca y Cabo Roig) y una ZEC en la Región de Murcia (Valles submarinos del Escarpe de Mazarrón).

Para cubrir toda la costa, en 2022 se realizaron encuestas en todos los puertos pesqueros de la provincia de Alicante y la Región de Murcia, obteniendo el 61% de la flota encuestada, lo que implica un total de 137 encuestas en 17 puertos, concretamente 73 encuestas en Murcia de los 4 puertos, y 64 encuestas en Alicante de 13 puertos (Figura 1).

Uno de los principales problemas que nos encontramos con la pesca artesanal es la falta de datos de posicionamiento, ya que esta flota no está obligada a llevar sistemas de seguimiento de buques, como VMS o AIS, y aunque en algunas comunidades disponen de cajas verdes, no es fácil el acceso a los datos. Por ello hemos recurrido al uso de encuestas diseñadas específicamente para recopilar toda la información posible acerca de cómo trabaja la pesca artesanal, incluyendo qué artes y métiers utilizan, en qué épocas del año, qué especies capturan y dónde trabajan con cada arte, describiendo y delimitando esta información sobre mapas en papel. Para el almacenado, visualización y análisis de la información espacial de las actividades pesqueras y su relación con las variables ambientales, que en el presente estudio son los tipos de hábitats bentónicos, se ha utilizado un estándar de grid denominado "c-squares" (en inglés, Concise Spatial Query And Representation System) (http://www.marine.csiro.au/csquares/) (Rees, 2003). Se trata de un método internacionalmente aceptado para el estudio de las pesquerías como estándar por diversos organismos internacionales (por ejemplo, el ICES para el envío de datos de pesca).

Pero además de los datos de la pesca, también necesitamos datos de los hábitats bentónicos de la zona de estudio. Estos datos de hábitats los recopilamos de los BHT (Broad Habitat Type) de EMODnet (European Marine Observation and Data Network), generando una cartografía con la distribución de los hábitats en las ZEC y LIC de la provincia de Alicante y la región de Murcia.

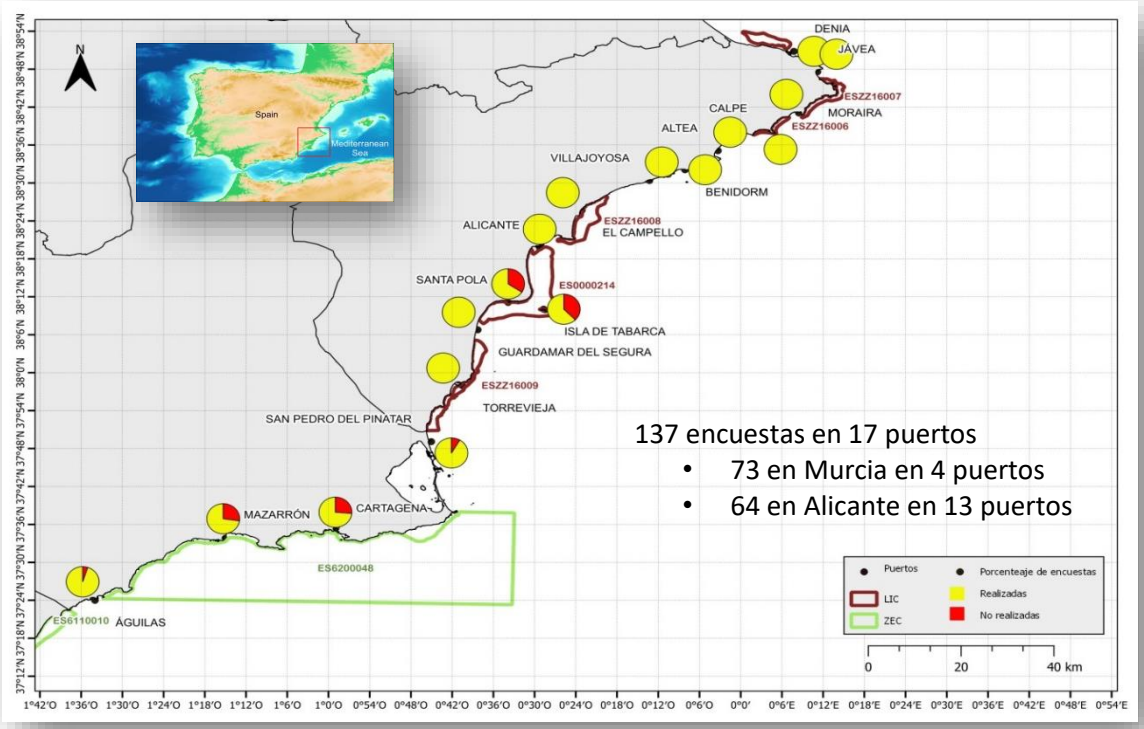


Figura 1. Área de estudio y número de encuestas realizadas.

Evaluación del riesgo potencial

Esfuerzo pesquero

Una vez representadas las zonas de pesca declaradas en las encuestas en formato grid, se realizó el cálculo del esfuerzo pesquero de los distintos artes. A pesar de que la información se recogió y se informatizó en base a los métiers (combinación de arte de pesca, caladero, época de pesca y caladero de pesca), finalmente se decidió agrupar por arte para facilitar el desarrollo de la metodología. Para obtener el esfuerzo pesquero agrupamos el número de barcos anual (esfuerzo) por cada c-square del grid en función del arte utilizado, lo que dio lugar a una capa de esfuerzo por arte. Para el procesado de la información se ha usado una combinación de scripts con algoritmos propios y del paquete para R VMStools (Hintze *et al*, 2012).

Presión pesquera

A continuación, categorizamos el esfuerzo pesquero (número de barcos anual) de cada arte en 6 rangos de intensidad de presión (siempre que ha sido posible), que van desde 0 (no hay presión) hasta 5 (máxima presión), mediante la función “k-means”. Esta función es una técnica de agrupamiento que se utiliza comúnmente para categorizar variables en rangos, asignando

automáticamente las observaciones a grupos basándose en la similitud entre ellas y sin necesidad de especificar manualmente los límites de los rangos (**MacQueen, 1967**). Tras este paso obtuvimos una capa georreferenciada con la intensidad de la presión de cada arte sobre cada c-square.

Sensibilidad

Para analizar cualitativamente la sensibilidad de los hábitats a cada una de las presiones pesqueras, se desarrolló una matriz de sensibilidad, que fue completada por expertos conocedores tanto de los hábitats presentes, como de las artes de pesca que operan en la zona de estudio. Siguiendo el cuestionario aplicado por Hammar *et al*. (2020), se pidió a los expertos que cuantificaran los efectos potenciales de cada arte de pesca sobre los distintos hábitats, con una categorización que va de 0 a 3 e incluye desde "la actividad no ejerce presión sobre el hábitat o un elemento del ecosistema" hasta "la actividad ejerce un impacto seguro en el elemento del ecosistema a causa de esta presión". El cálculo de sensibilidades de cada BHT de forma cualitativa se debe a la falta de datos del componente biológico de cada hábitat para poder calcular de forma cuantitativa la sensibilidad de los hábitats a través de índices ya desarrollados (i.e Besito, SoS). Con esta matriz, le asignamos a cada hábitat un valor de sensibilidad correspondiente a cada arte, creando una capa georreferenciada de sensibilidad.

Riesgo potencial

El riesgo potencial de un hábitat viene determinado por la coincidencia espacio-temporal del hábitat con la presión humana. Los mapas de riesgo potencial por arte se obtuvieron combinando los mapas de sensibilidad según criterio experto y los mapas de presión pesquera, según el esquema y la matriz de riesgo desarrollada por Elliot et al. (2018). Estos autores categorizaron las celdas del grid en 9 niveles diferentes de riesgo, debido a que ellos disponían de 5 niveles de presión y 5 niveles de sensibilidad. Como nosotros únicamente tuvimos 3 niveles de sensibilidad, adaptamos la matriz de Elliot et al. (2018) a nuestros datos, obteniendo una matriz de riesgo con 7 niveles, siendo 1 un riesgo potencial muy bajo de ser perturbado y 7 y un alto riesgo potencial de ser perturbado, quedando por tanto el esquema desarrollado por Elliot et al. (2018) modificado en base a nuestros datos como aparece en la Figura 2.

Finalmente se calculó para cada zona de protección (LIC y/o ZEC) el área en cada uno de los distintos niveles de riesgo para cada tipo de presión pesquera (arte). Con ello podemos evaluar el porcentaje de área que posee un mayor riesgo potencial de ser impactada por los distintos artes de pesca en cada LIC y/o ZEC objeto de estudio.

Resultados

Se ha aplicado la metodología desarrollada a todos los artes encontrados en cada LIC y ZEC del área de estudio. Los resultados que se muestran son de la metodología aplicada a dos artes distintos (trasmallos y trampas) de un LIC (Tabarca), así como un resumen de los resultados generales encontrados en los LIC de Alicante.

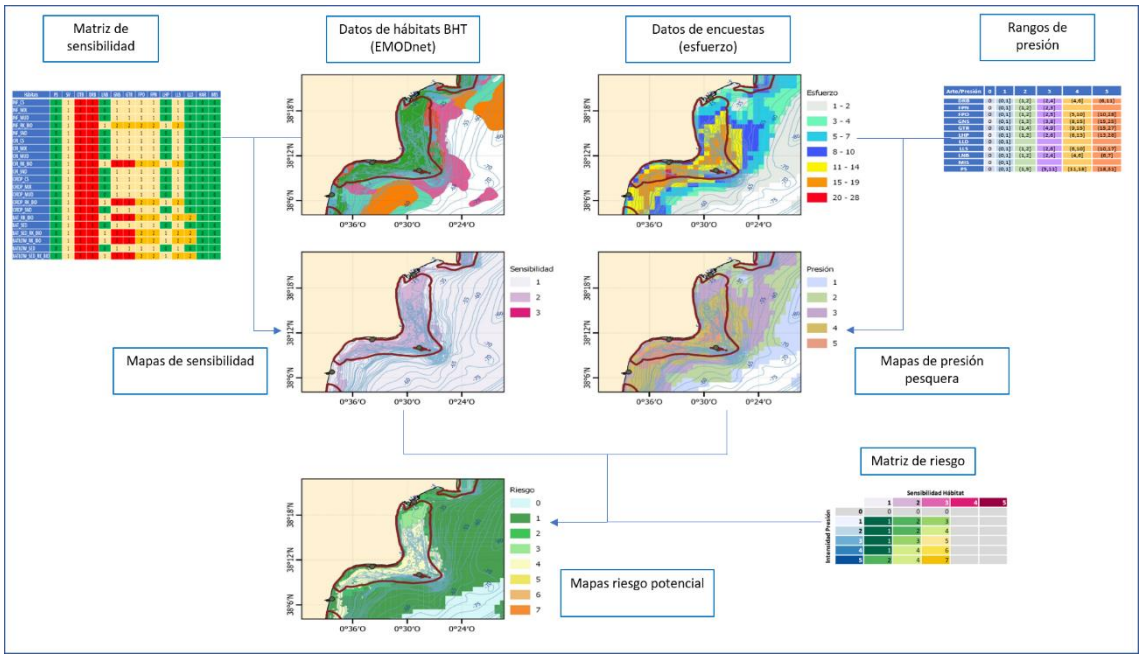


Figura 2. Esquema metodológico de Elliot *et al*. (2018) modificado, con los pasos necesarios para evaluar el riesgo potencial a partir de datos de hábitats y de esfuerzo pesquero.

El LIC de Tabarca ocupa 133.5 km^2, de los cuales 104 km^2 pertenecen al hábitat "Infralittoral rock and biogenic reef" lo que supone casi el 76% del área del LIC. A este hábitat los expertos le asignaron una sensibilidad media (2) tanto para los trasmallos como enmalles y trampas, por tanto, los mapas de hábitats y de sensibilidad obtenidos para dichos artes serán los mismos.

Este LIC abarca los puertos de Alicante, Tabarca y Santa Pola, y además se acerca mucho al de Guardamar del Segura, bordeando el cabo de Santa Pola e incluyendo la isla de Tabarca dentro del Espacio Marino de Tabarca.

Se ha encontrado que el esfuerzo máximo de los trasmallos en Tabarca son 23 barcos anuales, los cuales se concentran enfrente del puerto de Santa Pola, sin embargo, el esfuerzo predominante es intermedio y ronda los 15 barcos anuales (Figura 3). Al categorizar este esfuerzo en los 5 rangos de presión, observamos que aproximadamente el 39% del área del LIC se encuentra bajo una presión alta (4) y alrededor del 30% con una presión muy alta (5), mientras que el 29 % del área del LIC soporta una presión media (3) y solo el 4% del área del LIC está sometido a una presión baja (2) o muy baja (1). La distribución espacial del riesgo potencial de los trasmallos nos muestra que el 60% del área del LIC presenta un riesgo potencial medio (4) debido a la coincidencia espacial de la sensibilidad media del hábitat "Infralittoral rock y biogenic reef" con una presión alta y muy alta de la pesca con trasmallos. Además, el 15% del área presenta un riesgo potencial medio bajo (3) y el 25% un riesgo potencial bajo y muy bajo.

En las trampas (Figura 4) encontramos que el esfuerzo disminuye bastante en relación al resto de artes, obteniendo un esfuerzo máximo de 4 barcos anuales y una media de 2 barcos anuales. Cuando pasamos el esfuerzo a presión, observamos que aproximadamente el 38% del área del LIC se encuentra bajo una presión media (3), el 25% bajo una presión baja (2) y alrededor del 30% con una presión muy baja (1), quedando un 10% del área del LIC sin presión. Para las trampas el 35% del área del LIC de Tabarca presenta un riesgo potencial medio bajo (3), el 36%

un riesgo potencial bajo (2) y el 19% un riesgo potencial muy bajo, quedando un 10% del área con riesgo nulo.

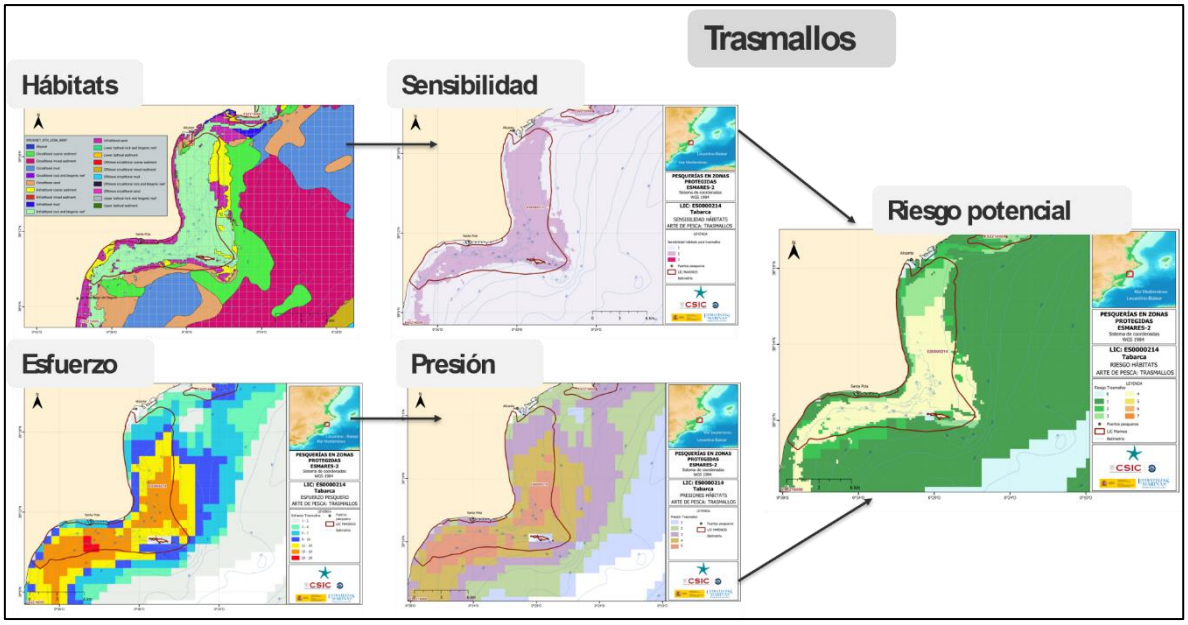


Figura 3. Resultados obtenidos en el proceso de obtención del riesgo potencial de los trasmallos en el LIC de Tabarca.

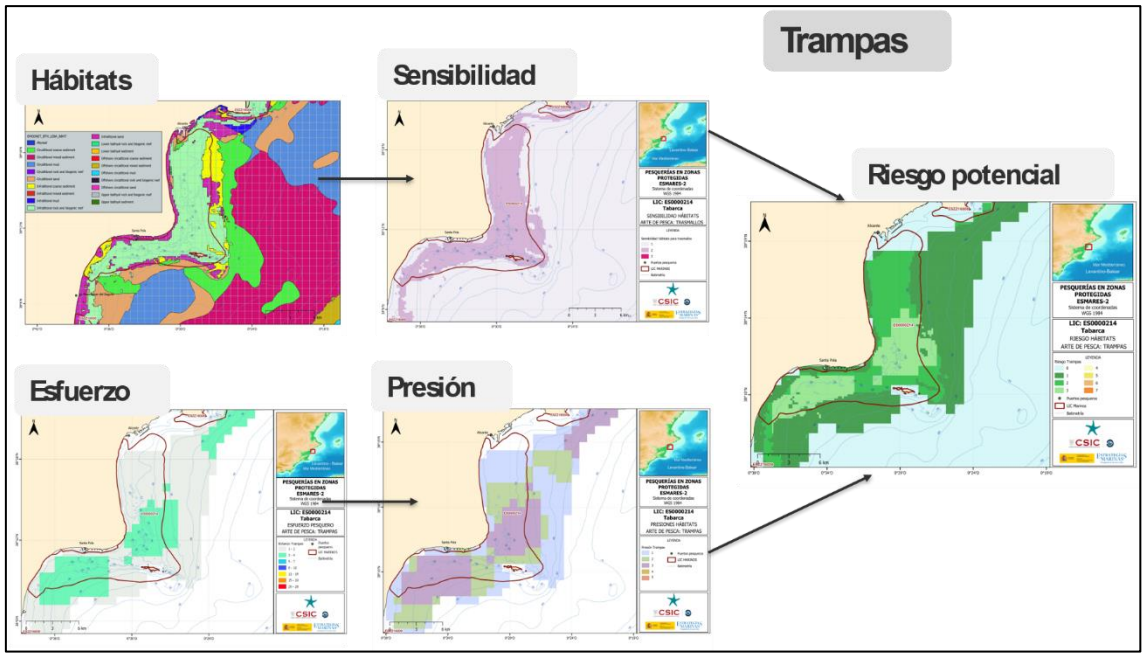


Figura 4. Resultados obtenidos en el proceso de obtención del riesgo potencial de las trampas en el LIC de Tabarca.

En general, de los 6 LIC analizados, en ningún caso se encontraron riesgos potenciales altos (6) o muy altos (7). El riesgo potencial mayor que hemos encontrado fue 5, es decir, medio-alto, y solo en una pequeña zona del LIC de Marina Alta que ocupa aproximadamente el 0.1% del área total estudiada. Lo más habitual es encontrar riesgo potencial de muy bajo (1) a medio-bajo (3) para las redes de tiro, las líneas de mano, morunas y almadrabas, trampas y palangres. Mientras que para las artes principales que se utilizan en la zona (las que mayor esfuerzo provocan), los

trasmallos y los enmalles, lo más normal es encontrar riesgos potenciales de medio-bajo (3) a medio (4) (Tabla 1).

Tabla 1: Resultados generales obtenidos, para cada arte se muestra el porcentaje de área ocupada en cada nivel de riesgo potencial.

	% de área en cada nivel de Riesgo Potencial						
Artes	**Muy bajo (1)**	**Bajo (2)**	**Medio-bajo (3)**	**Medio (4)**	**Medio-alto (5)**	**Alto (6)**	**Muy alto (7)**
LHP (Líneas de mano)	**45.21**	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
SV (Redes de tiro)	**3.20**	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
FPN (Morunas y almadrabas)	5.35	**18.09**	1.48	0.00	0.00	0.00	0.00
FPO (Trampas)	14.88	22.78	**25.78**	0.00	0.00	0.00	0.00
LLS (Palangres de fondo)	18.35	9.34	**37.44**	21.06	0.00	0.00	0.00
GTR (Trasmallos)	26.04	10.36	27.59	**35.73**	0.03	0.00	0.00
GNS (Enmalles)	26.26	6.04	29.39	**35.74**	0.11	0.00	0.00

Conclusiones

De las artes consideradas en esta demarcación, en general, el trasmallo y el enmalle suponen principalmente un riesgo medio, mientras que el resto de artes suponen un riesgo que va de medio-bajo a muy bajo, de afectar a los hábitats de los LIC de Alicante.

También pudimos observar que el hábitat con mayor riesgo potencial es el “Infralittoral rock and biogenic reef”, que es el hábitat mayoritario en los LIC objeto de estudio.

De los 6 LIC analizados, Tabarca es el que tiene mayores riesgos potenciales en sus hábitats, debido a que es el LIC en el que se concentra mayor cantidad de flota artesanal.

Estos resultados indican que, en general, los hábitats encontrados en las áreas de pesca habituales de la flota artesanal en los LIC de Alicante no están expuestos a un riesgo potencial alto de sufrir impactos debido a la presión pesquera ejercida por esta flota.

Las aplicaciones de esta nueva metodología, son, por un lado, obtener una primera aproximación de las interacciones que ocurren entre el sector pesquero artesanal y los hábitats bentónicos, y, por otro lado, ayudar en la toma de decisiones a la hora de elaborar los planes de gestión de los LIC objeto de estudio, que se desarrollarán próximamente.

Bibliografía

Elliott, S.A., Guérin, L., Pesch, R., Schmitt, P., Meakins, B., Vina-Herbon, C., González-Irusta, J.M., de la Torriente, A., Serrano, A. (2018). Integrating benthic habitat indicators: working towards an ecosystem approach. Marine Policy, 90, 88-94.

Hammar, L., Molander, S., Pålsson, J., Crona, J.S., Carneiro, G., Johansson, T., Hume, D., Kågesten, G., Mattsson, D., Törnqvist, O. and Zillén, L. (2020). Cumulative impact assessment for ecosystem-based marine spatial planning. Science of the Total Environment, 734, p.139024

Hintzen, N. T., Bastardie, F., Beare, D., Piet, G. J., Ulrich, C., Deporte, N., ... & Degel, H. (2012). VMStools: open-source software for the processing, analysis and visualisation of fisheries logbook and VMS data. *Fisheries Research*, *115*, 31-43.

MacQueen, J. (1967)**.** *Some methods for classification and analysis of multivariate observations*. In Proceedings of the Fifth Berkeley Symposium on Mathematical Statistics and Probability, Volume 1: Statistics (pp. 281-297). University of California Press.

Rees, T. (2003). C-squares, a new spatial indexing system and its applicability to the description of oceanographic datasets. *Oceanography*, *16*(1), 11-19.

Evaluación del impacto de la pesca de arrastre sobre los hábitats bentónicos del Mediterráneo occidental

B. Calero [1]*, M.T. Farriols[2], E. Guijarro[1] and E. Massutí[2]

[1]Centro Oceanográfico de Murcia (COMU-IEO), CSIC - belen.calero@ieo.csic.es
[2]Centre Oceanogràfic de les Balears (COB-IEO), CSIC

Introducción

La Directiva Marco sobre la Estrategia Marina (DMEM) tiene por objeto elaborar estrategias marinas para alcanzar el Buen Estado Ambiental del medio marino, a través del enfoque ecosistémico. Para facilitar la aplicación de la DMEM, se han considerado cinco Demarcaciones Marinas en España (Bellas 2014): Demarcación Marina Noratlántica (DMNOR), Demarcación Marina Sudatlántica (DMSUR), Demarcación Marina Canaria (DMCAN), Demarcación Marina del Estrecho y Alborán (DMESAL) y Demarcación Marina Levantino-Balear (DMLEBA).

En este contexto se ha evaluado el estado medioambiental de los hábitats bentónicos de los fondos circalitorales y batiales sedimentarios de la DMLEBA. Esta demarcación abarca gran parte de la costa española mediterránea, limitada al sureste por Cabo de Gata y al norte por Cabo de Creus, y se extiende unos 170 km al este de las Islas Baleares (Figura 1).

La pesca de arrastre de fondo es la perturbación antropogénica más extendida en los hábitats sedimentarios de los fondos marinos. Entre otros impactos, puede afectar a la estructura y el funcionamiento de las comunidades bentónicas, al alterar su composición de especies (Villnäs, 2013; Smith et al. 2014; González-Irusta et al., 2018; Serrano et al., 2022).

La evaluación de los hábitats bentónicos sedimentarios se ha hecho a nivel de Tipos de Hábitat Amplios (*Broad Habitat Types* BHT; EMODnet 2021) utilizando el indicador Centinela de los Fondos Marinos o SoS (Serrano et al. 2022), también llamado BH1 en OSPAR (OSPAR, 2023 y Plaza-Morlote et al. 2023). El indicador SoS se centra en evaluar el efecto de la pesca de arrastre sobre dichos hábitats, utilizando la abundancia proporcional de las especies centinela (especies características del hábitat y sensibles a una presión determinada) para cada hábitat evaluado a través de un gradiente de presión. En este caso, es el nivel de intensidad de la pesca de arrastre. Para la aplicación del indicador SoS se han utilizado tres tipos de datos:

- Distribución de los BHTs. Se ha partido de la capa de hábitats BHT de EMODnet (EMODnet 2021; Figura 1) que ha sido rasterizada.

- Distribución de la intensidad de pesca. Para cuantificar el esfuerzo de la flota de arrastre en la DMLEBA, se ha utilizado el Índice de Superficie de Abrasión (SAR, de sus siglas en inglés), obtenido a partir de datos del sistema de posicionamiento de buques vía satélite (VMS, de sus siglas en inglés) y cuadernos de pesca durante el período 2010-2022, proporcionados por la Secretaría General de Pesca.

- Datos de muestreos biológicos de la abundancia (biomasa) de especies bentónicas. Estos datos se han obtenido de las campañas de investigación MEDITS para la evaluación de recursos demersales, llevadas a cabo en la DMLEBA desde 1994 (Spedicato et al.

2019). La serie de datos utilizada comprende el periodo que va desde 2013 a 2022 (Figura 3). Para cada muestra, se han identificado, contado y pesado todas las especies de invertebrados bentónicos capturadas en el arte de arrastre. Para el cálculo del SoS se ha utilizado la biomasa estandarizada (g/km^2) de las especies epibentónicas recolectadas durante las campañas.

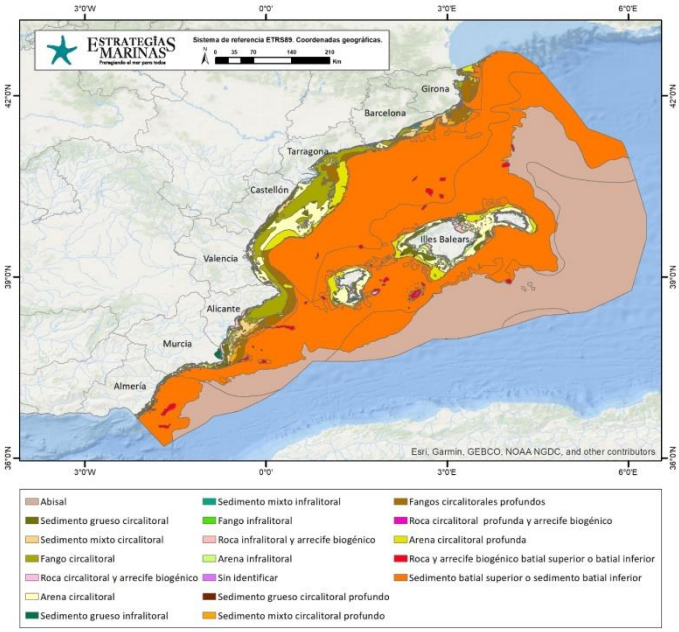


Figura 20. Distribución de los BHTs (EUSeamap 2021) en la Demarcación Marina Levantino-Balear.

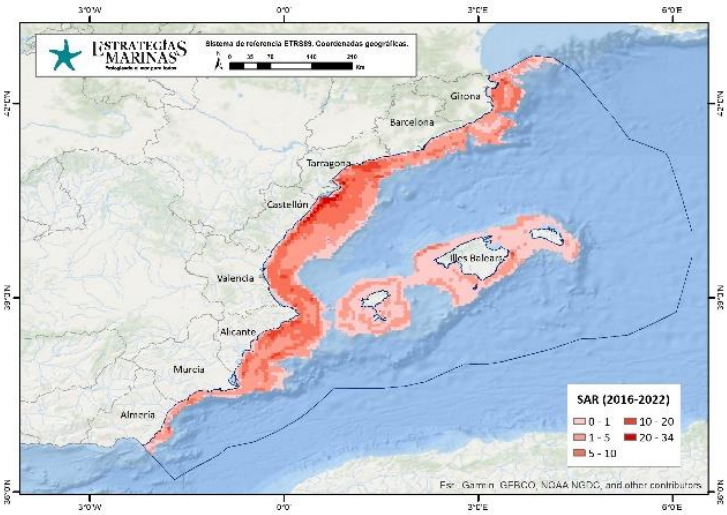


Figura 21. Distribución del valor medio de la intensidad de la pesca de arrastre (SAR) para el periodo 2016-2022, en la Demarcación Marina Levantino-Balear.

A partir de estos datos se ha calculado el índice BESITO (BEnthos Sensitivity Index to Trawling Operations, González-Irusta et al. 2018) para las especies bentónicas capturadas en las campañas MEDITS, generando una base de datos con las características biológicas (*biological traits*). El índice BESITO clasifica las especies en función a su sensibilidad al arrastre de fondo usando ocho características biológicas de cada una de las especies, que son puntuadas con valores del 1 a 4 y combinadas mediante una fórmula para obtener el valor final del índice que varía del 1 al 5

(González-Irusta et al. 2018). Las especies clasificadas con valor de BESITO igual a 1 muestran una respuesta oportunista a la pesca de arrastre (su abundancia aumenta con la presión). Las especies clasificadas con 2 indican una respuesta tolerante a la pesca de arrastre. Las especies con valores superiores a 2 indican una respuesta sensible a la pesca de arrastre (disminución de la abundancia con la presión) con una sensibilidad creciente de 3 a 5.

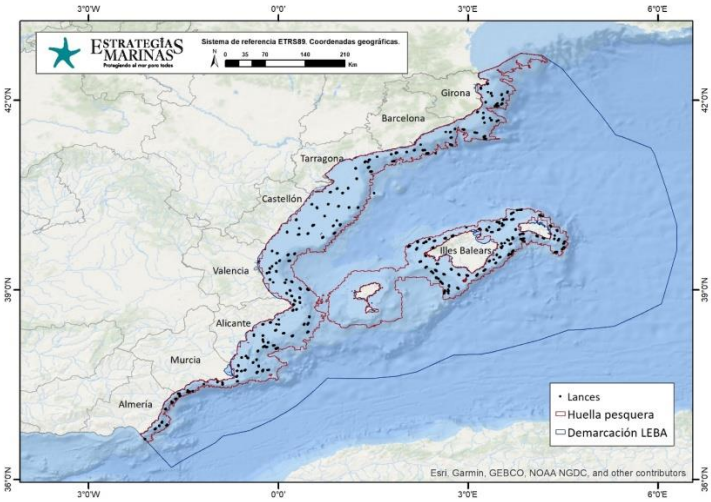


Figura 22. Distribución de los muestreos biológicos (lances) utilizados en el estudio y de la huella de arrastre en la Demarcación Marina Levantino-Balear.

Para la aplicación del indicador SoS, en primer lugar, se han seleccionado las especies centinela, mediante un análisis SIMPER (Clarke 1993). Éstas representan las especies más sensibles (con valores del índice BESITO entre 3 y 5), características de zonas con baja o nula presión de la pesca de arrastre (también llamadas zonas de referencia) de cada BHT.

Una vez definida la lista de especies centinela, se analizó mediante GAMs binomiales la correlación entre la proporción de especies centinela y el esfuerzo de la pesca de arrastre (SAR) para cada BHT, obteniéndose curvas de respuesta presión-estado del hábitat. Para más información sobre esta metodología, ver Serrano et al. 2022 y Plaza-Morlote et al. 2023.

Estas curvas de presión-estado se aplicaron al mapa del esfuerzo medio de pesca de arrastre a lo largo del período de evaluación, para generar una predicción geográfica de la proporción de especies centinela en todo el hábitat. Es decir, se hizo una predicción del estado de conservación de cada BHT evaluado.

Para aquellos hábitats en los que se obtuvieron resultados significativos ($p>0,1$) se aplicó el método del punto de degradación (Plaza-Morlote et al. 2023; ICES 2022). Este método utiliza las curvas de presión-estado obtenidas por BHT, para determinar un umbral específico mediante el cual convertir los valores del estado de conservación (predicción geográfica de la proporción de especies centinela) en áreas adversamente afectadas o no adversamente afectadas.

Para ello, se identifica el punto en el que el hábitat ha perdido la mayor parte de su calidad (punto de degradación) y se estable el umbral de calidad a cierta distancia de este, en función de la sensibilidad del hábitat. Para establecer la sensibilidad del hábitat se compararon las curvas de presión-estado obtenidas, con las curvas teóricas para cada tipo de sensibilidad (Elliot et al. 2018; Figura 4). Una vez obtenidos los umbrales para cada BHT, se calcularon las extensiones en

km^2 y los porcentajes de área sin presión, área no adversamente afectada y área adversamente afectada.

La evaluación a través del indicador SoS, se centró en aquellos BHTs sometidos a presión por la pesca de arrastre, que fueron muestreados biológicamente con una frecuencia suficiente y mostraron curvas de presión-estado significativas. Estos hábitats fueron: Sedimento batial superior o sedimento batial inferior (BAT_BATLOW_SED), Arena circalitoral (CIR_SND), Fango circalitoral (CIR_MUD), Fangos circalitorales profundos (CIRDP_MUD) y Arena circalitoral profunda (CIRDP_SND).

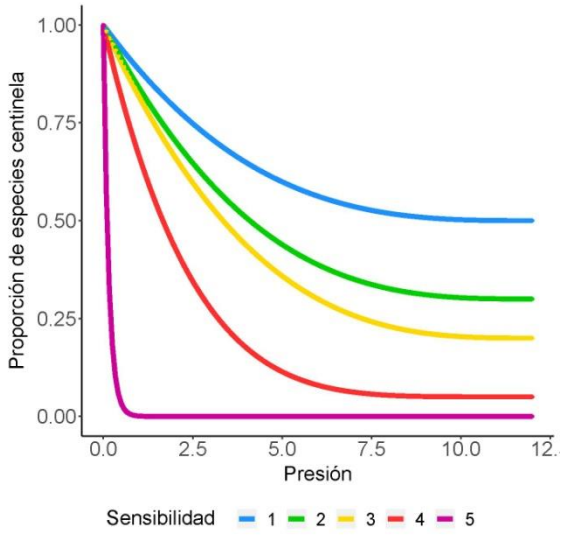


Figura 23. Curvas teóricas de sensibilidad.

El área sometida a la pesca de arrastre (o huella pesquera) de la DMLEBA abarca 58.572 km^2. Los cinco BHTs evaluados con SoS representan el 85,5 % de esta área, que aumenta hasta el 88,5 % si no se consideran los hábitats rocosos, debido a que no estos fondos no están sometidos a esta perturbación.

Para los cinco hábitats evaluados, se obtuvo una buena correlación entre la proporción de especies centinela y el esfuerzo pesquero, con una mayor proporción de éstas en las zonas de menor SAR. También se ha observado un menor esfuerzo pesquero y una mayor proporción de especies centinela en las Islas Baleares en comparación con la Península Ibérica (Figura 5).

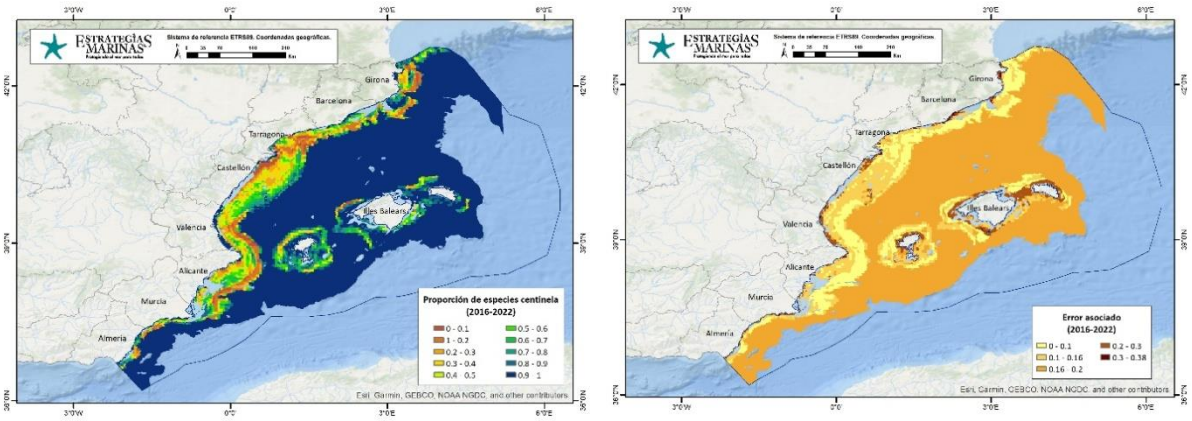


Figura 5. Mapa de predicción de especies centinela (derecha) y error asociado (izquierda) para los

cinco hábitats evaluado a través del indicador SoS.

A partir de las curvas de presión-estado, se calcularon el punto de degradación del hábitat y, teniendo en cuenta la sensibilidad del hábitat, se determinó el umbral de calidad. A partir de este umbral, y en base al mapa de predicción de especies centinela (Figura 5), se calculó la extensión del hábitat adversamente afectado (Figura 6, Tabla 1).

También se evaluaron estos hábitats para el período 2010-2015. La comparación de los porcentajes adversamente y no adversamente afectados en ambos periodos, nos permitió analizar la tendencia de estos hábitats. Los resultados muestran una mejoría generalizada de los BHT afectados por la pesca de arrastre (Tabla 1). Todos los BHT evaluados, con excepción del CIRDP_MUD que se mantiene estable, muestran una reducción de la extensión de hábitat adversamente afectado durante el periodo 2016-2022.

Esta mejora del estado de conservación de los hábitats bentónicos explotados por la flota de arrastre, muy probablemente sea consecuencia de la disminución de su esfuerzo de pesca durante la última década, resultado de la reducción del número de unidades de la flota y, en los últimos años, por la aplicación del Reglamento (UE) 2019/1022 por el que se establece un plan plurianual para la pesca demersal en el Mediterráneo occidental. La implementación de este plan ha supuesto reducciones de hasta el 40% de los días de pesca de arrastre, además de otras regulaciones, como la implementación de vedas espacio-temporales y cierres permanentes a la pesca demersal.

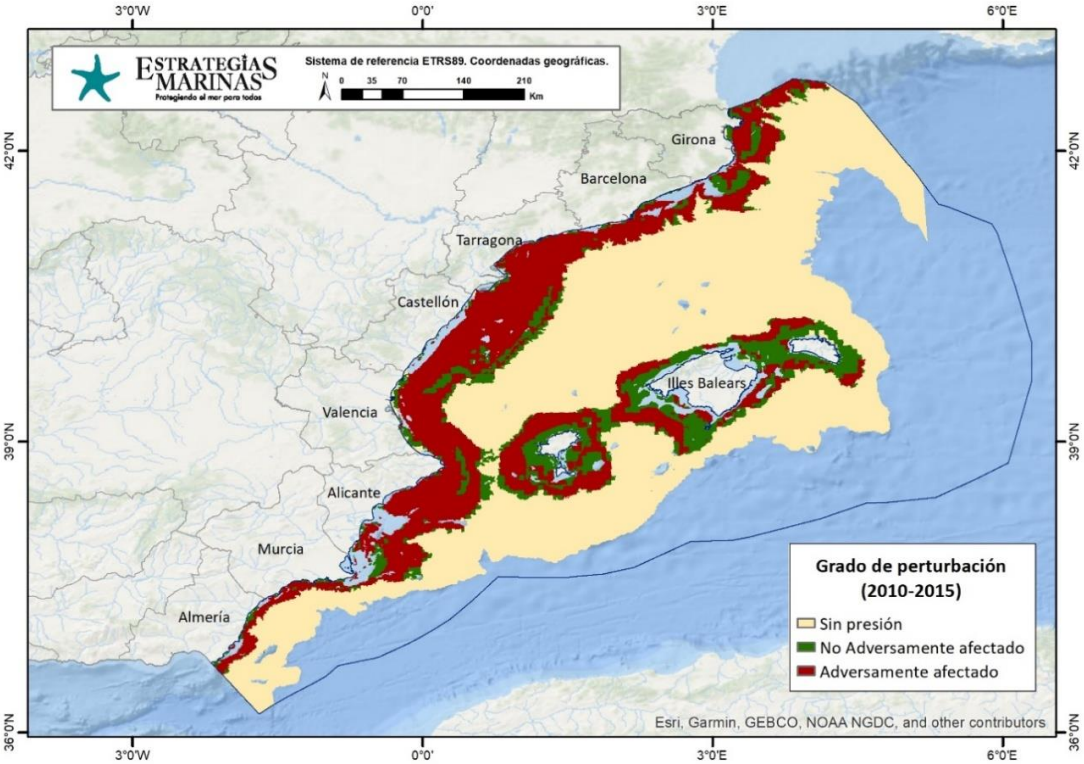


Figura 6. Distribución del grado de perturbación en la Demarcación Marina Levantino-Balear en relación a la pesca de arrastre para el periodo 2016-2022 aplicando el indicador SoS. Se han evaluado los hábitats BAT_BATLOW_SED, CIR_SND, CIR_MUD, CIRDP_MUD y CIRDP_SND, que suponen ~85,5 % de la huella de arrastre (~ 88,5 % excluyendo los hábitats rocosos).

Tabla 1. Área (en km^2), proporción (en %) y tendencia de cada BHT evaluado clasificado como; sin presión, no adversamente afectado (pero sometido a presión) y adversamente afectado.

Hábitat	Área (km^2)	Grado perturbación	Área (km^2)		Proporción (%)		Tendencia
			2010-2015	2016-2022	2010-2015	2016-2022	
BAT_BATLOW_SED	117.629,44	Sin presión	93.197,80	93.609,50	79,23	79,58	↗
		No adversamente afectado	5.975,58	8.245,82	5,08	7,01	
		Adversamente afectado	18.456,06	15.774,11	15,69	13,41	
CIR_SND	8.606,89	Sin presión	436,37	483,71	5,07	5,62	↗
		No adversamente afectado	3.688,05	4.297,42	42,85	49,93	
		Adversamente afectado	4.482,47	3.826,62	52,08	44,46	
CIR_MUD	7.403,51	Sin presión	56,27	72,55	0,76	0,98	↗
		No adversamente afectado	813,65	1.043,15	10,99	14,09	
		Adversamente afectado	6.533,59	6.287,80	88,25	84,93	
CIRDP_MUD	5.639,81	Sin presión	29,33	24,25	0,52	0,43	↔
		No adversamente afectado	2.079,40	2.058,53	36,87	36,50	
		Adversamente afectado	3.531,65	3.556,46	62,62	63,06	
CIRDP_SND	5.056,80	Sin presión	42,48	45,51	0,84	0,90	↗
		No adversamente afectado	3.590,32	3.740,01	71	73,96	
		Adversamente afectado	1.423,99	1.270,77	28,16	25,13	

Bibliografía

Bellas, J. (2014). The implementation of the Marine Strategy Framework Directive: Shortcomings and limitations from the Spanish point of view. Marine Policy, 50: 10-17.

Clarke, K.R., 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. Australian Journal of Ecology 18, 117–143.

Elliott, S. A., Guérin, L., Pesch, R., Schmitt, P., Meakins, B., Vina-Herbon, C., González-Irusta, J.M., de la Torriente, A., Serrano, A. (2018). Integrating benthic habitat indicators: Working towards an ecosystem approach. Marine Policy, 90, 88-94.

EMODnet (2021). Seabed Habitats. Available at: https://emodnet.ec.europa.eu/en/seabed-habitats

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.

ICES (2022). Workshop to scope assessment methods to set thresholds (WKBENTH2). ICES Scientific Reports. 4:70. 99 pp.

OSPAR (2023). Coordinated Environmental Monitoring Programme (CEMP) Guidelines Common Indicator Sentinels of the Seabed (SoS). OSPAR Agreement 2023-02.

Plaza-Morlote, M., García-Alegre, A., González-Irusta, J. M., Torriente, A., Fernández-Arcaya, U., Punzón, A. and Serrano, A. (2023). Sentinels of the Seabed. In: OSPAR, 2023: The 2023 Quality Status Report for the North-East Atlantic. OSPAR Commission, London.

Serrano, A., de la Torriente, A., Punzón, A., Blanco, M., Bellas, J., Durán-Muñoz, P., Murillo, F.J., Sacau, M., García-Alegre, A., Antolínez, A., Elliot, S., Guerin, L., Vina-Herbón, C., Marra, S., González-Irusta, J. M. (2022). Sentinels of Seabed (SoS) indicator: Assessing benthic habitats condition using typical and sensitive species. Ecological indicators, 140, 108979.

Smith, C., Papadopoulou, N., Sevastou, K., Franco, A., Teixeira, H., Piroddi, C., Katsanevakis, S., Fürhaupter, K., Beauchard, O., Cochrane, S., Ramsvatn, S., Feral, J. P., Chenuil, A., David, R., Kiriakopoulou, N., Zaiko, A., Moncheva, S., Stefanova, K., Churilova, T., Kryvenko, O. (2014). Report on identification of keystone species and processes across regional seas. Deliverable 6.1, DEVOTES Project. 105 pp + 1 Annex. doi: 10.13140/2.1.3227.7763.

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. Scientia Marina, 83S1, 9-20. https://doi.org/10.3989/scimar.04915.11X

Villnäs, A. (2013). Disturbance and ecosystem functioning: the role of changes in benthic biological traits. PhD Thesis Environmental and Marine Biology - Åbo Akademi University. Department of Bioscience.

Distribución espaciotemporal de la basura marina en caladeros del Mediterráneo noroccidental

Ferran Bustos [a, b], Marta Blanco [a, b], Marc Balcells [a, b], Víctor Martín-Vélez [a], Joan Sala-Coromina[a, b], Jordi Ribera-Altimir [a, b], Joan B. Company [a, b], Eve Galimany [a, b]

[a] Departament de Recursos Marins Renovables, Institut de Ciències del Mar (ICM-CSIC), Passeig Marítim de la Barceloneta 37–49, 08003 Barcelona, Catalonia, Spain

[b] Institut Català de Recerca per a la Governança del Mar (ICATMAR), Passeig Marítim de la Barceloneta 37–49, 08003 Barcelona, Catalonia, Spain

Introducción

La basura marina (BM), definida como cualquier material sólido persistente, manufacturado o procesado que se desecha, se elimina o se abandona en el entorno marino y costero, es un problema global que afecta a todos los océanos del mundo dada su naturaleza transfronteriza. A nivel ecológico, la BM puede causar distintos impactos perjudiciales en los organismos marinos como pueden ser enredos, asfixia y efectos ecotoxicológicos, entre otros. Además, también puede causar impactos socioeconómicos a las industrias que trabajan con productos del mar, transporte marítimo y turismo. En el mar Mediterráneo, debido a la fuerte presión antrópica a la que se ha visto sometido durante siglos y al tratarse de una cuenca semicerrada, el problema de la BM es especialmente acuciante, siendo considerado uno de los mares más contaminados del planeta. Para abordar el problema de la BM se han propuesto estrategias diversas que incluyen la prevención, el monitoreo, la limpieza y la combinación de algunas o todas ellas. Una de estas estrategias es la conocida como *Fishing for Litter* (FFL) que consiste en la recogida de BM capturada accidentalmente por embarcaciones pesqueras. Según la literatura se estima que hasta un 80% de la BM proviene de tierra. Por este motivo, los esfuerzos deberían enfocarse a la fuente del problema y para ello, datos sobre la cantidad y tipo de BM que se encuentra en los fondos oceánicos pueden ser muy útiles. Las estrategias FFL tienen un gran potencial para extraer basura del medio marino, pero además permiten obtener información muy valiosa sobre la BM a la que sería muy difícil acceder de otro modo. Por otro lado, ya que la densidad y composición de BM no es homogénea, es importante estudiarla a nivel local para poder abordar el problema globalmente. En este sentido, el monitoreo de recursos pesqueros que realiza el Instituto Catalán de Investigación para la Governanza del Mar (ICATMAR), que permite analizar la BM presente en caladeros de pesca de arrastre de la costa catalana, puede proporcionar datos muy valiosos para la gestión de estos residuos en tierra.

Objetivos

En este contexto, los objetivos de este estudio son, por un lado, caracterizar la BM presente en caladeros del Mediterráneo noroccidental y analizar su distribución espaciotemporal y, por otro, identificar qué factores contribuyen en mayor medida a su distribución.

Materiales y métodos

El presente estudio se enmarca dentro del programa de monitoreo continuo de los recursos pesqueros de la costa catalana que el ICATMAR realiza desde 2018 y, en concreto, el monitoreo

de la flota de arrastre. El área de estudio se encuentra en la costa catalana, localizada en el Mediterráneo noroccidental, incluida en la mitad norte de la subárea geográfica 6 (GSA06). Para llevar a cabo el muestreo, se seleccionaron nueve puertos a lo largo de la costa escogidas en base a su importancia tanto en capturas como en ingresos generados por la flota de arrastre catalana (Figura 1). Las muestras se obtuvieron a bordo de embarcaciones comerciales de arrastre entre noviembre de 2018 y diciembre de 2022 a través de pescas experimentales en tres estratos de profundidad (plataforma continental, talud superior y talud inferior) en un total de 420 lances y con una frecuencia de muestreo trimestral por puerto.

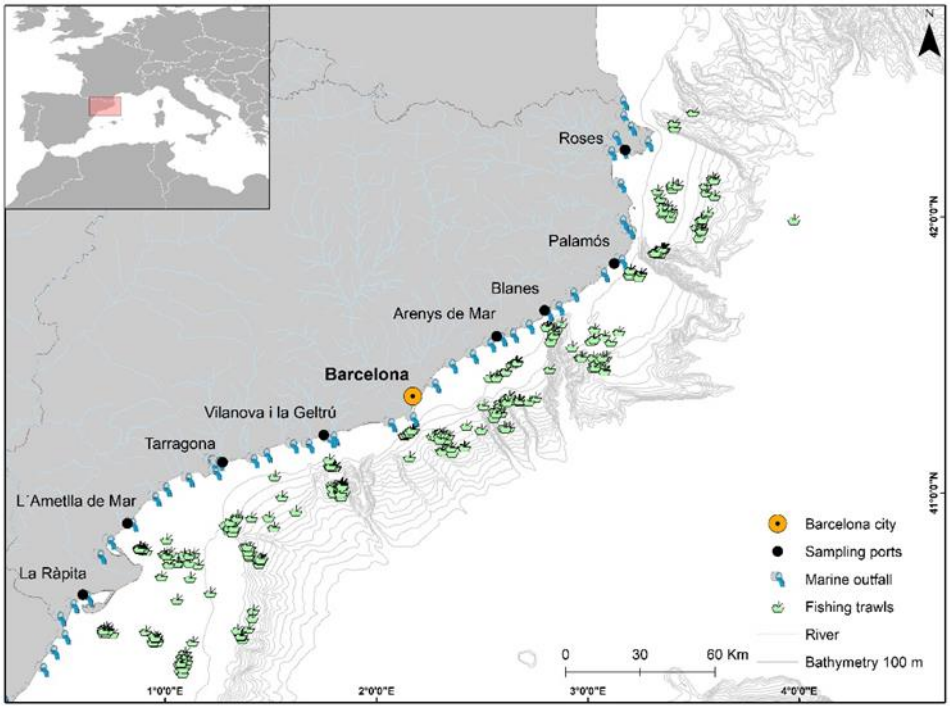


Figura 1. Mapa del área de estudio (costa catalana) con puntos negros indicando los puertos pesqueros a lo largo de la costa y un círculo naranja que señala la ciudad de Barcelona, la principal ciudad en el área de estudio (>1.500.000 habitantes). Los puntos medios de cada lance muestreado están representados por barcos verdes. Se muestran las distancias a los emisarios submarinos y las desembocaduras de ríos a lo largo de la costa. Las isolíneas batimétricas indican cambios de profundidad cada 25 metros.

Cada pesca se registró mediante GPS y se calculó la velocidad media (kn) y el tiempo efectivo de pesca (h), lo que, junto a las características del arte, permitió conocer el área barrida. En cada lance se recolectó todo el descarte o una submuestra, incluyendo la BM, y se trasladó al laboratorio para su posterior análisis. En el laboratorio, la BM se clasificó en seis categorías: metal, plástico, caucho, textiles, madera y otros residuos, siguiendo las directrices de la Directiva de la UE 2019/883. Una vez clasificados, los distintos objetos fueron pesados y se obtuvo su densidad estandarizada. Para el análisis de la distribución espaciotemporal de la BM se utilizó un modelo espacial GAM (Modelo Aditivo Generalizado, por sus siglas en inglés) y se tuvieron en cuenta diversos factores que afectan a la distribución de su densidad, como área de muestreo, estación del año, profundidad y proximidad a fuentes terrestres (ciudad,

desembocaduras de ríos, costa, y emisarios submarinos de plantas de tratamiento de aguas residuales). A continuación, se seleccionaron los factores más significativos para determinar el modelo más adecuado (en base al criterio de información de Akaike (AIC) y a la R^2). Además, tambiém se usó un modelo espacial GAM para evaluar el impacto del esfuerzo pesquero (calculado a partir del sistema VMS) en la densidad de BM. Por último, se utilizó el modelo GAM que mejor explica la variabilidad de densidad de BM para predecir su distribución espacial.

Resultados

Caracterización y distribución espacial de BM

La densidad de BM total y por categoría se muestra en la Tabla 1.

Tabla 1. Densidad media (± error estándar, EE) (kg/km²) para las seis categorías de basura marina obtenidas en los muestreos de arrastre de fondo del ICATMAR. La contribución de cada categoría al total de la basura marina por peso se expresa en porcentajes. Los valores mínimos y máximos para cada categoría de basura se calcularon sin considerar los valores cero.

Categoría	Media densidad (kg km^{-2})	Contribución (%)
Metal	2.09 ± 0.96	3.27
Plástico	5.35 ± 0.79	63.42
Goma	1.97 ± 0.78	1.11
Textil	1.01 ± 0.21	6.29
Madera	4.46 ± 0.55	19.27
Otros	2.90 ± 0.70	6.63
Total	8.22 ± 1.00	100

La BM apareció en el 97% de las pescas, con una densidad media de 7.91 ± 0.96 kg/km². En cuanto a las categorías de BM, mostraron densidades significativamente diferentes (ANOVA; $p < 0.001$). El plástico fue el que más contribuyó, representando el 63.42% de la densidad total de BM, con una densidad media de 5.35 ± 0.79 kg/km². En cambio, los textiles tuvieron la densidad más baja, con un valor medio de 1.01 ± 0.21 kg/km². Las mayores densidades se encontraron frente a Barcelona y las menores en los límites norte y sur del área de estudio (Figura 2).

Factores que afectan a la distribución de BM

Tal como se muestra en la Figura 3, las mayores densidades medias de BM se observaron en primavera (9.34 ± 2.46 kg/km²) y las más bajas en otoño (6.44 ± 1.43 kg/km²). En cuanto a los estratos de profundidad, la densidad más alta de BM se encontró en la plataforma continental (11.60 ± 1.91 kg/km²) y la más baja en el talud inferior (4.15 ± 0.97 kg/km²).

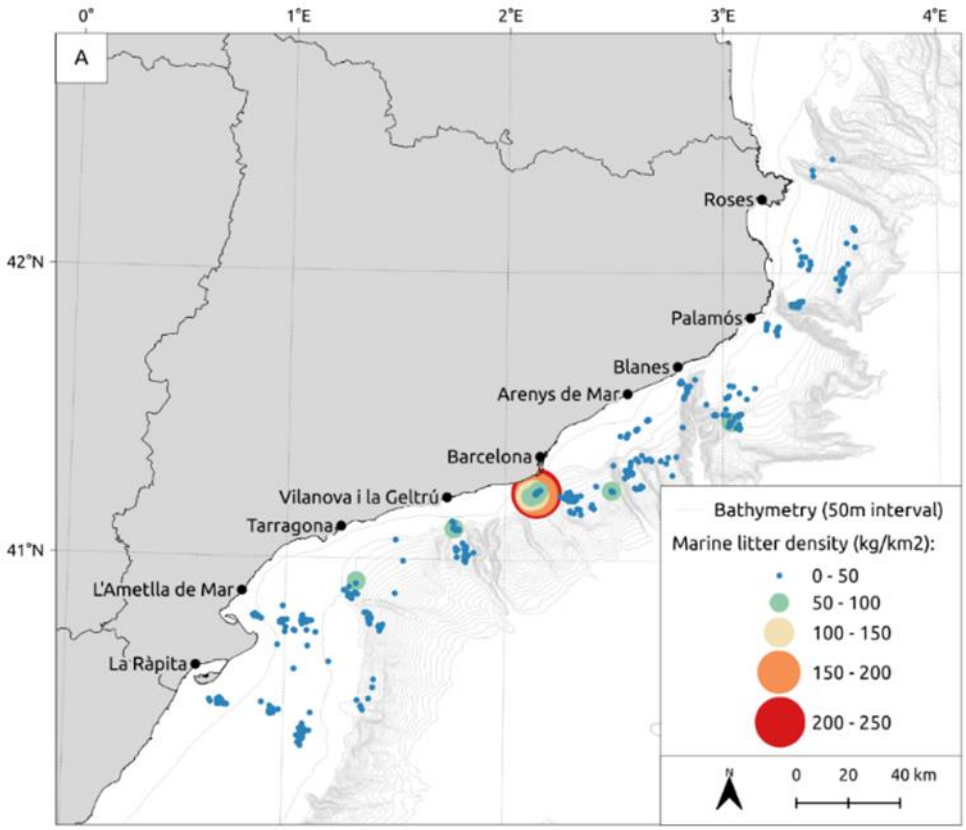


Figura 2. Distribución espacial de la densidad (kg/km²) de basura marina en el fondo marino registrada en los muestreos de arrastre de fondo de ICATMAR, representada por círculos de colores.

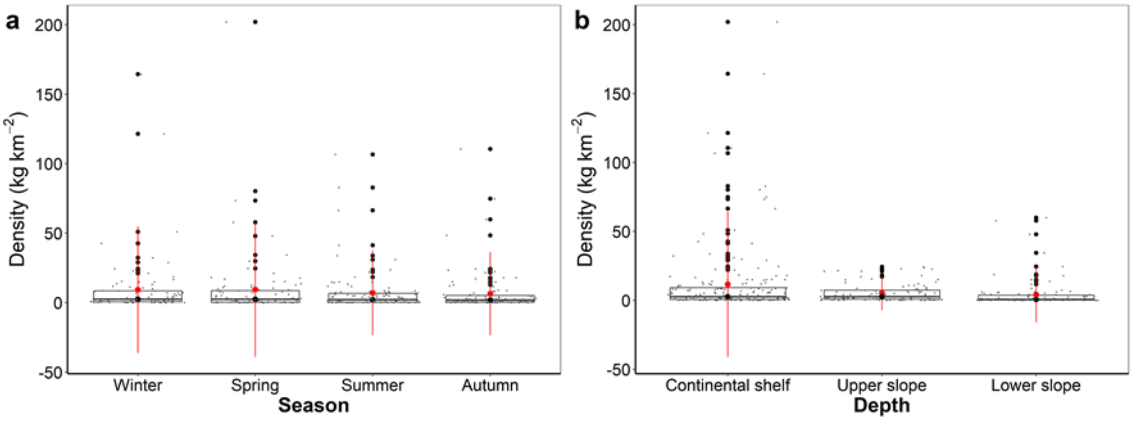


Figura 3. Densidad de basura marina para cada estación del año (a) y estrato de profundidad (b), representadas con diagramas de caja que detallan la mediana (líneas negras), la media (punto rojo), la desviación de la media (líneas verticales rojas), los valores atípicos (valores superiores a 1.5 rangos intercuartílicos) (puntos negros), el primer y tercer cuartil (límites inferior y superior de la caja) y los valores para cada pesca (puntos grises).

En cuanto a la relación entre el esfuerzo pesquero y la distribución de la BM en el área de estudio, no se encontró ninguna relación significativa (Tabla 2).

Tabla 2. Resumen de los resultados del Modelo Aditivo Generalizado (GAM). Los siguientes parámetros explican la distribución de la densidad de basura marina desde la plataforma continental hasta el talud inferior en el margen continental catalán. Para cada uno de los parámetros y términos analizados, el intervalo de significancia se expresa de la siguiente manera: (***) $p < 0.001$, (***) $p < 0.01$, (*) $p < 0.05$, (.) $p < 0.1$. edf: grado de libertad efectivo; Ref.df: grado de libertad de referencia

Modelo: Densidad BM (kg km^{-2}) ~ s(Latitud, Longitud) + s(esfuerzo pesquero)					
Smooth terms	edf	Ref.df	F	p-value	
s(latitud, longitud)	21.359	25.398	7.024	$< 2*10^{-16}$	***
s(esfuerzo pesquero)	1.001	1.002	0.127	0.723	ns

Predicciones de densidad espacial de BM

De entre los distintos modelos testeados, el que mejor explica la distribución de BM incluye la localización de muestreo (latitud, longitud), distancia a la desembocadura de río y distancia a un emisario submarino, explicando el 46.8% de la distribución espacial de la basura marina (Tabla 3).

Tabla 3. Resumen de los resultados del Modelo Aditivo Generalizado GAM) que mejor se ajusta tras la selección del modelo. Los siguientes parámetros explican la distribución de la densidad de basura marina desde la plataforma continental hasta el talud inferior en el margen continental catalán. Para cada uno de los parámetros y términos analizados, el intervalo de significancia se expresa de la siguiente manera: (***) $p < 0.001$ and (**) $p < 0.01$ (*) $p < 0.05$ (.) $p < 0.1$. edf: grado de libertad efectivo; Ref.df: grado de libertad de referencia. DE: desviación explicada.

Modelo: Densidad BM (kg km^{-2}) ~ s(Latitud, Longitud) + s(esfuerzo pesquero)					
Smooth terms	edf	Ref.df	F	p-value	
s(latitud, longitud)	21.359	25.398	7.024	$< 2*10^{-16}$	***
s(esfuerzo pesquero)	1.001	1.002	0.127	0.723	ns

La Figura 4 muestra las predicciones del modelo escogido sobre la distribución espacial de la densidad de BM. Las mayores densidades aparecen frente a Barcelona, cerca de Tarragona y en la plataforma continental entre Palamós y Blanes. De acuerdo con las predicciones del modelo, se observó una menor densidad de basura marina en los límites norte y sur del margen continental catalán.

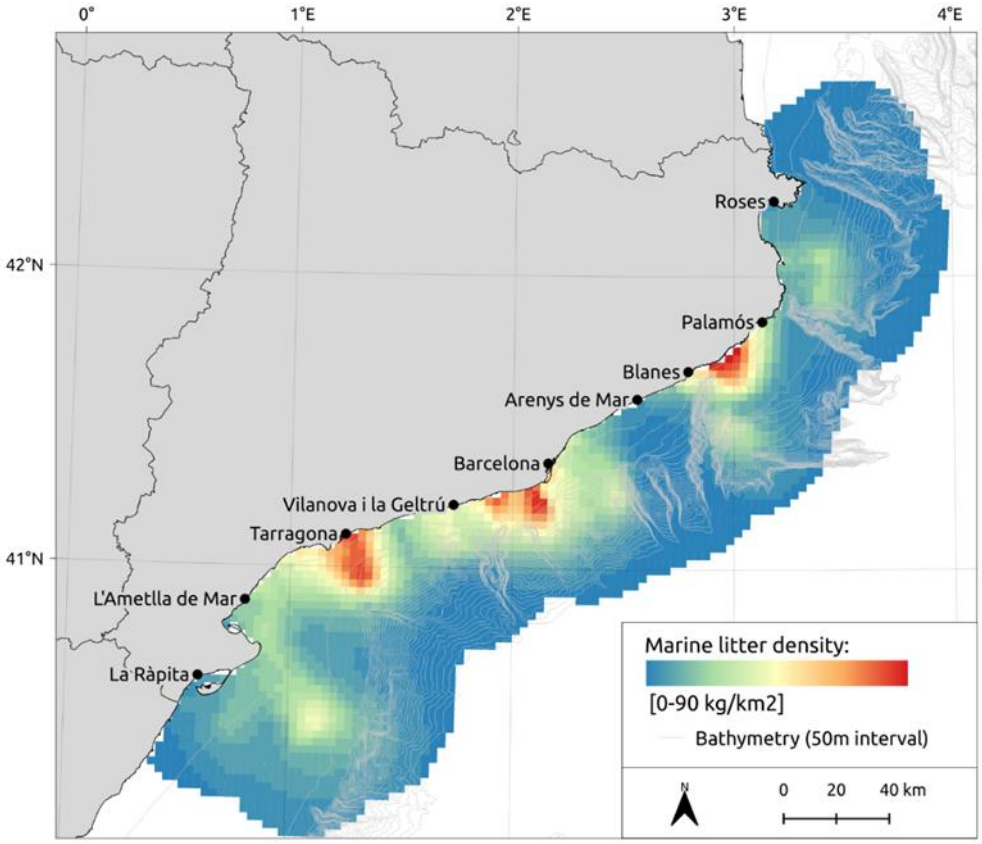


Figura 4. Mapa generado a partir del Modelo Aditivo Generalizado (GAM) que predice la distribución espacial de la densidad de BM en el margen continental catalán.

En la Figura 5 se muestra correlación entre las predicciones del modelo y la densidad de BM observada en cada punto se muestra, con un valor de r-cuadrado de 0.56.

Conclusiones

Los resultados obtenidos en este estudio corroboran que el plástico es el tipo de residuo más común en el área de estudio (63% de contribución al total), lo que concuerda con otros estudios realizados en el mar Mediterráneo y pone de manifiesto la necesidad de implementar políticas específicas de gestión y reducción de este tipo de material para mitigar su impacto ambiental. En relación a la distribución espacial de BM, se observaron zonas con altas densidades cerca de grandes centros urbanos, especialmente Barcelona, lo que sugiere que las actividades humanas en áreas costeras influyen significativamente en la acumulación de residuos en el mar. Además, se han observado variaciones estacionales con las mayores concentraciones en primavera y en aguas poco profundas, lo que puede estar relacionado con cambios estacionales en las actividades humanas, descargas fluviales y ciclos naturales relacionados con procesos oceanográficos, y la cerrcanía a fuentes terrestres de contaminación, respectivamente.

Asimismo, los análisis muestran que la cercanía a fuentes terrestres como desembocaduras de ríos y emisarios submarinos juega un papel clave en la distribución de BM. El enfoque de este estudio, al distinguir entre diferentes fuentes terrestres en contraste con otros estudios que sólo consideran la distancia hasta la costa, fortalece su capacidad predictiva y proporciona una comprensión más detallada de los factores que contribuyen a la distribución de la BM. También se analizó la relación entre el esfuerzo pesquero y la densidad de BM y no se observó ninguna correlación significativa. Estos resultados sugieren que las actividades de la flota de arrastre catalana no tienen influencia sobre la distribución de BM. En general, los resultados de este estudio aportan información relevante para la gestión y reducción de la BM en el margen continental catalán. La identificación de puntos críticos y de los factores que afectan a la acumulación de BM pone de manifiesto la necesidad de intervenciones específicas, especialmente en áreas cercanas a centros urbanos y desembocaduras de ríos. Las estrategias de gestión efectivas deben tener en cuenta la dinámica espacial y temporal de la distribución de BM y centrarse en reducir los aportes desde fuentes terrestres para mitigar su impacto en los ecosistemas costeros y marinos.

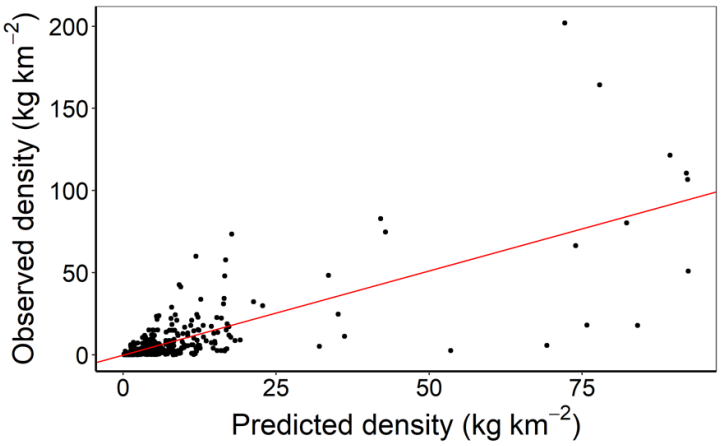


Figura 5. Correlación entre la densidad de BM observada y la predicha (kg/km²) en el margen continental catalán.

Referencias

Blanco, M., Balcells, M., Martín-Vélez, V., Sala-Coromina, J., Ribera-Altimir, J., Bustos, F., Company, J.B., Galimany, E. (In preparation). Spatio-temporal distribution of marine litter on fishing grounds in the NW Mediterranean Sea.

Gestión pesquera en el Mar Menor

Obdulia Gómez, José Peñalver, Francisco J. Murcia, Emilio María-Dolores, Miguel A. Sánchez, Monserrat Delgado, José Molina y Elvira Viuda.

Servicio de Pesca y Acuicultura. Dirección General de Producción Agrícola, Ganadera y Pesquera. Consejería de Agua, Agricultura, Ganadería y Pesca. obdulia.gomez@carm.es.

Resumen

El Mar Menor es una laguna hipersalina, con características geológicas, hidrológicas y faunística que la hacen singular. En las últimas décadas se ha visto sometida a presiones de naturaleza antropogénica que han provocado modificaciones sustanciales y que, entre otras muchas consecuencias, ha variado su flora y fauna y por tanto la actividad pesquera. En el presente trabajo se describe la normativa pesquera aplicable a esta laguna y se detalla la evolución de las principales especies pesqueras en las dos últimas décadas.

El Mar Menor: laguna singular

El Mar Menor es una laguna hipersalina siendo una de las mayores lagunas costeras en la región del Mediterráneo. Tiene una profundidad máxima de 7 m y una profundidad media de 4.5 m. Con una extensión de 135.5 km^2, el perímetro es de 74 km y el volumen total de agua de la laguna es de 610 hm^3. La Manga es un banco de arena de 23 kilómetros de longitud, con una anchura máxima de 900 m, actúa como una barrera entre la laguna y el mar Mediterráneo. Tres canales principales de poca profundidad conectan la laguna con el Mar Mediterráneo (Encañizadas, El Estacio y Marchamalo). La costa es de baja altitud, siendo las playas arenosas o rocosas. El clima en la zona es semiárido mediterráneo, con temperaturas medias anuales que van desde los 15°C a los 17°C (*Belando et al., 2017*).

La salinidad del Mar Menor oscila entre 42 y 47, y la temperatura del agua varía desde 10°C en invierno a 31°C en verano. Los intercambios de agua están regulados por las diferencias en el nivel del mar entre la laguna, que no tiene variaciones del nivel del mar apreciables, y el Mar Mediterráneo, sometido a la dinámica de las mareas.

Antes de las grandes transformaciones producidas por la acción directa del hombre, la laguna se caracterizaba por tener aguas oligotróficas e hipersalinas dominadas por fondos sedimentarios con praderas de *Cymodocea nodosa* (*Navarro, 1927; Lozano, 1954*) y *Ruppia cirrhosa*. En la actualidad, la temperatura y salinidad de la laguna son más suaves, la composición de las comunidades bentónicas y planctónicas ha cambiado significativamente y el grado de contaminación de sus aguas y sedimentos es apreciable (*Pérez-Ruzafa et al., 2002; Más, 1994*).

En la década de los 70, la ampliación de la gola del Estacio supone el cambio significativo de la hidrografía lagunar y su ecosistema. Esta actuación produjo un incremento significativo en las tasas de intercambio de agua con el Mediterráneo que provocó un proceso de "mediterraneización" de la laguna, fenómeno que suavizó los valores de salinidad y moderó las temperaturas extremas estivales e invernales (Mas, 1994). Estos cambios permitieron la entrada y el asentamiento de especies mediterráneas, como el alga *Caulerpa prolifera* y, posteriormente, la nacra (*Pinna nobilis*).

De forma paralela, se produjo un cambio en las prácticas agrícolas desarrolladas en la extensa superficie del campo de Cartagena que ocupa gran parte de la cuenca de drenaje de la laguna, donde los cultivos tradicionales de secano fueron sustituidos por cultivos intensivos de regadío (*Carreño-Fructuoso, 2015*). Este cambio conllevó un marcado incremento en el aporte a la laguna de aguas excedentarias agrícolas con elevada carga de nutrientes y partículas en suspensión (*Velasco et al., 2006*). Esta entrada se produce de forma discontinua a través de las ramblas, de las aguas subterráneas y por los emisarios de aguas residuales urbanas, y se produce especialmente durante los episodios de lluvias torrenciales, que en el caso de la Rambla del Albujón representan el 70% del total anual de entrada de agua en la laguna (*Moreno-González et al., 2013*).

Históricamente los residuos mineros procedentes de la sierra de Cartagena-La Unión eran vertidos directamente a la laguna a través de las ramblas y aunque actividad ha cesado, los metales siguen entrando arrastrados por las escorrentías de las lluvias torrenciales (*Marín-Guirao et al., 2007*), acumulándose en los sedimentos lagunares y en mayor o menor grado en todos los compartimentos bióticos de la laguna (*Benedicto et al., 2009*).

Por otro lado, la expansión turística y urbanística experimentada en las últimas décadas ha dado lugar a una gran antropización del entorno lagunar, ocasionando notables impactos debido a la construcción de puertos, dragados, paseos marítimos, espigones, playas artificiales y las ganancias de terreno a la laguna.

Todas estas presiones han actuado durante décadas sobre el ecosistema lagunar y las comunidades que lo componen, alterando su estructura y funcionamiento. Como consecuencia de todo ello, se han producido episodios de eutrofización de la laguna, con un episodio generalizado en el año 2016, con gran repercusión social y mediática. Esta crisis ha generado la implementación, por parte de las administraciones implicadas, de medidas urgentes y a medio y largo plazo, para disminuir en lo posible la entrada de compuestos a la laguna, disminuir las actividades con impacto y a realizar estudios y planes de monitorización.

Todas estas modificaciones sobre el Mar Menor han tenido su repercusión sobre la fauna presente y por tanto sobre la actividad pesquera.

Normativa pesquera en el Mar Menor

La actividad pesquera en el Mar Menor está sometida a la amplia legislación que regula esta actividad de forma general en todo el estado español y la Unión Europea y de forma específica en el Mediterráneo. Implica normativa sobre artes de pesca, tallas mínimas, vedas de pesca, etiquetado, trazabilidad, higiene, etc. Así mismo es de aplicación la normativa autonómica, como la Ley de Pesca y Acuicultura de la Región de Murcia o las órdenes que regulan los periodos de descanso del calamento de artes de pesca, la que regula los puntos autorizados para desembarcar productos pesqueros o la orden que regula las zonas de producción de moluscos bivalvos.

La gestión sectorial de la actividad pesquera en el Mar Menor se realiza a través de la Cofradía de Pescadores de San Pedro del Pinatar. Su funcionamiento, al igual que el resto de Cofradías

de la Región, se regula a través de la Ley 2/2007, de 12 de marzo, de Pesca Marítima y Acuicultura de la Región de Murcia.

De forma específica, la pesca profesional en la laguna está regulada por el Decreto 91/1984, de 2 de agosto, de la Consejería de Agricultura, Ganadería y Pesca, por el que se aprueba el Reglamento de Pesca en el Mar Menor. Este Decreto sustituyó la Real Orden de 27 de julio de 1910, que aprobó el «Reglamento para la pesca y uso de artes para la misma en la albufera del Mar Menor». En la actualidad, el órgano competente en materia pesquera de la Comunidad Autónoma está tramitando la publicación de una nueva normativa que actualice el Reglamento de Pesca del Mar Menor. Las características principales del actual Reglamento son las siguientes:

a. Artes de Pesca. Las artes de pesca permitidas en el Mar Menor son Pantasana, pantasaneta, moruna, paranzas del seco, paranzas del hondo, langostineras, chirreteras, palangre y encañizada. En el caso de las encañizadas, además de describir el arte, establece las reglas para su uso y gestión. Se prohíbe de forma explícita el uso de artes de arrastre.

b. Compañías de Pesca: Se delimitan y se establece las normas de uso de 17 zonas de pesca o compañías situadas en la ribera del mar menor de la Manga. (Figura 1)

c. Se establecen vedas y tallas mínimas para peces, moluscos y crustáceos: En la actualidad la veda de la anguila se ha modificado, así como la talla mínima del boquerón, dorada, magre, mújol y langostino en aplicación de normativa europea. (Figura 2)

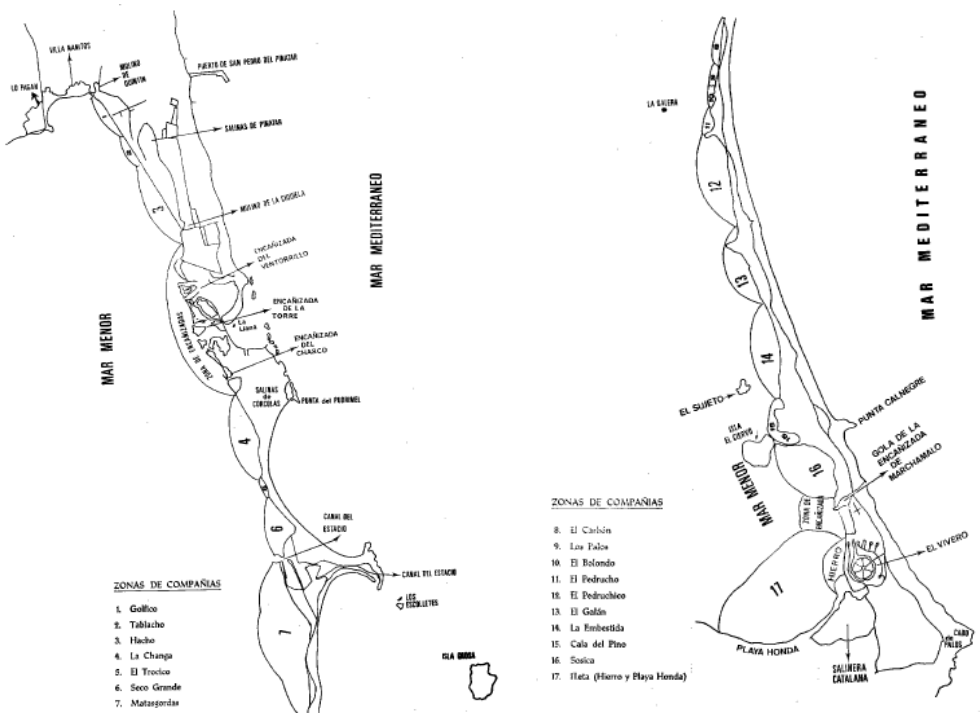


Figura 1. Compañías de pesca

ESPECIE	Epoca de veda	Dimensiones mínimas	Forma de hacer la medición
PECES			
Anguila	01-04 a 30-09 (1)	38 cm.	Medidas desde la punta del morro hasta la extremidad de la aleta de la cola.
Boquerón	01-03 a 31-10	8 cm.	» »
Chapas	—	7 cm.	» »
Chirrete	01-04 a 30-09	—	» »
Dorada	Sin veda	18 cm.	» »
Lecha	—	30 cm.	» »
Lenguado	—	20 cm.	» »
Lubina	—	25 cm.	» »
Magre	—	12 cm.	» »
Mújol	—	22 cm.	» »
Salmonete	01-03 a 30-09	11 cm.	» »
Sardina	—	11 cm.	» »
MOLUSCOS			
Ostra	01-05- a 01-10	6 cm.	En el sentido de su eje mayor, o sea en el mayor longitud.
CRUSTACEOS			
Langostino	16-07 a 31-08 01-12 a 30-04	9 cm.	Desde el ojo de arranque de la aleta central de la cola.
Quisquilla	—	3 cm.	En su mayor dimensión. Se medirán los ejemplares medios de cada piña.

Figura 2. Vedas y tallas mínimas

Pesquerías del Mar Menor

Las capturas pesqueras en el Mar Menor se caracterizan por una baja diversidad de especies, pues sólo 10 especies suponen el 96% de capturas de peces mientras que en el caso de los crustáceos dos especies, el langostino y cangrejo azul, representan el 98% de las capturas.

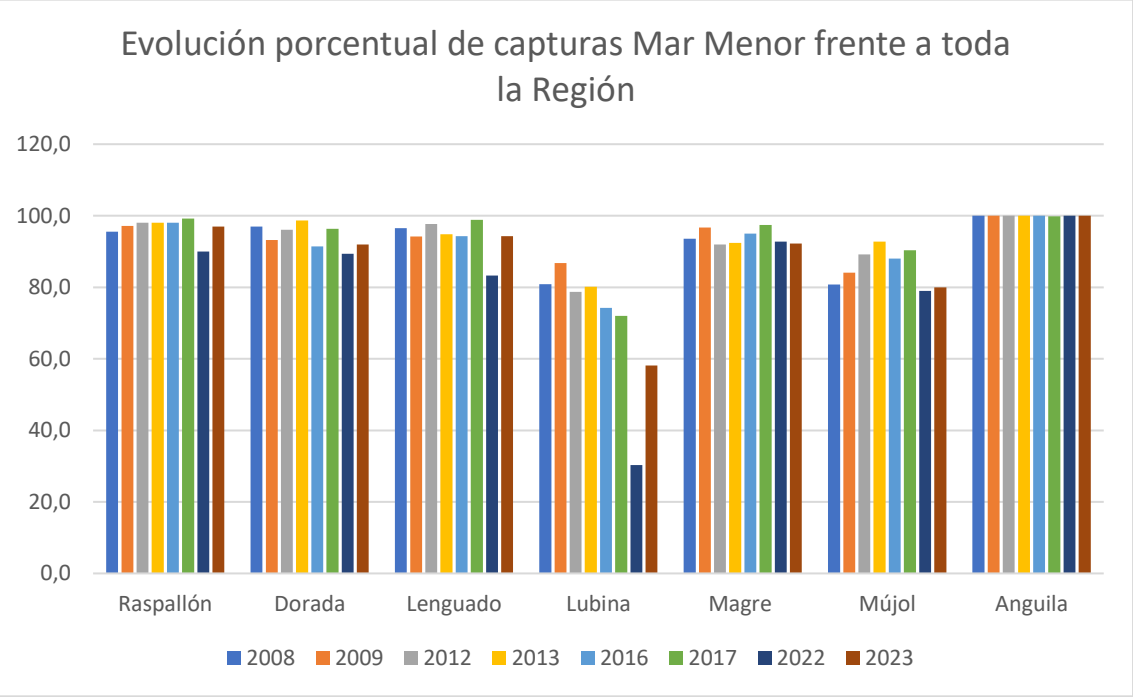
En la tabla siguiente se representan los valores de capturas en kg y los valores económicos de esas capturas, así como los porcentajes que suponen para cada grupo de capturas (peces, crustáceos y moluscos) en el año 2023:

Especie	Kg	%	Euros	%
Peces	151.789,6	88,59	1.339.195,4	82,79
Crustáceos	19.398,6	11,32	277.426,3	17,15
Moluscos	141,9	0,08	967,3	0,06
Total	171.330,1		1.617.589,0	

Como se observa, el porcentaje en peso de las capturas de peces supone el 88,6% de las mismas, si bien en términos económicos suponen sólo el 82,8% de los ingresos de los pescadores, básicamente porque la especie predominante en las capturas de crustáceos es el langostino, que alcanza un valor medio en lonja normalmente superior al de las distintas especies de peces.

Las especies que se capturan en el Mar Menor presentan la característica que casi todas ellas se capturan en un porcentaje muy alto sólo en el Mar Menor. En la siguiente gráfica se muestran los porcentajes de las capturas de las especies más importantes de peces del Mar Menor respecto al total de las capturas de esas mismas especies procedentes de todos los puertos del

Mediterráneo de la Región de Murcia. En algunas especies, como la anguila (*Anguilla anguilla*), las capturas del Mar Menor representan el 100% de las capturas regionales. En muchas especies: raspallón (*Diplodus annularis*), dorada (*Sparus aurata*), lenguado (*Solea spp*) o magre (*Lithognatus mormyrus*) los porcentajes se sitúan por encima del 95%.



En el caso de los crustáceos, las dos especies más importantes capturadas en al Mar Menor, langostino y cangrejo azul se capturan en la Región de Murcia exclusivamente en el Mar Menor. También se captura quisquilla (*Palaemon elegans* y *Palaemon adspersus),* mientras que la pesca del cangrejo mediterráneo está vedada por el descenso drástico de sus poblaciones.

Respecto a la pesca de moluscos, en la actualidad se compone exclusivamente por mínimas capturas de cefalópodos. Se captura, según temporadas, sepias y de forma esporádica ejemplares de pulpo e incluso calamar. En el Mar Menor hay una zona autorizada para producción de moluscos, la zona marítima de Las Encañizadas, para la recolección de almeja fina *(Ruditapes spp*). Sin embargo, la captura de moluscos bivalvos está vedada por la Orden de 22 de julio de 2024, de la Consejería de Agua, Agricultura, Ganadería y Pesca, por la que se prorroga la veda para la pesca de moluscos bivalvos en aguas interiores de la Región de Murcia Menor establecida por Orden de 16 de junio de 2005.

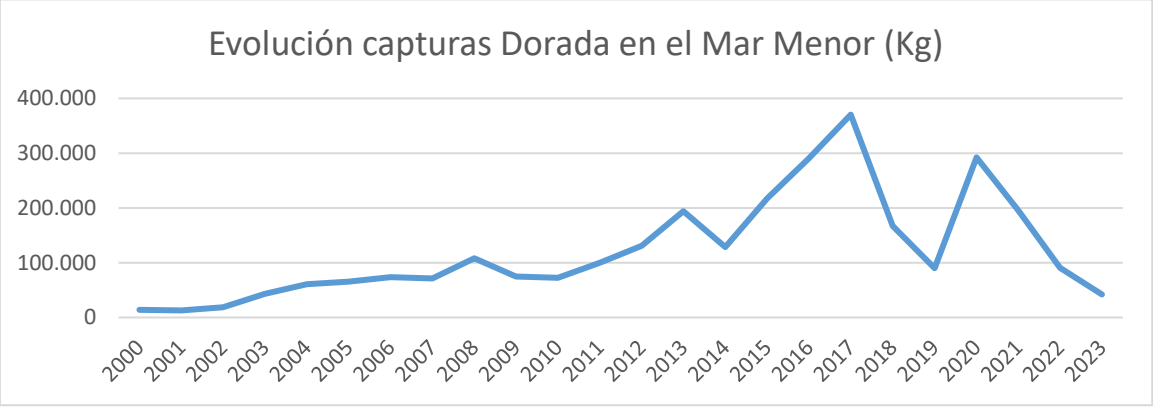
A continuación, se describen las características de la pesquería de las principales especies capturadas en el Mar Menor, así como su evolución en las dos últimas décadas:

Dorada (*Sparus aurata*)

Esta especie no presenta época de veda. La talla mínima establecida en 20 cm. La dorada ha sido la principal especie de interés pesquero dentro del Mar Menor las últimas décadas,

representando la mayoría de capturas e ingresos de la flota pesquera artesanal. Sin embargo, las capturas han disminuido drásticamente las últimas campañas. A diferencia del langostino, que tiene asociado un tipo de arte muy característico, la dorada se pesca con una diversidad mayor de artes de pesca, cada uno de ellos con sus particularidades en cuanto a esfuerzo pesquero, época del año, selectividad de los artes etc. Los artes más empleados en la captura de la dorada son los artes de trampa como paranzas claras, encañizadas, charamitas, artes de enmalle como la beta (tena) y la moruna de trasmallo y artes activos como la pantasana.

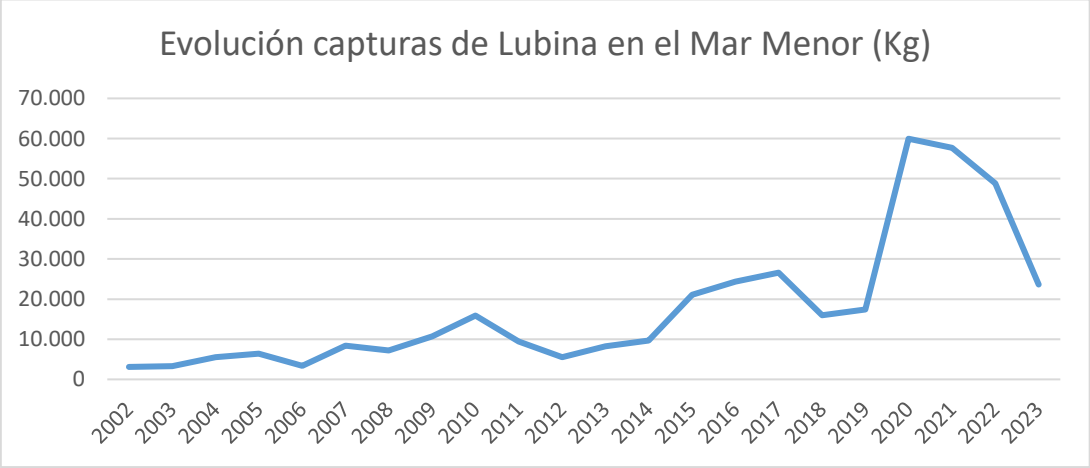
Año	peso (Kg)	precio (€)	€/Kg
2000	13.804	116.519	8,44 €
2001	12.894	117.119	9,08 €
2002	18.487	158.567	8,58 €
2003	43.380	190.855	4,40 €
2004	60.828	393.783	6,47 €
2005	65.363	365.574	5,59 €
2006	73.553	357.851	4,87 €
2007	71.224	484.346	6,80 €
2008	108.171	659.161	6,09 €
2009	74.773	515.834	6,90 €
2010	72.222	382.796	5,30 €
2011	99.989	505.612	5,06 €
2012	130.852	652.180	4,98 €
2013	194.046	1.002.867	5,17 €
2014	128.507	860.371	6,70 €
2015	217.413	1.675.614	7,71 €
2016	291.030	1.187.888	4,08 €
2017	370.316	2.149.408	5,80 €
2018	167.080	1.525.080	9,90 €
2019	90.215	1.096.609	12,16 €
2020	292.463	2.339.123	8,00 €
2021	195.660	2.512.296	12,84 €
2022	90.721	830.048	9,15 €
2023	41.991	570.672	13,59 €



Lubina (*Dicentrarchus labrax*)

Esta especie no presenta época de veda y se captura durante todo el año. La talla mínima viene es de 25 cm, que es la misma que se reflejaba en el Reglamento de Pesca del Mar Menor. En el Mar Menor se capturan con paranza, palangre, red de pelo, encañizada y pantasana. La tendencia en las capturas ha ido incrementándose las dos últimas décadas, si bien el pasado año bajó considerablemente.

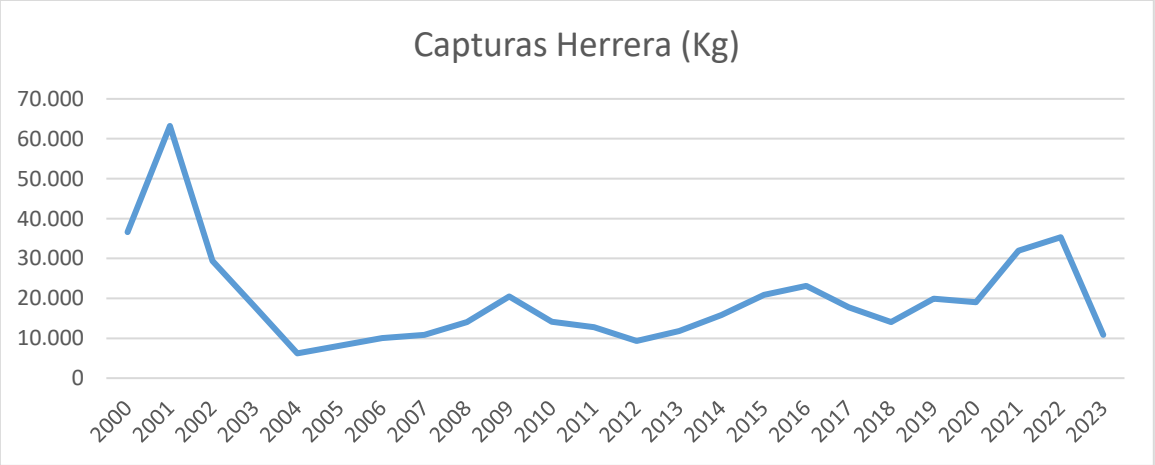
Año	peso (Kg)	precio (€)	€/Kg
2002	3.106	49.854	16,05 €
2003	3.258	42.436	13,03 €
2004	5.510	54.091	9,82 €
2005	6.384	74.559	11,68 €
2006	3.397	56.350	16,59 €
2007	8.385	136.737	16,31 €
2008	7.195	109.726	15,25 €
2009	10.737	149.104	13,89 €
2010	15.913	203.106	12,76 €
2011	9.424	149.293	15,84 €
2012	5.518	81.586	14,78 €
2013	8.237	114.774	13,93 €
2014	9.671	124.739	12,90 €
2015	21.104	189.109	8,96 €
2016	24.333	235.515	9,68 €
2017	26.544	239.490	9,02 €
2018	15.971	196.828	12,32 €
2019	17.381	182.785	10,52 €
2020	59.950	394.351	6,58 €
2021	57.681	481.830	8,35 €
2022	48.859	574.409	11,76 €
2023	23.602	321.083	13,60 €



Magre o herrera (*Lithognatus mormyrus*)

Esta especie no presenta época de veda y se captura durante todo el año. La talla mínima establecida en 20 cm por reglamento comunitario. En el Mar Menor, los artes más empleados en la captura del magre son artes trampa como las paranzas y artes activos como la pantasana. Se capturan con casi todos los artes. Sus capturas son muy constantes, notable descenso la última campaña.

Año	peso (Kg)	precio (€)	€/Kg
2000	36.593	116.370	3,18 €
2001	63.221	224.810	3,56 €
2002	29.414	124.277	4,23 €
2003	17.917	92.455	5,16 €
2004	6.214	32.652	5,25 €
2005	8.153	45.861	5,62 €
2006	10.083	53.224	5,28 €
2007	10.828	58.179	5,37 €
2008	14.050	72.129	5,13 €
2009	20.442	110.974	5,43 €
2010	14.168	74.077	5,23 €
2011	12.781	78.372	6,13 €
2012	9.332	47.545	5,09 €
2013	11.786	58.547	4,97 €
2014	15.846	93.541	5,90 €
2015	20.912	124.763	5,97 €
2016	23.142	154.336	6,67 €
2017	17.723	113.822	6,42 €
2018	14.035	89.296	6,36 €
2019	19.883	123.208	6,20 €
2020	19.059	118.531	6,22 €
2021	31.960	225.686	7,06 €
2022	35.347	245.475	6,94 €
2023	10.844	76.599	7,06 €



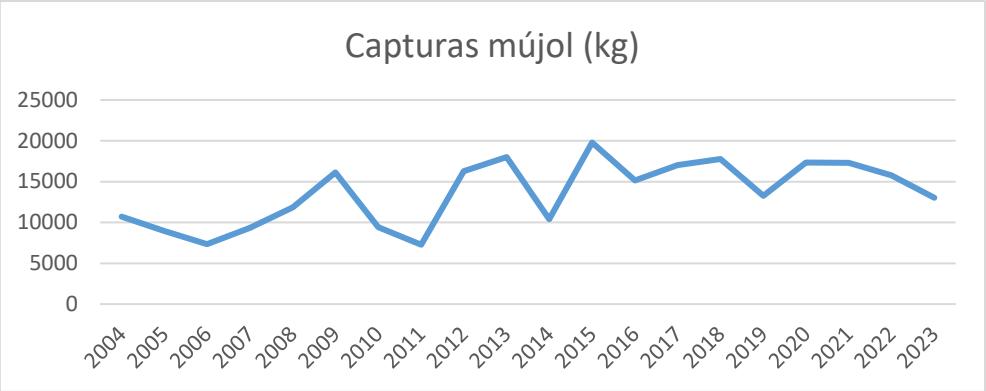
Mújol (*Mugil sp.*)

Dentro de la denominación genérica de mújol, en el Mar Menor se engloban 5 especies de mugílidos:

i. Galupe (*Liza aurata*; Risso, 1810)
ii. Galua (*Liza saliens*; Risso, 1810)
iii. Lisa (*Chenon labrosus*; Risso, 1826)
iv. Morragute (*Liza ramada*; Risso, 1810)
v. Pardete (*Mugil cephalus*; Linnaeus, 1758)

No presenta época de veda en el Mar Menor. En el Reglamento de Pesca del Mar Menor tenía una talla mínima de captura de 22 cm, si bien fue derogada por la talla de 16 cm, en aplicación del Real Decreto 560/1995 de 7 de abril, se establecen las tallas mínimas de captura y consumo de las diferentes especies pesqueras. En el Mar Menor estas especies se capturan con beta, pantasana, paranzas claras y encañizadas.

Años	peso (kg)	precio (€)	€/Kg
2004	10.714	n.d.	n.d.
2005	8.937	n.d.	n.d.
2006	7.325	n.d.	n.d.
2007	9.326	n.d.	n.d.
2008	11.843	n.d.	n.d.
2009	16.130	n.d.	n.d.
2010	9.417	n.d.	n.d.
2011	7.273	n.d.	n.d.
2012	16.295	24.465	1,50 €
2013	18.001	37.056	2,06 €
2014	10.391	26.731	2,57 €
2015	19.785	41.549	2,10 €
2016	15.133	30.152	1,99 €
2017	17.041	27.287	1,60 €
2018	17.750	54.109	3,05 €
2019	13.266	42.125	3,18 €
2020	17.343	59.255	3,42 €
2021	17.287	51.603	2,99 €
2022	15.756	55.078	3,50 €
2023	13.023	44.709	3,43 €



Anguila (*Anguilla anguilla*)

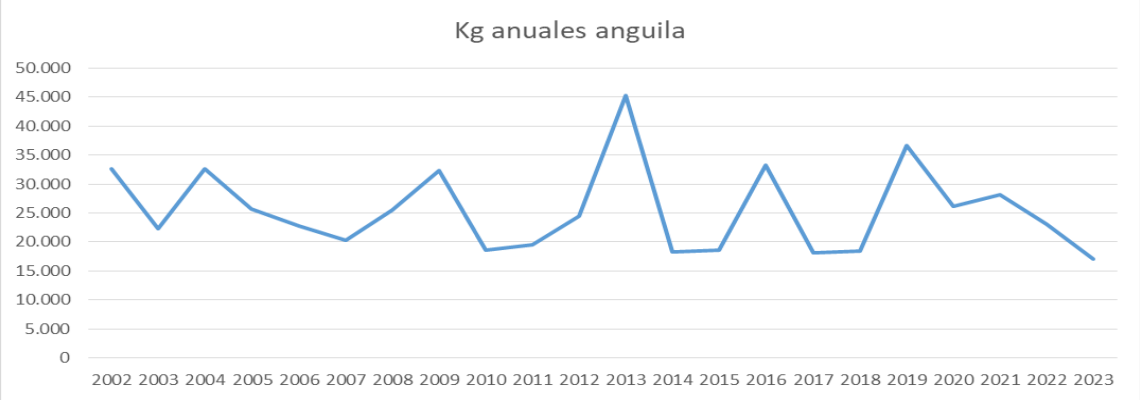
En el Mar Menor la anguila se ha capturado con dos artes de pesca, la paranza y el palangre. En la actualidad, el uso del palangre es casi testimonial. La pesca de la anguila en el Mar Menor tiene limitada la talla mínima de captura en 38 centímetros, lo cual supone una medida conservacionista y de gestión de gran interés para esta especie conforme al Decreto 91/84, de 2 de agosto, por el que se aprueba el Reglamento del Mar Menor.

La Orden de 15 de febrero de 2019, de la Consejería de Agua, Agricultura, Ganadería y Pesca, por la que se establece una veda de pesca de la anguila (*Anguilla anguilla*), permite pescar sólo en diciembre, la primera quincena de enero y el mes de marzo. Por otro lado, la Orden de 24 noviembre de 2021, de la Consejería de Agua, Agricultura, Ganadería, Pesca y Medio Ambiente, establece un límite capturas por campaña para la anguila en el Mar Menor. Dicho límite se ha situado en 25 toneladas. La Unión Europea puso en vigor el Reglamento del Consejo Europeo de la Unión Europea Nº 1100/2007 de 18 de septiembre de 2007 por el que se establecen medidas para la recuperación de la población de anguila europea, que obliga a los países miembros a diseñar planes de gestión para esta especie.

El Servicio de Pesca y Acuicultura elaboró el Plan de Gestión de la Anguila en Murcia que se integró en el Plan de Gestión de la Anguila de España. Para el estudio de la pesquería en el año 2013 se inició un Programa de Monitorización en colaboración de la Cofradía de Pescadores de San Pedro del Pinatar. El seguimiento consiste en la cumplimentación, para cada lote de anguilas, de un archivo con los siguientes datos: fecha, barco, kilogramos de anguila, clase de anguila (plateada o amarilla), método de captura y zona de captura. La pesquería de la anguila en el Mar Menor es muy estable en las dos últimas décadas, alcanzándose todos los años el TAC de 25 toneladas.

Año	peso (Kg)	precio (€)	precio/Kg
2002	32.672	184.952	5,66 €
2003	22.248	121.128	5,44 €
2004	32.682	185.332	5,67 €
2005	25.631	161.753	6,31 €
2006	22.790	144.229	6,33 €
2007	20.314	130.804	6,44 €

2008	25.532	163.126	6,39 €
2009	32.324	198.305	6,13 €
2010	18.662	122.226	6,55 €
2011	19.464	129.825	6,67 €
2012	24.490	192.407	7,86 €
2013	45.290	361.568	7,98 €
2014	18.291	137.618	7,52 €
2015	18.570	134.998	7,27 €
2016	33.264	256.099	7,70 €
2017	18.206	156.812	8,61 €
2018	18.424	169.786	9,22 €
2019	36.692	274.911	7,49 €
2020	26.191	173.399	6,62 €
2021	28.218	199.264	7,06 €
2022	23.141	195.013	8,43 €
2023	17.026	158.637	9,32 €

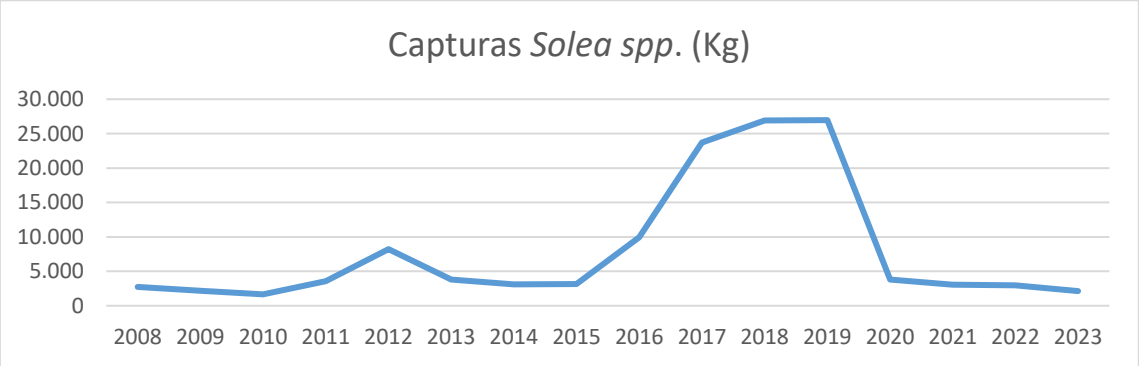


Lenguado (*Solea sp.*)

La especie predominante en la actualidad es *Solea senegalensis*, frente a *Solea solea*. *Solea senegalensis* no tiene talla mínima, pero *Solea solea* sí, y esta se sitúa en 20 cm. Se capturan con trasmallo, beta y paranzas. La pesquería es bastante constante en la serie histórica, si bien las capturas se incrementaron notablemente del año 2016 al 2019.

Año	peso (Kg)	precio (€)	precio/Kg
2008	2.731	69.850	25,57
2009	2.156	55.912	25,93
2010	1.658	37.461	22,59
2011	3.591	58.026	16,16
2012	8.222	105.846	12,87
2013	3.806	69.567	18,28
2014	3.092	53.039	17,15
2015	3.130	57.678	18,43
2016	9.931	121.806	12,27
2017	23.704	177.659	7,49
2018	26.916	261.693	9,72

2019	26.965	263.523	9,77
2020	3.806	53.412	14,03
2021	3.046	40.658	13,35
2022	2.964	27.181	9,17
2023	2.123	28.072	13,22



Langostino (*Penaeus kerathurus*)

En el Reglamento de Pesca del Mar Menor se establecía una talla mínima de 9 cm, pero quedó derogada con la aplicación de las tallas mínimas del reglamento comunitario pasando a ser de 10 cm. El langostino se captura con una paranza espesa, denominada langostinera o charamita. En el Reglamento de Pesca del Mar Menor se fijaba una veda para esta especie del 16 de julio al 31 de agosto, así como desde el 1 de diciembre hasta el 30 de abril. Sin embargo, por acuerdo entre la Cofradía de Pescadores de San Pedro del Pinatar y el Servicio de Pesca y Acuicultura, se modificó la veda con el fin de racionalizar y facilitar las labores de los pescadores. En la actualidad está regulado por la Orden de 8 de mayo de 2014. La época de calado viene determinada por dos periodos de veda, pudiéndose pescar el langostino desde el 1 de mayo al 10 de julio y desde el 10 de septiembre al 15 de noviembre. Se aprecia un notable incremento de capturas de 2016 a 2019.

Año	peso (Kg)	precio (€)	precio/Kg
2008	4.184	242.658	57,99 €
2009	8.065	297.065	36,84 €
2010	7.115	262.700	36,92 €
2011	5.846	253.447	43,35 €
2012	4.414	194.765	44,12 €
2013	7.472	268.194	35,89 €
2014	8.952	275.918	30,82 €
2015	9.467	301.274	31,82 €
2016	27.522	474.340	17,23 €
2017	17.407	371.601	21,34 €
2018	24.160	434.674	17,99 €
2019	20.241	406.536	20,09 €
2020	6.510	181.573	27,89 €
2021	3.855	147.157	38,17 €
2022	5.608	193.173	34,45 €
2023	7.882	231.951	29,43 €

Cangrejo azul (*Callinectes sapidus*)

No tiene talla mínima ni veda. Se enganchan a cualquier arte de red.

Año	peso (Kg)	precio (€)	€/Kg
2016	31	43	1,39
2017	620	2.579	4,16
2018	4.565	22.600	4,95
2019	8.877	34.648	3,90
2020	16.384	51.199	3,12
2021	16.718	55.462	3,32
2022	8.419	38.716	4,60
2023	11.123	40.030	3,60

Bibliografía

Belando MD, Bernardeau-Esteller J, García-Muñoz R, Ramos-Segura A, Santos-Echeandia, García-Moreno P, Ruiz JM (2017). Evaluación del estado de conservación de la praderas de Cymodocea nodosa en la laguna costera del Mar Menor. 2014-2016. Informe del Instituto

Español de Oceanografía y la Asociación de Naturalistas del Sureste. Murcia.

Benedicto J, Martín-Guirao L, Guerrero J. (2009).Contaminación por metales y compuestos órgano-estannicos en el Mar Menor. En Estado Actual del conocimiento científico del Mar Menor. Fundación Instituto Euromediterráneo del Agua, pp 359-398.

Carreño-Fructuoso, M.F. (2009).Seguimiento de los cambios de usos y su influencia en las comunidades y hábitats naturales en la cuenca del Mar Menor, 1988-2009, con el uso de SIG y teledetección. Universidad de Murcia.

Decreto 91/1984, de 2 de agosto, de la Consejería de Agricultura, Ganadería y Pesca, por el que se aprueba el Reglamento de Pesca en el Mar Menor (BORM 198, de 29-08-1984).

Ley 2/2007, de 12 de marzo, de Pesca Marítima y Acuicultura de la Región de Murcia. (BORM 198, de 29-08-1984).

Ley 2/2007, de 12 de marzo, de Pesca Marítima y Acuicultura de la Región de Murcia (BORM 66, de 12-04-2007).

Lozano F. (1954). Una campaña de prospección pesquera en Mar Menor (Murcia). Boletín del Instituto Español de Oceanografía, 66: 1-34.

Marín-Guirao, L., Lloret, J., Marín, A., García, G., García Fernández, AJ. (2007). Pulsedischarges of mining wastes into a coastal lagoon: water chemistry and toxicity. Chemistry and Ecology, 23 (3): 217-231.

Mas J. 1994. El Mar Menor. Relaciones, diferencias y afinidades entre la laguna costera y el mar Mediterráneo adyacente. Tesis Doctoral. Universidad Autónoma de Madrid.

Mas J. 1988. La Pesca Artesanal en el Mar Menor. La pesca artesanal en el Mar Menor. Narria: Estudios de artes y costumbres populares 49–50:19–26.

Memoria del Servicio de Pesca y Acuicultura de la Región de Murcia (2022). https://www.carm.es/web/descarga?ARCHIVO=Memoria%202021%20Baja%20Resolucion.pdf&ALIAS=ARCH&IDCONTENIDO=96170&IDTIPO=60&RASTRO=c494$m22084.

Moreno-González, R., Campillo, J.A., García, V., León, V.M. (2013). Seasonal input of regulated and emerging organic pollutants through surface watercourses to a Mediterranean coastal lagoon.–257. Chemosphere, 92: 247

Navarro, F. de P. (1927). Observaciones sobre el Mar Menor (Murcia). Notas y Resúmenes Instituto Español de Oceanografía ser.II 16. 63 p.

Orden de la Consejería de Agricultura y Agua, de 24 de mayo de 2012 por la que se designan los puertos y puntos de control autorizados para el desembarque de productos pesqueros en la Región de Murcia (BORM 128, de 04-06-2012).

Orden de 1 de octubre de 2013, por la que se modifica la Orden de 3 de julio de 2007, por la que se regula el periodo de descanso semanal para el calamento de los artes fijos de pesca utilizados por la flota de artes menores. (BORM 233, de 07-10-2013).

Orden de 8 de mayo de 2014, de la Consejería de agricultura y Agua, por la que se regula el calamento del arte de langostinera en el Mar Menor. (BORM 106, de 10-05-2014).

La Orden de 15 de febrero de 2019, de la Consejería de Agua, Agricultura, Ganadería y Pesca, por la que se establece una veda de pesca de la anguila (*Anguilla anguilla*) en el Mar Menor (BORM 41, de 19-02-2019).

Orden de 24 noviembre de 2021, de la Consejería de Agua, Agricultura, Ganadería, Pesca y Medio Ambiente, establece un límite capturas por campaña para la anguila (*Anguilla anguilla*) en el Mar Menor (BORM 279, de 02-12-2021).

Orden de 22 de julio de 2024, de la Consejería de Agua, Agricultura, Ganadería y Pesca, por la que se prorroga la veda para la pesca de moluscos bivalvos en aguas interiores de la Región de Murcia Menor establecida por Orden de 16 de junio de 2005 (BORM 171, de 24-07-2024).

Pérez-Ruzafa, A., Gilabert. J., Gutiérrez, J.M., Fernández, A.I., Marcos, C. & Sabah, S. (2002). Evidence food of a planktonic web response to changes in nutrient input dynamics in the Mar Menor coastal lagoon, Spain. Hydrobiologia, 475/476: 359-369.

Pérez-Ruzafa, A., Marcos, C., Bernal, C.M., Quintino, V., Freitas, R., Rodrigues, A.M., García-Sánchez, M. & Pérez-Ruzafa, I.M. (2012). Cymodocea nodosa vs. Caulerpa prolifera: Causes and consequences of a long term history of interaction in macrophyte meadows in the Mar Menor coastal lagoon (Spain, southwestern Mediterranean). Estuarine, Coastal & Shelf Science, 110: 101-115.

Velasco, J., Lloret, J., Millán, A., Marín, A., Barahona, J., Abellan, P. (2006). Nutrient and Particulate Inputs into the Mar Menor Lagoon from an Intensive Agricultural Watershed. Water, Air, and Soil Pollution, 176: 37–56.

La plataforma OGMAR: una herramienta innovadora para la evaluación de la gobernanza marina y el análisis territorial de la protección marina

Semitiel-García M[1, 5], Cánovas-Muñoz A[1, 2, 5], Díaz-Toca G[3, 5], García-Charton JA[2, 5], Molera-Peris ML[4, 5] & Noguera-Méndez P[1, 5]

[1] Departamento de Economía Aplicada, Universidad de Murcia

[2] Departamento de Ecología e Hidrología, Universidad de Murcia

[3] Departamento de Ingeniería y Tecnología de Computadores, Universidad de Murcia

[4] Departamento de Métodos Cuantitativos para la Economía y la Empresa, Universidad de Murcia

[5] Grupo de Transferencia del Conocimiento "Gobernanza Ambiental y Sostenibilidad", Universidad de Murcia

Introducción

La región costero-marina se caracteriza por su complejidad ecológica y social y por la interdependencia de los procesos naturales, sociales y económicos en ambos ámbitos (terrestre y marino), de modo que las actividades humanas realizadas en la costa y en el mar adyacente están estrechamente vinculadas (Cottrell *et al.*, 2018). La interfaz tierra-mar abarca diversos procesos sociales y ecológicos que operan a través de varias escalas espaciales y temporales (Solé & Ariza, 2019). El crecimiento de la población humana y la expansión de las actividades económicas tradicionales y emergentes, incluso en regiones interiores (Halpern *et al.*, 2009, 2015), son los principales responsables de los impactos perjudiciales sobre las zonas costeras y los mares (Floerl *et al.*, 2021), provocando la rápida destrucción de los hábitats costeros y marinos. Estas acciones provocan la pérdida de la conectividad natural de la población, la destrucción de las conexiones ecológicas tierra-mar, amenazas a la biodiversidad y la consiguiente reducción de los servicios ecosistémicos (SE), incluidos SE culturales y los conocimientos ecológicos tradicionales, como los relacionados con la pesca artesanal (Gittman *et al.*, 2016; Barbier, 2017; Fang *et al.*, 2018).

Esta característica exige considerar la zona costero-marina como una unidad de gestión, lo cual es especialmente relevante, ya que trasciende la división tradicional de políticas y actividades en dominios terrestres y marinos (Howells & Ramírez-Monsalve, 2022; Schlüter *et al.*, 2020). En respuesta a los diversos y crecientes impactos descritos en las zonas costeras y marinas, en las últimas décadas han surgido varios marcos conceptuales (Pittman & Armitage, 2016), como la gestión integrada de las zonas costeras (Ehler, 2003), el enfoque ecosistémico (CDB, 2000), la planificación espacial marina (Ehler & Douvere, 2009) y la gestión de las cuencas fluviales (Gaspar *et al*., 2017). Cada metodología corresponde a una perspectiva y un ámbito de aplicación diferentes (terrestre o marítimo) y proporciona resultados diversos cuando se aplica a diferentes escalas espaciales y temporales (Kirkfeldt, 2019). La necesidad de integrar la gestión costera y marina también se ha abordado mediante aplicaciones prácticas, como la vinculación de la gestión de las áreas marinas protegidas (AMP) con los marcos de gestión marina y costera

(Cicin-Sain & Belfiore, 2005). Todo esto lleva a considerar la necesidad de una gobernanza del litoral integrando las franjas costeras, litorales y oceánicas (Cánovas *et al.*, en prep.).

A principios de la década de 1990, Elinor Ostrom fue pionera de un enfoque centrado en el ser humano que trascendía los límites disciplinarios tradicionales en campos como la ecología, la sociología y las ciencias políticas (Ostrom, 1990). Este enfoque, conocido como Gobernanza Medioambiental, sirve como marco teórico y operativo para dirigir sistema socio-ecológico (SSE) hacia la sostenibilidad (Partelow, 2018) y evitar la Tragedia de los Bienes Comunes, descrita originalmente por Hardin (1968). El marco del SSE (Ostrom, 1990) sirve de puente entre los ámbitos natural y humano y permite examinar las relaciones esenciales dentro del subsistema de gobernanza (Ostrom & Cox, 2010; Basurto *et al.*, 2013).

La actual crisis socio-ecológica exige una profunda reevaluación de nuestro planteamiento para gestionar nuestros océanos y costas, lo que obliga a la ciencia a asumir un papel protagonista. Investigadores de todo el mundo han arrojado luz sobre las principales prioridades de investigación necesarias para afrontar este reto, que abarcan la comprensión de los sistemas socio-ecológicos, la gobernanza eficaz y el papel fundamental de las instituciones en la redistribución social de los servicios ecosistémicos (Mastrangelo *et al.*, 2019).

En esta comunicación, presentamos un marco metodológico para evaluar la gobernanza de los sistemas socio-ecológicos, con énfasis en las Áreas Marinas Protegidas (AMP). Este marco integra varios enfoques complementarios, entre ellos el marco MPAG (Jones *et al.*, 2011) y la teoría social de los incentivos (Bowles, 2016; Lubchenco *et al.*, 2016).

Gobernanza marina

La gobernanza es uno de los factores más importantes para garantizar la eficacia de las medidas de gestión y conservación del medio ambiente. Se entiende por gobernanza ambiental las interacciones entre estructuras, procesos y tradiciones que determinan cómo se ejercen el poder y las responsabilidades, cómo se toman las decisiones y cómo opinan los ciudadanos u otras partes interesadas (Bennett & Satterfield, 2018). Uno de los principales retos para afrontar la crisis socio-ecológica consiste en lograr una buena gobernanza, es decir, discernir si los procesos de toma de decisiones dan lugar a resultados sostenibles desde el punto de vista medioambiental y social, es decir, dan lugar a políticas eficaces y socialmente justas para la conservación de la biodiversidad, los conflictos entre seres humanos y vida silvestre y la adaptación al cambio climático (Graham *et al.*, 2003, Abrahms *et al.*, 2023). Una buena gobernanza ha de ser eficaz en el mantenimiento de la integridad y el funcionamiento del sistema, equitativa (inclusiva y justa), sensible a contextos diversos e institucionalmente robusta (Bennett & Satterfield, 2018).

Podemos definir la gobernanza marina como los procesos, las estructuras, y las normas a través de los cuales se regula la actividad de las personas y de los sectores respecto a la gestión de un determinado espacio natural, como por ejemplo un Espacio Marino Protegido (EMP) (Esparza *et al.*, 2021). No existe un modelo de gobernanza que pueda ser aplicado a todos los lugares, puesto que la gobernanza es diversa y debe definirse en relación con las características sociales y ecológicas de cada contexto y lugar.

La evaluación de la gobernanza basada en incentivos

Para Bowles y Polania-Reyes (2012), los incentivos se refieren a intervenciones que influyen en el comportamiento, alterando algún elemento (costes y beneficios, por ejemplo, en el caso de los incentivos económicos) de una actividad objetivo. En el caso concreto de los sistemas socio-ecológicos, Jones *et al*. (2011) definen 'incentivo' como una institución particular diseñada instrumentalmente para motivar a los actores a elegir un comportamiento que permite prepararse para lograr ciertos resultados políticos estratégicos, particularmente objetivos de conservación de la biodiversidad. Se trata de herramientas que se diseñan para influir de forma directa o indirecta, a través de la motivación, en el comportamiento de los individuos y así acercarnos a los objetivos que permiten avanzar en el bienestar social.

Se suele distinguir entre incentivos de tipo egoísta y de tipo social. El término 'egoísta' indica que afectan a los costes y beneficios materiales esperados asociados a una acción, e incluye dos tipos de incentivos habitualmente utilizados (Jones *et al*., 2011): legales (p. ej., regulación de las zonas de no entrada, de las artes de pesca, de los cupos de buceo o de los límites jurisdiccionales) y económicos (p. ej., derechos de uso y explotación, reinversión de ingresos generados por espacios marinos protegidos en servicios y equipamientos locales, o el diseño de sellos de calidad y de estrategias de *marketing* verde). El término 'social' está referido a acciones que benefician a otros, incluso si suponen un coste personal, al altruismo, a la reciprocidad, al placer intrínseco de ayudar a otros, a la aversión a la desigualdad, al compromiso ético, a la reputación y a la motivación personal; dentro de este tipo de incentivos, se puede distinguir entre incentivos interpretativos (p. ej., difusión de los valores de un espacio marino protegido y de los efectos de su protección, dar a conocer los beneficios de los recursos marinos promoviendo el reconocimiento de sus beneficios potenciales), de conocimiento (p. ej., promoción del uso de conocimiento científico y local, y la promoción del respeto mutuo entre el conocimiento científico y el local trabajando juntos, con grupos de asesoramiento, o a través de talleres participativos) y participativos (p. ej., establecimiento de reglas claras respecto a la participación y representación de los diferentes grupos de actores, el respeto a las costumbres, normas, tradiciones y prácticas locales y garantizar la existencia de cauces para la comunicación con las autoridades regionales y nacionales). Generalmente, la mejor gobernanza ha de usar una combinación de incentivos egoístas y sociales (Bowles, 2016; Lubchenco *et al.*, 2016), de modo que la diversidad de incentivos permite una mayor estabilidad del SSE objeto de la gestión.

La plataforma OGMAR (ogmar.org)

Basándonos en estos principios, hemos desarrollado la plataforma OGMAR (Observatorio de la Goberanza Marina, ogmar.org) (Fig. 1), como una realización práctica del enfoque interdisciplinar y la gestión participativa como base de la buena gobernanza de los SSE costero-marinos. La plataforma OGMAR incluye un visor cartográfico y una herramienta de evaluación de la gobernanza. Además, se ofrece un vídeo que resume en pocos minutos las principales características de esta herramienta (https://youtu.be/D6h4Gscxydo).

En el visor cartográfico (Fig. 2), basado en un Sistema de Información Geográfica (SIG), hemos identificado y cartografiado con éxito las más de 800 AMPs en España, abarcando diferentes categorías de protección como espacios marinos Natura 2000 (LICs, ZECs y ZEPAs), las reservas marinas de interés pesquero, los espacios marinos protegidos (que agrupan un gran número de

figuras de protección ambiental, como áreas marinas protegidas, parques naturales, monumentos naturales, reservas naturales, biotopos protegidos, etc., sin olvidar los parques nacionales marítimo-terrestres, igualmente incluidos en este grupo), y otras figuras como las Reservas de la Biosfera y las redes OSPAR y SPAMI de AMPs. En particular, también hemos incorporado las áreas protegidas costeras que carecen de un componente marino debido a su importancia en las interacciones tierra-mar y la necesidad de una perspectiva integrada costero-marina. Esta herramienta agrega datos esenciales para cada AMP, incluyendo su tamaño, su código identificativo, el tipo de figura protección y las administraciones responsables. Este visor está permitiendo, en primer lugar, un análisis exhaustivo del "maritorio" en términos de superficie total protegida y solapamientos entre figuras de protección, poniendo de manifiesto los problemas de coordinación interadministrativa para una mejor gobernanza de estos espacios marinos protegidos.

Figura 1 Aspecto de la página de entrada a la plataforma OGMAR (ogmar.org)

Por otra parte, la herramienta de evaluación de la gobernanza marina comprende una encuesta con 27 indicadores agrupados en 13 grupos, con especial énfasis en la evaluación del sistema de incentivos, abarcando aspectos económicos, interpretativos, de conocimiento, legales y participativos (Tabla 1). Cada AMP está asociada a un cuestionario, lo que permite a cualquier usuario realizar una autoevaluación de la gobernanza del área seleccionada. Se trata de un análisis de percepciones, no hay respuestas correctas o incorrectas. Una vez respondidas todas las preguntas, el sistema pregunta a qué grupo de usuarios pertenece el respondiente, y finalmente pide una dirección de correo electrónico al que enviar un informe basado en sus percepciones (Fig. 3). Hay un valor numérico (en %) que va desde 0 (gobernanza muy pobre) hasta 100 (excelente). Este indicador se desglosa en las 13 categorías, que se corresponden con los criterios que se han comentado anteriormente, e incluyen una interpretación numérica y un

sistema codificado por colores para identificar, por ejemplo, áreas que necesitan mayor dedicación. de modo que se realiza un diagnóstico pormenorizado de los puntos fuertes y débiles de la gobernanza del espacio en cuestión, a juicio de la persona que rellena el cuestionario.

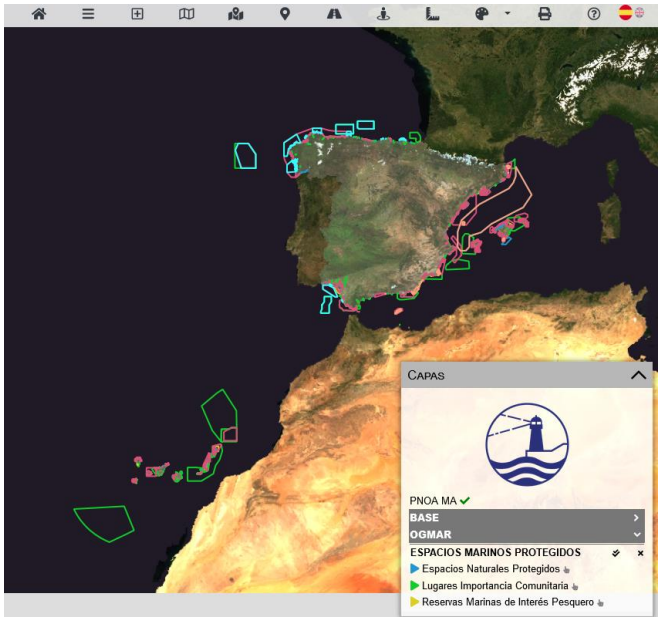


Figura 2 Página de entrada al visor cartográfico de OGMAR

Tabla 1 Indicadores y sus tipos utilizados para la evaluación de la gobernanza marina en OGMAR

Capacidad presupuestaria	¿Hay presupuesto? ¿Es adecuado?
Personal de gestión	¿Hay personal para la gestión del espacio? ¿Es suficiente y adecuado?
Normas del área	¿Hay una regulación adecuada? ¿Está el área declarada oficialmente? ¿Se ha implementado un plan de gestión?
Rango geográfico	¿Están delimitados, y se conocen, los límites del área? ¿Hay áreas solapadas?
Actores	¿Están claramente identificados los grupos de usuarios, con sus derechos y obligaciones?
Representantes	Los actores con autoridad en la toma de decisiones ¿han sido elegidos?
Instituciones	¿Qué instituciones establecen e implementan las reglas? ¿Están coordinadas las administraciones?
Participación	¿Cómo se relacionan la población y las organizaciones que establecen las reglas? ¿Están involucrados los actores locales en la toma de decisiones? ¿Hay disposición para que los actores se organicen y actúen colectivamente?
Normas sociales	¿Hay normas culturales compartidas, costumbres y prácticas que todos conocen y respetan?
Seguimiento	¿Existe un sistema para supervisar el cumplimiento de las normas? ¿Se realiza un seguimiento ecológico y pesquero? ¿Se supervisan las condiciones sociales?
Sanciones	Is there a system of graduated sanctions for non-compliance with the rules? Are there severe sanctions for those who breach the rules?
Incentivos	¿Hay incentivos legales y económicos? ¿Hay incentivos sociales y éticos? ¿Está la comunidad involucrada en su diseño y revisión?
Educación ambiental	¿Hay un programa de educación ambiental? ¿Se supervisa?

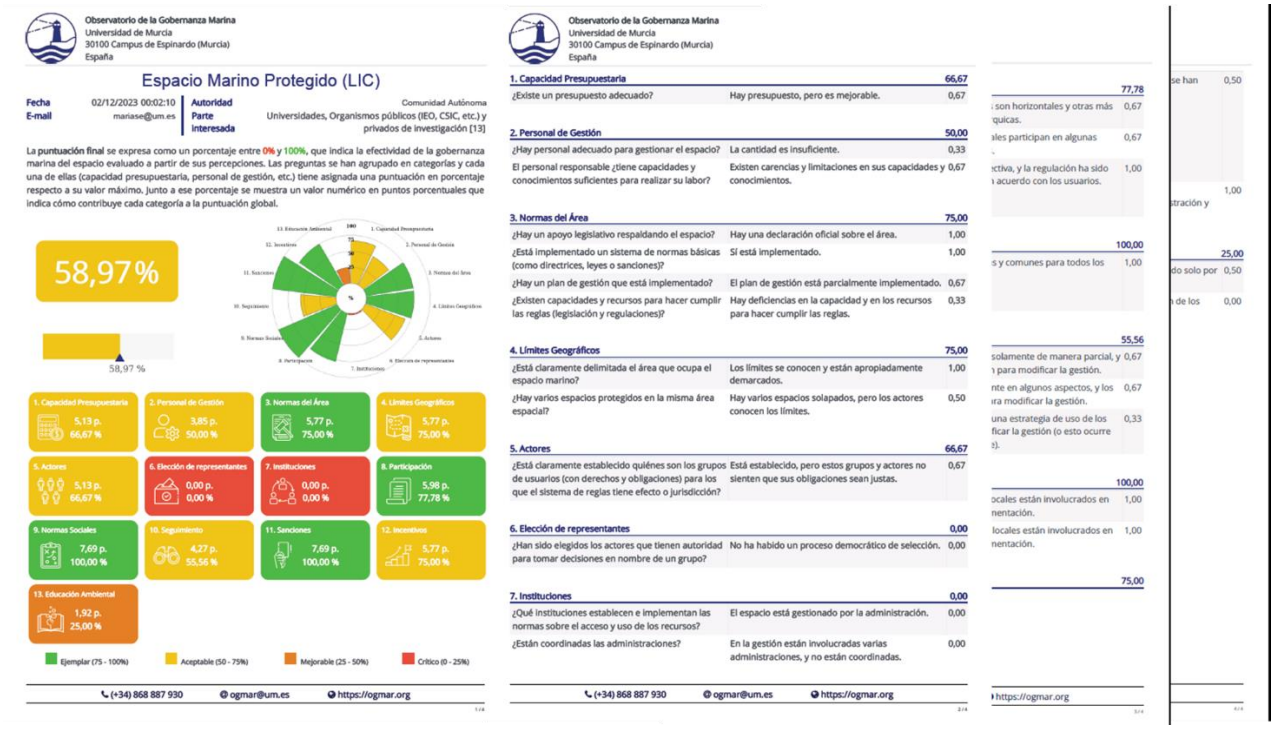


Figura 3 Aspecto actual de la página de devolución de resultados de una encuesta individual.

Perspectivas

OGMAR se ha empezado a utilizar en España, en talleres de trabajo de campo en los que han participado diversas partes interesadas, y ha demostrado ser una herramienta clave para la toma de decisiones participativa con impacto en los planes de gestión, las estructuras de gestión y los planes de trabajo relacionados con las áreas marino-costeras protegidas. Creemos que la herramienta OGMAR tienen múltiples aplicaciones:

- Los miembros de la comunidad tienen acceso a información.
- Los gestores pueden tomar decisiones considerando las percepciones de los miembros de la comunidad.
- Miembros de organizaciones ambientales, instituciones educativas y asociaciones comunitarias pueden tomar decisiones informadas.
- Posibilidad de hacer comparaciones espaciales y temporales.
- Permite el seguimiento y la evaluación de un espacio en concreto.
- Facilita un espacio para la interacción y la participación.

Se están desarrollando varias líneas de mejora de esta herramienta:

- Mejora de la devolución de resultados con utilización de inteligencia artificial.

- Ampliación de la información volcada para cada espacio marino protegido (p. ej., detalle de la administración competente y datos de contacto, enlace al plan de gestión – si está disponible, etc.).
- Metodologías de devolución de resultados agregados (por espacio marino protegido, por sectores, etc.) y de acceso a dichos datos.
- Integración de otras plataformas y visores cartográficos.
- Diseño de un módulo de participación ciudadana.

Esta metodología y herramienta son extensibles a otras partes del mundo, y estamos convencidos de que pueden contribuir significativamente a la mejora de la gobernanza marina de los sistemas socio-ecológicos costero-marinos, favoreciendo con ello el desarrollo humano sostenible de las comunidades a escala global.

Bibliografía

Abrahms, B., Carter, N.H., Clark-Wolf, T.J., Gaynor, K.M., Johansson, E., McInturff, A., Nisi, A.C., Rafiq, K. & West, L. (2023) Climate change as a global amplifier of human–wildlife conflict. *Nat. Clim. Chang.* **13**, 224–234. https://doi.org/10.1038/s41558-023-01608-5

Barbier, E.B., 2017. Marine ecosystem services. *Curr. Biol*. 27, R507–R510. https://doi.org/10.1016/j.cub.2017.03.020

Basurto, X., Gelcich, S., Ostrom, E. (2013) The social–ecological system framework as a knowledge classificatory system for benthic small-scale fisheries. *Global Environm. Change* 23, 1366–1380. https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2013.08.001

Bennett, N.J., Satterfield, T. (2018) Environmental governance: A practical framework to guide design, evaluation, and analysis. *Conserv. Lett*. 11, e12600. https://doi.org/10.1111/conl.12600

Bowles, S. (2016) *The moral economy: Why good incentives are no substitute for good citizens*. Yale University Press. 288 pp.

Bowles, S., Polania-Reyes, S. (2012) Economic incentives and social preferences: substitutes or complements? J. Econ. Literat. 50, 368-425. http://dx.doi.org/10.1257/jel.50.2.368

CBD (2000) Report of the Fifth Meeting of the Conference of the Parties to the Convention on Biological Diversity. Convention on Biological Diversity, disponible en https://www.cbd.int/doc/meetings/cop/cop-05/official/cop-05-23-en.pdf

Cicin-Sain, B., Belfiore, S. (2005) Linking marine protected areas to integrated coastal and ocean management: A review of theory and practice. *Ocean Coast. Manage.* 48, 847–868. https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2006.01.001

Cottrell, R.S., Fleming, A., Fulton, E.A., Nash, K.L., Watson, R.A., Blanchard, J.L. (2018) Considering land–sea interactions and trade-offs for food and biodiversity. *Glob Change Biol* 24, 580–596. https://doi.org/10.1111/gcb.13873

Ehler, C., Douvere, F. (2009) *Marine Spatial Planning: a step-by-step approach toward ecosystem-based management*. UNESCO IOC/2009/MG/53, disponible en https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000186559.

Ehler, C.N. (2003) Indicators to measure governance performance in integrated coastal management. *Ocean Coast. Manage*. 46, 335–345. https://doi.org/10.1016/S0964-5691(03)00020-6

Elliott, M. (2014) Integrated marine science and management: Wading through the morass. *Mar. Poll. Bull*. 86, 1–4. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.07.026

Esparza, O., Nieto, B., García-Varas, J.L., González-Vela, V., Guadix, S., Noguera-Méndez, P., Semitiel-García, M., García-Charton, J.A., Cánovas, A., Argente, J., Soro, B., Pérez de los Cobos, E. (2021) *Estrategia de gobernanza para la Red Natura 2000 marina de España*. LIFE INTEMARES, disponible en https://intemares.es/sites/default/files/a10_estrategia_de_gobernanza.pdf

Fang, X., Hou, X., Li, X., Hou, W., Nakaoka, M., Yu, X. (2018) Ecological connectivity between land and sea: a review. *Ecol. Res* .33, 51–61. https://doi.org/10.1007/s11284-017-1549-x

Floerl, O., Atalah, J., Bugnot, A.B., Chandler, M., Dafforn, K.A., Floerl, L., Zaiko, A., Major, R. (2021) A global model to forecast coastal hardening and mitigate associated socioecological risks. *Nat. Sustain.* 4, 1060–1067. https://doi.org/10.1038/s41893-021-00780-w

Gaspar, R., Marques, L., Pinto, L., Baeta, A., Pereira, L., Martins, I., Marques, J.C., Neto, J.M. (2017) Origin here, impact there—The need of integrated management for river basins and coastal areas. *Ecol. Ind*. 72, 794–802. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.09.013

Gittman, R.K., Scyphers, S.B., Smith, C.S., Neylan, I.P., Grabowski, J.H. (2016) Ecological consequences of shoreline hardening: A meta-analysis. *BioScience* 66, 763–773. https://doi.org/10.1093/biosci/biw091

Graham, J., Amos, B., Plumptre, T. (2003) Principles for good governance in the 21st Century. Policy Brief No.15 9. Institute on Governance – IOG, Parks Canada, disponible en https://www.files.ethz.ch/isn/122197/pa_governance2.pdf

Halpern, B.S., Ebert, C.M., Kappel, C.V., Madin, E.M.P., Micheli, F., Perry, M., Selkoe, K.A., Walbridge, S. (2009) Global priority areas for incorporating land-sea connections in marine conservation. *Conserv. Lett.* 2, 189–196. https://doi.org/10.1111/j.1755-263X.2009.00060.x

Halpern, B.S., Frazier, M., Potapenko, J., Casey, K.S., Koenig, K., Longo, C., Lowndes, J.S., Rockwood, R.C., Selig, E.R., Selkoe, K.A., Walbridge, S. (2015) Spatial and temporal changes in cumulative human impacts on the world's ocean. *Nat. Comm.* 6, 7615. https://doi.org/10.1038/ncomms8615

Harding, G. (1968) The tragedy of the commons. *Science* 162, 1243-1248, disponible en http://www.jstor.org/stable/1724745?origin=JSTOR-pdf

Howells, M., Ramírez-Monsalve, P. (2022) Maritime spatial planning onl? Planning for land-sea interaction conflicts in the Danish context. *Plann. Pract. Res*. 37, 152–172. https://doi.org/10.1080/02697459.2021.1991656

Jones, P.J.S., Qiu, W., De Santo, E.M. (2011) *Governing Marine Protected Areas - Getting the balance right*. Technical Report, UNEP.

Kirkfeldt, T.S. (2019 An ocean of concepts: Why choosing between ecosystem-based management, ecosystem-based approach and ecosystem approach makes a difference. *Mar. Pol*. 106, 103541. https://doi.org/10.1016/j.marpol.2019.103541

Lubchenco, J.,Cerny-Chipman, E.B., Reimer, J.N., Levin, S.A. (2016) The right incentives enable ocean sustainability successes and provide hope for the future. *Proc. Natl. Acad. Sci*. 113, 14507-14514. https://doi.org/10.1073/pnas.1604982113

Mastrángelo, M.E., Pérez-Harguindeguy, N., Enrico, L., Bennett, E., Lavorel, S., Cumming, G.S., Abeygunawardane, D., Amarilla, L.D., Burkhard, B., Egoh, B.N., Frishkoff, L., Galetto, L., Huber, S., Karp, D.S., Ke, A., Kowaljow, E., Kronenburg-García, A., Locatelli, B., Martín-López, B., Meyfroidt, P., Mwampamba, T.H., Nel, J., Nicholas, K.A., Nicholson, C., Otero-Rozas, E., Rahlao S.J., Raudsepp-Hearne, C., Ricketts, T., Shrestha, U.B., Torres, C., Winkler, K.J. & Zoeller, K. (2019) Key knowledge gaps to achieve global sustainability goals. *Nat. Sustain.* **2**, 1115–1121. https://doi.org/10.1038/s41893-019-0412-1

Ostrom, E. (1990) *Governing the commons: The evolution of institutions for collective action*. Cambridge University Press. https://doi.org/10.1017/CBO9780511807763

Ostrom, E., Cox, M. (2010) Moving beyond panaceas: a multi-tiered diagnostic approach for social-ecological analysis. *Envir. Conserv.* 37, 451–463. https://doi.org/10.1017/S0376892910000834

Partelow, S. (2018) A review of the social-ecological systems framework: applications, methods, modifications, and challenges. *Ecol. Soc*. 23, 36. https://doi.org/10.5751/ES-10594-230436

Pittman, J., Armitage, D. (2016) Governance across the land-sea interface: A systematic review. *Environm. Sci. Pol*. 64, 9–17. https://doi.org/10.1016/j.envsci.2016.05.022

Schlüter, A., Van Assche, K., Hornidge, A.-K., Văidianu, N. (2020) Land-sea interactions and coastal development: An evolutionary governance perspective. *Mar. Pol*. 112, 103801. https://doi.org/10.1016/j.marpol.2019.103801

Solé, L., Ariza, E. (2019) A wider view of assessments of ecosystem services in coastal areas: the perspective of social-ecological complexity. *Ecol. Soc*. 24, 24. https://doi.org/10.5751/ES-10883-240224

Seguimiento, análisis y situación actual de las pesquerías de bivalvos en el litoral mediterráneo de Andalucía

Ciércoles C.; Domínguez M.; Serna-Quintero J.M.; Urra J.; Julen Jiménez y Baro J.

IEO COMA

La pesca con draga mecanizada en el litoral mediterráneo de Andalucía

En el litoral mediterráneo andaluz, la pesca con rastros o dragas mecanizadas dirigida a la captura de moluscos bivalvos, se considera una de las principales actividades de pesca desarrollada por la flota artesanal. La pesca artesanal desempeña un importante papel social en muchas regiones costeras además de representar un apoyo a los mercados locales y regionales, contribuyendo en gran medida a la seguridad alimentaria de muchos países (FAO, 2018; Lancker et al., 2019). Actualmente, en Andalucía, hay censadas 418 embarcaciones en la modalidad de artes menores distribuidas en 14 puertos pesqueros, lo que supone el 29,4 % de los buques de la flota andaluza (SGRI-AGAPA, 2023). La flota marisquera agrupa 189 embarcaciones según el censo de embarcaciones marisqueras (último censo 05/09/2024) con arte de rastro, constituyendo el 45% del total de la flota artesanal en el litoral Mediterráneo andaluz. Esta flota se distribuye de forma desigual entre los puertos pesqueros presentes en el área, concentrándose un 65 % de la misma entre los puertos de Vélez-Málaga que alberga la mayor parte de la flota marisquera (con 38 embarcaciones autorizadas), seguido de Estepona y la Línea (con 30 embarcaciones cada una) y Fuengirola (con 25 embarcaciones). El área de trabajo se extiende desde la Línea de la concepción hasta la punta de Torrox y está dividida en once zonas de producción (Orden de 15 de julio de 1993, por la que se declaran zonas de producción y protección o mejora de moluscos bivalvos, moluscos gasterópodos, tunicados y equinodermos marinos de la Comunidad Autónoma de Andalucía) (Fig.1).

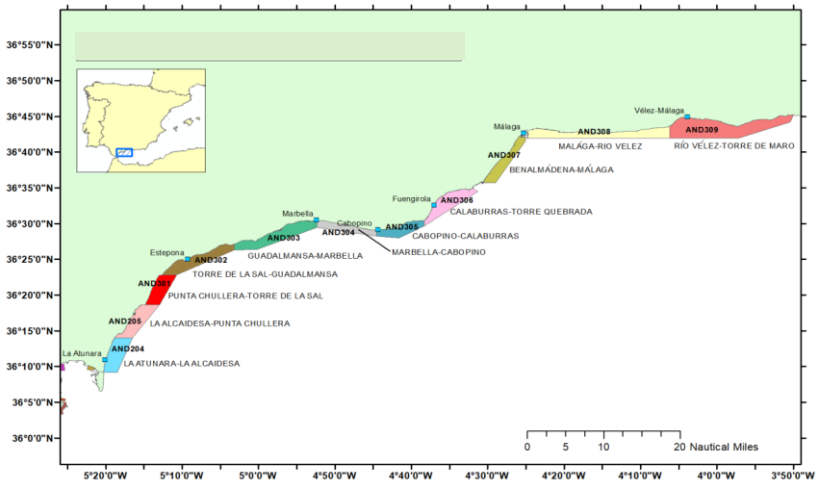


Figura 1. Área de trabajo dividida en las once zonas de producción establecidas**.**

Los rastros o dragas mecanizadas se utilizan exclusivamente para pescar moluscos bivalvos (Baro et al. 1992). El Reglamento (CE) nº 1967/2006 del Consejo sobre medidas de gestión para la explotación sostenible de los recursos pesqueros en el Mediterráneo, describe el rastro o draga mecanizada como: « *arte de marisqueo constituido por un copo de red o una*

estructura de varillas paralelas en el que quedan retenidas las capturas, montados en un armazón rígido de forma y dimensiones variables en cuya base se insertan púas o dientes de diferente longitud en función de las especies a las que esté destinado, y cuya acción se produce mediante el izado del arte por un cabestrante motorizado, independiente del motor principal, desde un buque anclado». El tipo y las características de las dragas pueden variar dependiendo de la especie objetivo y de la zona de pesca. El número de dragas utilizadas por embarcación varía entre un mínimo de 2 y un máximo de 6, dependiendo de la especie objetivo, siendo lo más habitual utilizar 3 o 4 (Baro et al., 2021) (Fig. 2).

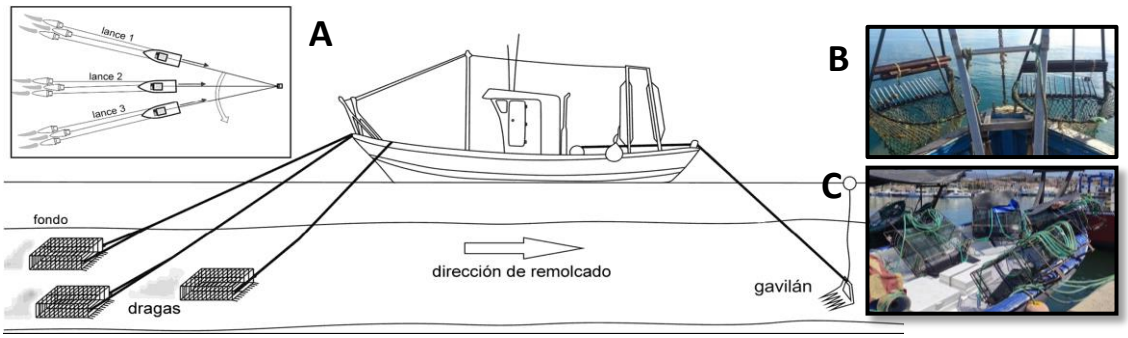
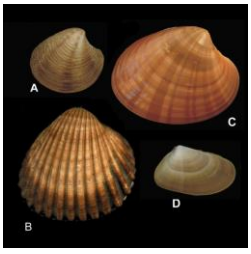


Figura 2. (A) Esquema de la maniobra de pesca con draga o rastro mecanizado en el litoral mediterráneo de Andalucía; (B) Rastro de concha fina (Fuengirola) y (C) Dragas de chirla (Caleta de Vélez).

Actualmente las principales especies objetivo de la pesca con rastro o draga mecanizada en el mediterráneo andaluz son: la concha fina (*Callista chione*), el corruco (*Acanthocardia tuberculata*), la chirla (*Chamelea gallina*) y la coquina (*Donax trunculus*) (Baro et al. 2021) (Fig. 3).



Especie objetivo	Nombre común	Profundidad (m)	TMRC (mm)	Veda (2024)
(A) *Chamelea gallina*	Chirla	3-10	25	Mayo-junio
(B) *Acanthocardia tuberculata*	Corruco	2-15	45	Junio-julio
(C) *Callista chione*	Concha fina	6-10	60	Feb-marzo
(D) *Donax trunculus*	Coquina	1-5	25	Mayo-junio

Figura 3. Especies objetivo de la pesquería de rastro o draga mecanizada en el litoral mediterráneo andaluz y tabla con las principales características pesqueras.

La gestión de estas pesquerías corresponde a la Junta de Andalucía y está regulada por un Plan de Gestión regional (Orden de 24 de marzo de 2014; BOJA nº 61 del 31 de marzo de 2014. Última modificación Orden de 24 de julio de 2024 BOJA nº 148 del 31 de julio de 2024) en el que se establecen puntos de referencia biológicos para la explotación sostenible de las principales especies objetivo además de regular los caladeros, los días y horas autorizados para el ejercicio de la actividad pesquera, las épocas de veda y las tallas mínimas de desembarque por especie.

El proyecto: "Seguimiento y análisis de las pesquerías de moluscos bivalvos en el litoral mediterráneo de Andalucía"

Las medidas de gestión para la explotación sostenible de los recursos pesqueros en el Mar Mediterráneo quedan recogidas en el Reglamento (CE) núm. 1967/2006 del Consejo, de 21 de diciembre de 2006, en cuyo artículo 19 establece la obligación a los Estados miembros de la Unión Europea a elaborar planes de gestión para determinadas pesquerías en sus aguas territoriales, entre las que se encuentra la modalidad de pesca con rastros o dragas mecanizadas desarrollada en el litoral mediterráneo de Andalucía. Estos planes de gestión deben redactarse bajo los requerimientos establecidos en el artículo 6, apartados 2 y 3, y el apartado 4, párrafo primero, del Reglamento (CE) nº 2371/2002, el cual establece incluir puntos de referencia de conservación como objetivos en relación a los cuales se evaluará el mantenimiento de las poblaciones dentro de los límites por ellos marcados. Los mencionados objetivos se deben expresar en términos de tamaño de la población y/o rendimientos a largo plazo y/o índice de mortalidad por pesca y/o estabilidad de las capturas. Por ello las medidas que deben considerar los planes de gestión deben tener en cuenta, entre otros, elementos tales como el estado de conservación de las poblaciones y de las comunidades bentónicas presentes, aspectos biológicos de las especies explotadas comercialmente, así como las características de las pesquerías que inciden sobre dichas poblaciones.

En el año 2013 se inició el seguimiento científico de la pesquería de rastro o draga mecanizada por parte del Instituto Español de Oceanografía (IEO-CSIC) en colaboración con la Consejería de Agricultura, Pesca y Desarrollo Rural de la Junta de Andalucía. Con toda la información recabada, en marzo del año 2014 se publico el plan de gestión de rastros o dragas mecanizadas del caladero Mediterráneo de la comunidad autónoma de Andalucía. Este plan tiene una vigencia de 3 años, y debe ser ratificado por la Comisión Europea, previa presentación de informes de seguimiento.

En el año 2017 Junta de Andalucía y el IEO-CSIC firman un convenio específico de colaboración para llevar a cabo el proyecto de investigación: **seguimiento y análisis de las pesquerías de moluscos bivalvos en el litoral mediterráneo de Andalucía** a través del cual el IEO-CSIC asesora a la Junta de Andalucía en el seguimiento científico de los recursos pesqueros como apoyo al citado plan de gestión.

El **objetivo general** del proyecto es la evaluación y seguimiento de los bancos naturales de moluscos bivalvos explotados en las costas mediterráneas andaluzas, con el fin de proporcionar asesoramiento y apoyo científico al plan de gestión de la pesquería con draga mecanizada del litoral mediterráneo andaluz. Para llevar a cabo este objetivo desde el Centro Oceanográfico de Málaga (COMA) trabajamos en el estudio de distintos aspectos como

(1) La distribución espacio-temporal de los esfuerzos de pesca y rendimientos de la flota.
(2) El análisis de la estructura de las poblaciones y su evolución.
(3) La caracterización de los descartes de las pesquerías.
(4) La obtención de índices de abundancia y biomasa independientes de la pesquería.
(5) Los diagnósticos anuales de los stocks.
(6) y La actualización de los datos biológicos de las especies objetivo.

A continuación, se describen brevemente cada uno de los aspectos a estudiar:

(1) La distribución espacio-temporal de los esfuerzos de pesca y rendimientos de la flota

A través de los datos proporcionados por el Sistema de localización y seguimiento de Embarcaciones pesqueras de Andalucía, datos de comercialización proporcionadas por el Sistema de información Andaluz de Comercialización y producción pesquera, y junto con datos de Secretaria General de pesca, se obtienen datos de esfuerzo tanto en número de mareas como en horas por marea, así como los rendimientos (Kg/día) de la flota y se elaboran mapas del esfuerzo pesquero. Además, la representación cartográfica del esfuerzo, permite obtener el esfuerzo efectivo (horas por unidad de superficie) siendo muy útil para la localización de los diferentes caladeros.

(2) El análisis de la estructura de las poblaciones y su evolución

Para el análisis de la estructura de las poblaciones de bivalvos fue fundamental la creación de un programa de observadores a bordo, que permitiese el muestreo espacio-temporal de las capturas.

Las zonas de muestreo se establecen en los caladeros habituales con base en los puertos más representativos de la actividad marisquera y según volumen de descargas de las especies objetivo. Actualmente estos puertos son: La Atunara, en la provincia de Cádiz, y Estepona, Fuengirola y Caleta de Vélez, en la provincia de Málaga.

Para la chirla, la coquina y la concha fina están programados dos muestreos mensuales por puerto y por especie objetivo. En el caso del corruco, al ser una especie que sólo se captura a petición de la industria conservera, los muestreos se desarrollan durante la temporada de pesca.

Los/as observadores a bordo registran los datos relevantes de la maniobra de pesca en cada lance como son: la hora de inicio y final, latitud, longitud y profundidad en el firme del arte y la virada, la velocidad de arrastre, características y número de rastros. Además, se anota la captura total (kg), captura descartada (kg) y tallas de ambas fracciones (al mm inferior).

Con los datos de los muestreos a bordo se obtienen las distribuciones de tallas de las especies objetivo, tanto de la fracción retenida como de la fracción descartada, su evolución en el tiempo, así como la determinación de épocas de reclutamiento y estimación de índices de descartes de las especies objetivo.

(3) La caracterización de los descartes de las pesquerías

El estudio del impacto potencial de la actividad pesquera en la comunidad bentónica es uno de los puntos requeridos por la Comisión Europea. Actualmente la evaluación del impacto de la pesca de draga mecanizada sobre especies bentónicas se hace a través del análisis de las muestras de descartes recogidas en los embarques realizados por los observadores a bordo.

Las muestras son procesadas en laboratorio con el fin de caracterizar el descarte a través de la estima del volumen de cada una de las fracciones (guijarros, cascajo, algas, basura), la identificación taxonómica de los individuos recolectados, la obtención de la abundancia y biomasa de cada una de las especies identificadas y el análisis de los daños.

Toda esta información proporciona una base para futuros estudios de mejoras en el arte y/o la maniobra que minimicen los daños sobre otras especies.

(4) La obtención de índices de abundancia y biomasa independientes de la pesquería

Atendiendo a las observaciones recogidas en el informe 44 ª Reunión Plenaria del Comité Científico Técnico y Económico para la Pesca (STECF, 2013) en el cual se llevó a cabo la revisión del plan de gestión para las dragas mecanizadas del litoral mediterráneo andaluz, se planteó la necesidad de llevar a cabo campañas de evaluación que permitan obtener datos de abundancia independientemente de la pesquería.

El objetivo general de las campañas de evaluación (EVALBIC_) es la evaluación directa, e independiente de las pesquerías, de las poblaciones de chirla (*C. gallina*), concha fina (*C. chione*) y corruco (*A. tuberculata*), en la costa mediterránea de Andalucía a través de los indicadores del estado de los recursos recogidos en los siguientes objetivos específicos:

- Localizar los principales bancos naturales
- Obtener la estructura de tallas de las poblaciones
- Calcular índices de abundancia y la biomasa relativa (ind./m^2 y g/m^2)
- Establecer rendimientos comerciales medios (g/m2)
- Estimación de abundancia (ind.) y biomasa (g) total
- Describir la evolución del estado de los bancos naturales de chirla, concha fina y corruco en el área de estudio

Las campañas se iniciaron en el año 2019 y hasta la fecha se han realizado un total de siete campañas.

(5) Los diagnósticos anuales de los stocks

El diagnóstico anual de los stocks requiere el análisis de la evolución de las capturas y la CPUE, así como su proyección en el tiempo utilizando los diferentes modelos de producción habitualmente utilizados para estos análisis: modelo de producción en no equilibrio ASPIC (A Surplus-production model Incorporating Covariates) y modelo de producción de biomasa dinámica BioDyn (Biomass dynamic model), comparando los resultados obtenidos con los valores de MSY , Fmsy, Bmsy estimados por los diferentes modelos. Estos valores junto con el análisis del resto de información relativa a la pesquería, debe permitir hacer una revisión de los actuales puntos de referencia biológicos establecidos, así como en su caso, una propuesta de modificación de los mismos.

(6) La actualización de los datos biológicos de las especies objetivo

Las estrategias biológicas de las especies pueden variar como consecuencia de muchos factores. Por ejemplo, los factores ambientales, la disponibilidad de nutrientes, la estructura de talla de la población (como consecuencia de estar siendo explotadas), entre otros aspectos, pueden afectar en algún parámetro de la estrategia reproductiva. Por ello, desde el punto de vista de la biología pesquera, es de vital importancia actualizar los datos biológicos para poder corroborar que los criterios de gestión son adecuados a los ciclos vitales de las especies como, por ejemplo, la veda o la talla mínima de captura.

En este sentido desde el COMA realizamos estudios de reproducción, tallas de primera madurez y L50 a través de estudios histológicos.

Estado actual de las poblaciones de bivalvos en el litoral mediterráneo de Andalucía

Los resultados obtenidos del análisis de datos reflejan una situación general de relativa estabilidad para los stocks de chirla y coquina. Indicadores como el mayor volumen de descargas en los últimos años, valores de capturas por unidad de esfuerzo (CPUE) mantenidos a pesar de un importante aumento del esfuerzo en ambas especies, especialmente en los puertos situados más al oeste (probablemente debido a la disminución en las capturas de concha fina) y la presencia de un leve aumento en el número de ejemplares juveniles hacen presagiar mejores rendimientos a corto y medio plazo para ambas especies (Fig. 4 y 5).

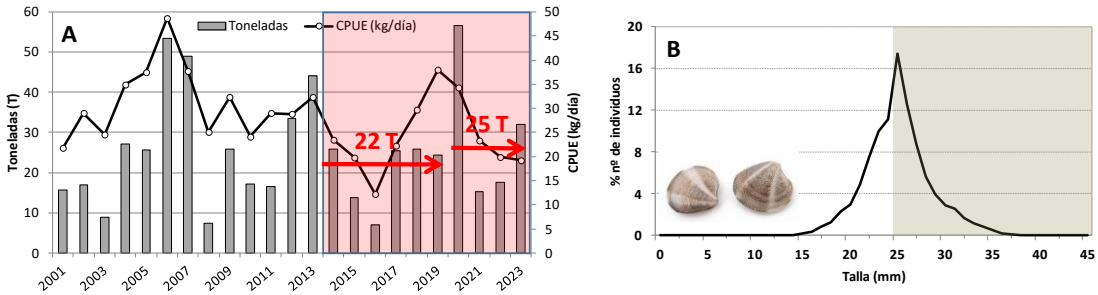


Figura 4. (A) Capturas anuales en toneladas (T) y Capturas por Unidad de Esfuerzo (CPUE) en kilos de descargas por día (Kg/día) de chirla en la región mediterránea andaluza y según datos de la Secretaria General de Pesca. El rectángulo sombreado representa los años con el Plan de gestión. Las flechas indican el máximo de captura anual establecido por el plan de gestión (Tm/año). (B) Distribución de tallas de los ejemplares de chirla capturados en el periodo comprendido entre enero 2019 y diciembre 2022, según datos de observación a bordo. El rectángulo sombreado representa el rango de tallas por encima de la talla mínima de referencia a efectos de conservación (TMRC).

En el caso de la chirla, el stock presenta una moda muy próxima a la talla mínima de captura (TMCR) (25 mm) con pocos ejemplares de tallas superiores y por lo tanto con mayor potencial reproductor. Así que, a pesar del aumento de su biomasa en los últimos años según datos de campañas de evaluación (Fig. 6), hay que tomar con precaución estos valores ya que el bajo número de ejemplares maduros podría comprometer la viabilidad de las poblaciones y su explotación a largo plazo. Además, debe tenerse en cuenta que no solo las características de la población (es decir, la estructura o condición demográfica), sino también las fluctuaciones de las variables ambientales, afectan la viabilidad potencial de los huevos y larvas de especies marinas,

por lo que las condiciones ambientales desfavorables podrían afectar negativamente al reclutamiento de este importante recurso pesquero (Delgado et al., 2023; García-Fernández et al., 2024).

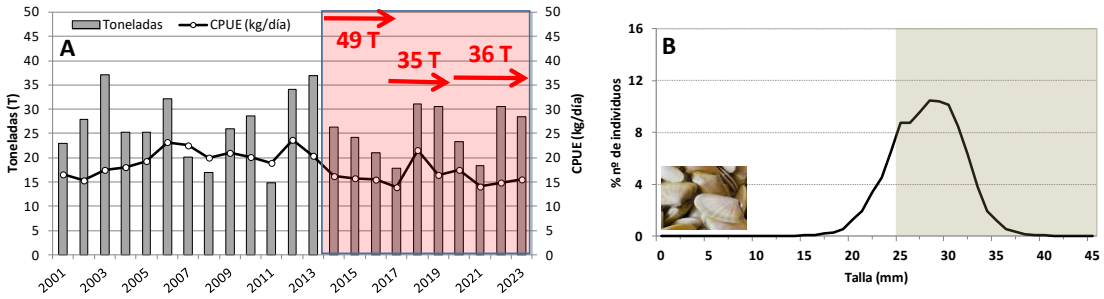


Figura 5. (A) Capturas anuales en toneladas (T) y Capturas por Unidad de Esfuerzo (CPUE) en kilos de descargas por día (Kg/día) de coquina en la región mediterránea andaluza y según datos de la Secretaria General de Pesca. El rectángulo sombreado representa los años con el Plan de gestión. Las flechas indican el máximo de captura anual establecido por el plan de gestión. (B) Distribución de tallas de los ejemplares de coquina capturados en el periodo comprendido entre enero 2019 y diciembre 2022, según datos de observación a bordo. El rectángulo sombreado representa el rango de tallas por encima de la talla mínima de referencia a efectos de conservación (TMRC).

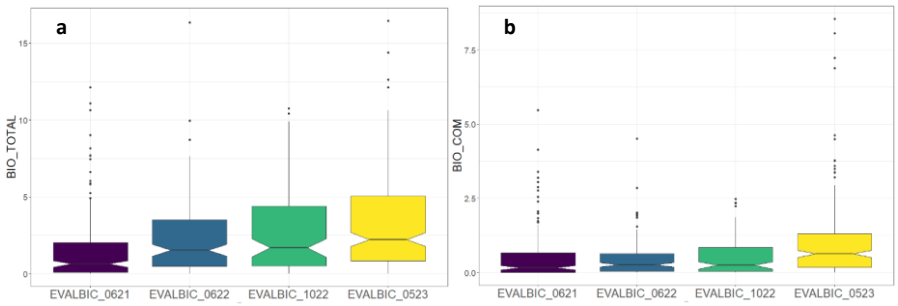


Figura 6. Diagrama de cajas (Box-Plot) de las tendencias de (a) las medias de la biomasa total (BIO_TOTAL; g/m^2) y (b) rendimiento comercial (BIO_COM; g/m^2) de chirla a lo largo de cuatro campañas de evaluación (EVALBIC_) consecutivas.

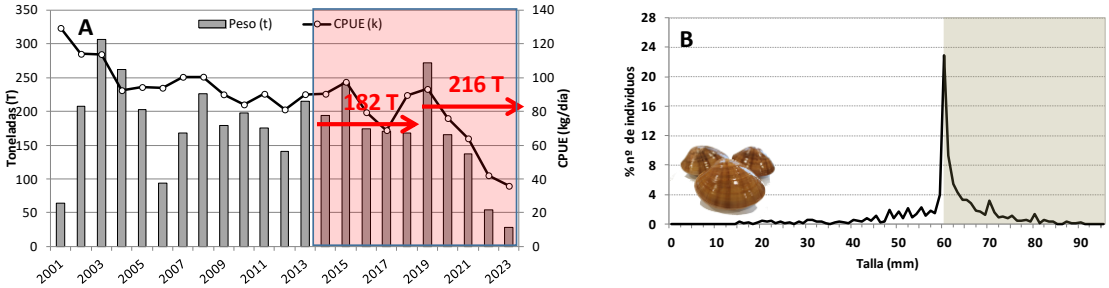
No ocurre lo mismo para la concha fina y el corruco que se encuentran en una situación de inestabilidad que puede comprometer la rentabilidad de una explotación sostenible de ambas especies en el caladero mediterráneo andaluz.

La población de concha fina ha experimentado fluctuaciones importantes en su rendimiento a lo largo de los años, sin embargo, desde el 2019, se observa un acusado descenso de las capturas comerciales, pasando de 272,2 t en el 2019 a 29 t en el 2023 y la moda de la población de concha fina se sitúa muy próxima a la talla mínima de captura TMCR (60 mm) (Fig. 7).

Los datos de las campañas de evaluación muestran una evolución similar, con un descenso tanto en la biomasa total como la fracción comercial en todo el caladero con valores especialmente bajos en las zonas de producción más orientales, donde los rendimientos llegan a ser prácticamente cero (Fig. 8). Además, la talla media, tanto del total de la población como de la fracción comercial, disminuye progresivamente, así como la frecuencia de individuos por

encima de la TMRC que disminuye notablemente en la última campaña, lo que podría significar una pérdida de potencial reproductor.

Figura 7. (A) Capturas anuales en toneladas (T) y Capturas por Unidad de Esfuerzo (CPUE) en kilos de



descargas por día (Kg/día) de concha fina en la región mediterránea andaluza y según datos de la Secretaria General de Pesca. El rectángulo sombreado representa los años con el Plan de gestión. Las flechas indican el máximo de captura anual establecido por el plan de gestión. (B) Distribución de tallas de los ejemplares de coquina capturados en el periodo comprendido entre enero 2019 y diciembre 2022, según datos de observación a bordo. El rectángulo sombreado representa el rango de tallas por encima de la talla mínima de referencia a efectos de conservación (TMRC).

Probablemente no existe una única causa en el declive de la concha fina. Una sobreexplotación de los ejemplares de mayor talla, y/o al grado de éxito de los reclutamientos, el cual, y teniendo en cuenta la longevidad de esta especie (17 años) (Tirado et al., 2002) se ha podido producir un fallo continuado a lo largo de los años, influenciado por otros factores o variables ambientales, como temperatura y disponibilidad de alimento, entre otros.

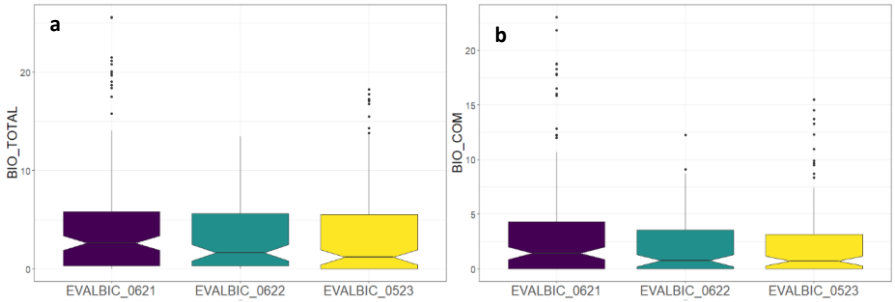


Figura 8. Diagrama de cajas (Box-Plot) de las tendencias de (a) las medias de la biomasa total (BIO_TOTAL; g/m^2) y (b) rendimiento comercial (BIO-COM; g/m^2) de concha fina a lo largo de tres campañas de evaluación (EVALBIC_) consecutivas.

En cuanto al corruco su explotación obedece a la demanda del producto por las empresas conserveras, siendo esta la única vía de comercialización de la especie por lo que los últimos datos de descargas registrados datan de enero y febrero de 2021 (Fig. 9).

Según datos de las campañas la evolución de la población de corruco sigue una tendencia negativa hacia la pérdida de biomasa total y una acusada pérdida de biomasa comercial a lo largo de todo el caladero (Fig.10). De hecho, los rendimientos comerciales para las zonas de producción más orientales son prácticamente nulos. La talla media de los individuos ha disminuido en los últimos años, así como la frecuencia de ejemplares de tallas más grandes, con la consecuente posibilidad de pérdida de potencial reproductor.

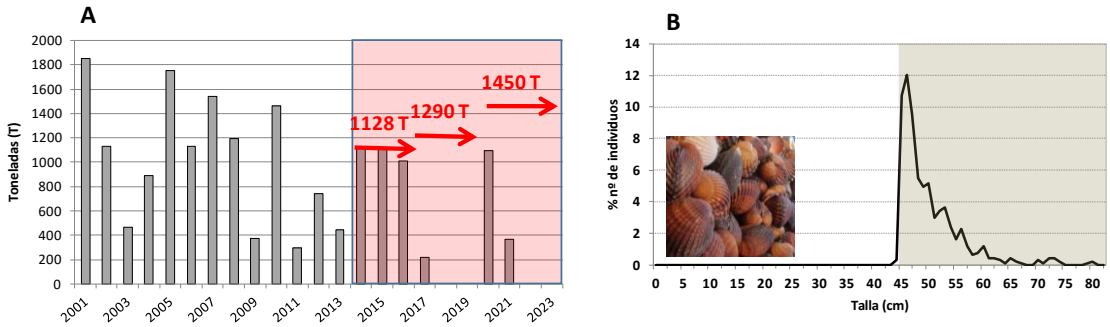


Figura 9. (A) Capturas anuales en toneladas (T) y Capturas por Unidad de Esfuerzo (CPUE) en kilos de descargas por día (Kg/día) de corruco en la región mediterránea andaluza y según datos de la Secretaria General de Pesca. El rectángulo sombreado representa los años con el Plan de gestión. Las flechas indican el máximo de captura anual establecido por el plan de gestión. (B) Distribución de tallas de los ejemplares de coquina capturados en el periodo comprendido entre enero 2019 y diciembre 2022, según datos de observación a bordo. El rectángulo sombreado representa el rango de tallas por encima de la talla mínima de referencia a efectos de conservación (TMRC).

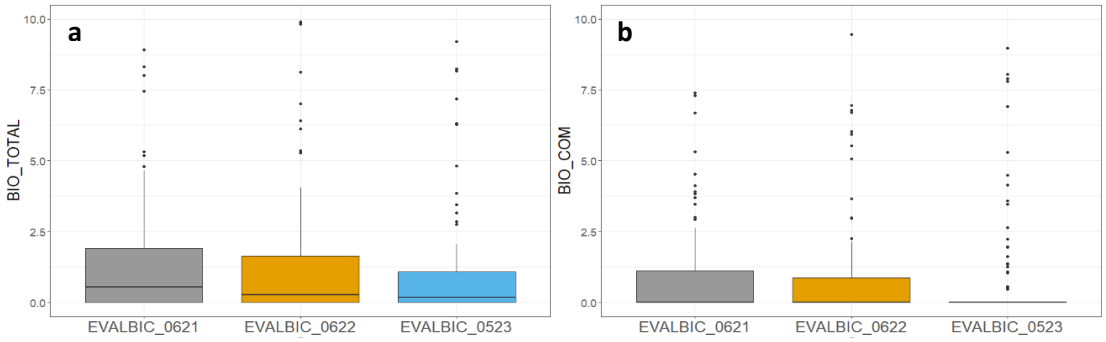


Figura 10. Diagrama de cajas (Box-Plot) de las tendencias de (a) las medias de la biomasa total (BIO_TOTAL; g/m^2) y (b) rendimiento comercial (BIO-COM; g/m^2) de corruco a lo largo de tres campañas de evaluación (EVALBIC_) consecutivas.

Al igual que ocurre con la concha fina la causa de este empeoramiento debe ser multifactorial. En el caso de esta especie la sobrepesca no parece que pueda ser un factor que posea un gran peso en el estado actual de sus poblaciones, ya que el corruco se pesca bajo demanda de una empresa conservera que requiere cantidades normalmente por debajo del máximo de captura anual permitida. El corruco, como especie accesoria o de descarte de la concha fina, tampoco debería sufrir una alta mortalidad, ya que se sabe que la tasa de supervivencia de los bivalvos al ser devueltos al mar en este tipo de actividad es elevada (Urra et al., 2019). Así deben existir otras causas que hayan mermado de manera tan significativa las poblaciones orientales, llevándolas a la práctica desaparición de zonas explotadas por los pescadores y consideradas “buenos caladeros”.

Ante este nuevo escenario se plantean nuevos retos en la gestión, como una posible gestión regionalizada, adaptativa y con seguimientos exhaustivos con el fin de garantizar la sostenibilidad y rentabilidad de las pesquerías.

Igualmente son necesarios estudios que permitan conocer la interacción de las especies con factores abióticos (variables ambientales, granulometría de los fondos, contaminación,

posibles enfermedades, etc…) que puedan influir sobre el estado de los stocks, así como estudios sobre la supervivencia de los ejemplares de las especies objetivo devueltas al mar.

Bibliografía

Baro, J. ; Ramos, F.; Camiñas, J. ; Núñez, J.C., 1992. Las pesquerías de Bivalvos de la región surmediterránea española. Bol Inst Esp Ocean 129. https://doi.org/10.13140/RG.2.2.33330.81609

Baro, J., Jiménez, T.G., Quintero, J.M.S., 2021. Description of artisanal fisheries in Northern Alboran Sea. Alboran Sea - Ecosyst. Mar. Resour. 521–542. https://doi.org/10.1007/978-3-030-65516-7_14

Delgado, M., Silva, L., Román, S., Llorens, S., Rodríguez-Rúa, A., Cojan, M., Hidalgo, M., 2023. Spatial distribution patterns of striped venus clam (Chamelea gallina, L. 1758) natural beds in the Gulf of Cádiz (SW Spain): Influence of environmental variables and management considerations. Reg. Stud. Mar. Sci. 63. https://doi.org/10.1016/j.rsma.2023.103024

FAO, 2018. The State of World Fisheries and Aquaculture 2018, Meeting the sustainable development goals. Rome. Licence: CC BY-NC-SA 3.0 IGO.

García-Fernández, C., Ciércoles, C., Urra, J., Marina, P., Serna-Quintero, J.M., Baro, J., 2024. Influence of environmental conditions on the abundance of the striped venus Chamelea gallina in the northern Alboran Sea (Western Mediterranean Sea). Reg. Stud. Mar. Sci. 76. https://doi.org/10.1016/j.rsma.2024.103601

Lancker, K., Fricke, L., Schmidt, J.O., 2019. Assessing the contribution of artisanal fisheries to food security: A bio-economic modeling approach. Food Policy 87, 101740. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.foodpol.2019.101740

SGRI-AGAPA, 2023. La Flota Pesquera Andaluza : Situación a 31 de diciembre de 2022

Tirado, Franch, A.R. de la R., Gallego, M.A.B., Linares, J.I.L., Casanova, C.S., Pascual, I.M., 2002. La Reproducción de bivalvos y gasterópodos de interés pesquero en Andalucía

Urra, J., García, T., León, E., Gallardo-Roldán, H., Lozano, M., Rueda, J.L., Baro, J., 2019. Effects of mechanized dredging targeting Chamelea gallina, striped venus clams, on the associated discards in the northern Alboran Sea (Western Mediterranean Sea). J. Mar. Biol. Assoc. United Kingdom 99, 575–585. https://doi.org/10.1017/S0025315418000462

Aplicaciones avanzadas de ecología trófica para la gestión de los recursos marinos

Clàudia Aparicio[1], Sara Mohamed[1], María Bas[1], Elena Fernández-Corredor[1], Joan Giménez[2], Elena Lloret[3], Joan Navarro[1], Jazel Ouled-Cheikh Bonan[1,4], Francisco Ramírez[1], Valerio Sbragaglia[1], Marta Coll[1].

1. Institut de Ciències del Mar (ICM), CSIC, Barcelona, España
2. Centro Oceanográfico de Málaga, Instituto Español de Oceanografía (IEO), CSIC, Málaga, España
3. Research Institute of the University of Bucharest (ICUB), University of Bucharest, Bucharest, Romania
4. Institut de Recerca de la Biodiversitat (IRBio), Departament de Biologia Evolutiva, Ecologia i Ciències Ambientals (BEECA), Facultat de Biologia, Universitat de Barcelona, Barcelona, España

Introducción

Conseguir una gestión de los recursos vivos marinos capaz de alcanzar un equilibrio entre la explotación y conservación de sus poblaciones y de los ecosistemas dónde están presentes, es uno de los grandes retos de nuestra sociedad. En este sentido, la generación de conocimiento científico es esencial para contribuir a alcanzar este desafío/objetivo, y requiere del estudio de una variedad de procesos que regulan los ecosistemas marinos (Coll et al. 2024c).

Dentro de estos procesos destacan aquellos relacionados con **la conectividad funcional de los ecosistemas marinos**, que comprende la dinámica espacial de intercambio de biomasa, individuos, genes y energía a través del movimiento (pasivo o activo) de los organismos marinos durante sus etapas vitales (Darnaude et al. 2022, Darnaude et al. 2024). La conectividad funcional marina juega un papel fundamental en la distribución de la biodiversidad, y determina la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas marinos, tanto oceánicos como costeros, así como la interacción mar-tierra.

La conectividad funcional es también crucial en el establecimiento de las **relaciones ecológicas**, que son sistemas complejos descritos por **interacciones** que se establecen entre las especies y sus ecosistemas. Dentro de éstas, los procesos asociados con **la conectividad trófica,** relacionados con la necesidad que tienen todos los animales de alimentarse y desplazarse en busca de alimento, son de gran importancia. Estos desplazamientos establecen conexiones entre hábitats y ecosistemas.

Las relaciones ecológicas donde la energía y la materia fluyen entre los organismos constituyen las **redes tróficas** (o *food webs*, en inglés), siendo sistemas complejos altamente organizados dónde se dan distintas interacciones entre especies. Por ejemplo, encontramos relaciones antagónicas, como la depredación, la herbívora y la competición por el alimento o el espacio. Aun así, también se establecen relaciones positivas como el mutualismo y la facilitación. El parasitismo y el carroñeo también son frecuentes en las redes tróficas (Pascual and Dunne 2006, McCann 2011).

Las redes tróficas se pueden representar utilizando análisis de sistemas complejos, dónde las especies son los nodos y las interacciones sus enlaces. Estas interacciones pueden incorporar información sobre su direccionalidad, el peso absoluto o relativo, la frecuencia y también sobre

los factores que pueden influenciar en sus propiedades. Además, las redes tróficas presentan configuraciones dinámicas, que cambian en el tiempo y el espacio (Pascual and Dunne 2006, McCann 2011).

La caracterización de estas redes tróficas nos permite establecer puentes entre el conocimiento que tenemos de la estructura de un ecosistema (p.ej., las especies que la habitan, dónde se encuentran) y su funcionalidad (p.ej., cómo se transfiere la energía, cuánta materia se recicla, cuánta producción secundaria se puede generar) (Thompson et al. 2012). Los estudios en los que se comparan redes tróficas marinas de diferentes localidades han permitido establecer que la estructura de estas redes no es aleatoria y muestra una serie de reglas comunes que se relacionan con su conectividad y estabilidad (Dunne et al. 2004).

Este conocimiento permite describir la vulnerabilidad de los ecosistemas a perturbaciones, tanto climáticas como antrópicas, cuantificar el rol de las especies clave y de los seres humanos, tanto en el presente como en el pasado (Valls et al. 2015), e investigar las consecuencias de perturbaciones pasadas para predecir las dinámicas futuras (Yeakel and Dunne 2015).

El estudio de las interacciones tróficas de especies marinas

Para estudiar la estructura de las redes tróficas es fundamental caracterizar las interacciones ecológicas que se establecen entre las especies que habitan los ecosistemas marinos, y cómo estas relaciones cambian con el tiempo y en el espacio.

Desde el Institut de Ciències del Mar (ICM-CSIC), y en concreto desde el grupo de investigación iMARES (https://imares.science/), desde hace varios años se lideran estudios de trofismo que aplican diferentes técnicas para establecer las relaciones tróficas entre las especies marinas del Mediterráneo. Recientemente se ha creado un servicio específico focalizado en el estudio de la ecológica trófica (llamado *Trophic Ecology Facility* en inglés, o TEF) que tiene como objetivo coordinar, optimizar y agilizar los estudios en curso, además de generar bases de datos de acceso abierto que recopilen los resultados obtenidos en el pasado y el presente.

La caracterización de la ecología trófica se realiza empleando diversas técnicas analíticas, que incluyen:

- **Análisis de biomarcadores:** Los estudios con el análisis de biomarcadores se centran principalmente en el análisis de los isótopos estables (*Stable Isotope Analysis*, en inglés, o SIA) de nitrógeno-15 ($\delta^{15}N$) y carbono-13 ($\delta^{13}C$), que son variantes de los elementos nitrógeno y carbono que tienen aplicaciones fundamentales en el estudio de la ecología de las redes tróficas (Michener and Kaufman 2007). Para interpretar los valores de isótopos estables es necesario el uso de modelos de mezcla isotópica como herramienta matemática. Los valores de $\delta^{13}C$ (relación de ^{13}C a ^{12}C) proporcionan información sobre la fuente de carbono en la dieta de los organismos. Permiten identificar la fuente primaria de producción (origen terrestre, marino o carbono profundo), y los hábitats de origen y habituales. Los valores de $\delta^{15}N$ (relación de ^{15}N a ^{14}N) son útiles para estimar la posición trófica de un organismo (herbívoro, carnívoro, etc.), ya que los depredadores tienen un valor de $\delta^{15}N$ más alto que sus presas, y para detectar cambios en las redes alimentarias debido a alteraciones ambientales o antrópicas. También, en algunos ecosistemas, nos permiten diferenciar del uso de hábitats profundos o someros. Otros isótopos estables, cómo el de azufre, oxígeno, hidrógeno, estroncio, zinc, mercurio y calcio pueden complementar los estudios tradicionales, permitiendo una mejor comprensión de las migraciones, las fuentes de nutrientes, las condiciones ambientales, y la posición trófica de los

organismos marinos. Además, el análisis de isótopos estables en compuestos específicos (*Compound-Specific Stable Isotope Analysis*, en inglés, o C-SIA) es una técnica avanzada de análisis de isótopos estables que permite medir las proporciones de isótopos de un elemento (como carbono o nitrógeno) en compuestos específicos dentro de una muestra, como por ejemplo en diferentes aminoácidos. Esta técnica se utiliza para obtener información detallada sobre las rutas de carbono y nitrógeno a través de las redes alimentarias, al analizar isótopos en compuestos específicos como aminoácidos, ácidos grasos o azúcares.

- **Análisis visual del contenido estomacal:** El análisis visual del contenido estomacal (*Stomach Content Analysis*, en inglés, o SCA) es una técnica ampliamente utilizada para estudiar la dieta y las relaciones alimentarias a través de la identificación de presas, como peces, crustáceos, moluscos, algas, y otros organismos presentes en el estómago. Consiste en examinar el contenido del estómago (a simple vista o bajo microscopio) de un organismo para identificar y cuantificar los alimentos que ha consumido (Stergiou and Karpouzi 2001, Karachle and Stergiou 2017). El SCA es un método muy potente, ya que puede permitir la identificación a nivel de especie en la mayoría de casos.
- **Técnicas moleculares:** Este método es utilizado en ecología para identificar y analizar la diversidad de especies en una muestra biológica a partir de la determinación taxonómica del ADN presente en los estómagos. En el contexto de la ecología trófica, el análisis del metabarcoding o del barcoding de toda la diversidad de fragmentos de ADN presente en estómagos, o en muestras de heces, se ha convertido en una herramienta muy útil para estudiar las dietas y redes alimentarias. Se basa en el uso de códigos de barras genéticos ("DNA barcodes") específicos de diferentes grupos taxonómicos que permiten identificar las especies presentes en la muestra de manera simultánea.
- **Revisiones bibliográficas:** El estudio de la ecología trófica de especies marinas en el Mediterráneo es extenso y en la actualidad se dispone de mucha información publicada, tanto en trabajos científicos como en otra documentación (tesis, informes de proyectos, etc.). En el Mediterráneo destacan revisiones importantes sobre la dieta de peces en general (Stergiou and Karpouzi 2001, Karachle and Stergiou 2017), y específicas sobre varios grupos taxonómicos (Ouled-Cheikh et al. 2022).
- **Observaciones directas:** Durante la realización de campañas oceanográficas, monitoreos o salidas de campo se pueden realizar observaciones sobre las interacciones tróficas que se establecen entre los organismos del medio marino. Por ejemplo, durante el desarrollo del proyecto SEINE-ETP, presentado en el Foro de la Pesca en 2022 (Ortega Cerdà et al. 2023) se realizaron varias observaciones de cómo especies accesorias a la pesca de cerco y predadores asociados (atunes, otros grandes peces pelágicos y aves marinas) se alimentaban de peces pelágicos pequeños (sardinas y anchoas) en las salidas de pesca nocturnas durante la maniobra de pesca, la limpieza de la captura y el descarte de la fracción no desembarcada. De manera similar, estas observaciones nos permiten identificar algunas presas capturadas por aves marinas, incluidas las gaviotas o las pardelas.

Aplicaciones de ecológica trófica de especies marinas del Mediterráneo

Las diversas técnicas de observación y análisis de la ecología trófica de organismos marinos mencionadas anteriormente se han aplicado ampliamente en el Mediterráneo. Estas aplicaciones han permitido conocer, entre otras cosas, la dieta de los peces pelágicos pequeños como la sardina (*Sardina pilchardus)*, el boquerón (*Engraulis ecrasicolus)* y la alacha (*Sardinella aurita*) (Albo-Puigserver et al. 2016, Albo-Puigserver et al. 2017a, Albo-Puigserver et al. 2019, Bachiller et al. 2020, Bachiller et al. 2021, Lloret-Lloret et al. 2022, Gimenez et al. 2023) en zonas

específicas, en gradientes latitudinales y considerando el cambio estacional y temporal (Figura 1).

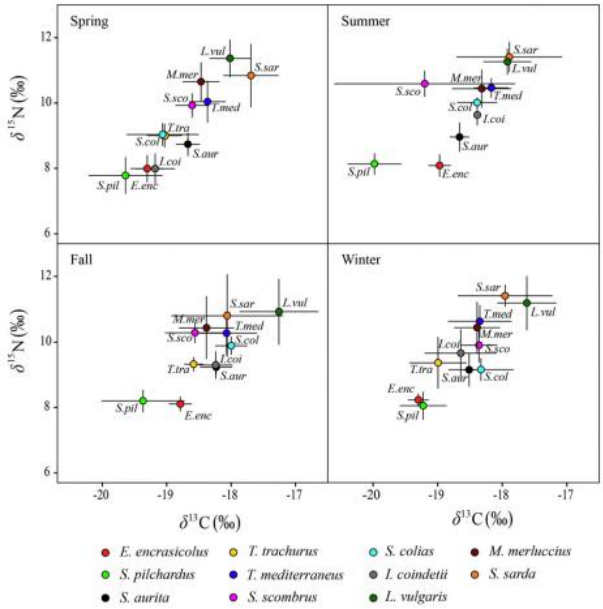


Figura 1. Media y desviación estándar de los valores de δ13C y δ15N de pequeños y medianos pelágicos durante la primavera, verano, otoño e invierno (Albo-Puigserver et al. 2016).

Los grandes peces pelágicos, como el pez espada (*Xiphias gladius*), la bacoreta (*Euthynnus alletteratus*), el bonito (*Sarda sarda*) y el atún rojo (*Thunnus thynnus*), también han sido objeto de estudio (Navarro et al. 2017, Gimenez et al. 2021, Fernández-Corredor et al. 2023a, Pardo et al. Submitted), permitiendo analizar las diferencias en la dieta entre especies, así como los cambios espaciales o temporales (Figura 2).

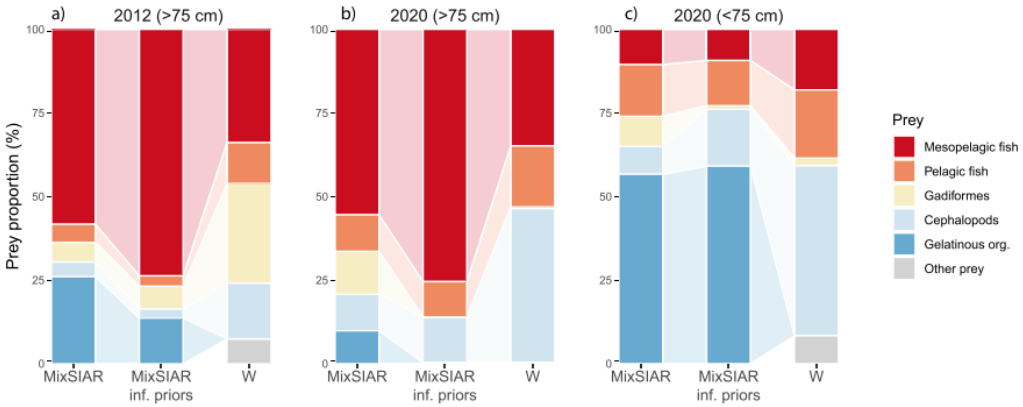


Figura 2. Proporciones relativas de los grupos de presas en la dieta de (a) pez espada juvenil de 2012, (b) pez espada juvenil grande de 2020 (LJFL >75 cm) y (c) pez espada juvenil pequeño de 2020 (LJFL <75 cm). Las proporciones de dieta se estimaron a partir de los modelos de mezcla isotópica (MixSIAR) con y sin restricciones fijadas en el modelo (priors informativos vs. no informativos), y a partir del contenido estomacal (%W; porcentaje del peso reconstruido) (Fernández-Corredor et al. 2023a).

También se ha examinado la dieta de especies demersales, como la merluza (*Merluccius merluccius*) o los rapes (*Lophius budegassa* y *L. piscatorius*). Por ejemplo, en el caso de los rapes,

se ha realizado la comparación de la alimentación de las dos especies que cohabitan la zona (López et al. 2016). Para la merluza se ha obtenido información sobre la evolución de su dieta a nivel estacional, así como variaciones por talla (ontogenéticas) (Figura 3) (Lloret Lloret et al. 2020).

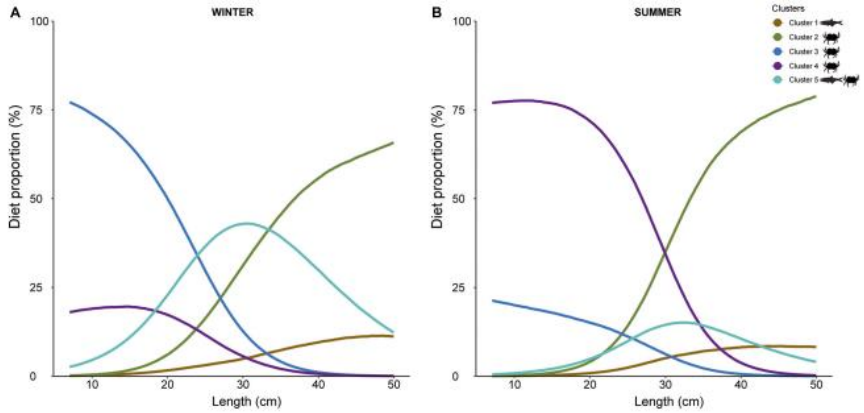


Figura 3. Resultados del modelo de mezcla isotópica (MixSIAR) que muestran las proporciones estimadas de cada uno de los grupos potenciales de presas (1, 2, 3, 4 y 5) que contribuyen a la dieta de la merluza europea, en función de la longitud (en cm) para cada estación (A): invierno y (B): verano) (Lloret Lloret et al. 2020).

Por otro lado, se ha caracterizado la ecología trófica de tiburones y rayas. Entre ellos destacan especies como la raya estrellada (*Raja asterias*), la pintarroja común (*Scyliorhinus canicula*), la pintarroja bocanegra *Galeus melastomus*, el tiburón negrito o vientre de tercipelo (*Etmopterus spinax)*, el carocho (*Dalatias licha)* y la tintorera (*Prionace glauca)* (Navarro et al. 2013b, Navarro et al. 2014b, Albo-Puigserver et al. 2015, Barria et al. 2015, Barria et al. 2018b, a, Vidal et al. 2023). La dieta de la quimera común (*Chimaera monstrosa)* y la posición trófica de un parásito específico de esta especie ha sido también caracterizada (Navarro et al. 2014a, Tamayo et al. 2021) (Figura 4). Estos trabajos han permitido entender mejor la importancia ecológica de estas especies, algunas amenazadas, en el Mediterráneo, y proporcionar información muy importante para el desarrollo e implementación de planes de conservación.

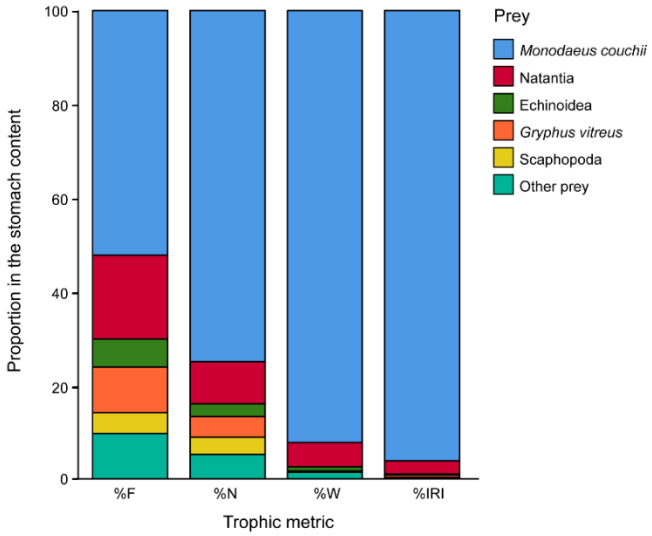


Figura 4. Porcentaje de cada grupo de presas encontrado en los estómagos de la quimera común del Golfo de León, según cada índice dietario calculado: %FO, frecuencia de ocurrencia; %N,

porcentaje por número; %W, porcentaje por masa; %IRI, porcentaje del índice de importancia relativa; n = 80 (Tamayo et al. 2021).

Otros estudios relacionados con la ecología trófica de las especies del Mediterráneo se han centrado en la dieta de invertebrados (Coll et al. 2013a, Navarro et al. 2013a, Martínez-Baena et al. 2016), el contenido lipídico de sus tejidos (Valls et al. 2016, Albo-Puigserver et al. 2017b, Campanini et al. 2021) y la ingestión de microplásticos y presencia de contaminantes en tejidos biológicos (Pennino et al. 2020, Sala et al. 2022, Torresi et al. 2024). Estos indicadores se pueden relacionar con la condición nutricional y salud de las especies marinas, y representan estudios pioneros en esta temática.

Todos estos hallazgos subrayan la necesidad de profundizar en la comprensión del funcionamiento de los ecosistemas marinos y las interacciones entre las especies que los habitan. Con el fin de recoger y poner a disposición de la comunidad científica toda esta información, el grupo iMARES está desarrollando bases de datos relevantes para la comunidad científica. Una de ellas incorpora los estudios tróficos de organismos marinos del Mediterráneo disponibles en la literatura: **Troph-MED** (Coll et al. 2024d). Actualmente contiene 35000 entradas de relaciones depredador-presa que provienen de 2900 especies o taxa (incluyendo bacteria, cromistas, protozoos, plantas y animales) (Figura 5).

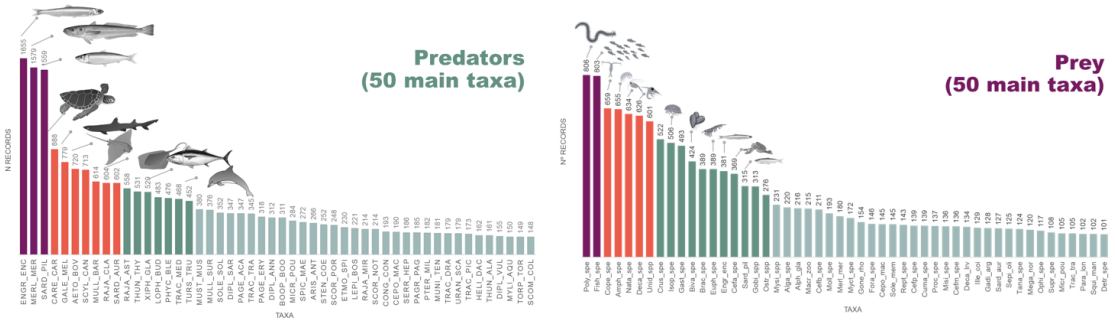


Figura 5. 50 registros de depredadores y presas que dominan en Troph-MED (Coll et al. 2024d).

Los datos sobre trofismo (contenidos estomacales e isótopos estables) de especies marinas nos permiten entender cómo se estructura y cómo funciona la red trófica marina. Los datos existentes hasta ahora nos han permitido obtener una representación completa de la metaweb del Mediterráneo Occidental. Esta metaweb es una representación del conjunto de redes tróficas que agrupa todas las interacciones posibles entre especies de una región o ecosistema particular. A diferencia de una red trófica local, que describe las relaciones de depredación y alimentación entre especies en un ecosistema específico, la metaweb integra estas interacciones en múltiples comunidades o hábitats, proporcionando una visión más amplia y compleja de cómo las especies podrían interactuar en diferentes contextos ecológicos (Coll et al. 2019c) (Figura 6).

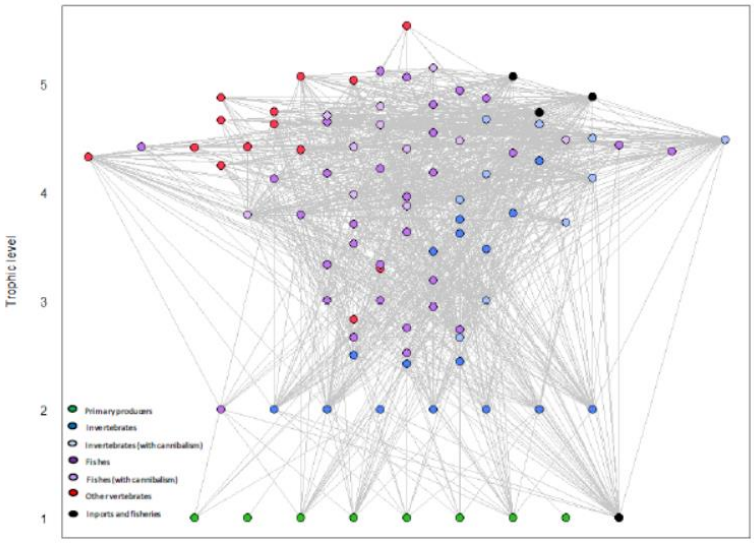


Figura 6. Metaweb del Mediterráneo occidental (Coll et al. 2019c).

Estructura y funcionamiento de la red trófica marina del Mediterráneo

La metaweb del Mediterráneo occidental se ha aplicado al estudio de la estructura de las redes tróficas de zonas bajo diferentes niveles de protección (proyecto SafeNET), y con ella se ha analizado el rol ecológico y la vulnerabilidad de la red trófica asociada a la extinción de diferentes especies de tiburones (Fernández-Corredor et al. 2023b).

Con los datos de trofismo también se han desarrollado modelos cualitativos con el objetivo de analizar la vulnerabilidad de estos ecosistemas frente a estrategias de pesca específica, y analizar la estructura del sistema socio-ecológico relacionado con el sistema pelágico del Mediterráneo noroccidental (Coll et al. 2008b, Coll et al. 2019a, Coll et al. 2020) (Figura 7).

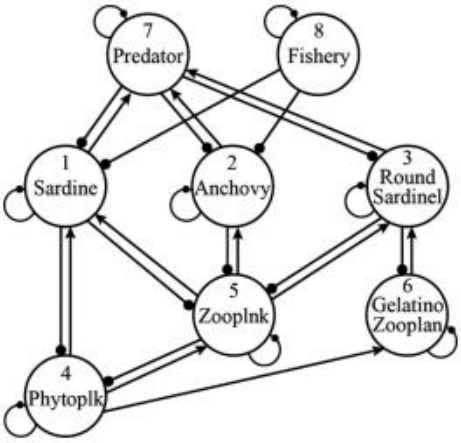


Figura 7. Modelo central de la red trófica pelágica en el noroeste del mar Mediterráneo. Los efectos positivos se indican con enlaces que terminan en una flecha, y los efectos negativos con enlaces que terminan en un círculo relleno. 1: sardina, 2: anchoa, 3: alacha, 4: fitoplancton, 5: zooplancton, 6: zooplancton gelatinoso, 7: depredadores (atún), 8: pesquerías de cerco (Coll et al. 2019a).

Los datos de ecología trófica son esenciales también para el desarrollo de modelos cuantitativos, los cuales se han desarrollado de forma notable en el Mediterráneo mediante aplicaciones del

modelo ecológico Ecopath (Coll et al. 2006, Coll et al. 2007, Libralato et al. 2010, Navarro et al. 2011, Coll and Libralato 2012, Coll et al. 2013a, Tecchio et al. 2013, Corrales et al. 2015, Piroddi et al. 2015, Tecchio et al. 2015, Corrales et al. 2020, Vilas et al. 2020a, Vilas et al. 2020b, 2021). Estos estudios han servido para describir y comparar la estructura de ecosistemas del Mediterráneo, analizar el rol ecológico de las especies marinas y de los seres humanos (por ejemplo, el rol de la pesca diferenciado por flotas pesqueras), y evaluar la degradación ecológica de los sistemas sobreexplotados, el efecto de la protección de áreas marinas protegidas, o el impacto de la llegada de especies no nativas.

Además, estos modelos han sido la base del desarrollo de simulaciones temporales o espaciotemporales mediante el uso de los módulos Ecosim y Ecospace (Coll et al. 2008a, Coll et al. 2008c, Coll et al. 2009, Fouzai et al. 2012, Coll et al. 2013b, Tecchio et al. 2015, Coll et al. 2016, Coll and Steenbeek 2017, Corrales et al. 2017, Piroddi et al. 2017, Corrales et al. 2018, Coll et al. 2019b, Coll et al. 2021, Gomei et al. 2021, Piroddi et al. 2022, Coll et al. 2024a, Coll et al. 2024b). Estas simulaciones se han utilizado para analizar el impacto temporal y espaciotemporal de cambios en los factores ambientales y las medidas de gestión pesquera en la zona (como el aumento de la selectividad del arrastre bentónico, la reducción del esfuerzo pesquero o el establecimiento de áreas marinas protegidas), el impacto temporal de la introducción de especies no nativas, el impacto acumulado de actividades humanas, o el impacto que la COVID-19 pudo tener en el ecosistema marino por la reducción temporal de la presencia del ser humano (Figura 9).

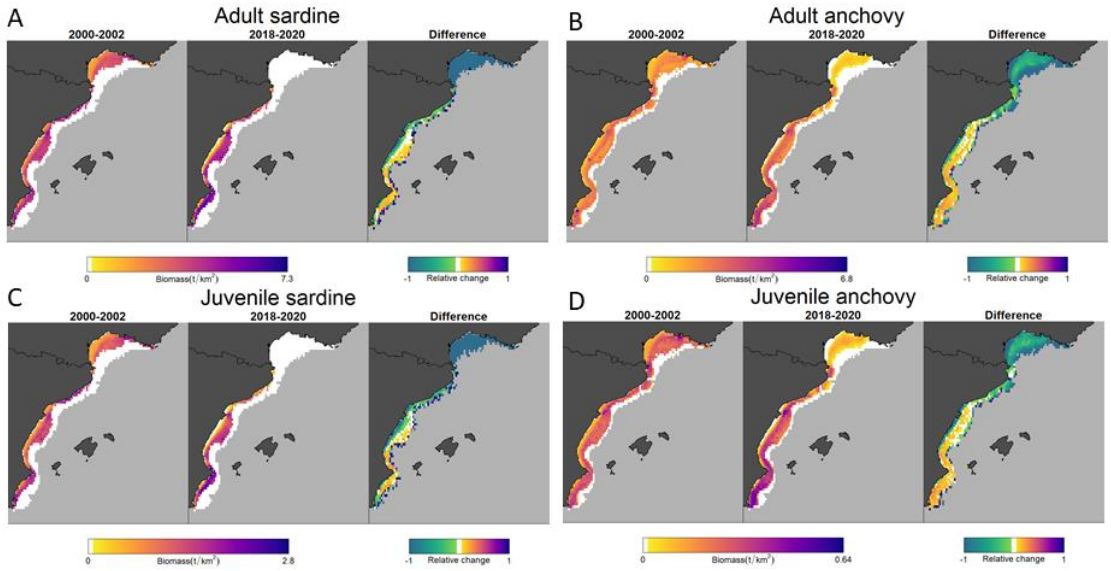


Figura 9. Cambios en la distribución espacial de pequeños pelágicos en el modelo de la red trófica del Mediterráneo Occidental entre 2000–2002 y 2018–2020. Los mapas muestran la biomasa media predicha en 2000–2002, 2018–2020 y el cambio relativo entre ambos períodos (Coll et al. 2024a).

Agradecimientos

Estos estudios han sido posibles gracias al apoyo de diversos proyectos científicos como ECOTRANS projects (I+D+I, ICTM2011-26333), Pelweb (I+D+I, RETOS-2017-CTM2017-88939-R), ProOceans (I+D+I, RETOS-PID2020-118097RB-I00), SEINE-ETP project (Ocean Stewardship Fund MAVA Grant), SOSPEN (PID2021-124831OA-I00), SEASentinels (CNS2022-135631),

FutureMares (Horizon-CLA-06-2019, H2020-LC-CLA-2018-2019-2020), Ges4Seas (HORIZON-CL6-2021-BIODIV-01-04), PELCAT (Decline of small pelagic fish in the Catalan Sea: potential role of plankton change and pollution, CAT 152CAT00013, TAIS ARP059/19/00005, Funding: Generalitat de Catalunya, Fons Europeu Marítim I de la Pesca) MarinePlan (HORIZON-CL6-2021-BIODIV-01-12) y ACCION (Aproximaciones científicas en la implementación de estrategias marinas: herramientas de gestión (Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITERD) – Fondos de Recuperación). La presentación de este trabajo ha sido posible gracias al apoyo del proyecto "Desarrollo de metodologías de evaluación integrada en el ámbito de los recursos Marinos Renovables" (CSIC: 202430E115). También se han obtenido datos recogidos por muestreadores en las campañas de investigación oceanográfica MEDITS, que están cofinanciadas por la Unión Europea a través del Fondo Marítimo Europeo y Pesca (FEMP), dentro del Programa Nacional de recogida, gestión y uso de datos en el sector pesquero y apoyo al asesoramiento científico sobre la Política Pesquera Común. Este trabajo reconoce el apoyo institucional de la acreditación "Severo Ochoa Centre of Excellence" accreditation (CEX2019-000928-S) al Institut de Ciències del Mar (ICM-CSIC).

Referencias bibliográficas

Albo-Puigserver, M., D. Borme, M. Coll, V. Tirelli, I. Palomera, and J. Navarro. 2019. Trophic ecology of expanding round sardinella and northwestern Mediterranean sympatric species. Marine Ecolog Progress Series **620**:139-154.

Albo-Puigserver, M., D. Borme, M. Coll, V. Tirreli, I. Palomera, and J. Navarro. 2017a. Colonizing new habitats and meeting new neighbors: trophic relationships between the expanding round sardinella and coexisting small pelagic fish in the NW Mediterranean Sea.*in* PICES/ICES, editor. Drivers of dynamics of small pelagic fish resources, Victoria, BC; Canada. March 6-11 2017.

Albo-Puigserver, M., A. Muñoz, J. Navarro, M. Coll, H. Pethybridge, S. Sánchez, and I. Palomera. 2017b. Ecological energetics of forage fish from the Mediterranean Sea: seasonal dynamics and interspecific differences Deep Sea Research II - Topical Studies in Oceanography **140**:74-82.

Albo-Puigserver, M., J. Navarro, M. Coll, J. Aguzzi, L. Cardona, and R. Saez. 2015. Feeding ecology and trophic position of three sympatric demersal chondrichthyans in the Northwestern Mediterranean. Marine Ecology Progress Series **524**:255-268.

Albo-Puigserver, M., J. Navarro, M. Coll, C. Layman, and I. Palomera 2016. Trophic structure of pelagic species in the northwestern Mediterranean Sea. Journal of sea research **117**:27-35.

Bachiller, E., M. Albo-Puigserver, J. Gimenez, M. Grazia Pennino, N. Mari-Mena, A. Esteban, E. Lloret Lloret, A. Jadaud, B. Carro, J. M. Bellido, and M. Coll. 2020. A trophic latitudinal gradient revealed in anchovy and sardine from the Western Mediterranean Sea using a multi-proxy approach. Scientific Reports **10**:18.

Bachiller, E., J. Gimenez, M. Albo Puigserver, M. Grazia Pennino, N. Mari-Mena, A. Esteban, E. Lloret Lloret, J. M. Bellido, and M. Coll. 2021. Trophic niche overlap of round sardinella (Sardinella aurita) in a Western Mediterranean pelagic fish community. Ecology and evolution **11**:16126-16142.

Barria, C., M. Coll, and J. Navarro. 2015. Unravelling the ecological role and trophic relationships of rare and threatened elasmobranchs in the western Mediterranean Sea using a comparative approach. Marine Ecolog Progress Series **539** 225-240.

Barria, C., J. Navarro, and M. Coll. 2018a. Feeding habits of four sympatric sharks in two deep-water fishery areas of the western Mediterranean Sea. Deep-Sea Research Part I - Oceanographic Research Papers **142**:34-43.

Barria, C., J. Navarro, and M. Coll. 2018b. Trophic habits of an abundant shark in the northwestern Mediterranean Sea using an isotopic non-lethal approach. Estuarine, Coastal and Shelf Science **207**:383-390.

Campanini, C., M. Albo Puigserver, S. Gerez, E. Lloret Lloret, J. Gimenez, M. Grazia Pennino, J. M. Bellido, A. I. Colmenero, and M. Coll. 2021. Energy content of anchovy and sardine using surrogate calorimetry methods. Marine Environmental Research **172**.

Coll, M., M. Albo-Puigserver, J. Gimenez, E. Lloret Lloret, and J. Dambacher. 2020. Socio-ecological analysis of the pelagic system of the northwest Mediterranean Sea, focusing on the dynamics of small pelagic fish. CSIC - Instituto de Ciencias del Mar (ICM), http://dx.doi.org/10.20350/digitalCSIC/12673.

Coll, M., M. Albo-Puigserver, J. Navarro, I. Palomera , and J. Dambacher. 2019a. Who is to blame? Plausible pressures on small pelagic fish population changes in the NW Mediterranean Sea. Marine Ecology Progress Series **617-618**:277-294.

Coll, M., N. Bahamon, F. Sardà, I. Palomera, S. Tudela, and P. Suuronen. 2008a. Improved trawl selectivity: effects on the ecosystem in the South Catalan Sea (NW Mediterranean). Marine Ecology Progress Series **355**:131-147.

Coll, M., J. M. Bellido, M. G. Pennino, M. Albo-Puigserver, J. C. Báez, V. Christensen, X. Corrales, E. Fernández-Corredor, J. Giménez, L. Julià, E. Lloret-Lloret, D. Macias, J. Ouled-Cheikh, F. Ramírez, V. Sbragaglia, and J. Steenbeek. 2024a. Retrospective analysis of the pelagic ecosystem of the Western Mediterranean Sea: drivers, changes and effects. Science of The Total Environment **167790**.

Coll, M., and S. Libralato. 2012. Contributions of food-web modelling for an Ecosystem Approach of Marine Resource Management in the Mediterranean Sea. Fish and Fisheries **13**:60-88.

Coll, M., H. K. Lotze, and T. N. Romanuk. 2008b. Structural degradation in Mediterranean Sea food webs: Testing ecological hypotheses using stochastic and mass-balance modelling. Ecosystems **11**:939-960.

Coll, M., C. P. Lynam, X. Corrales, L. Espasandín, M. Ortega, R. Puntila-Dodd, J. Steenbeek, D. Szalaj, M. Tomczak, M. Butenschon, E. Andonegi, M. D. Castro, S. Heye, T. Kristiansen, L. van Duren, V. Vilmin, and M. A. Peck. 2024b. Mechanistic projections for changing species and ecosystems: preliminary projections and report. FutureMARES Deliverable Report (Deliberable 27).

Coll, M., J. Navarro, R. Olson, and V. Christensen. 2013a. Assessing the trophic position and ecological role of squids in marine ecosystems by means of food-web models. Deep Sea Research II: Topical Studies in Oceanography **95**:21–36.

Coll, M., J. Navarro, and I. Palomera. 2013b. Ecological role, fishing impact, and management options for the recovery of a Mediterranean endemic skate by means of food web models. Biological Conservation **157**:108-120.

Coll, M., M. Ortega-Cerdà, and Y. Mascarell-Rocher. 2021. Ecological and economic effects of COVID-19 in marine fisheries from the Northwestern Mediterranean Sea. Biological Conservation **255**:108997.

Coll, M., M. Ortega Cerdà, J. Moranta, and G. M. Pennino. 2024c. Recursos marinos vivos: transformando la gestión para un océano resiliente. Ciencia para las Políticas Públicas. CSIC Science4Policy series:80.

Coll, M., I. Palomera, S. Tudela, and M. Dowd. 2008c. Food-web dynamics in the South Catalan Sea ecosystem (NW Mediterranean) for 1978-2003. Ecological modelling **217**:95-116.

Coll, M., I. Palomera, S. Tudela, and F. Sardà. 2006. Trophic flows, ecosystem structure and fishing impacts in the South Catalan Sea, Northwestern Mediterranean. Journal of Marine Systems **59**:63-96.

Coll, M., M. Pastor-Prieto, E. Fernández-Corredor, J. Ouled-Cheikh Bonan, G. Giménez, J. Navarro, and F. Ramírez. 2024d. MED-TROPH: A comprehensive trophic ecology database of marine organisms in the Mediterranean Sea. I-MarCo. 7th International conference on Marine Connectivity: Advancing research for improved management, 27-31 May 2024 (https://www.sea-unicorn.com/i-marco-2024). Accessible from https://martacollmarine.science/wp-content/uploads/2013/12/Poster_Med_Troph_v2.pdf.

Coll, M., M. G. Pennino, J. Sole, J. Steenbeek, and J. M. Bellido. 2019b. Predicting marine species distributions: complementarity of food-web and Bayesian hierarchical modelling approaches. Ecological modelling **405**:86-101.

Coll, M., A. Santojanni, I. Palomera, and E. Arneri. 2009. Food-web changes in the Adriatic Sea over the last three decades. Marine Ecology Progress Series **381**:17-37.

Coll, M., A. Santojanni, I. Palomera, S. Tudela, and E. Arneri. 2007. An ecological model of the Northern and Central Adriatic Sea: Analysis of ecosystem structure and fishing impacts. Journal of Marine Systems **67**:119-154.

Coll, M., and J. Steenbeek. 2017. Standardized ecological indicators to assess aquatic food webs: the ECOIND software plug-in for Ecopath with Ecosim models. Environmental Modelling and Software **89**:120-130.

Coll, M., J. Steenbeek, C. Piroddi, D. Vilas, and X. Corrales. 2019c. Report describing the qualitative Network models. http://hdl.handle.net/10261/334765.

Coll, M., J. Steenbeek, J. Sole, I. Palomera , and V. Christensen. 2016. Modelling the cumulative spatial-temporal effects of environmental factors and fishing in a NW Mediterranean marine ecosystem. Ecological modelling **331**:100-114.

Corrales, X., M. Coll, E. Ofir, J. J. Heymans, J. Steenbeek, M. Goren, D. Edelist, and G. Gal. 2018. Future scenarios of marine resources and ecosystem conditions of the Eastern Mediterranean under impacts of fishing, alien species and sea warming. Scientific Reports **8**:14284.

Corrales, X., M. Coll, E. Ofir, C. Piroddi, M. Goren, D. Edelist, J. J. Heymans, J. Steenbeek, V. Christensen, and G. Gal. 2017. Hindcasting the dynamics of an Eastern Mediterranean marine ecosystem under the impacts of multiple stressors. Marine Ecolog Progress Series **580**:17-36.

Corrales, X., M. Coll, S. Tecchio, J. M. Bellido, A. M. Fernández, and I. Palomera. 2015. Ecosystem structure and fishing impacts in the North-western Mediterranean Sea using a food-web model within a comparative approach. Journal of Marine Systems **148**:183-199.

Corrales, X., D. Vilas, C. Piroddi, J. Steenbeek, J. Claudet, J. Lloret, A. Calò, A. Di Franco, T. Font, A. Ligas, G. Prato, R. Sahyoun, P. Sartor, P. Guidetti, and M. Coll. 2020. Multi-zone marine protected areas: assessment of ecosystem and fisheries benefits using multiple ecosystem models. Ocean & Coastal Management **193**:105232.

Darnaude, A. M., S. Arnaud-Haond, E. Hunter, O. Gaggiotti, A. Sturrock, M. Beger, F. Volckaert, A. Pérez-Ruzafa, L. López-López, and S. E. Tanner. 2022. Unifying approaches to Functional Marine Connectivity for improved marine resource management: the European SEA-UNICORN COST Action. Research Ideas and Outcomes **8**:e80223.

Darnaude, A. M., S. E. Tanner, E. Hunter, and F. Costantini. 2024. Advancing research in marine functional connectivity for improved policy and management. Marine Ecology Progress Series **731**:1-8.

Dunne, J. A., R. J. Williams, and N. D. Martinez. 2004. Network structure and robustness of marine food webs. Marine Ecology Progress Series **273**:291-302.

Fernández-Corredor, E., L. Francotte, I. Martino, F.-Á. F. A., S. García-Barcelona, D. Macías, M. Coll, F. Ramírez, J. Navarro, and J. Giménez. 2023a. Assessing juvenile swordfish (Xiphias gladius) diet as an indicator of marine ecosystem changes in the northwestern Mediterranean Sea. Marine Environmental Research **192**:106190: 106191-106111.

Fernández-Corredor, E., J. Ouled-Cheikh, J. Navarro, and M. Coll. 2023b. An overview of the ecological roles of Mediterranean chondrichthyans through extinction scenarios. Reviews in Fish Biology and Fisheries **10.1007/s11160-023-09822-2**.

Fouzai, N., M. Coll, I. Palomera, A. Santojanni, E. Arneri, and V. Christensen. 2012. Fishing management scenarios to rebuild exploited resources and ecosystems of the Northern-Central Adriatic (Mediterranean Sea). Journal of Marine Systems **102-105**:39–51.

Gimenez, J., M. Albo-Puigserver, R. Laiz-Carrión, E. Lloret-Lloret, J. M. Bellido, and M. Coll. 2023. Trophic position variability of European sardine by compound-specific stable isotope analyses. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences **80**:https://doi.org/10.1139/cjfas-2022-1019.

Gimenez, J. V., S. Puigarnau Benitez, E. Moran Rubio, A. Lombarte, M. J. Gómez -Vives, M. Coll, and J. Navarro. 2021. Interannual trophic behaviour of a specialist pelagic fish predator in the western Mediterranean Sea. Marine Environmental Research **168**.

Gomei, M., J. Steenbeek, M. Coll, and J. Claudet. 2021. 30 by 30: Scenarios to recover biodiversity and rebuild fish stocks in the Mediterranean. . WWF Mediterranean Marine Initiative, Rome, Italy, 29 pp. **https://www.wwf.eu/?2248641/Scenarios-to-recover-biodiversity-and-rebuild-fish-stocks-in-the-Mediterranean-Sea**.

Karachle, P., and K. Stergiou. 2017. An update on the feeding habits of fish in the Mediterranean Sea (2002-2015). Mediterranean Marine Science **18**:43-52.

Libralato, S., M. Coll, M. Tempesta, A. Santojanni, M. Spoto, I. Palomera, E. Arneri, and C. Solidoro. 2010. Food-web traits of protected and exploited areas of the Adriatic Sea. Biological Conservation **143**:2182–2194.

Lloret-Lloret, E., M. Albo Puigserver, J. Gimenez, J. Navarro, P. M.G., J. Steenbeek, B. J.M., and M. Coll. 2022. Small pelagic fish fitness relates to local environmental conditions and trophic variables. Progress in Oceanography **202**:102745.

Lloret Lloret, E., J. Navarro, J. Gimenez, N. Lopez, M. Albo Puigserver, M. Grazia Pennino, and M. Coll. 2020. The seasonal distribution of a highly commercial fish is related to ontogenetic changes in its feeding strategy. Frontiers in Marine Science, section Marine Fisheries, Aquaculture and Living Resources **doi: 10.3389/fmars.2020.566686**.

López, N., J. Navarro, C. Barría, M. Albo-Puigserver, M. Coll, and I. Palomera. 2016. Feeding ecology of two demersal opportunistic predators coexisting in the northwestern Mediterranean Sea. Estuarine, Coastal and Shelf Science **175**:15-23.

Martínez-Baena, F., J. Navarro, M. Albo-Puigserver, I. Palomera, and R. Rosas-Luis. 2016. Feeding habits of the short-finned squid Illex coindetii in the western Mediterranean Sea using combined stomach content and isotopic analysis. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom **96**:1235-1242.

McCann, K. S. 2011. Food webs (MPB-50). Princeton University Press.

Michener, L. K., and L. Kaufman. 2007. Stable isotope ratios as tracers in marine food webs: An update. Pages 238-282 *in* K. L. Robert Michener, editor. Stable Isotopes and Ecology in Environmental Science. Blackwell Publishing, Oxford, UK.

Navarro, J., M. Albó-Puigserver, M. Coll, R. Saez, R. Forero, and M. Kutcha. 2014a. Isotopic fractionation of δ15N and δ13C in a strict holocephalan tapeworm. Journal of Helminthology **88**.

Navarro, J., M. Coll, M. Louzao, I. Palomera, A. Delgado, and M. G. Forero. 2011. Comparison of ecosystem modelling and isotopic approach as ecological tools to investigate food webs in the NW Mediterranean Sea. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology **401**:97-104.

Navarro, J., M. Coll, R. Olson, and C. J. Somes. 2013a. Trophic niche of squids in marine systems: a general overview from isotopic data. Deep Sea Research II **95**:93–102.

Navarro, J., M. Coll, M. Preminger, and I. Palomera. 2013b. Feeding preferences of the Mediterranean endemic starry ray Raja asterias: consistency between sexes, maturity-stages and seasons. Environmental Biology of Fishes **96**:1315-1328.

Navarro, J., L. López, M. Coll, C. Barria, and R. Sáez. 2014b. Short- and long-term importance of small sharks in the diet of the rare deep-sea shark *Dalatias licha*. Marine Biology **161**:1697-1707.

Navarro, J., R. Sáez-Liante, M. Albo-Puigserver, I. Palomera , and M. Coll. 2017. Feeding strategies and ecological roles of three large pelagic fish in the western Mediterranean Sea. Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography **140**:9-17.

Ortega Cerdà, M., S. Mohamed, M. D. Castro-Cadenas, L. Espasandín, E. Fernández-Corredor, J. Giménez, E. Lloret-Lloret, F. Ramírez, V. Sbragaglia, and M. Coll. 2023. Conocimiento local en la flota de cerco de Castellón e identificación de especies vulnerables. El proyecto SEINE-ETP. Foro científico para la pesca española en el Mediterráneo.

Ouled-Cheikh, J., J. Gimenez, M. Albo Puigserver, J. Navarro, E. Fernandez-Corredor, J. M. Bellido, M. Grazia Pennino, and M. Coll. 2022. Trophic importance of small pelagic fish to marine predators of the Mediterranean Sea. Marine Ecology Progress Series **696**:169-184.

Pardo, M., F. A. Fernández-Álvarez, J. L. Varela, J. Navarro, A. Medina, M. J. Gómez Vives, V. Sbragaglia, J. M. Bellido, M. Coll, and J. Giménez. Submitted. Long-term trophic ecology of juvenile Atlantic bluefin tuna in the western Mediterranean Sea. Estuarine, Coastal and Shelf Systems.

Pascual, M., and J. A. Dunne. 2006. Ecological networks: linking structure to dynamics in food webs. Oxford University Press.

Pennino, G. M., E. Bachiller, E. Lloret Lloret, M. Albo Puigserver, A. Jadaud, J. M. Bellido, and M. Coll. 2020. Ingestion of microplastics and occurrence of parasite association in Mediterranean anchovy and sardine. Marine Pollution Bulletin **158**:111399.

Piroddi, C., M. Coll, C. Liquete, D. Macias Moy, K. Greer, J. Buszowski, J. Steenbeek, R. Danovaro, and V. Christensen. 2017. Historical changes of the Mediterranean Sea ecosystem: modelling the role and impact of primary productivity and fisheries changes over time. Scientific Reports **7**.

Piroddi, C., M. Coll, D. Macias Moy, J. Steenbeek, E. Garcia-Gorriz, A. Mannini, D. Vilas Gonzalez, and V. Christensen. 2022. Modelling the Mediterranean Sea ecosystem at high spatial resolution to inform the ecosystem-based management in the region. Scientific Reports **12**:19680.

Piroddi, C., M. Coll, J. Steenbeek, D. M. Moy, and V. Christensen. 2015. Modelling the Mediterranean marine ecosystem as a whole: addressing the challenge of complexity. Marine Ecology Progress Series **533**:47-65.

Sala, B., J. Gimenez, J. Fernandez-Arribas, C. Bravo, E. Lloret Lloret, A. Esteban, J. M. Bellido, M. Coll, and E. Eljarrat. 2022. Organophosphate ester plasticizers in edible fish from the Mediterranean Sea: Marine pollution and human exposure. Environmental Pollution **292**.

Stergiou, K. I., and V. S. Karpouzi. 2001. Feeding habits and trophic levels of Mediterranean fish. Reviews in Fish Biology and Fisheries **11**:217-254.

Tamayo, M., C. Barría, M. Coll, and J. Navarro. 2021. Highly specialized feeding habits of the rabbitfish Chimaera monstrosa in the deep sea ecosystem of the northwestern Mediterranean Sea. Journal of Applied Ichthyology **37**:868-874.

Tecchio, S., M. Coll, V. Christensen, J. B. Company, E. Ramirez-Llodra, and F. Sarda. 2013. Food web structure and vulnerability of a deep ecosystem in the NW Mediterranean Sea. Deep Sea Research II: Topical Studies in Oceanography **75**:1-15.

Tecchio, S., M. Coll, and F. Sarda. 2015. Structure, functioning, and cumulative stressors of Mediterranean deep-sea ecosystems Progress in Oceanography **135**:156–167.

Thompson, R. M., U. Brose, J. A. Dunne, R. O. Hall, S. Hladyz, R. L. Kitching, N. D. Martinez, H. Rantala, T. N. Romanuk, and D. B. Stouffer. 2012. Food webs: reconciling the structure and function of biodiversity. Trends in ecology & evolution **27**:689-697.

Torresi, M., J. Giménez, J. Navarro, M. Coll, S. García-Barcelona, D. Macías, A. Borrell, and O. Garcia-Garin. 2024. Microplastic characterization in the stomachs of swordfish (Xiphias gladius) from the western Mediterranean Sea. Marine Pollution **206**:16767.

Valls, A., M. Coll, and V. Christensen. 2015. Keystone species: towards an operational concept for marine biodiversity conservation. Ecological Monographs **85**:29–47.

Valls, E., J. Navarro, C. Barría, M. Coll, J. Fernández-Borras, and G. Rotllant. 2016. Seasonal, ontogenetic and sexual changes in lipid metabolism of the small-spotted catshark (Scyliorhinus canicula) in deep-sea free-living conditions. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology **483**:59-63.

Vidal, A., L. Cardador, S. García-Barcelona, J. N. Druon, M. Coll, and J. Navarro. 2023. The relative importance of biological and environmental factors on the trophodynamics of a pelagic marine predator, the blue shark (Prionace glauca). Marine Environmental Research **183**:105808.

Vilas, D., M. Coll, X. Corrales, J. Steenbeek, C. Piroddi, A. Calò, A. Di Franco, T. Font, P. Guidetti, A. Ligas, J. Lloret, G. Prato, R. Sahyoun, P. Sartor, and J. Claudet. 2020a. The effects of marine protected areas on ecosystem recovery and fisheries using a comparative modelling approach. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems **30**:1885-1901.

Vilas, D., M. Coll, X. Corrales, J. Steenbeek, C. Piroddi, A. Ligas, P. Sartor, D. Macias, and J. Claudet. 2020b. Current and potential contributions of the Gulf of Lion Fisheries Restricted Area to fisheries sustainability in the NW Mediterranean Sea. Biorxiv **https://www.biorxiv.org/content/10.1101/2020.02.22.960914v1**.

Vilas, D., M. Coll, X. Corrales, J. Steenbeek, C. Piroddi, A. Ligas, P. Sartor, D. Macias, and J. Claudet. 2021. Current and potential contributions of the Gulf of Lion Fisheries Restricted Area to fisheries sustainability in the NW Mediterranean Sea. Marine Policy **123**:https://doi.org/10.1016/j.marpol.2020.104296.

Yeakel, J. D., and J. A. Dunne. 2015. Modern lessons from ancient food webs. American Scientist **103**:188-195.

Heterogeneidad trófica: un nuevo indicador propuesto para evaluar la salud de los ecosistemas pesqueros explotados

Miguel Vivas[1], Lucia López-López[2], Encarnación García-Rodríguez[1], María Valls[3], Zaida Parra[3], Eduardo López[5], Cristina García-Ruiz[6], Manuel Hidalgo[3], Antonio Esteban[1], Irene Rabanal[2], Juan José Ortiz[2], Marian Torres[4], Isabel Muñoz[4], Oscar García-Aguilar[2], José Miguel García Rebollo[4], Daniel Iglesias[2], Ramón Hernández[3], Izaskun Preciado[2]

[1] Centro Oceanográfico de Murcia (COMU-IEO), CSIC
[2] Centro Oceanográfico de Santander (COST-IEO), CSIC
[3] Centro Oceanográfico de Baleares (COB-IEO), CSIC
[4] Centro Oceanográfico de Cádiz (COCAD-IEO), CSIC
[5] Centro Oceanográfico de Canarias (COC-IEO), CSIC
[6] Centro Oceanográfico de Málaga (COMA-IEO), CSIC

Las presiones humanas están provocando cambios significativos en los mecanismos responsables de la organización estructural de los ecosistemas marinos. De forma particular, la presión de la pesca altera fuertemente la estructura de las redes tróficas, alterando el flujo de energía a través de los ecosistemas marinos y reduciendo la complejidad de la red al simplificar las interacciones tróficas, reduciendo de forma evidente su número. Por tanto, es necesario monitorear la pérdida de complejidad de la red trófica a través de indicadores efectivos, mejorando nuestra capacidad para evaluar la salud del ecosistema marino.

En este sentido, hasta la fecha, la comunidad investigadora se ha basado ampliamente en indicadores tróficos como el nivel trófico promedio (MTL) para evaluar los cambios en el nivel trófico promedio de las redes alimentarias perturbadas. Sin embargo, este indicador, que ciertamente responde a los efectos de la presión pesquera, describe el nivel trófico promedio de una red alimentaria particular, pero al hacerlo, obvia muchas otras características de los espectros tróficos de las comunidades marinas. En este sentido, la heterogeneidad trófica (TH), calculada como el coeficiente de variación de los niveles tróficos dentro de una comunidad, complementa el MTL al proporcionar una estimación del ancho y forma del espectro trófico, característica importante de la estructura trófica de un determinado ecosistema. La combinación de dos de estos aspectos; El nivel trófico promedio y la heterogeneidad trófica, pueden ayudar a mejorar la evaluación del estado de la red alimentaria, proporcionando una visión más completa de la salud del ecosistema marino.

Para ver cómo se comportan ambos indicadores, y cómo estos son capaces de explicar, bien por separado, bien de forma conjunta, la respuesta de una determinada estructura trófica de un ecosistema sometido a presión, en este estudio hemos analizado los cambios a lo largo del tiempo de estos dos indicadores de la red alimentaria (MTL y TH) en los ecosistemas marinos del Mediterráneo Occidental. El análisis se realizó según 12 escenarios diferentes; 3 umbrales de Nivel Trófico (TL≥2, TL≥3.25 y TL≥4), 2 rangos de profundidad (plataforma continental y talud) y por último, teniendo en cuenta o no a las especies pelágicas. Para cada uno de estos escenarios y para la serie histórica 2001-2022, se aplicaron Modelos Lineales (LM), dirigidos a detectar las tasas de cambio de cada indicador dentro de cada celda (0,2 x 0,2), así como su tendencia.

Estimación de los indicadores tróficos analizados: Nivel Trófico Promedio (MTL) y Heterogeneidad Trófica (TH):

Con el fin de estimar el valor de ambos indicadores y su tendencia a lo largo del periodo histórico analizado, se utilizaron los índices de biomasa obtenidos en la campaña Medits durante el periodo histórico 2001-2022. En esta misma campaña se realizaron estudios de contenido estomacal y se tomaron muestras de tejido para el posterior análisis de los isótopos estables del nitrógeno.

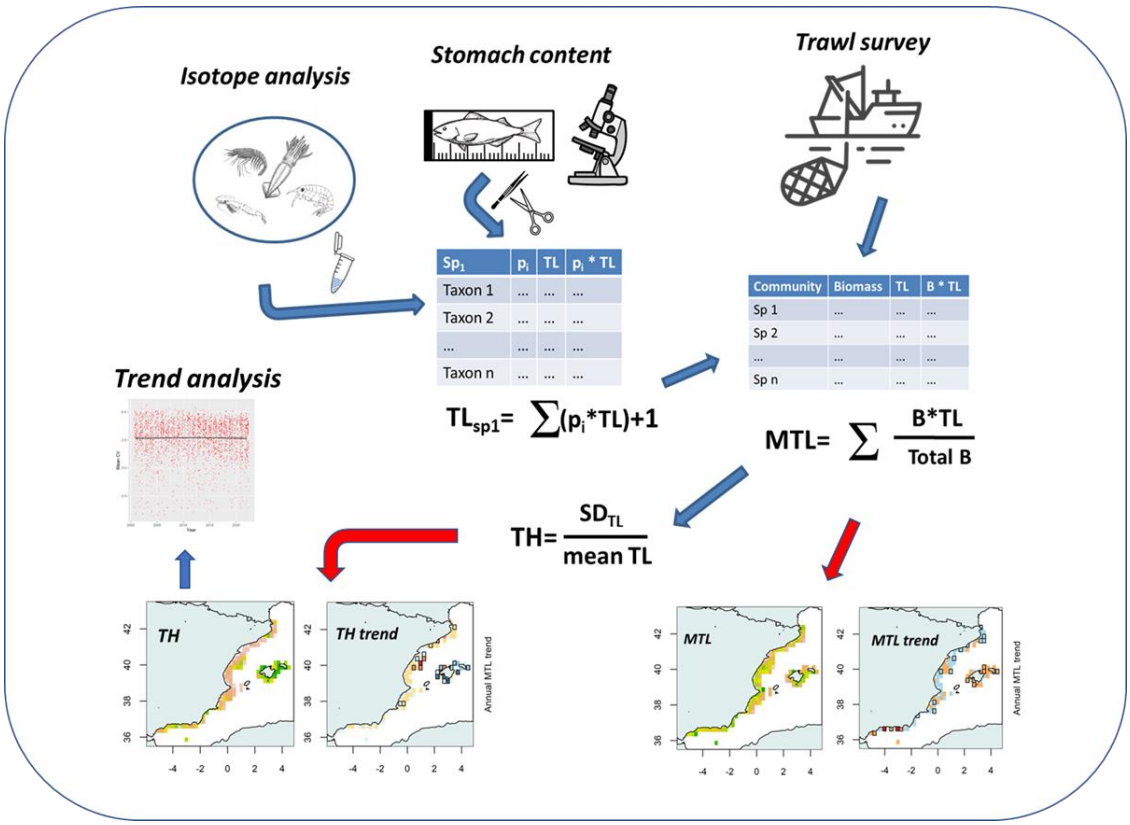


Fig. 1. *Esquema del proceso de cálculo de los indicadores tróficos analizados en este estudio; Nivel Trófico Promedio (MTL) y Heterogeneidad Trófica (TH).*

Selección de las especies consideradas en el estudio.

Como paso previo al análisis de los datos, se seleccionaron aquellas especies más representativas de cada una de las áreas que conformaron el estudio (Alborán, Región levantina e Islas Baleares) y para cada uno de los estratos de profundidad (plataforma y talud). Estas especies fueron seleccionadas atendiendo a cuatro criterios:

- Criterio temporal: Presencia de un mínimo número de años a lo largo de la serie histórica
- Criterio espacial: Presencia de un mínimo número de lances cada uno de los años de la serie histórica
- Criterio de abundancia: Situarse por encima de un determinado cuartil de abundancia
- Criterio de biomasa: Situarse por encima de un determinado cuartil de biomasa

Los tres primeros criterios fueron excluyentes, de forma que aquellas especies que no los cumplían eran eliminadas del análisis. El último de los criterios, por el contrario, se utilizó para seleccionar aquellas especies que no cumpliendo alguno de los 3 primeros criterios, presentaban una biomasa lo suficientemente importante como para ser tenidas en cuenta.

Las especies seleccionadas fueron un total de 139 para Alborán, 197 para la Región Levantina y 187 para las Islas Baleares. Aunque en promedio fueron un 20% del total de las especies encontradas, representaron un porcentaje mayoritario de la biomasa de los ecosistemas analizados (Fig. 2).

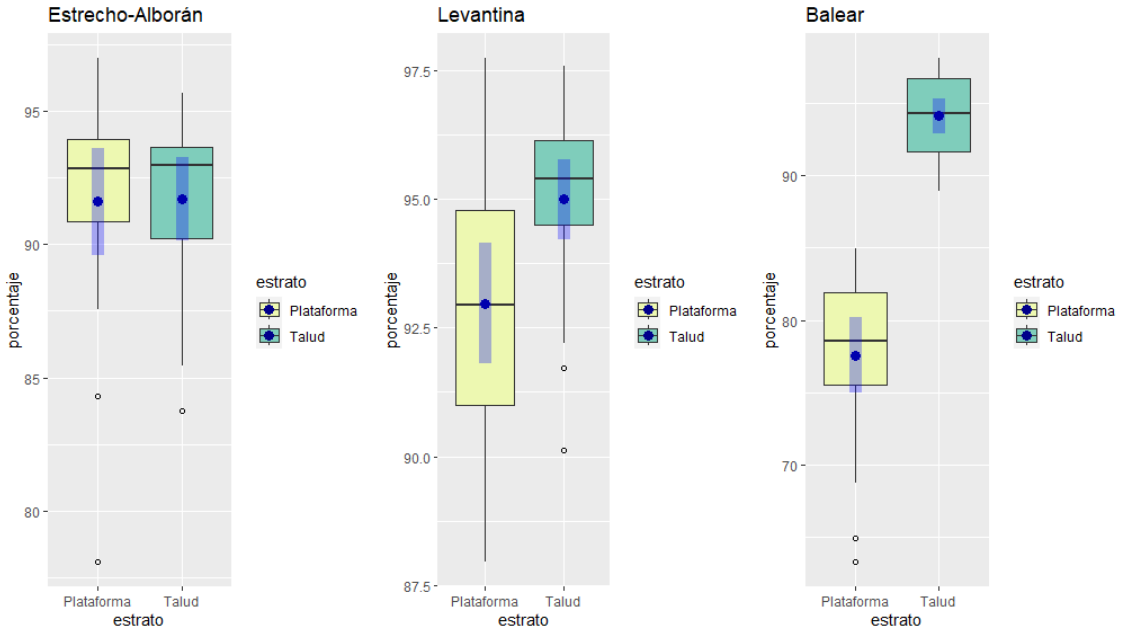


Fig. 2. *Porcentaje en biomasa de las especies seleccionadas en cada una de las tres áreas para el análisis de los indicadores tróficos, por estrato de profundidad. El punto azul representa la media de los valores de biomasa de las especies seleccionadas para el total de la serie histórica. La caja azul el intervalo de confianza para esa misma media*

Determinación del Nivel Trófico de las especies seleccionadas.

Para todas aquellas especies para las que fue posible, el nivel trófico se estableció a partir de estudios de contenido estomacal.

El TL de las presas que formaron parte de la dieta de estas especies estudiadas se determinó fundamentalmente a partir del análisis isotópico del nitrógeno, para la que se tomaron muestras del músculo de las presas en las campañas Medits.

Para todas aquellas presas o especies consideradas para las que no pudo obtenerse información del TL, se recurrió a la bibliografía, priorizando aquella con carácter local.

El TL de cada una de las especies seleccionadas se calculó como un promedio ponderado del TL de sus presas en función de su importancia relativa en la dieta, según la fórmula:

$$TL_{sp} = \sum (p_i * TL_i) + 1$$

Donde p_i es el porcentaje de la presa *i* en la dieta de la especie analizada, y TL_i el nivel trófico de la presa *i*.

Cálculo del MTL de la comunidad.

Una vez calculado el TL de cada una de las especies seleccionadas para cada una de las tres sub-regiones, se determinó el MTL de la comunidad según cada uno de los diferentes escenarios. El MTL se determinó como la suma ponderada de los diferentes TLs de las especies, según su importancia relativa en la comunidad. La importancia relativa se determinó atendiendo a la biomasa de cada especie en las campañas demersales MEDITS, según la fórmula:

$$MTL = \sum \frac{B_i \ * TL_i}{B_{total}}$$

Donde B_i es la biomasa de la especie *i*, TL_i es el nivel trófico de la especie *i* y B_{total} es la biomasa del total de la comunidad.

Cálculo de la TH de la comunidad.

La heterogeneidad trófica de la comunidad se calculó en base al MTL, como el coeficiente de variación de los niveles tróficos (TLs) dentro de la comunidad, según la siguiente fórmula:

$$TH = \frac{SD_{TLs}}{\mathrm{MTL}}$$

Análisis espacio-temporal de los indicadores tróficos: Nivel Trófico Promedio (MTL) y Heterogeneidad Trófica (TH):

El análisis espacio-temporal de los indicadores tróficos nos da información de carácter local acerca de la estructura trófica de los ecosistemas marinos bajo dos enfoques diferentes. Mientras el MTL es una medida de tendencia central que nos da información de la posición en torno a la cual gira la estructura del sistema, la TH nos aporta información sobre la forma que adopta esa misma estructura trófica. La pérdida de nivel trófico promedio en un ecosistema estará normalmente ligado a un proceso de sobrepesca del sistema, cuyos primeros elementos en sufrir los efectos serán de forma habitual los depredadores apicales, quienes presentan un mayor nivel trófico. Sin embargo, analizar únicamente el MTL puede llevarnos a malinterpretaciones acerca de la situación del sistema, ya que otras causas pueden estar operando en el ecosistema, siendo estas las responsables finales de que se produzca éste o el efecto contrario.

En el Mediterráneo occidental, se aprecia un patrón diferencial del MTL de las comunidades que distinguen a las aguas baleáricas, con un valor para el indicador visiblemente inferior, respecto

de las aguas peninsulares. Dentro de la zona peninsular, la demarcación de Alborán presenta niveles del indicador algo inferiores a los que caracterizan las aguas levantinas. Están diferencias se explican con una mayor representación de especies invertebradas caracterizadas por un menor nivel trófico en las aguas baleáricas, y en menor medida, en la zona de Alborán. Esta mayor diversidad trófica se traduce en valores sensiblemente superiores de heterogeneidad trófica en los ecosistemas isleños frente a los peninsulares.

Si analizamos el carácter temporal de estos mismos indicadores en la zona de estudio, es decir, la evolución temporal a lo largo del periodo analizado, podemos comprobar como el MTL en el entorno de las islas Baleares ha experimentado una recuperación de sus valores, mientras que de forma contraria, las aguas peninsulares muestran mayormente una tendencia negativa o de pérdida de MTL. Esto podría estar indicando una recuperación de la salud ambiental de los ecosistemas cercanos a las Baleares, al tiempo que constituiría una señal de alarma para las pesquerías peninsulares. Sin embargo, cuando analizamos la tendencia temporal de TH, indicador que nos informa de la riqueza trófica de la estructura del ecosistema, podemos comprobar como las tendencias son básicamente opuestas (Fig. 3).

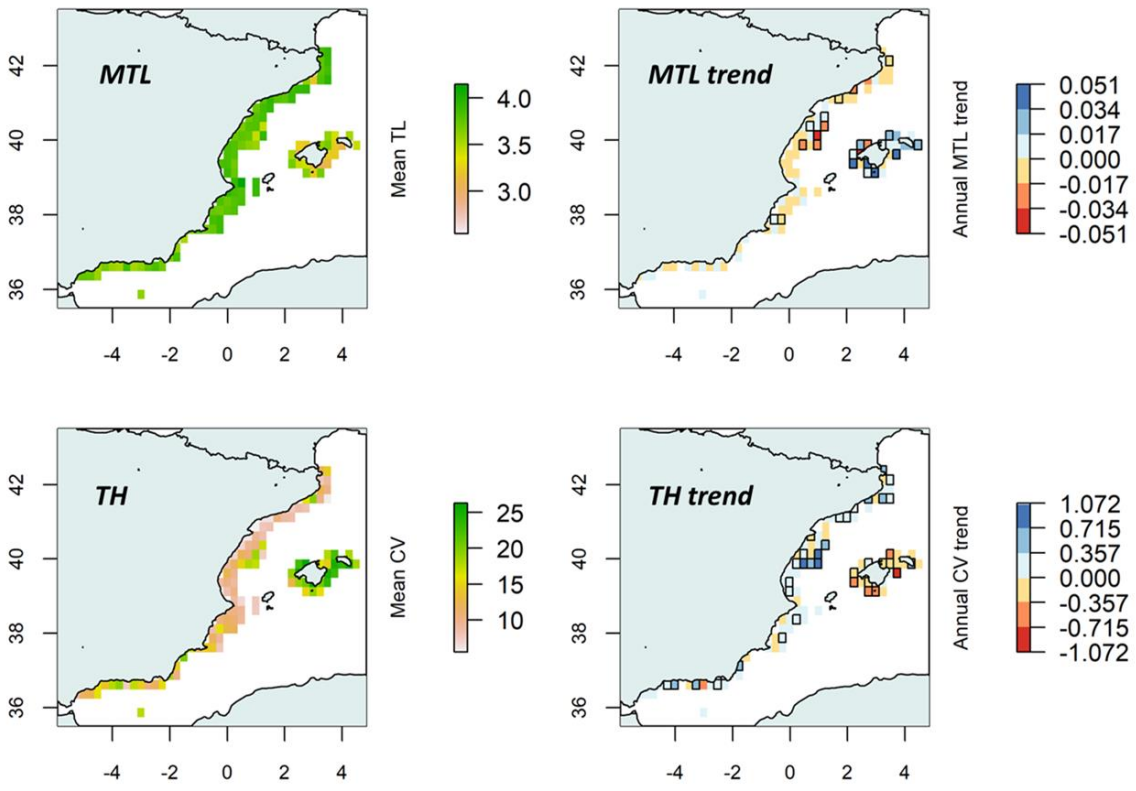


Fig. 3. *Análisis espacio-temporal de los indicadores tróficos MTL (Nivel Trófico Promedio) y TH (Heterogeneidad Trófica). Las gráficas de la izquierda muestran los valores promedios para el periodo analizado (2001-2022), mientras que las de la derecha muestran las tendencias temporales de cada indicador. Escenario que contempla el conjunto de consumidores (TL>2), la plataforma y sin incluir a los pelágicos en el análisis.*

Resulta difícil de interpretar las tendencias opuestas de ambos indicadores, que probablemente requerirán de análisis más pormenorizados y sosegados. El hecho de que ambos indicadores se comporten en ocasiones antagónicamente, aconseja ser prudentes a la hora de intentar extraer conclusiones únicamente a partir de la tendencia de la medida central, lo que podría llevarnos a una peligrosa malinterpretación de la situación del estado de salud de los ecosistemas.

Análisis combinado de ambos indicadores tróficos: Nivel Trófico Promedio (MTL) y Heterogeneidad Trófica (TH):

Anteriormente se ha discutido sobre el riesgo de malinterpretación cuando analizamos la salud ecosistémica únicamente a partir del MTL. Ante este escenario, la TH no viene a desplazar a un indicador trófico ya generalmente aceptado por la comunidad científica y que responde bien a los efectos de la presión pesquera. Por el contrario, se propone este nuevo indicador como complemento del primero; la combinación de ambos indicadores puede ayudar a mejorar el análisis del estado de las redes tróficas, aportando un punto de vista más holístico y comprensivo de la salud ambiental de los ecosistemas.

Sin embargo, la interpretación conjunta de ambos indicadores presenta retos difíciles de superar, habida cuenta del comportamiento a veces antagonista de las tendencias que presentan ambos (Fig. 4 & 5).

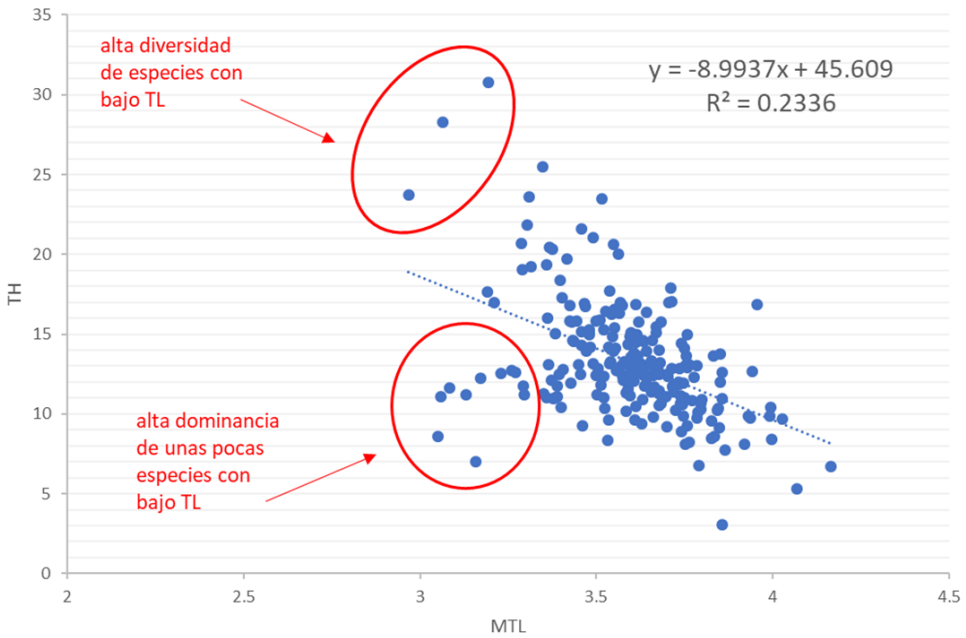


Fig. 4. *Relación que se establece entre el Nivel Trófico Promedio (MTL) y la Heterogeneidad Trófica (TH). Los puntos azules representan los diferentes lances de la campaña Medits.*

La riqueza trófica de los ecosistemas, medida a través del índice de Heterogeneidad Trófica, es un aspecto fundamental en el análisis de la salud ambiental de nuestros ecosistemas, y su uso combinado con el MTL puede mejorar la evaluación del estado de los ecosistemas explotados, reduciendo el riesgo de malinterpretación de los resultados.

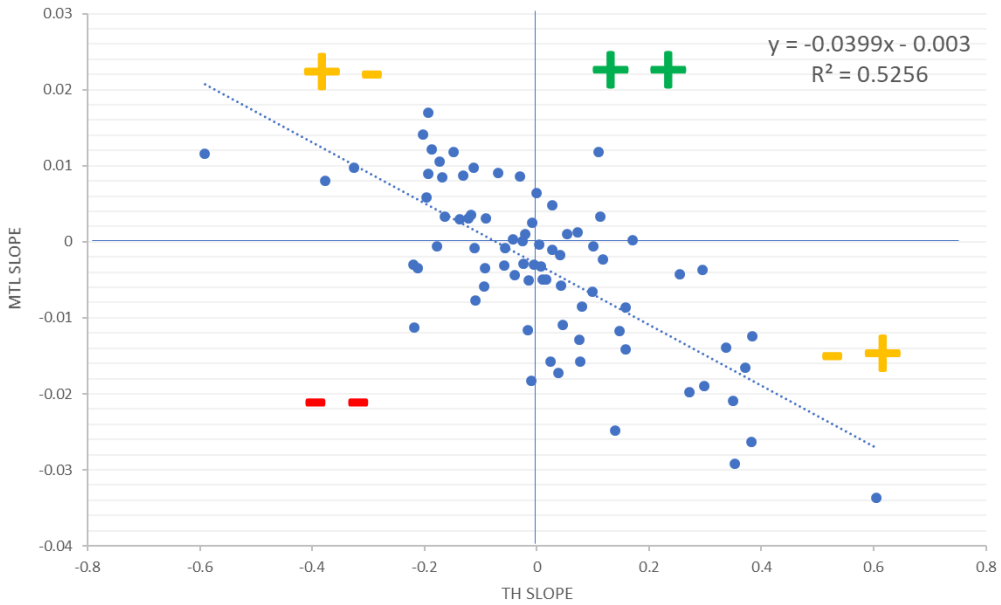


Fig. 5. *Relación entre las tendencia temporales del Nivel Trófico Promedio (MTL) y la Heterogeneidad Trófica (TH). Los puntos azules las diferentes celdas (0.1 x 0.1) en las que está dividida el área de estudio. (++) Ambas tendencias positivas; (--) Ambas tendencias negativas; (+- / -+) Tendencias antagónicas.*

Aplicaciones de marcos socioeconómicos y ecológicos de uso global en el análisis de la pesca mediterránea

Miquel Ortega[1], Francisco Ramírez[1], Elena Lloret-Lloret[1,2], Marta Coll[1].

1. Institut de Ciències del Mar- CSIC
2. Research Institute of the University of Bucharest (ICUB), University of Bucharest, Bucharest, Romania

Resumen

Este trabajo presenta los principales resultados obtenidos en las publicaciones "*Can a "doughnut" economic framework be useful to monitor the blue economy success? A fisheries example*" y "*Diversity, competition and collaboration in the Catalan Mediterranean coastal fisheries*", publicadas recientemente. Ambos estudios evalúan diversos aspectos socioeconómicos y ecológicos de la pesca mediterránea utilizando marcos de referencia de uso general más allá de la actividad pesquera. El primero analiza la pesca de cerco en la GSA6, y señala varios puntos en los que esta actividad rebasa los límites ecológicos del ecosistema, a la par que identifica determinados déficits en las necesidades sociales básicas del sector. Los resultados indican que la situación actual dista mucho de ser un espacio ecológicamente seguro y socialmente justo. El segundo análisis, centrado en la pesca en Cataluña, muestra las contribuciones a los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS) de las principales flotas pesqueras, los inevitables *trade-offs* entre ellas, y las responsabilidades comunes pero diferenciadas en la evolución de los stocks, destacando el rol de la pesca de arrastre. El análisis evalúa también la colaboración entre flotas en la atracción de subsidios públicos y la obtención de exenciones en los impuestos, señalando a la pesca de arrastre como la principal beneficiada en ambos casos. Los resultados apuntan a que la pesca costera mediterránea no debe considerarse como una única unidad, sino como una diversidad de flotas que interaccionan, compiten y colaboran por recursos ecológicos y económicos en un sistema socioecológico complejo, compartido y bajo presión. Ambos artículos muestran cómo marcos de evaluación no específicos para la actividad pesquera pueden ser utilizados tanto para monitorizar la evaluación de la situación socioeconómica y ecológica pesquera, como para facilitar la interlocución con otros ámbitos sectoriales.

Introducción

Tradicionalmente, el éxito de un sector económico se ha medido principalmente a través de su facturación y capacidad de crecimiento. Sin embargo, la crisis ecológica y social del siglo XXI ha demostrado la insuficiencia de esa aproximación, ampliamente rebatida desde la economía ecológica (Martínez-Alier and Muradian 2015; Padilla Rosa and Ramos Martín 2023). Ante este escenario, surge la necesidad de encontrar nuevos indicadores y objetivos coherentes con las problemáticas actuales que adopten una evaluación socioambiental más integrada, donde el objetivo final sea desarrollar las actividades económicas sin superar los límites ambientales y garantizando simultáneamente unos mínimos sociales (European Commission 2009; OECD 2011).

En el contexto de la economía azul, el reto de encontrar nuevos indicadores más allá del paradigma de crecimiento (Jackson 2017; Hadjimichael 2018; Stiglitz et al. 2018; Ertör and Hadjimichael 2020; Bennett et al. 2021) ha sido explicitado en la nueva estrategia de economía azul de la UE «Transformar la economía azul de la UE para un futuro sostenible» (European Commission 2021), que apunta: "Necesitamos cambiar el enfoque del 'crecimiento azul' a una economía azul sostenible". Si este es el caso, ¿cuáles son entonces los nuevos indicadores que se deben utilizar?

El ámbito pesquero constituye una vía natural para iniciar este proceso de reevaluación de los marcos de referencia asociados a la economía azul debido a su importancia, recorrido histórico y monitorización previa existente. Una reevaluación que será especialmente útil si se apoya en marcos generalistas, permitiendo así dialogar con otros sectores económicos que también están en proceso de transición.

Aquí exploramos la utilidad de dos posibles marcos de referencia: la “economía del dónut” y los “Objetivos de Desarrollo Sostenible - ODS -"

Una alternativa para evaluar el éxito de la economía: la “economía del dónut”

Desde 2012, con la publicación del trabajo pionero de Kate Raworth: *Un espacio justo y seguro para la humanidad: ¿Podemos vivir dentro del donut?* (Raworth 2012), y particularmente en los últimos cinco años desde la publicación de su libro *Donut Economics: Seven Ways to Think Like a 21st-Century Economist* (Raworth 2017), la teoría del dónut ha ganado impulso en los análisis económicos y de sostenibilidad. Debido a su simplicidad y visión holística, se utiliza en una amplia gama de escalas, desde el nivel internacional hasta el local (DEAL 2022; Fang 2022; Fanning et al. 2022).

El núcleo del modelo del dónut consta de dos anillos concéntricos. El anillo interior representa los límites de las necesidades sociales básicas, derivadas de las prioridades sociales acordadas en los ODS con el fin de asegurar que nadie carezca de elementos esenciales para la vida (United Nations 2015). El anillo exterior, basado en el marco de los límites planetarios (Steffen et al. 2015), representa los límites ecológicos que no deberían sobrepasarse si queremos evitar el colapso de los ecosistemas y de sus recursos derivados. El espacio en forma de rosquilla entre estos dos límites representa un espacio ecológicamente seguro y socialmente justo al que las sociedades deberían aspirar (Raworth 2017).

El enfoque del dónut se ha desarrollado en algunas perspectivas sectoriales como el turismo, la gestión del agua en las ciudades o la movilidad (Valencia Lenero Eva 2021; Hartman and Heslinga 2022; Dillman et al. 2023). En el contexto marino, se han explorado los límites planetarios (Nash et al. 2017), y se han publicado los primeros intentos de vincular el marco de la economía del dónut con los servicios ecosistémicos marinos (Cook et al. 2023). Sin embargo, no es hasta el trabajo de Ortega et al. (2024a) que este enfoque se ha aplicado por primera vez al ámbito pesquero.

Los objetivos de desarrollo sostenible. Una medida clásica de desarrollo más allá del PIB.

Los ODS propuestos por Naciones Unidas son el marco general más reconocido a nivel global a la hora de evaluar el cumplimiento de las necesidades básicas humanas (United Nations 2015). El ODS 14 "vida bajo el agua" tiene una relación evidente con la pesca y sus objetivos asociados. Sin embargo, la pesca se interrelaciona también con otros ODS (Singh et al. 2018; Said and Chuenpagdee 2019), el ODS 2 "hambre cero", el 5 "igualdad de género", el 8 "trabajado decente y crecimiento económico", el 12 "producción y consumo responsable" o el 13 "acción climática".

En el artículo de Ortega et al. (2024b) se utiliza este marco de evaluación para diagnosticar la contribución de las principales modalidades pesqueras catalanas en relación con cada uno de los ODS previamente mencionados, con la excepción del ODS 5 por falta de datos, así como las interrelaciones entre ellas.

Métodos

Evaluación "dónut" de la actividad de cerco en la GSA6

El marco de la economía del dónut se ha utilizado para evaluar la situación de la pesca de cerco en la GSA6, usando los últimos datos disponibles en el momento de realizar el estudio – correspondientes mayormente al año 2021.

Dado que no existen antecedentes en el ámbito pesquero para la determinación de los indicadores a utilizar, se han adoptado en su selección los criterios básicos aplicados a otros ámbitos sectoriales y territoriales (presencia de indicadores de proximidad y con perspectiva global, disponibilidad de la información, etc.). Se han definido 8 ámbitos de evaluación (cuatro en la esfera social y cuatro en la ecológica) caracterizados a través de un total de 26 indicadores. Para la evaluación de los límites ecológicos, las categorías utilizadas han sido el estado y la presión de las especies claves objetivo; así como el estado y presión sobre el ecosistema. Para la evaluación de los aspectos sociales, las categorías usadas han sido la viabilidad económica, resiliencia, contexto social y gobernanza y mercado (Figura 24).

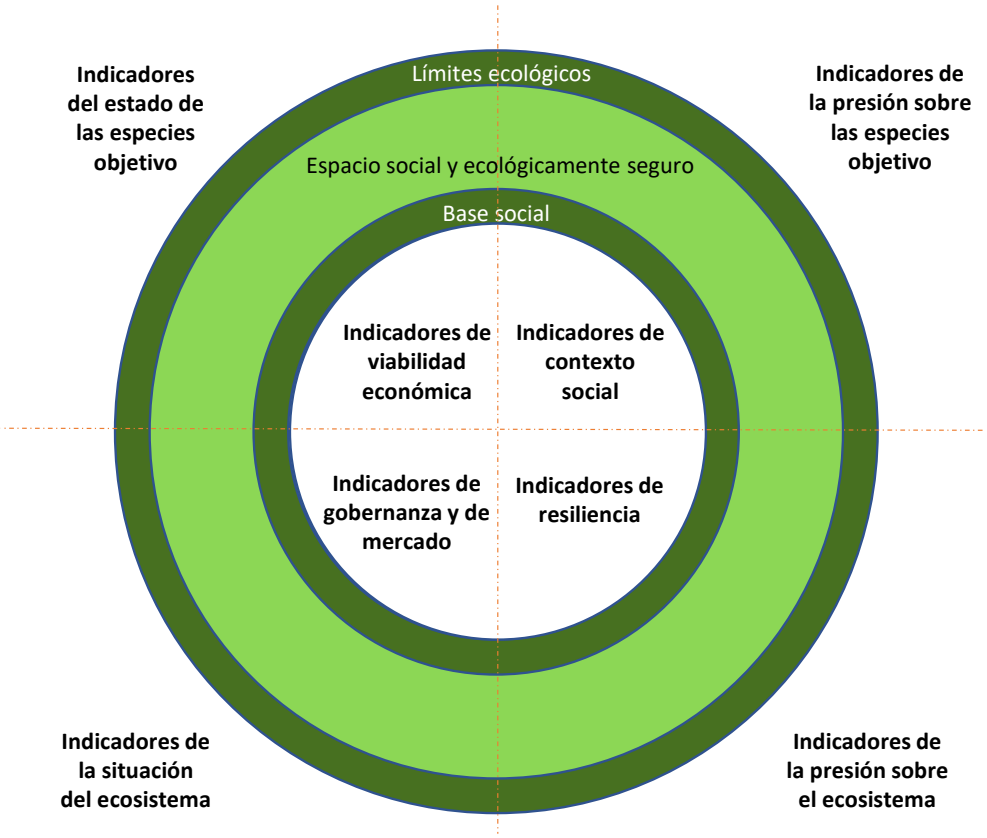


Figura 24 Estructura del análisis dónut realizado.

El listado de indicadores utilizados se puede ver en la Figura 273. La justificación y definición detallada de los mismos, las fuentes de información y el proceso de cálculo pueden encontrarse en la publicación científica de Ortega y coautores (Ortega et al. 2024a).

Objetivos de Desarrollo Sostenible

La Figura 25 resume los indicadores utilizados para la evaluación de la actividad pesquera en Cataluña basada en los ODS. Cada uno de los indicadores ha sido calculado para las principales modalidades de pesca empleadas por la administración catalana (arrastre, cerco, palangre de fondo, palangre de superficie y artes menores).

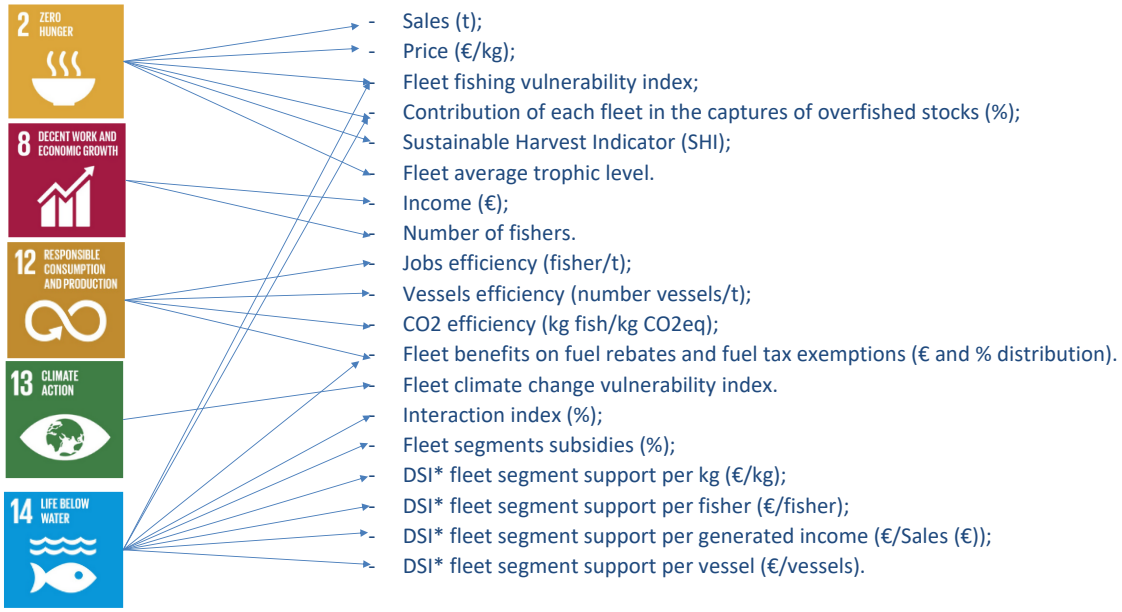


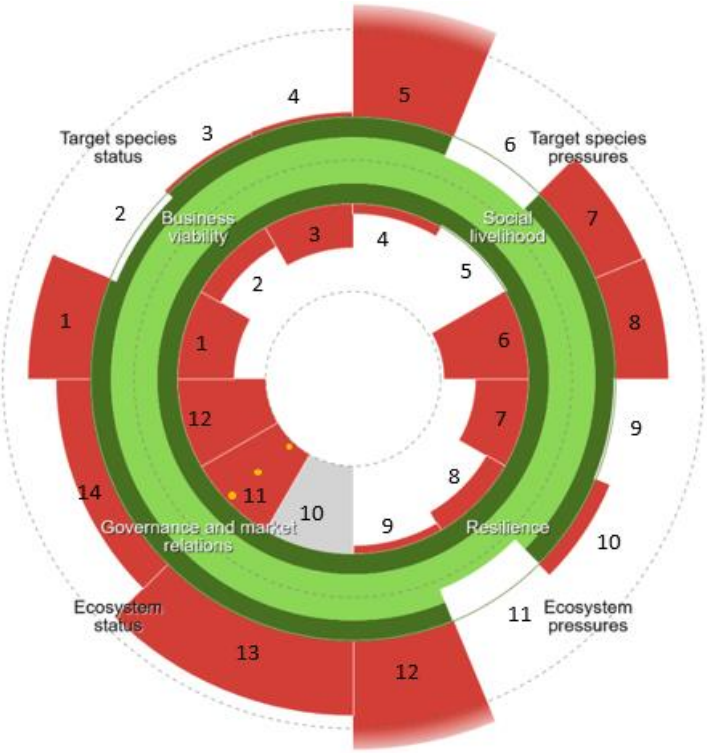
Figura 25 Indicadores evaluados para cada flota y su relación con los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS).

Las principales novedades en cuanto a los indicadores utilizados son: el índice de interacción entre flotas - ya que es un nuevo indicador empleado para evaluar la interrelación económica de las flotas a través de la captura de recursos compartidos - y el índice DSI ("Direct support to individuals and companies in the fisheries sector") que refleja el conjunto de ayudas públicas directas a los actores pesqueros, principalmente a través de subvenciones vinculadas a los Fondos Europeos de Pesca y especialmente, a través de las exenciones de impuestos vinculadas al petróleo. También se han tenido en cuenta las ayudas excepcionales facilitadas en el periodo estudiado asociadas a la crisis de la COVID y la guerra con Ucrania.

Siempre que la información disponible lo ha hecho posible, se han evaluado los indicadores para el período 2000-2022, con la excepción de las subvenciones y exenciones de impuestos cuya evaluación se ha acotado al periodo 2011–2022 por limitaciones en la información disponible. El detalle del cálculo de los indicadores y fuentes utilizadas puede encontrase en la publicación científica de Ortega y coautores (Ortega et al. 2024b).

Resultados

La Figura 26 muestra la imagen "dónut" correspondiente a la actividad de cerco en la GSA 6 el año 2021. Los colores rojos señalan indicadores en los que los parámetros ecológicos superan el objetivo deseable establecido, o aquellos en los que los parámetros sociales no llegan al objetivo social considerado como mínimo. Los indicadores que se encuentran dentro del dónut (área en verde) señalan aspectos en los que la actividad se lleva a cabo en un contexto seguro. El indicador en gris (número 10) indica que no se dispone de información y los puntos amarillos del indicador 11 señalan que los resultados dependen de la comunidad autónoma. Puede observarse que la actividad pesquera de cerco en la GSA06 muestra una situación complicada, tanto a nivel ecológico como a nivel social.



Por su parte las figurasFigura 27 y 5 ejemplifican la diversidad de relevancia y funciones de las modalidades pesqueras catalanas en relación a los diversos ODS. Puede observarse cómo ninguna de las flotas optimiza su contribución al conjunto de los objetivos y que cada una de ellas interacciona con el ecosistema de manera muy diferente. Así, por ejemplo, si bien en términos de volumen de alimento obtenido y disponibilidad económica del producto el cerco tiene el rol principal (ODS2), en términos de ocupación y crecimiento económico (ODS8) el arrastre es la flota más relevante, pero a su vez es la que más contribuye a la problemática del cambio climático (ODS 13). El artículo original muestra esta diversidad a través de los demás indicadores presentados en la metodología.

Por otra parte, la Figura 29 muestra la evolución histórica de la interacción económica entre flotas a través de la captura directa de recursos compartidos. La pesca de arrastre interacciona de manera destacada con el palangre de fondo y con la pesca de artes menores, mientras que la pesca de cerco es la que menos interacciona con el resto de modalidades pesqueras. Esto significa que el efecto que tiene la pesca de arrastre en sus especies objetivos puede tener impactos económicos importantes en el palangre de fondo y en determinadas pescas de artes menores.

La Figura 30, por su parte, muestra la distribución de subsidios directos y de exenciones fiscales en función de la flota, y en función de si el beneficiario directo es colectivo o individual. Los resultados muestran el importante rol de las cofradías en la gestión de las ayudas, así como la relevancia de la flota de arrastre como beneficiaria, y la magnitud de las excepciones vinculadas al petróleo en comparación con los subsidios directos.

BASE SOCIAL

RENTABILIDAD ECONÓMICA
1. Retorno sobre el capital -ROE: 0.36
2. Rentabilidad de los activos- ROA: 0.75
3. Margen de beneficio: 0.50

ENTORNO SOCIAL
4. Número de trabajadores de cerco: 0.89
5. Sueldo de los trabajadores: 1.04
6. Disparidad de género: 0.04

RESILIENCIA
7. Educación: 0.40
8. Estructura por edad de los pescadores: 0.76
9. Antigüedad de las embarcaciones: 0.91

GOVERNANZA Y RELACIONES DE MERCADO
10. Concentración de compra: No disponible
11. Representación de la pesca de cerco en las organizaciones regionales de pesca: variable en función de la región
12. Representación de Pescadores no-UE en los comités ejecutivos del sector: 0

LÍMITES ECOLÓGICOS

STATUS DE LAS ESPECIES OBJETIVO
1. Biomasa de sardina: 1.71
2. Biomasa de boquerón: 0.73
3. Tamaño medio de primera maduración de la sardina: 1.04
4. Tamaño medio de primera maduración del boquerón: 1.05

PRESIONES DE LAS ESPECIES OBJETIVO
5. Mortalidad de pesca de la sardina: 2.28
6. Mortalidad de pesca del boquerón: 0.51
7. Presencia de microplásticos en la sardina: 1.58
8. Presencia de microplásticos en el boquerón: 1.60

PRESIONES ECOSISTÉMICAS
9. Temperaturas no óptimas para la reproducción de la sardina : 0.97
10. Temperaturas no óptimas para la reproducción del boquerón: 1.17
11. Intensidad de consume de petróleo: 0.23
12. Consumo de pescado: 2.24

STATUS ECOSISTEMA
13. Nivel de sobrexplotación stocks comerciales: 1.85
14. Predadores en riesgo: 1.39

Figura 26 Principales resultados del análisis dónut aplicado a la pesca de cerco de la GSA6 española correspondiente al año 2021.

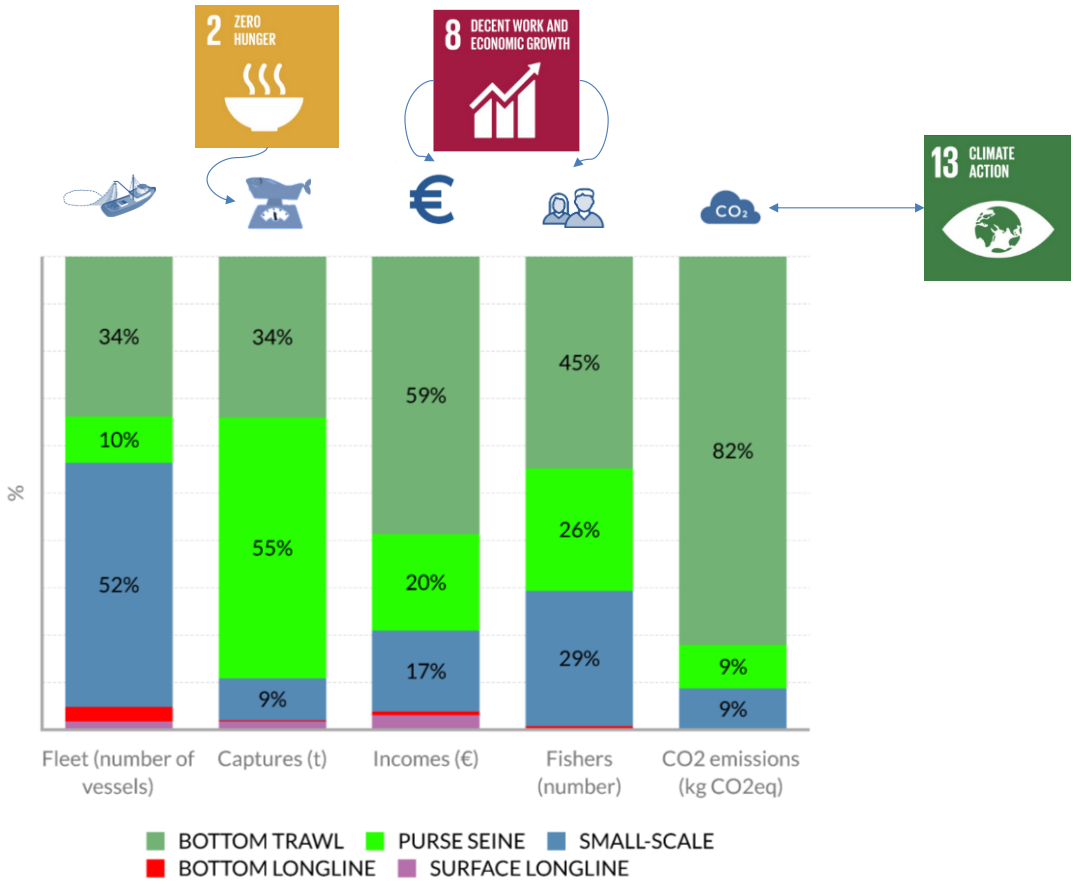


Figura 27 Ejemplo de la importancia relativa de las diversas flotas en función del ODS evaluado. Año 2022.

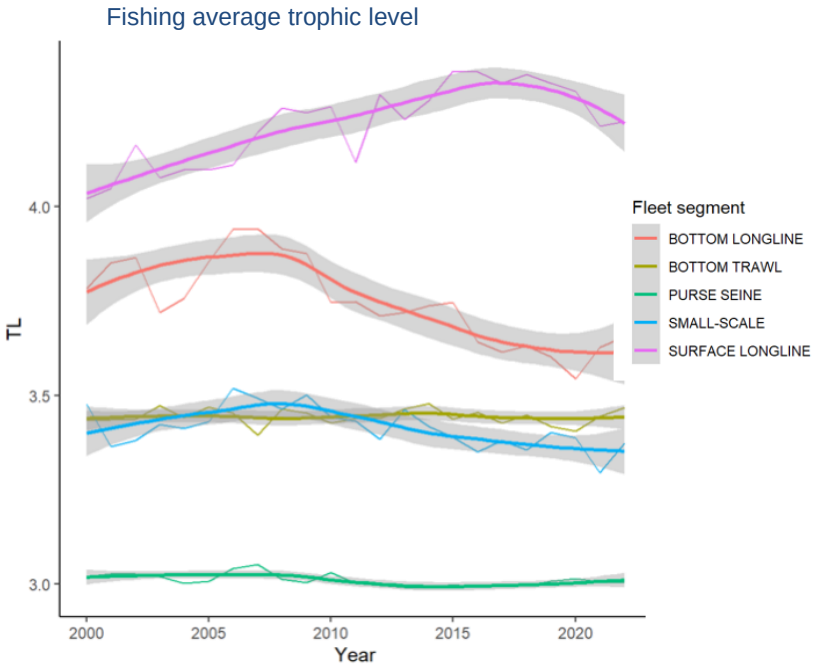


Figura 28 Ejemplo del rol diferenciado en la cadena trófica de cada una de las flotas activas en la costa catalana.

Discusión y conclusiones

La pesca de cerco en el noroeste del mar Mediterráneo pasa por momentos especialmente difíciles. El análisis del dónut muestra un sector con diversos ámbitos de sobreexplotación ecológica y una falta de garantía para alcanzar las necesidades sociales básicas, encontrándose lejos de una situación que pueda considerarse ambientalmente segura y socialmente justa. El análisis muestra que la transición hacia un sector sostenible no es simplemente una cuestión técnica o financiera, sino que requiere también de capacidades sociales para liderar el proceso, sin dejar de lado el contexto social. Los resultados ponen en evidencia la urgente necesidad de un plan de transición global que incluya un enfoque basado en el ecosistema para la gestión de la pesca, así como planes de acción comerciales y sociales.

Por otra parte, el estudio centrado en la pesca catalana ilustra cómo las pesquerías costeras incluyen una diversidad de flotas que interactúan, compiten y colaboran entre sí por los recursos ecológicos y económicos en un sistema socioecológico compartido, y por tanto no pueden considerarse como una única unidad de “pesca costera”. Los ODS de las Naciones Unidas proporcionan un marco global compartido que puede utilizarse para describir el desempeño heterogéneo de las actividades de las flotas y puede ayudar a orientar las políticas públicas.

Una buena caracterización de las flotas y sus interacciones es especialmente relevante en contextos en los que los ecosistemas marinos están lejos de estar en buen estado ambiental, la resiliencia ecológica es baja y el acceso a recursos económicamente relevantes es limitado, como es el caso de muchas zonas del Mediterráneo. En tales contextos, nuestros estudios demuestran que no se pueden evitar los “trade-off” entre las medidas de gestión y las políticas públicas. Se apoya la idea de que las pesquerías costeras, en términos ecológicos, son un claro ejemplo de responsabilidades comunes pero diferenciadas, aun cuando este estatus no esté formalmente reconocido en el cuerpo legal pesquero marino. Este hecho contrasta, entre otros

ejemplos, con las políticas de cambio climático en el contexto de la Convención Marco de las Naciones Unidas para el Cambio Climático, donde el principio de responsabilidades comunes pero diferenciadas está formalmente reconocido desde 1992 y tiene importantes implicaciones legislativas y financieras (United Nations 1992). Esta asimetría se puede observar en nuestro caso de estudio a través del papel "dominante" de la pesca de arrastre de fondo sobre otras flotas (principalmente de la de pequeña escala y de palangre de fondo) debido a sus volúmenes de captura y su importante contribución en la captura y la sobrepesca de la mayoría de los stocks evaluados. El reconocimiento de esta asimetría tiene importantes implicaciones de gestión. Por ejemplo, las decisiones relativas a cambios en la actividad de arrastre de fondo deberían evaluarse no sólo en relación con el impacto económico sobre la flota sino también en relación a los impactos sobre el ecosistema compartido y las implicaciones económicas para las otras flotas. Las implicaciones económicas de los cambios en la gestión de las pesquerías en otras flotas "menos dominantes", como el cerco o las pesquerías de pequeña escala, son probablemente menos relevantes, ya que los cambios en sus actividades en muchas ocasiones tendrán un efecto menor sobre otras flotas.

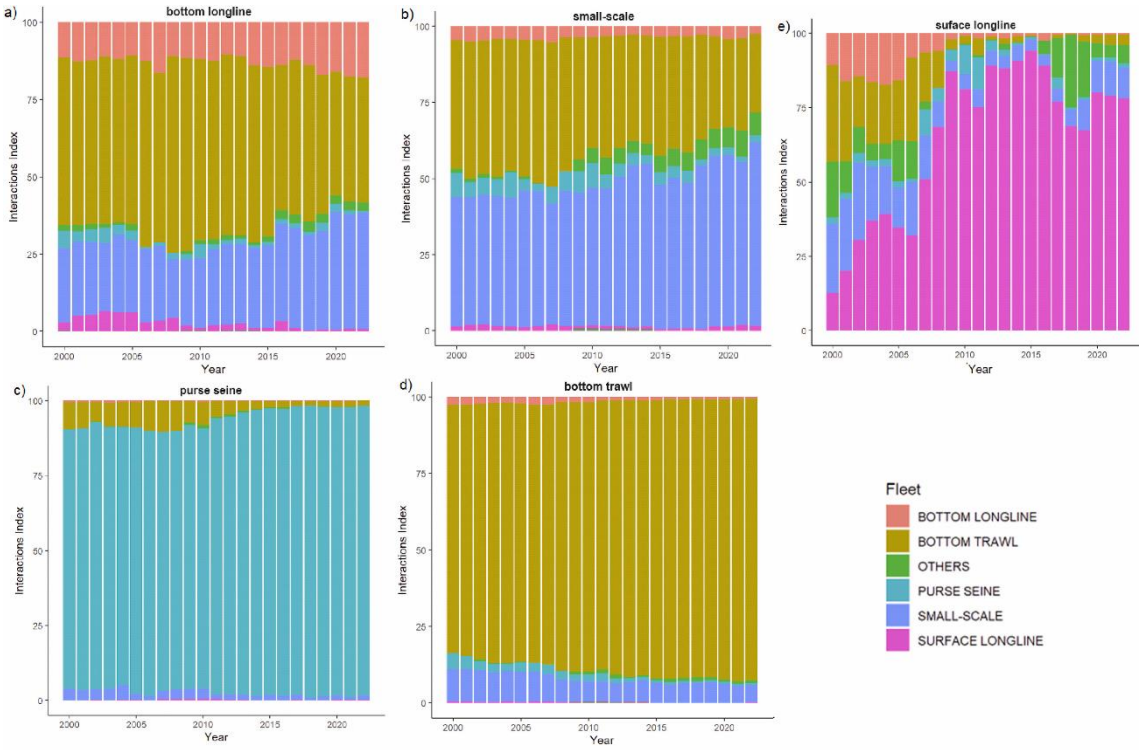


Figura 29 Evolución histórica de la interacción de las flotas a través de las capturas compartidas

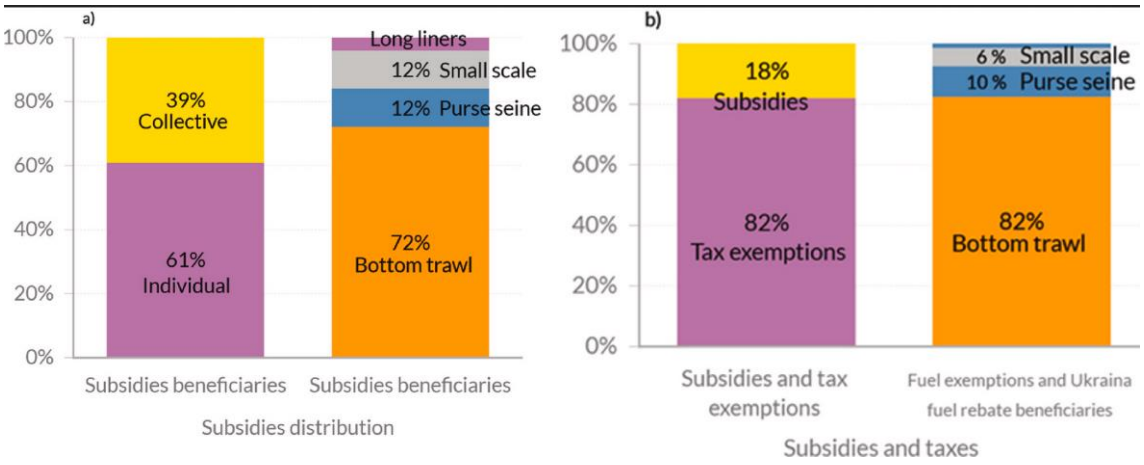


Figura 30 Distribución de a) subsidios y b) subsidios y exenciones fiscales en función de la flota y beneficiario directo. Valor medio del período 2011–2022.

Además, el análisis muestra la necesidad de aumentar la coherencia del apoyo público en el sector pesquero y la necesidad de revisar los objetivos y medidas de gestión en términos de las metas sociales deseadas. La pesca de arrastre de fondo recibe actualmente mayores niveles de apoyo público (no solo en valores absolutos sino también relativos) que otras flotas pesqueras. Esto sucede incluso si tiene un desempeño peor que otras flotas en cuestiones de política pública sensibles, como la intensidad de las emisiones del cambio climático, la selectividad de las especies y los impactos en la biodiversidad, o la intensidad de la ocupación, aunque es clave para el sostenimiento colectivo de las estructuras pesqueras.

Este estudio también muestra que el "apoyo público gubernamental relacionado con el combustible" (principalmente en forma de exenciones fiscales) es, con mucha diferencia, el mecanismo de apoyo público más importante en la región. Sin embargo, es "regresivo al cambio climático", ya que beneficia a las flotas con mayor uso intensivo de petróleo. En el contexto de las políticas climáticas y de la especial vulnerabilidad de los ecosistemas mediterráneos, conviene volver a examinar esta cuestión.

Por último, es importante señalar que nuestro análisis apunta a que las interacciones entre flotas no sólo son competitivas, sino que también implican una cooperación activa entre ellas (a través de cofradías, organizaciones de productores, etc.). Esta cooperación desempeña un papel clave, no sólo en términos de organización local de las prácticas pesqueras y de gestión de infraestructuras comunes, sino también en la captación y gestión de recursos públicos. El hecho de que los beneficiarios de casi el 40% de las subvenciones totales sean instituciones colectivas, y no beneficiarios individuales, muestra claramente la relevancia de las estructuras colectivas en el sector. Las relaciones de colaboración entre pescadores son esenciales y pueden desempeñar un papel importante en la transición hacia una gestión pesquera más sostenible. Por tanto, las implicaciones de las medidas específicas de gestión de la flota sobre las estructuras colectivas deben tenerse en cuenta a la hora de planificar e implementar las políticas de gestión pesquera.

Artículos resumidos en esta ponencia

Ortega, M., Coll, M., & Ramírez, F. (2024a). Can a "doughnut" economic framework be useful to monitor the blue economy success? A fisheries example. Ecology and Society, 29(1), art22. https://doi.org/10.5751/ES-14743-290122

Ortega, M., Lloret-Lloret, E., & Coll, M. (2024b). Diversity, competition and collaboration in the Catalan Mediterranean coastal fisheries. Ocean & Coastal Management, 255, 107257. https://doi.org/10.1016/J.OCECOAMAN.2024.107257

Agradecimientos

El informe "Can a "doughnut" economic framework be useful to monitor the blue economy success? A fisheries example" fue una contribución al proyecto SEINE-ETP project (Ocean Stewardship Fund MAVA Grant). El estudio "Diversity, competition and collaboration in the Catalan Mediterranean coastal fisheries" fue una contribución al proyecto SOSMED "Mejora del conocimiento científico-técnico para la sostenibilidad de las pesquerías demersales del Mediterráneo occidental", Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca (MAPA), financiado mediante los fondos EU NextGeneration. Los autores quieren reconocer la financiación parcial del proyecto Europeo Horizon 2020 No 101059877 (GES4SEAS). FR contó con el apoyo del programa Ramón y Cajal durante la realización de este trabajo (Spanish Ministerio de Ciencia e Innovación, RYC2020-030078-I). La presentación de este trabajo ha sido posible gracias al apoyo del proyecto "Desarrollo de metodologías de evaluación integrada en el ámbito de los recursos Marinos Renovables" CSIC: 202430E115. Este trabajo reconoce también el apoyo institucional de la acreditación "Severo Ochoa Centre of Excellence" accreditation (CEX2019-000928-S) al Institut de Ciències Marines (ICM-CSIC).

Referencias

Bennett NJ, Schuhbauer A, Skerritt D, Ebrahim N (2021) Socio-economic monitoring and evaluation in fisheries. Fish Res 239:105934. https://doi.org/10.1016/j.fishres.2021.105934

Cook D, Davíðsdóttir B, Malinauskaite L (2023) The role of ecosystem services in the doughnut economy – The example of whale ecosystem services in Disko Bay, Greenland. Ecosyst Serv 63:101552. https://doi.org/10.1016/J.ECOSER.2023.101552

DEAL (2022) Doughnut Economics Action Lab. https://doughnuteconomics.org/ . Accessed 21 Jul 2022.

Dillman KJ, Heinonen J, Davíðsdóttir B (2023) A development of intergenerational sustainability indicators and thresholds for mobility system provisioning: A socio-ecological framework in the context of strong sustainability. Environmental and Sustainability Indicators 18:100240. https://doi.org/10.1016/J.INDIC.2023.100240

Ertör I, Hadjimichael M (2020) Editorial: Blue degrowth and the politics of the sea: rethinking the blue economy. Sustain Sci 15:1–10. https://doi.org/10.1007/s11625-019-00772-y

European Commission (2009) Communication from the Commission to the Council and the European Parliament. GDP and beyond Measuring progress in a changing world. European

Commission, Brussels, Belgium. https://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=COM:2009:0433:FIN:EN:PDF

European Commission (2021) Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and social Committee of the Regions on a new approach for a sustainable blue economy in the EU Transforming the EU's Blue Economy for a Sustainable Future. COM (2021) 240 final 1–21. https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=COM:2021:240:FIN

Fang K (2022) Moving away from sustainability. Nat Sustain 5:5–6. https://doi.org/10.1038/s41893-021-00802-7

Fanning AL, O'Neill DW, Hickel J, Roux N (2022) The social shortfall and ecological overshoot of nations. Nat Sustain 5:26–36. https://doi.org/10.1038/s41893-021-00799-z

Hadjimichael M (2018) A call for a blue degrowth: Unravelling the European Union's fisheries and maritime policies. Mar Policy 94:158–164. https://doi.org/10.1016/J.MARPOL.2018.05.007

Hartman S, Heslinga JH (2022) The Doughnut Destination: applying Kate Raworth's Doughnut Economy perspective to rethink tourism destination management. Journal of Tourism Futures ahead-of-print: https://doi.org/10.1108/JTF-01-2022-0017/FULL/PDF

Jackson T (2017) Prosperity without growth: foundations for the economy of tomorrow, Taylor & Francis, 2nd ed. https://doi.org/10.4324/9781315677453

Martínez-Alier J, Muradian R (2015) Handbook of Ecological Economics. Edward Elgar Publishing Ltd. https://www.e-elgar.com/shop/gbp/handbook-of-ecological-economics-9781783471409.html

Nash KL, Cvitanovic C, Fulton EA, et al (2017) Planetary boundaries for a blue planet. Nature Ecology & Evolution 2017 1:11 1:1625–1634. https://doi.org/10.1038/s41559-017-0319-z

OECD (2011) Better Life Initiative: Measuring Well-Being and Progress. https://www.oecd.org/wise/better-life-initiative.htm . Accessed 21 Jul 2022.

Ortega M, Coll M, Ramírez F (2024a) Can a "doughnut" economic framework be useful to monitor the blue economy success? A fisheries example. Ecology and Society 29:art22. https://doi.org/10.5751/ES-14743-290122

Ortega M, Lloret-Lloret E, Coll M (2024b) Diversity, competition and collaboration in the Catalan Mediterranean coastal fisheries. Ocean Coast Manag 255:107257. https://doi.org/10.1016/J.OCECOAMAN.2024.107257

Padilla Rosa Emilio, Ramos Martín J (2023) Elgar encyclopedia of ecological economics. Edward Elgar Publishing. https://www.e-elgar.com/shop/gbp/elgar-encyclopedia-of-ecological-economics-9781802200409.html

Raworth K (2012) A Safe and Just Space for Humanity: Can we live within the doughnut?, 1st edn. Oxfam International. Discussion papers., London. https://policy-

practice.oxfam.org/resources/a-safe-and-just-space-for-humanity-can-we-live-within-the-doughnut-210490/ Accessed 9 Sept 2024.

Raworth K (2017) Doughnut economics : seven ways to think like a 21st-century economist. Random House Business books, London.

Said A, Chuenpagdee R (2019) Aligning the sustainable development goals to the small-scale fisheries guidelines: A case for EU fisheries governance. Mar Policy 107:103599. https://doi.org/10.1016/J.MARPOL.2019.103599

Singh GG, Cisneros-Montemayor AM, Swartz W, et al (2018) A rapid assessment of co-benefits and trade-offs among Sustainable Development Goals. Mar Policy 93:223–231. https://doi.org/10.1016/J.MARPOL.2017.05.030

Steffen W, Richardson K, Rockström J, et al (2015) Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. Science (1979) 347:. https://doi.org/10.1126/SCIENCE.1259855/SUPPL_FILE/STEFFEN-SM.PDF

Stiglitz JE, Fitoussi J-P, Durand M (2018) For Good Measure: Advancing Research on Well-being Metrics Beyond GDP, OECD Publishing, Paris, https://doi.org/10.1787/9789264307278-en.

United Nations (2015) Transforming our world: the 2030 Agenda for Sustainable Development. https://digitallibrary.un.org/record/3923923?v=pdf Accessed 9 Sept 2024.

United Nations (1992) United Nations Framework Convention on Climate Change. United Nations, New York. https://unfccc.int/ Accessed 9 Sept 2024.

Valencia Lenero, Eva (2021) Finding a Safe and Just Space for Water Use in Mexico City: An Evaluation of Mexico City's Water Public Policies with Doughnut Economic Sustainability Transitions Criteria. The International Institute for Industrial Environmental Economics. https://lup.lub.lu.se/student-papers/search/publication/9062319 Accessed 9 Sept 2024.

Aplicaciones de la metodología Q a la pesca Mediterránea española

Mohamed Santamaria, S.[1], Juanjo José Martín, J.[2], Zografos, C.[3], Mascarell-Rocher, Y.[4], Coll, M.[1], Sbragaglia, V.[1], Ortega, M.[1]

1. Institut de Ciències del Mar (ICM-CSIC)
2. Universitat de Barcelona (UB)
3. Universitat Pompeu Fabra (UPF)
4. Universitat Politècnica de València (UV)

Resumen

Esta presentación demuestra cómo se puede utilizar la metodología Q para caracterizar la diversidad de discursos existentes y los elementos comunes ante la pregunta "¿Cuáles son las acciones prioritarias necesarias para garantizar el futuro de la actividad pesquera en tu comunidad?" Su utilidad se ejemplifica a través de dos casos de estudio en el Mediterráneo español: la actividad de cerco en el puerto de Castellón y la actividad pesquera en la Reserva Marina del Llevant de Mallorca – Cala Ratjada y su entorno. En el caso de la flota de cerco de Castellón se identifican tres discursos diferenciados para garantizar el futuro de la actividad: (i) "No necesitamos más ayudas, necesitamos más pescado", (ii) "Necesitamos más apoyo público para el sector", y (iii) "No está en nuestras manos", al tiempo que existe un consenso en que (i) es prioritario mejorar el proceso de la toma de decisiones y (ii) hay que reducir la actividad de la pesca de arrastre en zonas de puesta y reclutamiento de peces pelágicos pequeños (ej. zonas costeras). Por otra parte, en el caso de la Reserva Marina de Llevant-Cala Ratjada también emergen tres discursos: (i) "Necesitamos más control en la comercialización y una gestión europea más adaptada", (ii) "Necesitamos más sanciones y menos arrastre", y (iii) "Hemos de mejorar entre todos la gestión ambiental y la comercialización del pescado local". Dos medidas son compartidas entre todos, pero a su vez no se consideran altamente prioritarias: (i) sería útil aumentar las ayudas para disminuir las emisiones que aceleran el cambio climático, e (ii) implementar ayudas para pagar la seguridad social de los jóvenes. Los resultados de estos análisis destacan la diversidad de opiniones existentes, incluso en comunidades pesqueras pequeñas, lo que pone de manifiesto la necesidad de sistemas de gobernanza democráticos y adaptados a las particularidades locales, capaces de integrar esta heterogeneidad del sector. Cabe destacar también que ambas investigaciones apuntan a la reducción de la interacción con la flota de arrastre como una medida consensuada para garantizar la sostenibilidad pesquera. Además, la metodología Q se revela como una herramienta eficaz para incorporar el conocimiento local en los procesos de estudio y gestión pesquera, facilitando la comprensión de las distintas prioridades de todos los actores involucrados. Esto, a su vez, puede facilitar la co-creación de políticas de transición pesquera inclusivas.

Introducción

La pesca está experimentando importantes transformaciones en todo el mundo. Uno de los principales retos en esta transición es la incorporación del conocimiento local (o LEK, por sus siglas en inglés, *Local Ecological Knowledge*) al mejor conocimiento científico y técnico disponible. Existen numerosos ejemplos donde este proceso de integración ya se ha llevado a cabo con múltiples aplicaciones, por ejemplo, comprender la evolución de las capturas y la presión pesquera (Silas et al., 2023), analizar mejor las relaciones ecosistémicas, la evolución del ecosistema y las características del entorno (Cavole et al., 2020; Shephard et al., 2021), ayudar en la definición de áreas de conservación (Boubekri et al., 2023; Karnad, 2022; Lin et al., 2024),

o servir como sistema de alerta temprana para cambios ecológicos (Sbragaglia et al., 2020), entre otros usos (Fitzpatrick et al., 2017).

No obstante, el proceso de análisis e integración del LEK no es fácil, especialmente cuando hay puntos de vista diversos y conflictivos dentro de una misma comunidad (Lam et al., 2020). En estos contextos es de especial interés la metodología Q, que permite identificar los diferentes discursos u opiniones existentes dentro de un mismo grupo poblacional (Zografos, 2007) y ha demostrado su utilidad en diversos ámbitos de la gestión y políticas del medio marino (Bueno & Schiavetti, 2019; Chikudza et al., 2020; Gall & Rodwell, 2016; MacDonald et al., 2015). Se trata además de un tipo de análisis cada vez más aceptado, con un creciente uso en las publicaciones científicas (**¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.**)

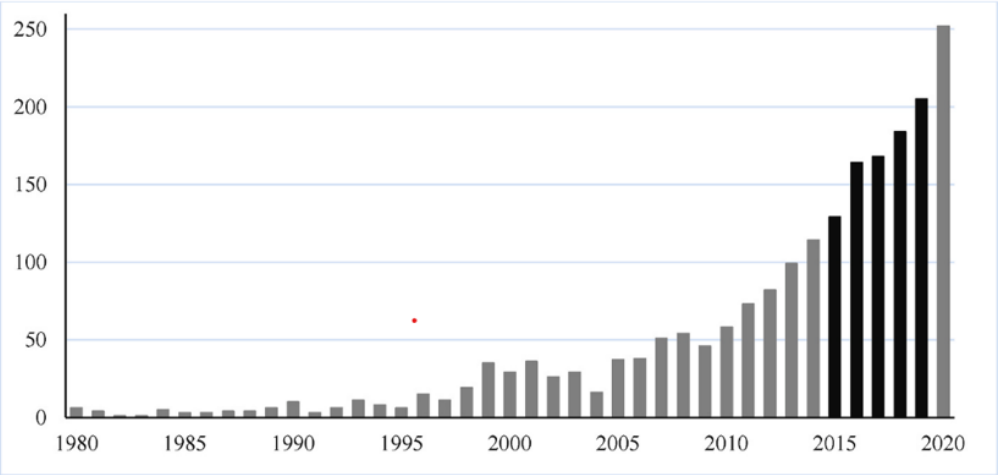


Figura 31: Número de publicaciones sobre Metodología Q entre los años 1980 y 2020. En negrita el número de publicaciones utilizadas en la revisión bibliográfica de (Dieteren et al., 2023).

La metodología Q es una herramienta cuantitativa-cualitativa que inicialmente fue desarrollada por William Stephenson y se utiliza para estudiar la subjetividad humana de forma estructurada. Consiste en clasificar una muestra de afirmaciones en función de lo «de acuerdo» o «desacuerdo» que se esté con ellas. Estas clasificaciones se obtienen de diferentes individuos de un grupo, y se analizan estadísticamente mediante un análisis de componentes principales para identificar aquellas opiniones con patrones de clasificación similares, que representan perspectivas compartidas (Zografos, 2007). Ofrece la ventaja, frente a otros métodos de recogida de información subjetiva, que permite la comparación de las respuestas de los participantes al mismo tiempo que requiere de pocos participantes para ofrecer buenos resultados (Barry & Proops, 1999; Webler et al., 2009).

En esta presentación mostramos la aplicación de la metodología Q en dos contextos muy distintos del Mediterráneo español y la usamos para explorar un mismo tema: ¿Qué aspectos son claves para garantizar la sostenibilidad de la actividad pesquera? El primer estudio se realizó en la flota de cerco del puerto de Castellón, con una situación ecológica, social y económica compleja (Ortega, Coll, et al., 2024); y el segundo en la Reserva Marina del Llevant de Mallorca – Cala Ratjada y su entorno, dónde la mayor parte de la actividad pesquera es artesanal.

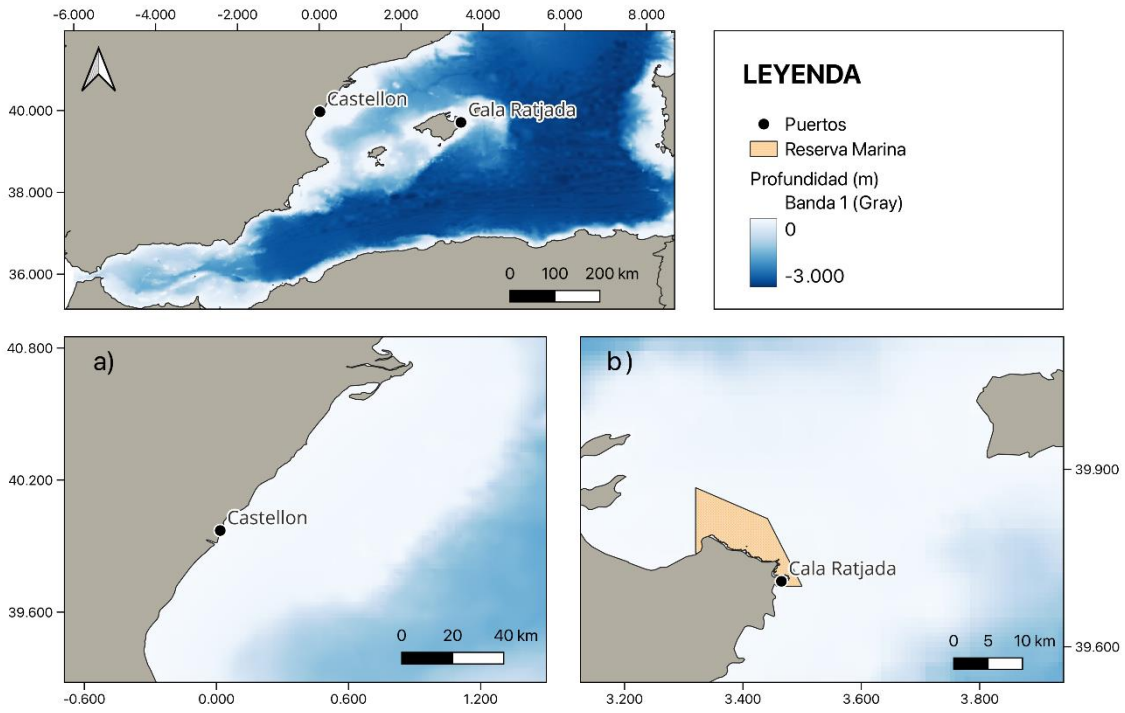


Figura 32: Áreas de estudio: a) Puerto pesquero de Castellón y b) Reserva Marina de Llevant de Mallorca - Cala Ratjada.

Metodología

Puerto pesquero de Castellón de la Plana

El puerto pesquero de Castellón de la Plana está situado en la parte noroccidental del Mar Mediterráneo, en la vertiente sur del Delta del Ebro (Figura 32a), caracterizada por una amplia plataforma continental que sirve de zona de cría de muchas especies demersales y pelágicas (Ortega et al., 2023; Palomera et al., 2007). Es el puerto del Mediterráneo español más importante en los que respecta a la pesca de cerco de pequeños pelágicos.

La recogida de datos tuvo lugar entre marzo y mayo de 2023. Se incluyeron en el análisis las 11 embarcaciones de cerco activas en el puerto de Castellón en el momento del trabajo de campo, y contó con la participación de un total de 24 pescadores de cerco.

Reserva Marina de Llevant de Mallorca – Cala Ratjada

La Reserva Marina (en adelante RM) del Llevant de Mallorca – Cala Ratjada está situada al noreste de la isla de Mallorca, dentro del Canal de Menorca (Figura 32b). Esta zona es de una gran riqueza ecológica y sirve como zona de reclutamiento para muchas especies bentónicas y pelágicas. La Reserva fue establecida a partir de una petición de la Cofradía de pescadores de Cala Ratjada (Orden APA/961/2007) y tiene una gestión compartida entre la administración autonómica y la estatal. En ella, con la excepción de una zona de reserva integral, la pesca profesional es artesanal, si bien la presencia de la reserva afecta también a la pesca de arrastre que tiene lugar en su entorno.

La recogida de datos se realizó entre enero y junio de 2024. Se llevaron a cabo 20 entrevistas a los principales actores involucrados en la conservación de la reserva siguiendo la "cuádruple hélice del conocimiento" de (Carayannis & Campbell, 2009): pescadores, administración pública, científicos y ONGs.

Metodología Q

Para extraer los discursos se desarrollaron las cuatro etapas características de la metodología Q:

i. Diseño de la investigación: se identifica el tema y la población de estudio. Se define un conjunto de declaraciones o afirmaciones que caracterizan los aspectos considerados por los actores como más relevantes en relación al tema a estudiar.
ii. Recogida de datos: mediante entrevistas cara a cara, los participantes clasifican las afirmaciones en una cuadrícula (Figura 33) cuya forma reproduce una distribución normal, de modo que les obliga a revelar sus preferencias. La clasificación de las afirmaciones va acompañada de entrevistas en las que se indaga en el razonamiento de la clasificación.
iii. Análisis estadístico: Se utiliza el Análisis de Componentes Principales para agrupar las opiniones de los participantes en factores, según las similitudes entre las clasificaciones de los participantes.
iv. Interpretación: se sintetizan los resultados, teniendo en cuenta tanto los datos cuantitativos como los cualitativos. Los factores generados durante el análisis describen los discursos sociales extraídos con el estudio.

En ambos casos la pregunta de estudio fue "¿Cuáles son los elementos clave para garantizar el futuro de la actividad pesquera?", en el caso de estudio de Castellón el análisis discursivo se acotó a los pescadores de cerco, mientras que en el caso de la RM de Llevant-Cala Ratjada se incluyeron pescadores, administración pública, científicos y ONGs de la reserva.

Establecida la pregunta a estudiar y ámbito de estudio se definió el listado extenso de afirmaciones breves de opiniones subjetivas sobre la pregunta. A esta lista se le denomina "concurso", y su objetivo es abarcar todas las opiniones posibles del tema de interés (Zografos, 2007). Lo ideal es que inicialmente incluya entre 40 y 80 afirmaciones (Watts Simon & Stenner Paul, 2012) que cubran el máximo espectro posible de opiniones. El concurso se puede obtener a través de múltiples vías: en Castellón se obtuvo a partir de trabajos cualitativos previos realizados con parte de los participantes, del análisis de estudios del ámbito geográfico, análisis de noticias, documentos políticos, y estudio del marco legislativo. En el caso de la RM de Llevant de Mallorca – Cala Ratjada se usaron el mismo tipo de fuentes además de 10 entrevistas en profundidad realizadas previamente.

La selección de afirmaciones inicial se redujo a un número más limitado que permita su ordenación. En el caso de Castellón se seleccionaron 36 afirmaciones y en el caso de la RM de Llevant-Cala Ratjada, 25. La subselección se realiza a partir de un marco conceptual. En nuestros casos de estudio se ha buscado incluir opiniones que cubran preocupaciones sociales, económicas y ambientales; diversas perspectivas teóricas de intervención (justicia ambiental; modernización ecológica; conservacionismo, perspectivas liberales o más intervencionistas); escalas en la toma de decisiones (políticas generales y locales de pesca); y una amplia cobertura de los diversos Objetivos de Desarrollo Sostenible.

La selección y redacción final de las afirmaciones utilizadas se eligieron tras unas pruebas piloto que garantizaron que se entendían y se podían clasificar sin dificultad. Aunque la metodología Q no requiere un gran número de participantes para obtener resultados, sí exige que estos participantes difieran en sus opiniones lo máximo posible para identificar los diferentes discursos existentes en el grupo (Zabala et al., 2018):

- En Castellón se cubrieron los distintos roles que hay en un buque de cerco (tripulante, mecánico, armador, etc.), y se entrevistaron a representantes de todos los barcos activos en el momento de la toma de datos.
- En la RM de Cala Ratjada se incluyeron pescadores profesionales de la zona que trabajaran en diversas modalidades y áreas geográficas, así como a científicos, representantes de la administración pública, miembros de fundaciones u ONGs conservacionistas, pescadores recreativos usuarios de la reserva y a trabajadores de la empresa que gestiona la subasta y distribución del pescado que desembarca en Mallorca.

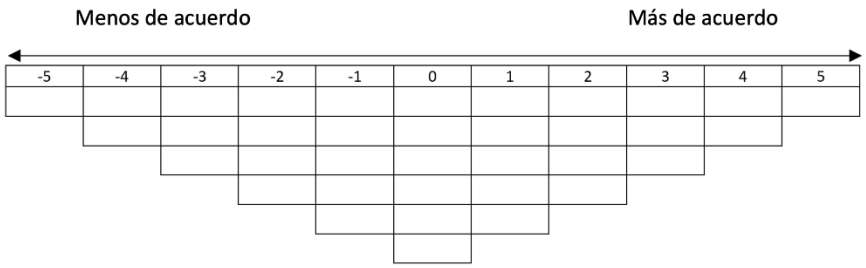


Figura 33: Cuadrícula usada para clasificar las afirmaciones de los entrevistados en el caso de estudio de Castellón. En el caso de Cala Ratjada se utilizó la misa estructura, pero eliminando la fila superior.

Se pidió a las personas entrevistadas que clasificaran las afirmaciones en una cuadrícula piramidal que sigue una distribución normal, que va desde “menos de acuerdo” en el extremo izquierdo hasta “más de acuerdo” en el extremo derecho (Figura 33**¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.**). Esta clasificación, conocida como *Q sort*, anima a los entrevistados a priorizar cuidadosamente sus opiniones (Barry & Proops, 1999), captando sus perspectivas y puntos de vista.

Además, se les instó a expresar sus opiniones durante el ejercicio de clasificación para grabarlas. Estos datos cualitativos son fundamentales para interpretar los resultados, aclarar los puntos de vista de las personas participantes y desarrollar los discursos narrativos.

Antes de la entrevista, todos los participantes firman un acuerdo de consentimiento sobre la recopilación y gestión de los datos.

Teniendo todas las clasificaciones de los entrevistados se realizó un análisis estadístico, usando el paquete «qmethod» del software R (Zabala, 2014). Del análisis estadístico se extrajeron tanto los factores que representan los discursos, (Watts Simon & Stenner Paul, 2012) como los aspectos compartidos entre los discursos existentes (Brown & Stephenson, 1980; Zografos, 2007).

Resultados

Puerto Pesquero de Castellón de la Plana

En el Puerto de Castellón se obtuvieron 3 discursos, desarrollados a partir de las afirmaciones más destacadas de cada factor (ver Tabla 1) (aquellas con las que "más de acuerdo" estaban, clasificadas con +3, +4 o +5, y con las que "menos de acuerdo estaban", clasificadas con -3, -4 o -5) junto con la información de las entrevistas:

- Discurso 1: "No necesitamos más ayudas, necesitamos más pescado"

La idea principal de este discurso es que para garantizar el futuro del sector es necesario pasar de un sector dependiente del apoyo directo de la administración a un sector más independiente, que se apoya en una mejor gestión del recurso. Esto incluye la no priorización de distintas ayudas existentes para la construcción o modernización de buques o las ayudas para el combustible (clasificado con un -4 y -5 respectivamente).

Por otro lado, se destaca como crucial la reducción de la actividad de la pesca de arrastre en las zonas de pesca y reclutamiento (+5) y la necesidad de implementar medidas que reduzcan la presencia de predadores como el atún (+4). También apoya el aumento de las vedas (+4) para favorecer la recuperación del ecosistema.

- Discurso 2: "Necesitamos más apoyo público para el sector"

Según este discurso, la viabilidad de la pesca está directamente ligada con una mayor intervención pública, aumentado de las vedas (+5) pero también mediante más ayudas para la modernización de buques y el combustible (+4).

En el ámbito del mercado no identifica como prioritario el procesamiento del producto como vía de mejor de la comercialización (-5).

Respecto al medioambiente, no cree que sea prioritario el papel de las ONGs (-4), además de evaluar como poco prioritarias las medidas orientadas a mitigar el cambio climático (-4) o la contaminación (-3).

- Discurso 3: "No está en nuestras manos"

Este discurso sugiere que la viabilidad futura de la pesca de cerco no pasa prioritariamente por cambios en las actuales prácticas de pesca, si no que recae principalmente en actores externos a la misma: la administración pública mediante la ayuda a la incorporación de jóvenes (+5); la disminución de la pesca de arrastre (+4); la menor presencia de predadores (+4); o el aumento del número de compradores en la subasta (+3).

En cuanto a la gestión medioambiental, este discurso rechaza como prioritario el aumento de control en la actividad pesquera (-5), así como priorizar elementos ecológicos en la toma de decisiones de la pesquería (-4). Entre estas medidas, que no ve prioritarias, se encontrarían el aumento de la talla mínima (-4) y la reducción de la presión pesquera (-3).

Nº	*Afirmaciones*	*Factor 1*	*Factor 2*	*Factor 3*

1.	*Que la rentabilidad de la pesca sea suficiente para atraer nuevos inversores*	*-1*	*0*	*1*
2.	*Que el sueldo de los pescadores tenga un mínimo garantizado mensual*	*2*	*1*	*-2*
3.	*Que el sueldo de los pescadores sea superior al actual*	*1*	*3*	*3*
4.	*Que se subvencione la modernización de las embarcaciones*	*-4*	*4*	*-1*
5.	*Que se subvencione la construcción de embarcaciones*	*-4*	*-2*	*0*
6.	*Que haya más compradores en la subasta*	*1*	*0*	*3*
7.	*Que mejore la comercialización mediante la transformación del producto*	*1*	*-5*	*1*
8.	*Que se subvencione el petróleo si el precio sube por encima del precio actual*	*-5*	*4*	*2*
9.	*Que se rebaje el IVA del pescado*	*-2*	*-2*	*0*
10.	*Que se tengan más en cuenta las implicaciones económicas de la toma de decisiones pesqueras*	*-1*	*-1*	*1*
11.	*Que se promueva más la compra de pescado de proximidad*	*-2*	*3*	*1*
12.	*Obtener certificaciones de pesca sostenible*	*-3*	*0*	*-2*
13.	*Que en el puerto de donde se realiza la actividad de pesca se mantenga una actividad pesquera importante*	*-3*	*1*	*-1*
14.	*Que se incorporen más mujeres a la actividad pesquera*	*0*	*0*	*-2*
15.	*Que se facilite la formación de los miembros de la flota antes de iniciar la actividad*	*0*	*0*	*2*
16.	*Que se facilite la incorporación de jóvenes a la pesca*	*3*	*2*	*5*
17.	*Que se mejore la dinámica de funcionamiento de la cofradía*	*-2*	*-2*	*0*
18.	*Que aumente la representación de los pescadores de cerco en las organizaciones de pesca*	*-1*	*0*	*3*
19.	*Que aumente el consumo de pescado*	*2*	*-1*	*1*
20.	*Que aumente el control en la pesca y la comercialización*	*3*	*-1*	*-5*
21.	*Que los cambios en las leyes se hagan sólo si hay consenso entre administración-pescadores-ONGs y científicos*	*2*	*-2*	*0*
22.	***Que los cambios en las leyes los tomen las administraciones según su criterio tras haber escuchado a todos los actores involucrados en la pesquería***	***1***	***1***	***0***
23.	***Que la toma de decisiones de gestión sea rápida en función de cómo evolucione la pesquería***	***2***	***2***	***2***
24.	*Que la administración intervenga menos en la actividad pesquera*	*-2*	*-3*	*2*
25.	*Que aumenten los periodos de veda temporales*	*4*	*5*	*0*
26.	*Que se regule la cantidad máxima permitida de plástico en el pescado*	*0*	*-3*	*-1*
27.	*Que se tome en cuenta el cambio climático al gestionar la pesquería*	*0*	*-3*	*-3*
28.	*Que disminuya la presencia de otros depredadores como los atunes*	*4*	*-1*	*4*

29.	*Que se establezca un tamaño mínimo de comercialización superior al actual*	*1*	*2*	*-4*
30.	*Que se protejan más zonas de no captura para la protección de la sardina y boquerón*	*3*	*2*	*-1*
31.	*Que disminuya la presión pesquera sobre la biomasa de sardina y boquerón*	*0*	*-1*	*-3*
32.	***Que disminuya la actividad de pesca de arrastre en las zonas de juveniles y de puesta de sardina y boquerón***	***5***	***3***	***4***
33.	*Que disminuyan las emisiones de gases que contribuyen al cambio climático en el proceso de captura*	*-1*	*-4*	*-3*
34.	*Que se tengan más en cuenta las implicaciones ecológicas de la toma de decisiones pesqueras*	*-1*	*1*	*-4*
35.	*Que disminuya la influencia de las ONGs ecologistas*	*-3*	*-4*	*-1*
36.	*Que en la toma de decisiones de gestión se adopte una visión más integrada del conjunto del ecosistema marino*	*0*	*1*	*-2*

Tabla 1: Resultados Metodología Q en el Puerto de Castellón. Clasificaciones de las afirmaciones para cada factor. En negrita las afirmaciones de consenso.

Más allá de los tres discursos diferenciados, cabe destacar que también se identifican dos puntos de consenso (Tabla 1): es prioritario mejorar el proceso de la toma de decisiones y reducir la actividad de la pesca de arrastre en zonas de puesta y reclutamiento.

Reserva Marina de Llevant de Mallorca – Cala Ratjada

Del estudio de la metodología Q en la RM del Llevant de Mallorca se obtuvieron 3 discursos desarrollados a partir de las afirmaciones más destacadas de cada factor (ver Tabla 2)(aquellas con las que "más de acuerdo" estaban, clasificadas con +3 o +4, y con las que "menos de acuerdo estaban", clasificadas con -3 o -4) que se describen a continuación brevemente:

- Discurso 1: "Necesitamos más control en la comercialización y una gestión europea más adaptada"

Este discurso enfatiza la necesidad de aumentar el control de la pesca furtiva (clasificado con un +4) así como en los mercados y restaurantes (+3). Este control local debe ir acompañado de la necesidad de adaptar la normativa europea a las demandas de los pescadores locales (+3).

Por otro lado, no considera prioritario las mejoras locales de la Reserva Marina de Cala Ratjada, ni mediante la creación de un centro de interpretación (-4), ni la ampliación de las zonas de reserva integral (-3).

Cabe mencionar que los actores involucrados en este discurso son todos pescadores artesanales.

- Discurso 2: "Más sanciones y menos arrastre"

Este discurso comparte con el anterior la necesidad de aumentar la vigilancia contra el furtivismo (+3), y enfatiza la necesidad de aumentar las sanciones en todo tipo de infracciones y hacerlas públicas, para que actúen como medida disuasoria (+4).

Un aspecto diferencia es el énfasis en que para garantizar el futuro de la actividad pesquera es necesario priorizar la pesca artesanal frente a la pesca de arrastre (+3) y especialmente no incentivarlo con ayudas al combustible (-4).

Como elementos menos prioritarios se destacan aquellos de tipo social, como la incorporación a la actividad pesquera a las mujeres (-3) o los inmigrantes (-3).

En la caracterización de este discurso contribuyen diversos actores: dirigentes de la administración pública, trabajadores de la Reserva Marina, pescadores profesionales y recreativos, así como integrantes de ONGs.

- Discurso 3: "Mejorar entre todos la gestión ambiental y la comercialización del pescado local"

Este último discurso pone énfasis en la mejor gestión ambiental de la Reserva Marina y en la comercialización de pescado de proximidad, mediante el aumento de ayudas para cambiar los artes de pesca por unos menos dañinos para el medio marino (+4) y la promoción de pescado de km 0 (+3). También destaca que estos elementos se han de alcanzar a través de un consenso social, donde todos los actores involucrados tengan voz en comités de cogestión (+3).

Por otro lado, no considera prioridad aumentar la inspección a restaurantes y mercados (-4).

Este discurso destaca por estar caracterizado principalmente por científicos y técnicos.

Nº	*Afirmaciones*	*Factor 1*	*Factor 2*	*Factor 3*
1.	*Promover el pescado de km 0*	*1*	*1*	*3*
2.	***Aumentar las ayudas para disminuir las emisiones de gases que aceleran el cambio climático***	***-1***	***-1***	***-1***
3.	*Hacer un centro de interpretación de la Reserva Marina en el Faro de Capdepera*	*-4*	*1*	*-3*
4.	*Aumentar las ayudas para cambiar las redes por otras que impacten menos en los hábitats bentónicos*	*-2*	*-1*	*4*
5.	*Hacer más inspecciones a restaurantes y mercados*	*3*	*2*	*-4*
6.	*Aumentar las sanciones a los infractores y/o hacerlas públicas*	*1*	*4*	*1*
7.	*Prohibir la venta de pescado que no tenga las mismas garantías sanitarias, sociales y ecológicas que las de la UE*	*1*	*1*	*2*
8.	*Mejorar las condiciones de los pescadores con la implementación de un salario mínimo*	*0*	*-1*	*2*
9.	*Limitar las emisiones permitidas y os niveles de ruido que producen las embarcaciones pesqueras y recreativas en la Reserva Marina.*	*-1*	*0*	*-2*
10.	*Promover establecimientos públicos de primera venta de las capturas en el puerto*	*2*	*0*	*1*
11.	*Favorecer la incorporación de las mujeres*	*-3*	*-3*	*-1*
12.	*Adaptar las normativas europeas a las demandas de los pescadores locales*	*3*	*0*	*-1*

13.	*Facilitar la integración de la inmigración a la actividad pesquera*	*1*	*-3*	*-2*
14.	*Incrementar la difusión y educación ambiental de la gestión de la Reserva Marina*	*0*	*0*	*-2*
15.	***Implementar ayudas para pagar la seguridad social a los jóvenes***	***-2***	***-1***	***-1***
16.	*Reforzar los comités de co-gestión*	*-1*	*-2*	*3*
17.	*Aumentar el número de técnicos científicos*	*-2*	*0*	*-3*
18.	*Promover la formación de marineros, patrones y mecánicos con charlas a institutos de educación secundaria*	*0*	*1*	*0*
19.	*Subvencionar el petróleo siempre y cuando suba por encima del precio actual*	*2*	*-4*	*0*
20.	*Poner más vigilancia contra el furtivismo*	*4*	*3*	*0*
21.	*Simplificar la carga administrativa*	*0*	*-2*	*1*
22.	*Que se limite la actividad de arrastre en las zonas/pesquerías donde pueda haber un alto nivel de selectividad.*	*-1*	*3*	*2*
23.	*Hacer una Reserva Integral en el farallón de Aubarca*	*-3*	*2*	*0*
24.	*Favorecer y potenciar en la Reserva Marina los artes que no sean trasmallo: palangre de fondo, curricán o potera.*	*0*	*2*	*0*
25.	*Poner restricciones a la pesca no profesional en el entorno de la Reserva Marina*	*2*	*-2*	*1*

Tabla 2 : Resultados Metodología Q en la Reserva Marina del Llevant de Mallorca - Cala Ratjada. Clasificaciones de las afirmaciones para cada factor. En negrita las afirmaciones de consenso.

Finalmente, además de los 3 discursos diferenciados, se han identificado dos elementos de consenso (Tabla 2): aumentar las ayudas para disminuir las emisiones que aceleran el cambio climático, e implementar ayudas para pagar la seguridad social de los jóvenes. No obstante, ambos elementos se muestran como poco prioritarios para garantizar el futuro de la pesquera.

Discusión y conclusiones

Los resultados de ambos estudios revelan que, incluso dentro de comunidades pesqueras pequeñas, existen opiniones divergentes sobre el futuro del sector. Estas diferencias pueden manifestarse en visiones opuestas respecto al papel de la administración, las ayudas públicas o las medidas de gestión y control. No obstante, también hay elementos comunes que pueden destacarse.

Del caso de la RM de Llevant de Mallorca – Cala Ratjada el aspecto más recurrente como elemento prioritario por parte de todos los actores es la necesidad de garantizar mejor el cumplimiento normativo en la región de la Reserva Marina, aunque no existe una visión compartida sobre cómo hacerlo y sobre qué actores de la cadena debe mejorar el control. Se trata por tanto de un ámbito en el que la administración pública debería profundizar, una problemática compartida con otras áreas marinas protegidas en España.

El aspecto de control es menos relevante en el caso de cerco de Castellón, en el que posiblemente ya se da un nivel de cumplimiento normativo superior. En este caso, el ámbito

más compartido y prioritario es la necesidad de mejorar el proceso de la toma de decisiones y reducir la actividad de la pesca de arrastre en zonas de puesta y reclutamiento, así como la necesidad de tener en cuenta también la interacción de potenciales depredadores (atunes) con la actividad. Se trata pues de apostar por una gestión más ecosistémica de las pesquerías que supere una aproximación muy centrada en la gestión exclusiva de las especies objetivo, y en el que se tenga más en cuenta la interacción entre las flotas existente (Ortega, Lloret-Lloret, et al., 2024).

Finalmente, es destacable que, en ambos casos de estudio, los discursos muestran diferentes prioridades a la hora de gestionar la pesquería, lo que subraya la importancia de establecer sistemas de debate y gobernanza más democráticos dentro de las asociaciones pesqueras y con los demás actores relevantes, y de seguir mejorando los procesos de consulta y participación existentes actualmente.

En ambos casos, la interacción de la actividad pesquera estudiada con la actividad de la flota de arrastre bentónico se destaca como importante y la opinión mayoritaria dentro de los discursos sugiere la necesidad de gestionar dicha interacción para garantizar una actividad pesquera sostenible.

Nuestros casos de estudio demuestran cómo se puede recopilar sistemáticamente el conocimiento local pesquero para orientar el futuro del sector. En concreto, utilizando metodologías como la Q, que ha demostrado ser útil para tratar cuestiones complejas de sostenibilidad ecosistémica, social, cultural y pesqueras, ayudando a comprender la diversidad de perspectivas y prioridades de quienes están involucrados en el futuro de la pesca.

Agradecimientos

El estudio de la Metodología Q en el puerto de Castellón se llevó a cabo gracias al proyecto SEINE-ETP project (Ocean Stewardship Fund MAVA Grant). El estudio de la Metodología Q en la Reserva Marina del Llevant de Mallorca – Cala Ratjada se llevó a cabo como Trabajo Fin de Master de Juan José Martín para el Máster de Oceanografía y gestión del Medio Marino de la Universitat de Barcelona. La presentación de este trabajo ha sido posible gracias al apoyo del proyecto “Desarrollo de metodologías de evaluación integrada en el ámbito de los recursos Marinos Renovables” CSIC: 202430E115. Este trabajo reconoce el apoyo institucional de la acreditación “Severo Ochoa Centre of Excellence” accreditation (CEX2019-000928-S) al Institut de Ciències del Mar (ICM-CSIC).

Referencias

Barry, J., & Proops, J. (1999). Seeking sustainability discourses with Q methodology. In *Ecological Economics* (Vol. 28). http://www.rzunibw-Muen

Boubekri, I., Mazurek, H., Djebar, A. B., & Amara, R. (2023). Harnessing Fishers’ local knowledge and their perceptions: Opportunities to improve management of coastal fishing in Mediterranean marine protected areas. *Journal of Environmental Management*, *344*. https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2023.118456

Brown, S. R. (Steven R., & Stephenson, W. (1980). *Political subjectivity : applications of Q methodology in political science*. Yale University Press.

Bueno, P. F., & Schiavetti, A. (2019). The influence of fisherman scale in the resilience of socio-ecological systems: An analysis using Q methodology. *Ocean and Coastal Management*, *169*, 214–224. https://doi.org/10.1016/J.OCECOAMAN.2018.12.008

Carayannis, E. G., & Campbell, D. F. J. (2009). "Mode 3" and "Quadruple Helix": Toward a 21st century fractal innovation ecosystem. *International Journal of Technology Management*, *46*(3–4), 201–234. https://doi.org/10.1504/IJTM.2009.023374

Cavole, L. M., Andrade-Vera, S., Marin Jarrin, J. R., Dias, D. F., Aburto-Oropeza, O., & Barrágan-Paladines, M. J. (2020). Using local ecological knowledge of Fishers to infer the impact of climate variability in Galápagos' small-scale fisheries. *Marine Policy*, *121*. https://doi.org/10.1016/J.MARPOL.2020.104195

Chikudza, L., Gauzente, C., Guillotreau, P., & Alexander, K. A. (2020). Producer perceptions of the incentives and challenges of adopting ecolabels in the European finfish aquaculture industry: A Q-methodology approach. *Marine Policy*, *121*, 104176. https://doi.org/10.1016/J.MARPOL.2020.104176

Dieteren, C. M., Patty, N. J. S., Reckers-Droog, V. T., & van Exel, J. (2023). Methodological choices in applications of Q methodology: A systematic literature review. *Social Sciences and Humanities Open*, *7*(1). https://doi.org/10.1016/j.ssaho.2023.100404

Fitzpatrick, M., Maravelias, C. D., Eigaard, O. R., Hynes, S., & Reid, D. (2017). Fisher's preferences and trade-offs between management options. *Fish and Fisheries*, *18*(5), 795–807. https://doi.org/10.1111/FAF.12204

Gall, S. C., & Rodwell, L. D. (2016). Evaluating the social acceptability of Marine Protected Areas. *Marine Policy*, *65*, 30–38. https://doi.org/10.1016/J.MARPOL.2015.12.004

Karnad, D. (2022). Incorporating local ecological knowledge aids participatory mapping for marine conservation and customary fishing management. *Marine Policy*, *135*, 104841. https://doi.org/10.1016/J.MARPOL.2021.104841

Lam, D. P. M., Hinz, E., Lang, D. J., Tengö, M., von Wehrden, H., & Martín-López, B. (2020). Indigenous and local knowledge in sustainability transformations research: A literature review. *Ecology and Society*, *25*(1). https://doi.org/10.5751/ES-11305-250103

Lin, M., Liu, M., Ma, H., Turvey, S. T., & Li, S. (2024). Using local ecological knowledge to inform regional conservation prioritization for threatened marine megafauna. *Ocean & Coastal Management*, *255*, 107268. https://doi.org/10.1016/J.OCECOAMAN.2024.107268

MacDonald, P. A., Murray, G., & Patterson, M. (2015). Considering social values in the seafood sector using the Q-method. *Marine Policy*, *52*, 68–76. https://doi.org/10.1016/J.MARPOL.2014.10.029

Ortega, M., Coll, M., Lloret, E. L., & Guijarro, B. (2023). *Análisis de la primera venta en lonja en la GSA6.*

Ortega, M., Coll, M., & Ramírez, F. (2024). Can a "doughnut" economic framework be useful to monitor the blue economy success? A fisheries example. *Ecology and Society, Published Online: 2024-02-31 | Doi:10.5751/ES-14743-290122*, *29*(1). https://doi.org/10.5751/ES-14743-290122

Ortega, M., Lloret-Lloret, E., & Coll, M. (2024). Diversity, competition and collaboration in the Catalan Mediterranean coastal fisheries. *Ocean & Coastal Management*, *255*, 107257. https://doi.org/10.1016/J.OCECOAMAN.2024.107257

Palomera, I., Olivar, M. P., Salat, J., Sabatés, A., Coll, M., García, A., & Morales-Nin, B. (2007). Small pelagic fish in the NW Mediterranean Sea: An ecological review. *Progress in Oceanography*, *74*(2–3), 377–396. https://doi.org/10.1016/J.POCEAN.2007.04.012

Sbragaglia, V., Cerri, J., Bolognini, L., Dragičević, B., Dulčić, J., Grati, F., & Azzurro, E. (2020). Local ecological knowledge of recreational fishers reveals different meridionalization dynamics of two Mediterranean subregions. *Marine Ecology Progress Series*, *634*, 147–157. https://doi.org/10.3354/MEPS13193

Shephard, S., Ryan, D., O'Reilly, P., & Roche, W. (2021). Using local ecological knowledge to inform semi-quantitative fishery surveillance indicators: an example in marine recreational angling. *ICES Journal of Marine Science*, *78*(10), 3805–3816. https://doi.org/10.1093/ICESJMS/FSAB234

Silas, M. O., Semba, M. L., Mgeleka, S. S., Van Well, L., Linderholm, H. W., & Gullström, M. (2023). Using fishers' local ecological knowledge for management of small-scale fisheries in data-poor regions: Comparing seasonal interview and field observation records in East Africa. *Fisheries Research*, *264*, 106721. https://doi.org/10.1016/J.FISHRES.2023.106721

Watts Simon, & Stenner Paul. (2012). *Doing Q methodological Research* (first). SAGE Publications.

Webler, T., Danielson, S., Tuler, S., Stern, P. C., Dietz, T., Fischbach, S., Kalof, L., & Shockey, I. (2009). *Using Q Method to Reveal Social Perspectives in Environmental Research Board of Directors*. http://www.seri-us.org/sites/default/files/Qprimer.pdfwww.seri-us.org

Zabala, A. (2014). qmethod: A Package to Explore Human Perspectives Using Q Methodology. *The R Journal*, *6(2)*, 163–173. https://journal.r-project.org/archive/2014/RJ-2014-032/RJ-2014-032.pdf

Zabala, A., Sandbrook, C., & Mukherjee, N. (2018). When and how to use Q methodology to understand perspectives in conservation research. *Conservation Biology*, *32*(5), 1185–1194. https://doi.org/10.1111/cobi.13123

Zografos, C. (2007). Rurality discourses and the role of the social enterprise in regenerating rural Scotland. *Journal of Rural Studies*, *23*(1), 38–51. https://doi.org/10.1016/j.jrurstud.2006.04.002

Conclusiones de la reunión del foro científico para la pesca española en el Mediterráneo celebrada en Cartagena los días 17 y 18 de septiembre de 2024

El foro ha celebrado su reunión anual en Cartagena con una importante representación de científicos, administraciones y del sector pesquero. Destaca la cantidad, calidad y diversidad de las comunicaciones presentadas y el interés de los debates que se han producido.

A pesar de la fuerte reducción del tiempo de pesca que ha producido el MAP no se observa todavía una recuperación de las poblaciones objetivo lo que implica que las capturas y los ingresos de la flota están bajando y no está aumentando la captura por unidad de esfuerzo. Probablemente esto sea debido al desfase temporal que existe entre la adopción de medidas y la observación de sus efectos en las poblaciones. Es necesario abrir un periodo de reflexión y valoración de las medidas que se han adoptado hasta la fecha para dar tiempo a la recuperación de las poblaciones antes de abordar medidas adicionales.

En pesquerías de plataforma, el cambio de malla cuadrada de 40 a 45 milímetros en el copo de las redes de arrastre reduciría de modo significativo el descarte y se podría realizar sin provocar pérdidas significativas para el sector.

Las vedas temporales se deberían establecer con criterios claros adoptando medidas para evitar los efectos negativos que se pueden producir. No siempre la mejor opción es vedar la época de reproducción de los recursos explotados.

Se siguen acumulando evidencias de que las zonas cerradas a la pesca producen efectos beneficiosos para las pesquerías en zonas cercanas. Estos efectos no solo se observan en reservas costeras sino también en las situadas a mayor profundidad.

El calentamiento global provoca cambios en la abundancia y distribución de las especies explotadas. Mientras algunas especies están afectadas negativamente otras como la gamba blanca se ven favorecidas.

Cada vez son más frecuentes los trabajos que poner en valor el conocimiento ecológico local de los pescadores y los enfoques multidisciplinares (en particular aquellos que aúnan ciencias biológicas y humanas) en el estudio de las pesquerías mediterráneas. También se han presentado metodologías para maximizar la protección de hábitats vulnerables minimizando el impacto sobre la pesca.

Se están desarrollando nuevas aplicaciones y nuevos índices de ecología trófica que pueden ser útiles para conocer la salud de los ecosistemas y la gestión de los recursos marinos.

Muchas poblaciones de tiburones y rayas del Mediterráneo se encuentran amenazados. La declaración de ISRAs (zonas importantes para tiburones y rayas) pueden ser una herramienta que contribuya a su protección. El mal etiquetado de algunas especies como las rayas puede favorecer la comercialización de especies protegidas.

Se observan iniciativas interesantes para el fomento del consumo de las especies menos valoradas. Este tipo de iniciativas deben ampliarse.

El cangrejo azul presenta excelentes propiedades nutricionales y se deben autorizar artes específicos para su pesca como las nasas para evitar las roturas que se producen con otro tipo de artes.

Se debe mejorar el conocimiento de las pesquerías recreativas que tienen un importante solapamiento con las pesquerías artesanales.

Se observan importantes acumulaciones de basura marina frente a grandes ciudades como Barcelona. Estas acumulaciones de basura no tienen relación con la pesca. Se deberían controlar las entradas de basura desde fuentes terrestres.

La próxima reunión se celebrará el próximo año en Castellón de la Plana.