



SEGUIMIENTO Y ANÁLISIS PREDICTIVO DE LA EVOLUCIÓN DEL ESTADO ECOLÓGICO DEL ECOSISTEMA LAGUNAR DEL MAR MENOR Y PREVENCIÓN DE IMPACTOS



Grupo de
investigación
Ecología y
ordenación de
ecosistemas
marinos costeros

Departamento de
Ecología e
Hidrología

Facultad de
Biología

Universidad de
Murcia

Coordinador:
Angel Pérez Ruzafa
Catedrático de Ecología

Febrero de 2024

SEGUIMIENTO Y ANÁLISIS PREDICTIVO DE LA EVOLUCIÓN DEL ESTADO ECOLÓGICO DEL ECOSISTEMA LAGUNAR DEL MAR MENOR Y PREVENCIÓN DE IMPACTOS

Equipo de trabajo:

Grupo de Investigación “Ecología y ordenación de ecosistemas marinos costeros”,
Departamento de Ecología e Hidrología, Facultad de Biología, Universidad de Murcia.

Dr. Angel Pérez-Ruzafa, INVESTIGADOR RESPONSABLE

- Dra. Concepción Marcos Diego
- Dr. Jhoni Ismael Quispe Becerra
- Gdo. Manuel Rosendo Conde Caño
- Gdo. Alfredo Fernández Alías
- Gdo. Antonio Sala Mirete
- Gda. Olga Sánchez Fernández
- Gda. Ana María de Paco Vives
- Gdo. Martín Vicente Ríos
- Gdo. Guillermo García Gómez
- Gda. Angélica Bas Gómez
- Gda. Juliette Barbara Texier
- Gdo. Juan Marcos Lorente González

- Técnico, José Antonio Rodríguez Navarro

Colaboradores externos:

- Dr. Georg Umgiesser, CNR- ISMAR Venecia, Italia.
- Dr. Laurent Dezileau, Laboratoire de Morphodynamique Continentale et Côtière, UMR CNRS, Université de Caen-Normandie, France.
- Dras. María José Martínez-Sánchez y Carmen Pérez Sirvent, Departamento de Química Agrícola, Geología y Edafología. Universidad De Murcia.
- Dra. María Pérez-Marcos, Laboratorio de control biológico y servicios ecosistémicos, Instituto Murciano de Investigación y Desarrollo Agrario y Medioambiental de Murcia (IMIDA).

Febrero de 2024



SEGUIMIENTO Y ANÁLISIS PREDICTIVO DE LA EVOLUCIÓN DEL ESTADO ECOLÓGICO DEL ECOSISTEMA LAGUNAR DEL MAR MENOR Y PREVENCIÓN DE IMPACTOS

Tabla de contenido

| | |
|---|-----------|
| 1. INTRODUCCIÓN GENERAL: CONTEXTO Y ANTECEDENTES DE LOS ESTUDIOS DE SEGUIMIENTO..... | 3 |
| 1.1. <i>Objetivos del estudio.....</i> | <i>8</i> |
| 2. ANÁLISIS DE LA SITUACIÓN ACTUAL, SEGUIMIENTO Y EVOLUCIÓN PREVISTA DEL ESTADO ECOLÓGICO DEL ECOSISTEMA MARINO DEL MAR MENOR, Y PREVISIÓN DE IMPACTOS EN SUS HÁBITATS Y SISTEMAS NATURALES..... | 11 |
| 2.1. <i>Síntesis del marco de referencia de los impactos sobre el Mar Menor.....</i> | <i>11</i> |
| 3. MONITORIZACIÓN DEL MAR MENOR. DISEÑO DEL MUESTREO Y TRABAJO DE CAMPO Y LABORATORIO | 17 |
| 3.1. <i>Análisis de los parámetros fisicoquímicos y del estado trófico del Mar Menor</i> | <i>19</i> |
| 3.1.1. <i>Muestreo y toma de datos de campo.....</i> | <i>19</i> |
| 3.1.2. <i>Análisis de las muestras en el laboratorio</i> | <i>20</i> |
| 3.2. <i>Muestreo y análisis del sistema pelágico (ictioplancton y zooplancton gelatinoso)</i> | <i>23</i> |
| 3.2.1. <i>Estudio del ictioplancton.....</i> | <i>23</i> |
| 3.2.2. <i>Estudio del zooplancton gelatinoso</i> | <i>25</i> |
| 3.3. <i>Muestreo y registro de nuevas especies en el Mar Menor.....</i> | <i>26</i> |
| 3.3.1. <i>Análisis molecular</i> | <i>28</i> |
| 3.4. <i>Evolución de las entradas de metales pesados y su distribución en el Mar Menor</i> | <i>29</i> |
| 3.4.1. <i>Evolución a largo plazo de la estructura de los sedimentos y las tasas de sedimentación y concentración de metales pesados durante los últimos 6500 años</i> | <i>30</i> |
| 3.4.2. <i>Evolución reciente y distribución espacial de la concentración de metales pesados en los sedimentos superficiales del Mar Menor.....</i> | <i>34</i> |
| 3.4.3. <i>Metales pesados en organismos y tasas de bioacumulación.....</i> | <i>36</i> |
| 4. SEGUIMIENTO DE LAS CONDICIONES HIDROLÓGICAS Y OCEANOGRÁFICAS DEL MAR MENOR..... | 38 |
| 4.1. <i>Evolución reciente de los principales parámetros fisicoquímicos en la columna de agua.....</i> | <i>38</i> |
| 4.2.1. <i>Temperatura</i> | <i>40</i> |
| 4.2.2. <i>Salinidad</i> | <i>43</i> |
| 5. SEGUIMIENTO, ANÁLISIS Y EVOLUCIÓN DE LA CALIDAD DE LAS AGUAS MARINAS Y DEL ESTADO TRÓFICO DEL MAR MENOR, CONTENIDO EN MATERIALES EN SUSPENSIÓN, NUTRIENTES, CONCENTRACIÓN DE CLOROFILA Y CONCENTRACIÓN DE OXÍGENO | 48 |
| 5.1. <i>Materiales en suspensión</i> | <i>48</i> |
| 5.2. <i>Estado trófico</i> | <i>51</i> |
| 5.3. <i>Nutrientes</i> | <i>54</i> |
| 5.3.1. <i>Nitrato.....</i> | <i>55</i> |
| 5.3.2. <i>Nitrito.....</i> | <i>60</i> |



| | |
|--|------------|
| 5.3.3. Amonio..... | 63 |
| 5.3.4. Fosfato..... | 68 |
| 5.3.5. Silicato..... | 71 |
| 5.3.6. Relación de Redfield..... | 74 |
| 5.4. Clorofila a..... | 75 |
| 5.5. Oxígeno disuelto..... | 79 |
| 5.6. Transparencia del agua (profundidad de visibilidad del disco de Secchi)..... | 87 |
| 6. SEGUIMIENTO DEL SISTEMA PELÁGICO (ICTIOPLACTON Y PLANCTON GELATINOSO).... | 92 |
| 6.1. Ictioplancton..... | 92 |
| 6.2. Análisis de las poblaciones de zooplancton gelatinoso del Mar Menor durante el año 2023 | 98 |
| 7. ANÁLISIS Y VALORACIÓN DEL ESTADO DE LOS MECANISMOS ECOSISTÉMICOS REGULADORES Y DEL FUNCIONAMIENTO DEL SISTEMA PELÁGICO..... | 104 |
| 7.1. Fenología de los escifozoos en un contexto de eutrofización y cambio climático..... | 104 |
| 7.1.2. Factores que operan sobre la estacionalidad y la intensidad de las proliferaciones..... | 130 |
| 7.2. La imprevisibilidad de las proliferaciones de los escifozoos..... | 134 |
| 7.2.1 Control de la “montaña rusa sin fin” de los escifozoos..... | 136 |
| 7.2.2. Principales retos y vías futuras de investigación..... | 146 |
| 8. ANÁLISIS Y ESTUDIO DE LOS EFECTOS DE LAS ALTERACIONES EN LAS COMUNIDADES BIOLÓGICAS DEL MAR MENOR..... | 153 |
| 8.1. Registro de nuevas especies alóctonas en el Mar Menor..... | 156 |
| 8.1.1. <i>Leodamas australiensis</i> (Hartmann-Schröder, 1979)..... | 159 |
| 9. EVOLUCIÓN DE LAS ENTRADAS DE METALES PESADOS Y SU DISTRIBUCIÓN EN EL MAR MENOR DURANTE LOS ÚLTIMOS 3000 AÑOS’..... | 170 |
| 9.1. Evolución a largo plazo de la estructura de los sedimentos y de las tasas de sedimentación y concentración de metales pesados durante los últimos 6500 años..... | 173 |
| 9.2. Evolución reciente y distribución espacial de la concentración de metales pesados en los sedimentos superficiales..... | 186 |
| 9.3. Metales pesados en los organismos y tasas de bioacumulación..... | 193 |
| 9.4. Discusión..... | 195 |
| 9.4.1 Condiciones ambientales, procesos de sedimentación y evolución histórica de los metales pesados en el Mar Menor en relación con los cambios climáticos y las actividades humanas... .. | 195 |
| 9.4.2 Variación espacio-temporal actual de los metales pesados en los sedimentos superficiales de la laguna..... | 198 |
| 9.4.3. Metales pesados en la biota del Mar Menor y su comparación con otras lagunas..... | 203 |
| 9.5. Conclusiones..... | 210 |
| 10. CONCLUSIONES GLOBALES..... | 213 |
| 11. BIBLIOGRAFÍA..... | 225 |

SEGUIMIENTO Y ANÁLISIS PREDICTIVO DE LA EVOLUCIÓN DEL ESTADO ECOLÓGICO DEL ECOSISTEMA LAGUNAR DEL MAR MENOR Y PREVENCIÓN DE IMPACTOS

1. Introducción general: contexto y antecedentes de los estudios de seguimiento

Después de que, en 2016, la laguna costera del Mar Menor sufriera una crisis distrófica de importantes consecuencias biológicas y sociales, la Consejería de Agua, Agricultura y Medio Ambiente, como medida de gestión, dictó la Orden de 29 de julio de 2016 por la que se creó el Comité de Asesoramiento Científico del Mar Menor (Decreto 78/2020, de 30 de julio, de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia). Entre las competencias de este Comité se encuentra el asesoramiento científico en la selección y ejecución de acciones dirigidas a la mejora del estado ecológico del Mar Menor, así como el impulso del conocimiento científico y la investigación aplicada en relación con los problemas ambientales de la laguna. Entre las líneas de investigación a impulsar por el Comité se encuentra la caracterización química y biológica de las masas de agua y de las biocenosis marinas. El citado decreto resalta, además, la necesidad de la aplicación de técnicas para un amplio conocimiento del funcionamiento del sistema ambiental de la laguna costera del Mar Menor y la toma de medidas coherentes con las aspiraciones de conservación y disfrute que el mismo genera, a través de la realización de actividades consistentes en potenciar los trabajos y estudios de investigación en la citada laguna, y en concreto el estudio de procesos oceanográficos y ecológicos clave en el Mar Menor que generan y mantienen la biodiversidad y los mecanismos de regulación lagunares, tales como las condiciones hidrológicas e hidrodinámicas, la conectividad entre poblaciones y el mar abierto, y el estado trófico de la laguna, analizando la evolución del estado ecológico y la prevención de impactos.

Frente a la eutrofización puntual, existente durante las décadas de 1970-1990, en las zonas de influencia de las áreas residenciales y producida por vertidos y filtraciones directas de las aguas urbanas con concentraciones elevadas de fosfatos, el proceso actual se inició en la década de 1990, debido principalmente a la llegada de aguas procedentes del trasvase Tajo-Segura que favorecieron un cambio en el régimen agrícola en la cuenca de drenaje de la laguna. Los cultivos tradicionales de secano evolucionaron rápidamente a cultivos de regadío. Los excedentes de dichas aguas de riego rellenaron los acuíferos y el nivel freático ascendió a razón de 1 m al año hasta alcanzar la superficie (Pérez-Ruzafa & Aragón, 2002). Las aguas empezaron a circular cercanas a la superficie o por ella en algunos puntos, especialmente por la rambla de El Albuñón, el principal colector natural de la cuenca de drenaje del Campo de Cartagena hacia la laguna. Dependiendo de la disponibilidad de agua

dulce, los acuíferos se explotaron igualmente para el regadío, previa desalación, y las salmueras también eran vertidas o llegaban indirectamente a la rambla. Con todo ello, un cauce que solo llevaba agua en los periodos de lluvias torrenciales, pasó a ser un vertido continuo al Mar Menor con un caudal de más de 400 m³/año y concentraciones de nitratos que superaban los 200 mg NO⁻/L (Álvarez-Rogel *et al.*, 2006; García-Pintado *et al.*, 2007). Durante más de veinte años, el Mar Menor pareció amortiguar dichas presiones, ofreciendo una resistencia inusual a las crisis distróficas (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2005a, 2019a), manteniendo aguas transparentes, aunque con eventos puntuales de pérdida de calidad. El funcionamiento de las lagunas costeras, los detalles de dicho proceso de eutrofización y sus implicaciones ecológicas, en el contexto del Mar Menor, así como los mecanismos de respuesta de la laguna, pueden consultarse en los informes técnicos emitidos por nuestro grupo de investigación, ya desde el origen del problema con las primeras proliferaciones de medusas (Pérez-Ruzafa, 1996, 1997), en los seguimientos del estado actual (Pérez-Ruzafa, 2019, 2023), o en las distintas publicaciones científicas realizadas (Pérez-Ruzafa & Aragón, 2002; Pérez-Ruzafa *et al.*, 2002, 2005a, 2009, 2018, 2019a, Pérez-Ruzafa & Marcos, 2019) (Fig. 1.1).

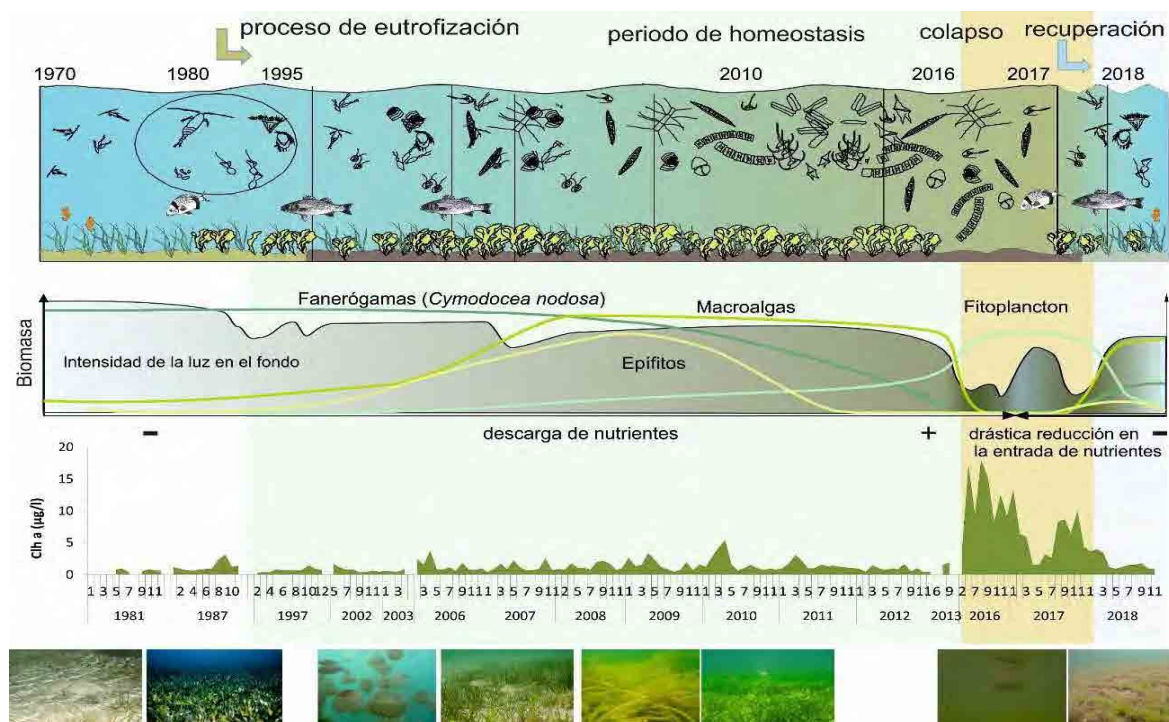


Figura 1.1. El proceso de eutrofización en el Mar Menor, iniciado a principios de la década de 1990, tras el cambio de agricultura de secano por regadío, ha presentado tres fases bien diferenciadas. Durante dos décadas los mecanismos de autorregulación y homeostasis han estado operando y manteniendo la calidad de aguas a pesar de la entrada de nutrientes. En esta fase, el principal indicador fue la proliferación de medusas. En una segunda fase, el sistema colapsó y sus mecanismos de control fallaron, produciéndose la proliferación de fitoplancton y la pérdida de transparencia del agua. Tras las medidas que limitaron la entrada de nutrientes procedentes de la agricultura, el ecosistema entró en una rápida fase de recuperación de su integridad ecológica y de la calidad del agua (Pérez -Ruzafa *et al.*, 2019a).

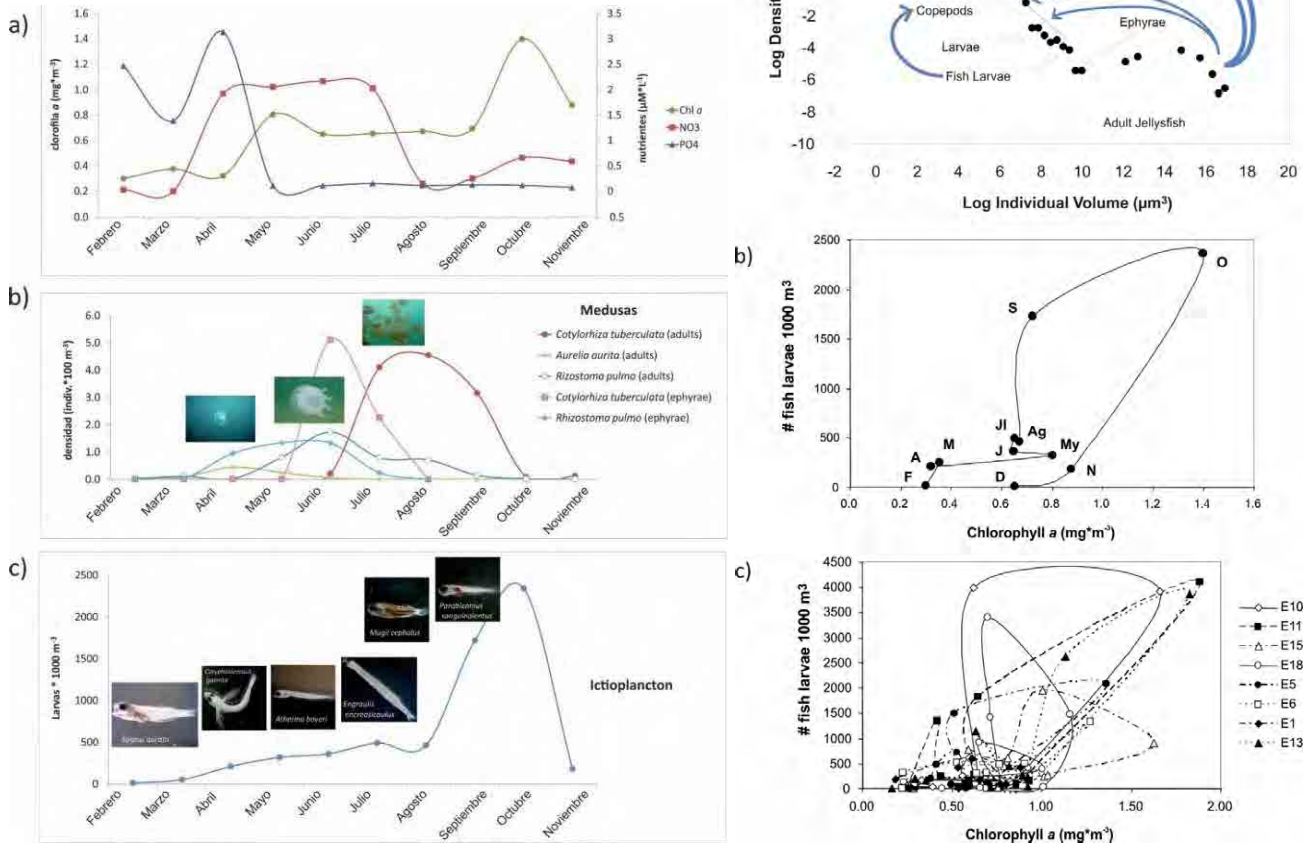


Figura 1.2. Principales mecanismos de control y autorregulación del estado trófico en el Mar Menor. Izquierda: Variación mensual en un año estándar de la fase de homeostasis de a) nutrientes (NO₃⁻ y PO₄³⁻) y concentración de clorofila *a*; b) densidad de medusas (incluidas las fases efigra y adulta de *Rhizostoma pulmo* y *Cotylorhiza tuberculata*, y adultos de *Aurelia aurita*); y c) densidad de ictioplancton. Durante esta fase, las concentraciones de nutrientes son reguladas por la red trófica. Las algas microscópicas o fitoplancton consumen nutrientes, los organismos del zooplancton y las medusas consumen fitoplancton y las larvas de peces consumen pequeños invertebrados. Derecha: (a) Control de arriba abajo (*top-down*) ejercido por medusas e ictioplancton sobre los diferentes compartimentos de la red trófica pelágica del Mar Menor, mostrada en una representación del espectro de tamaños y de biomasa desde los niveles más bajos y abundantes que corresponden a los flagelados pequeños (2 μm de diámetro) hasta los niveles superiores de la red trófica pelágica constituidos por las medusas adultas (hasta 40 cm de diámetro), según Pérez-Ruzafa *et al.* (2002); (b) ciclo límite estacional medio y (c) variabilidad espaciotemporal (los símbolos representan diferentes estaciones de muestreo: E1 a E18) del ciclo estacional regular de la relación entre la densidad de larvas de peces y la concentración de clorofila *a* en la laguna Mar Menor, adaptada de Pérez-Ruzafa *et al.* (2005a) (véase Pérez-Ruzafa, 2023).

Tras la crisis provocada por la rotura de los mecanismos de autorregulación del ecosistema en 2016, durante los últimos ocho años, el estado ecológico del Mar Menor se ha ido alternando entre crisis distróficas y periodos de recuperación de la integridad ecológica y



la calidad de las aguas. Sin embargo, el hecho de que no se hayan tomado aún medidas estructurales en la cuenca de drenaje que reduzcan las entradas de agua y que éstas estén, incluso, incrementándose, hace que el ecosistema continúe en una situación crítica viéndose seriamente amenazada su integridad ecológica. Si 2018 fue un año de recuperación franca, propiciada por la reducción en las descargas de agua y salmueras cargadas de nitratos a través de vertidos directos por la rambla de El Albujión, las restricciones impuestas, que se tradujeron en la reducción de las extracciones de agua del freático y en un ascenso del mismo, con el consiguiente afloramiento en los cauces bajos de numerosas ramblas y playas, dieron lugar a la reaparición de síntomas de eutrofización. Dicho proceso alcanzó un nuevo punto dramático con el evento de DANA (Depresión Aislada en Niveles Altos o gota fría) sufrido en septiembre de 2019, y los posteriores episodios de lluvias torrenciales ocurridos, que provocaron una ingente entrada de agua dulce cargada de materiales en suspensión y nutrientes al Mar Menor, favoreciendo una muy baja salinidad en la laguna y la proliferación masiva de fitoplancton, facilitando la repetición de episodios de anoxia en las capas profundas de la laguna, como el sufrido en octubre del 2019. No obstante, el hecho de que el ecosistema hubiera recuperado en buena medida sus capacidades de autorregulación y sus comunidades, algunas de ellas favorecidas por la desaparición transitoria de las praderas densas dominadas por el alga *Caulerpa prolifera*, permitió que 2020 fuera, nuevamente, un año de relativa recuperación. Sin embargo, con la subida del nivel freático, las descargas de aguas con nitratos empezaron a ser difusas y, además, mezcladas con aguas de origen urbano, con concentraciones altas de fosfato. Esto, unido a las altas temperaturas de 2021, dio lugar a una nueva crisis distrófica con la aparición de bolsas de hipoxia en las aguas a finales del verano de dicho año. El año 2022 volvió a ser un año relativamente estable, a pesar de que la temperatura de la columna de agua alcanzó los valores más altos registrados de forma generalizada y de que la entrada de nutrientes se mantuvo elevada y, cada vez, con mayor contribución del fósforo al proceso de eutrofización. Esto confirmaba en buena medida la recuperación de comunidades y de los mecanismos homeostáticos de la laguna, pero se vio favorecido también por la eficiencia de las operaciones de retirada de biomasa de algas acumuladas en las playas antes de que dieran lugar a materia orgánica particulada y fangos. 2023 ha vuelto a ser un año razonablemente estable, no exento de riesgos, dado que las presiones por la entrada de aguas hipohalinas y nutrientes se mantienen, si bien algo menores debido a las condiciones de lluvias más escasas.

A falta de la implementación de infraestructuras y protocolos que permitan tener control sobre los niveles del freático y la entrada de agua y nutrientes, la necesidad de tomar decisiones de gestión que minimicen sus efectos sobre el estado trófico y la calidad del baño, desde la prevención de la formación de fangos a los efectos de las proliferaciones de medusas, pone de manifiesto la importancia de contar con información actualizada y prácticamente en tiempo real del estado del ecosistema y de los procesos ecológicos. Todo ello confirma, además, la necesidad de las medidas urgentes a aplicar para paliar la

situación ecológica de la laguna, aprobadas por el Consejo de Gobierno de la Comunidad Autónoma de Murcia en su sesión celebrada el 7 de noviembre de 2019, entre las que se encuentra el establecimiento de un sistema de monitorización continua de parámetros ambientales y ecológicos del Mar Menor. Desde 2021 se ha incrementado el esfuerzo y la coordinación entre instituciones para satisfacer este requerimiento, existiendo trabajos de monitorización que siguen en mayor o menor grado los protocolos aplicados por nuestro grupo de investigación al Mar Menor desde que iniciamos nuestros seguimientos de la calidad del agua y dinámica de las poblaciones de medusas en 1995. Actualmente, aparte de la monitorización llevada a cabo por el grupo “Ecología y Ordenación de Ecosistemas Marinos Costeros” de la Universidad de Murcia, dichos trabajos son desarrollados por instituciones como el IMIDA, UPCT y Servicio de Pesca de la CARM, y coordinados por el Comité de Asesoramiento Científico del Mar Menor, y por el recientemente creado Observatorio del Mar Menor. El esfuerzo múltiple desarrollado ha permitido complementar las observaciones y validar los resultados obtenidos por los distintos grupos, incrementar la resolución espacial y temporal de las medidas, muy necesaria en periodos de crisis ambiental aguda, y además poder diversificar los aspectos a considerar en un contexto en el que las agresiones al ecosistema y los riesgos ambientales, de los que se hace eco la sociedad reclamando información y soluciones, son múltiples y muy diversos, y no se reducen solo a la eutrofización.

En numerosas ocasiones se ha resaltado la singularidad del Mar Menor como laguna costera. Este ecosistema singular comparte muchas de sus características con el resto de lagunas europeas o mediterráneas, incluyendo su elevada productividad biológica y pesquera pero, a diferencia de la inmensa mayoría, muestra una elevada heterogeneidad ambiental y de hábitats, incluyendo afloramientos rocosos e islas con la correspondiente biodiversidad asociada, y desarrolla mecanismos homeostáticos y de autorregulación complejos que le permiten tener aguas transparentes y ofrecer condiciones extraordinarias para los deportes náuticos, el turismo, actividades de ocio y de salud. Estas condiciones se han visto amenazadas en la última década debido a las presiones ocasionadas por las actividades humanas en su cuenca de drenaje y a las actuaciones inadecuadas en sus playas y zona costera.

La correcta gestión de un ambiente tan importante, no sólo desde el punto de vista natural sino también como patrimonio y recurso económico de la Región de Murcia, implica un conocimiento amplio del funcionamiento de su sistema natural y la toma de medidas coherentes con las aspiraciones de conservación y disfrute que el mismo genera. Para alcanzar dicho conocimiento es esencial comprender la evolución histórica del ecosistema y disponer de series de datos largas que permitan poner en contexto los cambios que se producen y diferenciar la variabilidad natural inherente a todo sistema natural de los impactos producidos por la actividad humana o el cambio climático. Esto no es posible si no se cuenta con datos históricos de referencia y con un sistema de monitorización que

recoja datos relativos a los principales parámetros indicativos de la calidad de agua, de los factores que determinan su hidrodinámica y el funcionamiento y dinámica de sus ecosistemas y poblaciones constituyentes.

En este marco, es de especial interés reconstruir el estado del ecosistema en tiempos históricos y el estudio de procesos oceanográficos y ecológicos clave en el Mar Menor que generan y mantienen la biodiversidad y los mecanismos de regulación lagunares, tales como las condiciones hidrológicas e hidrodinámicas, la conectividad entre poblaciones y el mar abierto, y el estado trófico de la laguna, analizando la evolución del estado ecológico y la prevención de impactos. Entre estos impactos hay que considerar otros con un mayor o menor grado de antigüedad, como las concentraciones de metales pesados en los sedimentos y la necesidad de evaluar sus riesgos potenciales para la salud o la aparición de especies exóticas en las aguas del Mar Menor. La combinación de los resultados obtenidos mediante el seguimiento de la evolución de los parámetros de calidad de las aguas y del estado del ecosistema marino, y la revisión y puesta en contexto de los registros históricos, muchos de ellos obtenidos por nuestro propio grupo de investigación a lo largo de los últimos 40 años, constituye una herramienta esencial tanto para la gestión biológica y ecológica del Mar Menor como para evaluar el impacto de las escorrentías, los vertidos y las obras costeras que modifiquen las corrientes y el intercambio de agua a través de los canales de comunicación con el Mediterráneo, permitiendo además anticipar en cierta medida los efectos del cambio climático global sobre la laguna.

Ante la situación ambiental del Mar Menor y el interés y la preocupación social existentes en relación con la protección de la laguna costera, la Ley 12/2022, de 30 de diciembre, de Presupuestos Generales de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia para el ejercicio 2023 (Suplemento número 4 del BORM nº 301 de 31/12/2022), recogió la subvención nominativa a favor de la Universidad de Murcia, a través de su Grupo de Investigación “Ecología y Ordenación de Ecosistemas Marinos Costeros” y en base a su experiencia de más de cuatro décadas en la investigación sobre lagunas costeras y el Mar Menor en particular, para la realización del proyecto “SEGUIMIENTO Y ANÁLISIS PREDICTIVO DE LA EVOLUCIÓN DEL ESTADO ECOLÓGICO DEL ECOSISTEMA LAGUNAR DEL MAR MENOR Y PREVENCIÓN DE IMPACTOS 2023” con plazo de ejecución hasta el 30 de abril de 2024, y fecha solicitada de ampliación de su ejecución hasta el 30 de junio de 2024.

1.1. *Objetivos del estudio*

Como continuación de las tareas iniciadas en años anteriores, el objetivo general de este trabajo es: **el estudio de procesos oceanográficos y ecológicos clave en el Mar Menor que generan y mantienen la biodiversidad y los mecanismos de regulación lagunares, para la correcta gestión de un ambiente tan importante, no solo desde el punto de vista natural,**

sino también como patrimonio y recurso económico de la Región de Murcia, siendo necesario un conocimiento amplio del funcionamiento de su sistema ambiental y la toma de medidas coherentes con las aspiraciones de conservación y disfrute que genera.

Para alcanzar dicho conocimiento es necesario el seguimiento de la evolución de los parámetros de calidad de las aguas y el estado del ecosistema marino que permita determinar el funcionamiento y dinámica del ecosistema lagunar y sus poblaciones y hábitats constituyentes. Los objetivos de este Proyecto pretenden, además, dotar a la Administración de la información y las herramientas de gestión adecuada que permitan evaluar las consecuencias de las actividades que se desarrollan en él y de las medidas de gestión que se puedan adoptar, así como anticipar y prevenir posibles riesgos y el avance del deterioro ecológico y de la calidad de los ecosistemas marinos del Mar Menor.

Este sistema de seguimiento y análisis del estado ecológico debería ser regular y estable en el tiempo, cubriendo a las escalas espaciales y temporales adecuadas los aspectos básicos y fundamentales para una evaluación general del ecosistema lagunar, tales como las condiciones hidrológicas e hidrodinámicas, la conectividad entre poblaciones y el mar abierto y el estado trófico de la laguna.

Además, se mantiene una actividad intensa de asesoramiento continuo tanto a demanda de los órganos de dirección como de los técnicos de la Consejería de Medio Ambiente, Mar Menor, Universidades e Investigación, tanto en las reuniones periódicas convocadas por el Comité de Asesoramiento Científico del Mar Menor y sus distintos grupos de trabajo, como en las pertinentes del Comité de Participación Social, así como en las reuniones convocadas por el Presidente de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia, o en cualquier otro foro que se ha considerado adecuado o necesario.

Por todo ello, los objetivos específicos abordados en el presente trabajo “SEGUIMIENTO Y ANÁLISIS PREDICTIVO DE LA EVOLUCIÓN DEL ESTADO ECOLÓGICO DEL ECOSISTEMA LAGUNAR DEL MAR MENOR Y PREVENCIÓN DE IMPACTOS 2023” han sido:

1. Análisis de la situación actual, seguimiento y evolución prevista del estado ecológico del ecosistema marino del Mar Menor, y previsión de impactos en sus hábitats y sistemas naturales.
2. Seguimiento de las condiciones hidrológicas y oceanográficas del Mar Menor.
3. Seguimiento, análisis y evolución de la calidad de las aguas marinas y del estado trófico del Mar Menor, contenido en nutrientes, materiales en suspensión, concentración de clorofila y concentración de oxígeno.
4. Análisis y valoración del estado de los mecanismos ecosistémicos reguladores y de funcionamiento del sistema pelágico (ictioplancton y plancton gelatinoso).
5. Análisis y estudio de los efectos de las alteraciones en las comunidades biológicas del

Mar Menor y aparición de especies exóticas o alóctonas.

6. Valoración de las alteraciones del ecosistema originadas por los vertidos desde costa, particularmente por las entradas históricas de metales pesados.

El diseño y aplicación del plan de monitorización deben conducir a la implantación de un sistema estable de seguimiento de la evolución de los parámetros de calidad de las aguas y del estado del ecosistema marino que permita determinar el funcionamiento y dinámica del ecosistema del Mar Menor y de sus poblaciones y hábitats constituyentes, y contribuir a la adopción de medidas de actuación encaminadas a acciones de conocimiento, gestión, protección, conservación y seguimiento de la laguna costera del Mar Menor.

El protocolo de monitorización establecido en el presente trabajo ha sido regular, periódico y estable en el tiempo, apoyándose y siguiendo el diseño ya inicialmente establecido en 1996 y descrito en los informes previos. La frecuencia de las observaciones ha dependido de los diferentes objetivos particulares y, en todo caso, se ha adaptado a las escalas de variabilidad que muestran en el Mar Menor los diferentes elementos y parámetros ambientales (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2005a, 2007a). Este informe hace referencia también a datos y resultados obtenidos en el marco de las monitorizaciones y estudios realizados desde hace más de 40 años por el grupo de investigación Ecología y Ordenación de Ecosistemas Marinos Costeros, incluyendo proyectos como EutroCost CGL2004-06891 y ConnectMar CTM 2014- 56458-R, financiados por el Ministerio de Educación y Ciencia y el Ministerio de Economía y Competitividad de España, respectivamente, o el proyecto “*Erosion/Submersion during Storm Events in the Western Mediterranean Coastal Region*” (MISTRALS PALEOMEX). También se han utilizado datos meteorológicos e hidrográficos facilitados por la Agencia Española de Meteorología (AEMet) a quien se le agradece su facilitación.

2. Análisis de la situación actual, seguimiento y evolución prevista del estado ecológico del ecosistema marino del Mar Menor, y previsión de impactos en sus hábitats y sistemas naturales

2.1. Síntesis del marco de referencia de los impactos sobre el Mar Menor

Todo diagnóstico ecológico debe integrar tanto los valores de los indicadores del estado del ecosistema como el conocimiento de las presiones y fuentes de estrés, así como el conocimiento de los procesos y relaciones causa-efecto entre ellos.

Los impactos ambientales sobre el Mar Menor son antiguos y se remontan a las primeras explotaciones mineras hace más de 4.000 años, cuyas consecuencias siguen presentes en el ecosistema. Ya en el siglo XX las agresiones se han sucedido en forma de dragado de golas, desarrollo urbano, terrenos ganados al mar, construcción de puertos deportivos, dragados y vertidos de arena, colocación de diques o actuaciones inadecuadas en las playas, entre los más importantes (Pérez-Ruzafa *et al.*, 1987), no habiendo cesado muchas de ellas, superponiéndose unas a otras y sumando sus efectos. Algunas de ellas y sus consecuencias ya fueron descritas en informes anteriores, particularmente en lo referente al inicio y evolución del proceso de eutrofización en el Mar Menor (Pérez-Ruzafa, 2023) (Figs. 2.1 a 2.6).

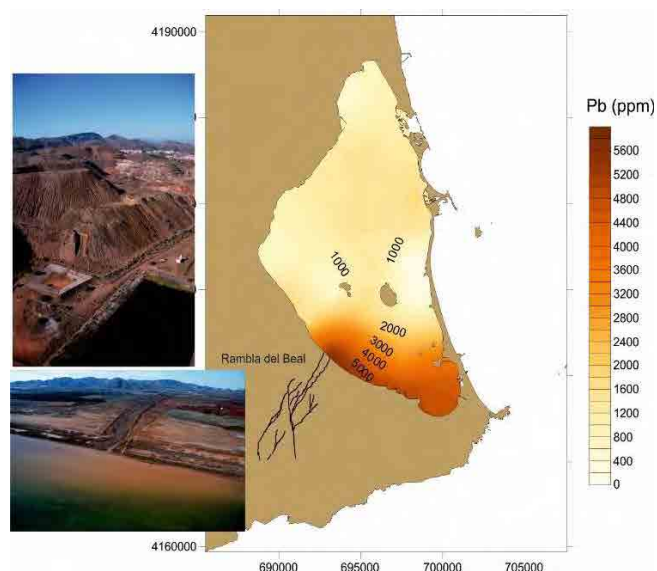


Figura 2.1. Aunque la minería dejó de verter sus residuos directamente al Mar Menor a partir de la década de 1950, la actividad minera se mantuvo en la sierra de La Unión hasta la década de 1980, y las lluvias torrenciales aún arrastran materiales hacia la laguna principalmente a través de la rambla del Beal. Tanto las fotos como el mapa de distribución de concentraciones de plomo en los sedimentos superficiales corresponden al principio de la década de 1980 (tomado de Pérez-Ruzafa & Marcos, 2019).

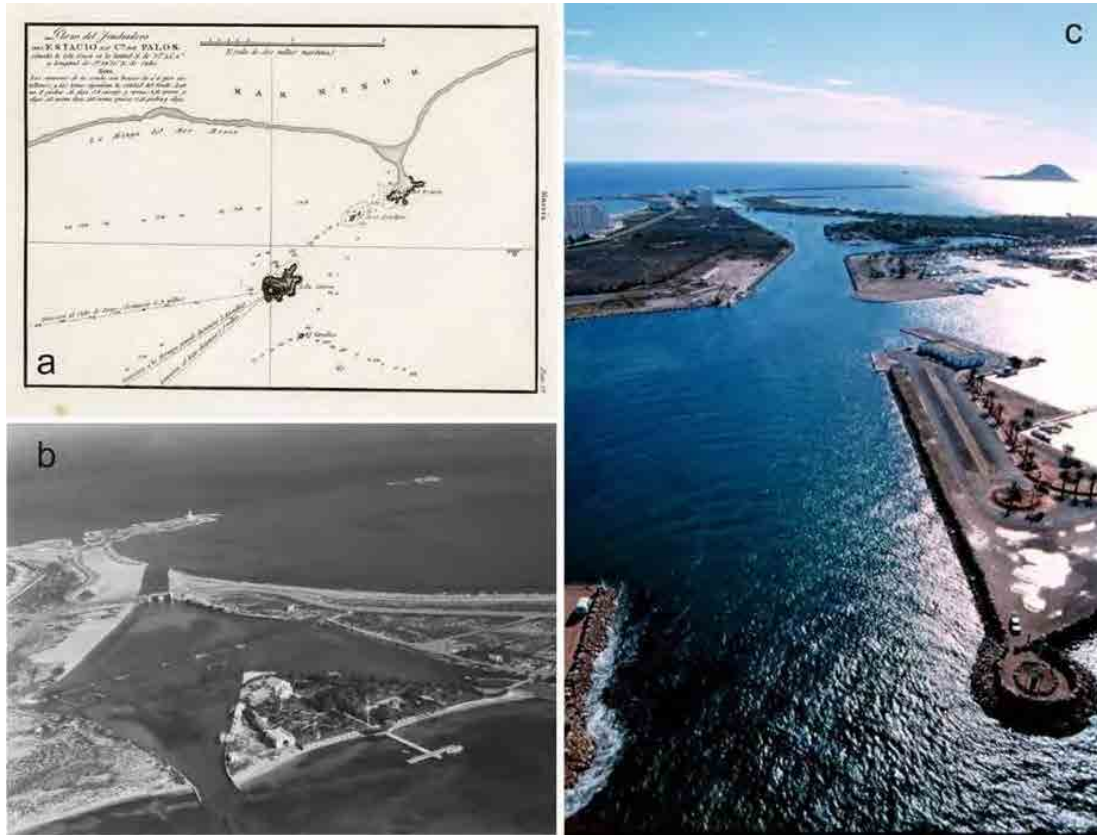


Figura 2.2. Distintas fases por las que ha pasado El Estacio. a) carta náutica de 1813, en la que aún no aparece la encañizada. b) la encañizada a finales de la década de 1960, cuando ya había empezado la urbanización de La Manga. c) canal de El Estacio en 1982.

Tabla 2.1. Condiciones hidrológicas en el Mar Menor, tiempos de residencia e intercambio de las aguas antes y después del dragado y ensanche de la gola de El Estacio en 1973 (tomado de Pérez-Ruzafa, 1989 y Pérez-Ruzafa *et al.*, 2005b).

| | 1970 | 1980 | 1988 |
|---|-----------------------|-----------------------|-----------------------|
| Salida de agua hacia el Mediterráneo (m ³) | 3.6 x 10 ⁸ | 6.1 x 10 ⁸ | 6.4 x 10 ⁸ |
| Entrada de agua desde el Mediterráneo (m ³) | 4.5 x 10 ⁸ | 7.2 x 10 ⁸ | 7.3 x 10 ⁸ |
| Tiempo de residencia (años) | 1.28 | 0.81 | 0.79 |
| Temperatura (°C) | 7.5 - 29 | 12 - 27.5 | 12 - 30.5 |
| Salinidad (‰) | 48.5 - 53.4 | 43 - 46 | 42 - 45 |

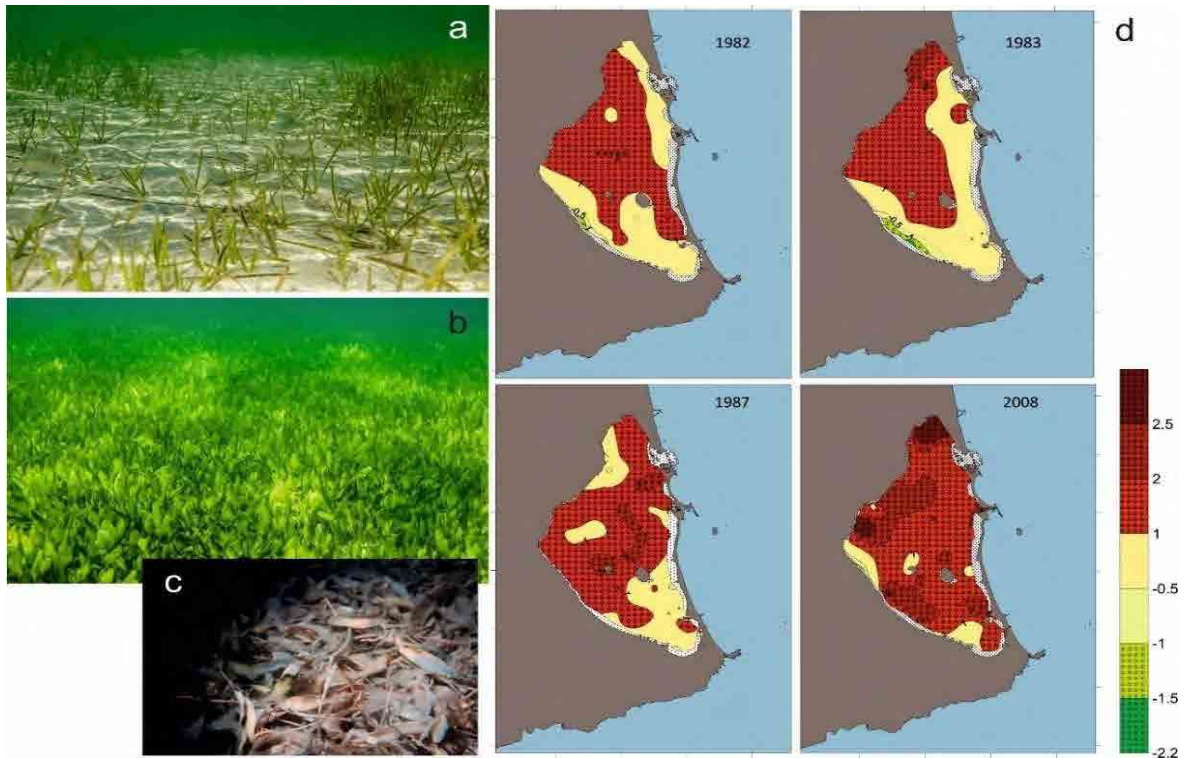


Figura 2.3. Tras el dragado del canal de El Estacio en 1973, las antiguas praderas poco densas de la fanerógama *Cymodocea nodosa* (a) fueron sustituidas por praderas muy densas dominadas por el alga *Caulerpa prolifera* (b) que aportan gran cantidad de materia orgánica al sedimento (c). La serie de mapas (d) muestra la rápida expansión de *Caulerpa* en el Mar Menor. La escala representa un índice de dominancia de *Caulerpa* (rojos) o de *Cymodocea* (verdes). Los amarillos corresponden a praderas mixtas (el mapa está tomado de Pérez-Ruzafa *et al.*, 2012).

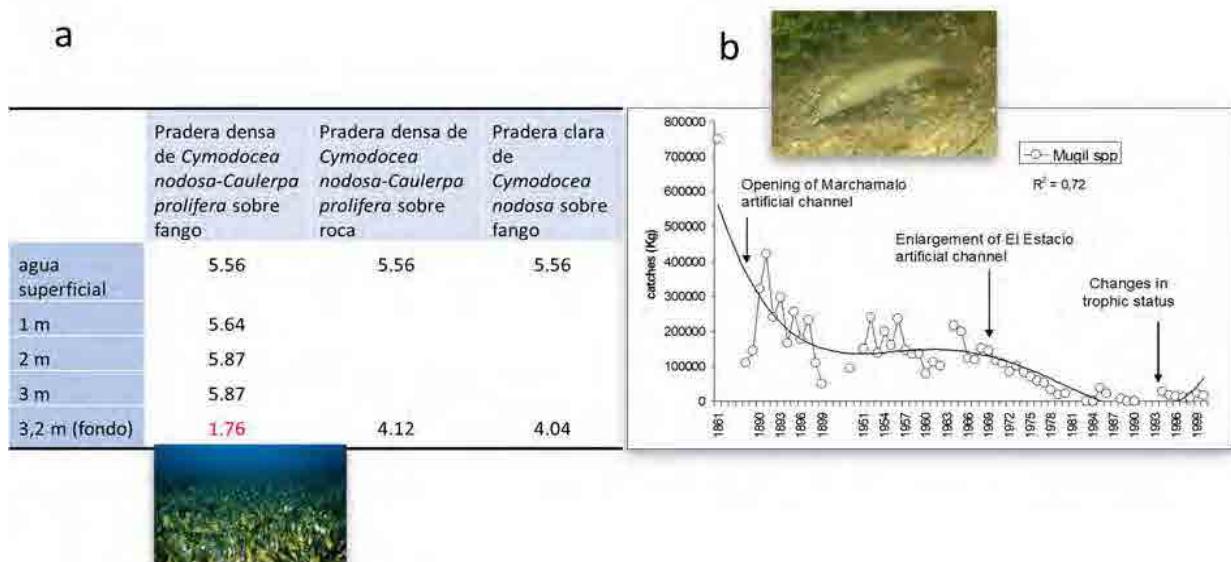


Figura 2.4. a) Concentración de oxígeno (mg/L) en la columna de agua sobre distintos tipos de sustrato y de praderas de macrófitos en una localidad frente a Los Urrutias a 300 m de la orilla (Julio de 1986) (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2005b). b) Evolución de las capturas de mújol en el Mar Menor antes y después del dragado del canal del Estacio a principios de la década de 1970 (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2005b).



Figura 2.5. Las obras costeras han sido uno de los problemas graves del Mar menor en las últimas décadas. El relleno de terrenos ganados al mar, la construcción de diques y puertos deportivos y la creación de playas artificiales han disminuido su superficie y profundidad, acelerado su colmatación, alterado las corrientes y provocado enfangamientos y turbidez.

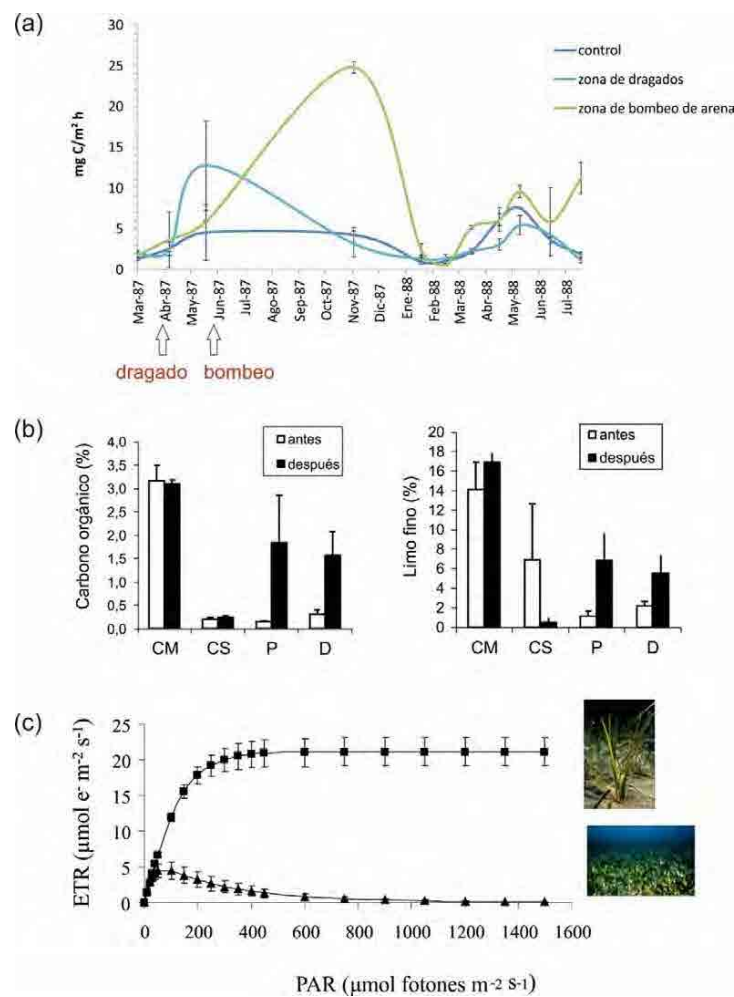


Figura 2.6. Entre los efectos de las regeneraciones de playas, tanto en las operaciones de dragado como de bombeo de arena, está (a) un aumento de la producción primaria del microfitorbentos (Pérez-Ruzafa *et al.*, 1991), con lo que progresivamente, después de las actuaciones, se incrementan las concentraciones de materia orgánica y de fangos (b) (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2006). c) Además, el aumento de la turbidez y la disminución de la luz fotosintéticamente activa disponible (PAR) favorece al alga oportunista *Caulerpa prolifera* cuya capacidad fotosintética (ETR) se inhibe cuando la luz es intensa (García-Sánchez *et al.*, 2012), no pudiendo competir con la fanerógama *Cymodocea nodosa*. No obstante, cuando aumenta la turbidez, *C. prolifera* aprovecha para colonizar las zonas someras acelerando el proceso de enfangamiento y acumulación de materia orgánica.



Tras el proceso de eutrofización iniciado en la década de 1980 y los recientes desajustes en el balance trófico de la laguna, la cuestión fundamental tras la rotura del ecosistema fue si el Mar Menor había alcanzado un nuevo estado ya irreversible o si, por el contrario, aún se mantenía en su zona de resiliencia y podía recuperar su integridad perdida si cesaban las presiones. En el periodo transcurrido desde 2016, los datos de los seguimientos y las evidencias en el terreno mostraron que la segunda opción era la correcta, con una clara recuperación de las comunidades y de los mecanismos de regulación tras la reducción de las entradas de agua y nutrientes que tuvo lugar en 2017 (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2018). Sin embargo, las medidas adoptadas fueron coyunturales y no estructurales, y muchas de ellas, como la limitación a la extracción de agua desde el freático o la desmantelación del salmueroducto existente, resultaron contraproducentes ya que favorecieron la rápida elevación del nivel freático y la entrada descontrolada y difusa de aguas con baja salinidad y alta concentración de nutrientes, volviendo a forzarse la capacidad de regulación del ecosistema.

Aún con todo, el Mar Menor ha dado pruebas evidentes de su capacidad de respuesta, recuperando a pulsos su capacidad de autorregulación y el estado de sus comunidades bentónicas. Durante 2018 y 2019, sus parámetros mostraron fluctuaciones más regulares y amortiguadas. Incluso fue capaz de contrarrestar los efectos de las altas temperaturas del verano de 2018 y de las lluvias torrenciales del otoño del mismo año. También tuvo una rápida recuperación del sistema pelágico tras la DANA de septiembre de 2019 y los sucesivos eventos de lluvias torrenciales. Sin embargo, aunque el estado de las aguas y las comunidades mostraron una recuperación evidente en esos años, en los informes emitidos en ese periodo se advirtió que no podían relajarse las medidas de prevención y alerta. De hecho, la laguna se encuentra todavía en una situación crítica, con la aparición de fluctuaciones forzadas por una climatología cada vez más impredecible y con fuertes lluvias en otoño e invierno que algunos años han afectado drásticamente a su salinidad durante meses. Además, las medidas estructurales para la gestión del agua en la cuenca de drenaje están aún pendientes. Debido a esto, es difícil anticipar su evolución a largo plazo. Por otro lado, es fundamental tomar con mucha precaución algunas medidas propuestas desde distintos ámbitos basadas en dragar las golos para aumentar las tasas de renovación del agua, ya que pueden ser fuertemente contraproducentes porque pueden conducir a una homogeneización del ecosistema que anularía los principales mecanismos de autorregulación en los que se sustenta la gran resiliencia del Mar Menor.

Por ello, durante los sucesivos informes, y aún en el actual, se ha mantenido la importancia y la urgencia de un plan de gestión de las aguas y de regulación no solo de vertidos, sino también de los niveles del freático. Es muy importante anticipar y prevenir los efectos de las lluvias torrenciales en el futuro. Por otro lado, la actividad agrícola y el desarrollo urbano sólo serán compatibles con la integridad del Mar Menor si existe un plan de uso y gestión del agua que incluya sistemas de captación, recogida, almacenamiento, tratamiento,

conducción, uso y reutilización para cada una de las actividades y de los tipos de aguas que se utilizan o se generan (del freático, pluviales, urbanas, del trasvase, salmueras, etc.).

Las medidas recomendadas siguen siendo, por tanto, mantener una vigilancia extrema en los posibles vertidos, descargar el freático y establecer una red de infraestructuras que permitan la gestión y tratamiento de las aguas que se utilizan y se generan en la cuenca de drenaje con el fin de reducir al máximo las entradas regulares y los riesgos de vertidos incontrolados. Al mismo tiempo, medidas como la extracción de la biomasa acumulada de algas han demostrado su eficacia a la hora de paliar efectos en tiempos de respuesta mas cortos.

Finalmente, es fundamental que los planes de gestión y las medidas que se apliquen se basen en el conocimiento de los elementos que componen el sistema y sus mecanismos de funcionamiento, tanto a nivel biológico como hidrológico o socio-económico.

3. Monitorización del Mar Menor. Diseño del muestreo y trabajo de campo y laboratorio

Como ya se ha recogido en los seguimientos anteriores, el sistema de monitorización para abordar la calidad del ecosistema lagunar y su respuesta a la eutrofización viene considerando, como mínimo, los parámetros de la columna de agua: temperatura, salinidad, turbidez y/o materiales en suspensión, oxígeno disuelto, nutrientes y clorofila α , además de los datos sobre la velocidad y dirección de las corrientes y el registro de las condiciones meteorológicas (velocidad y fuerza del viento, precipitación, evaporación, radiación luminosa, temperatura, presión atmosférica). Todos ellos se vienen midiendo en diversas localidades en el interior de la laguna y en el mar abierto para el establecimiento de las condiciones de referencia y de contorno y con el fin de controlar las escalas relevantes de variabilidad espacial y temporal del sistema (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2004, 2005a, 2007a, 2008; Pérez-Ruzafa & Marcos, 2015). Además, es igualmente necesario un sistema de recogida de datos en las entradas que fuerzan el sistema desde tierra (ramblas y vertidos antrópicos), lo que ya se viene haciendo en los últimos años por parte de la CARM y se debe ir perfeccionando e implementando con los resultados de los modelos hídricos en la cuenca de drenaje.

El sistema de monitorización de este trabajo está basado en la realización de campañas de campo con la toma regular de muestras en una red de estaciones fijas dentro y fuera del Mar Menor. Las variaciones espaciales y temporales de las condiciones hidrológicas, los nutrientes y la concentración de clorofila α en la laguna del Mar Menor han sido analizadas en diferentes proyectos llevados a cabo por el grupo “Ecología y ordenación de ecosistemas marinos costeros” de la Universidad de Murcia durante los últimos 24 años, utilizando una red de estaciones de muestreo que ha cubierto espacialmente la laguna y las aguas mediterráneas adyacentes y siguiendo los mismos protocolos (Fig. 3.1). En 1997 se realizaron campañas semanales de febrero a diciembre, mientras que desde mayo de 2002 a mayo de 2003 éstas fueron mensuales, al igual que desde febrero de 2006 a septiembre de 2013. Desde febrero de 2016 hasta diciembre de 2023, las campañas han sido quincenales.

Dicho sistema de monitorización consta de 26 estaciones de muestreo dentro de la laguna, agrupadas en 5 zonas, de modo que cada zona está representada al menos por 4 localidades, y 5 localidades localizadas en el Mediterráneo (Fig. 3.1). Seis de estas estaciones se encuentran en la boca interior y exterior de los canales de comunicación de la laguna. Dicho diseño permite valorar la variabilidad espacio-temporal de las características de las masas de agua según la influencia de los distintos sectores de la cuenca vertiente y del mar abierto (**¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.**).

En los análisis e interpretación de los resultados del presente trabajo también han sido utilizados datos obtenidos en el marco de diferentes proyectos desarrollados en años anteriores a 2023 por nuestro grupo de investigación. Desde el inicio de los seguimientos realizados por el grupo en los años 1990, se dispone ya de una importante base adecuada para la puesta en contexto y comparación con datos de referencia de los distintos estados en los que puede encontrarse el Mar Menor. En el informe presentado en 2019 (Pérez-Ruzafa, 2019) se consideraron en total 5780 muestras de agua analizadas durante el período 1997-2018, y en el informe de 2021 se incluyeron además los resultados de 2018 y muestras adicionales analizadas entre enero de 2019 y noviembre de 2021. En 2022 se incorporaron 782 prospecciones realizadas en la red de 26 estaciones entre diciembre de 2021 y diciembre de 2022, y en el presente informe se incluyen 713 nuevas prospecciones llevadas a cabo entre enero y diciembre de 2023. Todos estos datos permiten mantener la visión detallada y extensa sobre la variabilidad ambiental y la dinámica temporal, estacional e interanual, de los parámetros básicos y descriptores del funcionamiento del ecosistema del Mar Menor y sobre la dinámica que ha seguido el proceso de eutrofización a lo largo de un periodo de casi 25 años y, más en particular, de los ya 7 años transcurridos desde el evento de rotura en la primavera de 2016.

La eficiencia de un sistema de monitorización como el descrito ha quedado demostrada al haber servido para diagnosticar los problemas de eutrofización del Mar Menor y anticipar sus consecuencias con más de dos décadas de antelación (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2005a) y aun hoy seguir constatando los principales mecanismos de funcionamiento de la laguna afectados.

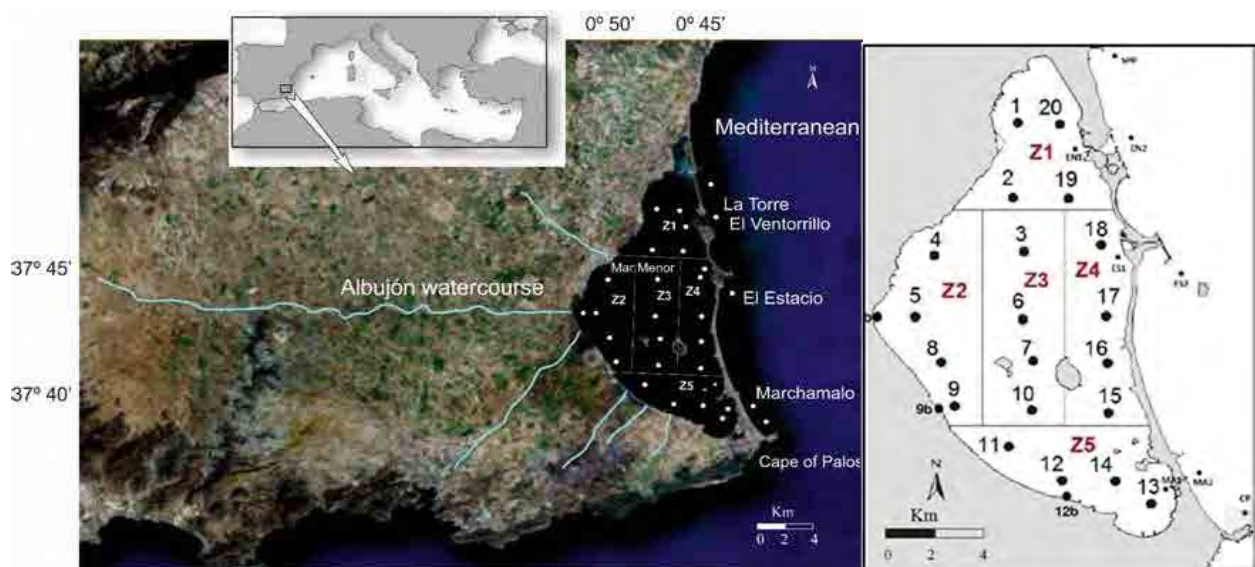


Figura 3.1. Ubicación del Mar Menor, su cuenca de drenaje y los principales cursos de agua que desembocan en la laguna. Los puntos representan la red de estaciones de muestreo utilizadas en la monitorización de la laguna, agrupadas en las cinco zonas representativas establecidas para los análisis.

3.1. Análisis de los parámetros fisicoquímicos y del estado trófico del Mar Menor

El seguimiento y la caracterización del estado de las masas de agua para la monitorización del Mar Menor incluidos en este informe corresponden al periodo englobado desde el 1 de enero hasta el 31 de diciembre de 2023. Las campañas de muestreo y toma de datos se han realizado de manera quincenal. La primera campaña de cada mes ha monitorizado los parámetros de la masa de agua en combinación con la recogida de muestras plantónicas mediante una red de 500 μm de luz de malla y con el censo por clases de talla de las poblaciones de medusas actualmente presentes en la laguna. En la segunda salida de cada mes solo se han llevado a cabo la monitorización de las masas de agua y los censos de medusas.

3.1.1. Muestreo y toma de datos de campo

De acuerdo con los protocolos seguidos hasta la fecha, la medida de distintos parámetros fisicoquímicos en la columna de agua como temperatura, conductividad, salinidad, profundidad, concentración de clorofila *a*, concentración de ficoeritrinas, turbidez, materia orgánica disuelta, concentración de oxígeno y pH se ha realizado *in situ* mediante una sonda multiparamétrica YSI EXO2 (Fig. 3.2). La visibilidad en la columna de agua se ha medido mediante un disco de Secchi en cada una de las estaciones. Asimismo, las muestras de agua obtenidas en cada campaña han sido posteriormente procesadas y analizadas en el laboratorio para la determinación de clorofila *a* (en este caso para el calibrado de las medidas de campo), materiales en suspensión y nutrientes, incluyendo nitrato (N-NO_3^-), nitrito (N-NO_2^-), amonio (N-NH_4^+), fosfato (P-PO_4^{3-}) y silicato (Si-SiO_4^{4-}).

Los puntos de muestreo localizados dentro del Mar Menor corresponden a las estaciones desde la E01 a la E20, incluidas las estaciones de costa, E05b, E09b y E12b, más tres estaciones localizadas en la boca interna de los canales de comunicación con el Mediterráneo, MA1, ES1 y EN1. Para tener una referencia respecto a las condiciones en el mar abierto, en el Mediterráneo se muestrearon las estaciones situadas al norte y al sur de La Manga (SPP y CP) y las correspondientes a la boca externa de los canales de comunicación con el Mar Menor (de norte a sur, EN2, ES2 y MA2) (Fig. 3.1.).



Figura 3.2. Materiales necesarios y sonda multiparamétrica YSI EXO2, empleados en las campañas de campo para la toma de datos y muestras en la columna de agua.

Las muestras de agua se tomaron mediante bombeo en superficie a una profundidad aproximada entre 1 y 1.8 m, y posteriormente fueron mantenidas en oscuridad a 4°C en el campo y almacenadas a -28°C en el laboratorio para su posterior análisis.

La calibración de los sensores de la sonda YSI EXO2 se ha realizado con una periodicidad trimestral o menor cuando se consideró necesario, en el laboratorio, a temperatura estable y siguiendo el protocolo descrito en el manual de la misma (YSI Incorporated, 2016).

Para la calibración del oxígeno disuelto se utiliza como unidad de referencia el porcentaje de saturación de oxígeno en aire (% sat ODO) y la presión atmosférica en milímetros de mercurio. La calibración de clorofila *a* y ficoeritrinas se realiza tanto en µg/L como en RFU utilizando agua destilada. La turbidez se calibra en unidades NTU, utilizando patrones de 0 NTU (YSI 7080 *Turbidity Standard*), 124 NTU (YSI 6136 *Turbidity Standard*) y 1010 NTU (YSI 6074 *Turbidity Standard*). La materia orgánica en suspensión (fDOM) se calibra en dos unidades: QSU y RFU, utilizando agua destilada para calibrar un 0. La salinidad se calibra junto con la conductividad específica, empleando un patrón de conductividad de 50 mS/cm a 25°C (YSI 3169 *Conductivity Standard*).

3.1.2. Análisis de las muestras en el laboratorio

La determinación de sólidos en suspensión se ha realizado mediante filtración utilizando filtros de microfibra de vidrio de 25 µm y siguiendo los protocolos descritos por Strickland & Parsons (1972) (Fig.3.3).



Figura 3.3. Filtrado para la determinación de sólidos en suspensión.



Figura 3.4. Distintas fases del proceso de análisis de pigmentos: Filtrado de las muestras, extracción de pigmentos con acetona y medición de absorbancia con espectrofotómetro.

Para el ajuste de los valores de clorofila *a* obtenidos por la sonda multiparamétrica YSI EXO2, se toman muestras de agua en las estaciones E02, E05, E10, E13, E18, E05b, E09b, E12b, CP y SPP para su análisis en laboratorio. Tras la filtración hasta saturación de las muestras, utilizando filtros de microfibras de vidrio de 47 μm , estos fueron conservados en un ultracongelador a -74°C durante 24 horas, y la clorofila se determinó mediante espectrofotometría en un espectrofotómetro Shimadzu UV-1700 UV Pharmaspec,

siguiendo el método descrito por Strickland & Parsons (1972) (Fig. 3.4). La ecuación de regresión entre los valores obtenidos en el laboratorio y las medidas de RFU recogidas por la sonda en el campo es utilizada para la corrección de la medida de clorofila *a* en todas las estaciones de muestreo (Fig. 3.5). Frecuentemente aparece alguna estación con valores que se alejan mucho de la regresión general, probablemente por interferencia con materiales en suspensión en esa localidad. En todos los casos se mantiene el valor real de clorofila *a* medido en el laboratorio mediante espectrofotometría para esas estaciones de muestreo.

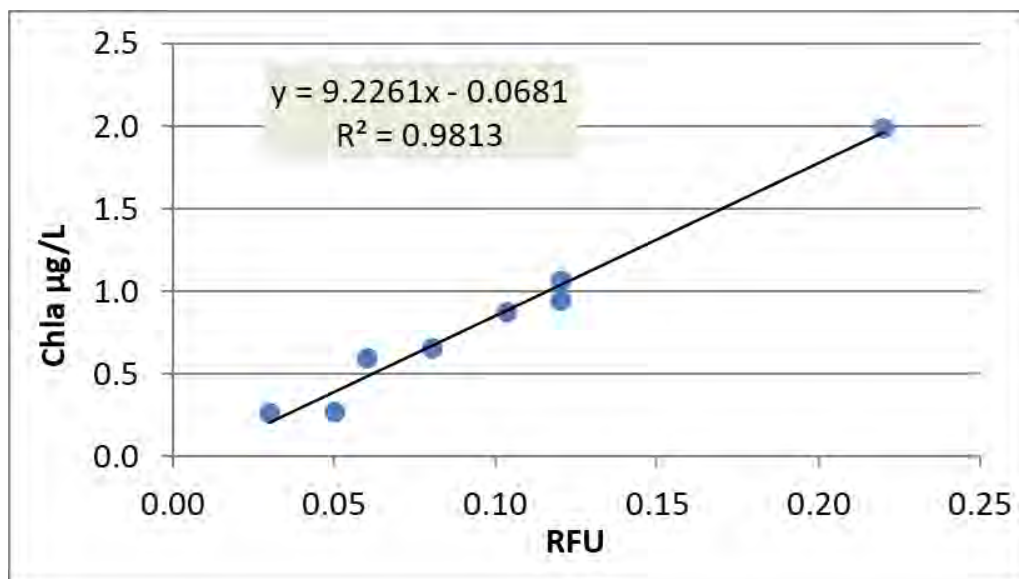


Figura 3.5. Ejemplo de recta de regresión utilizada para la corrección de errores entre los datos tomados por la sonda y los datos obtenidos en laboratorio (campaña 08/03/2023).

El análisis de nutrientes, nitrato ($N-NO_3^-$), nitrito ($N-NO_2^-$), amonio ($N-NH_4^+$), fosfato ($P-PO_4^{3-}$) y silicato ($Si-SiO_4^{4-}$), se ha realizado siguiendo los métodos descritos por Parsons *et al.* (1984) mediante Análisis de Flujo Continuo Segmentado, utilizando un autoanizador de flujo continuo SYSTEA μ MAC-1000 y SEAL AutoAnalyzer 3 HR con un detector de fluorescencia JASCO FP-2020 Plus, previa calibración utilizando material certificado de referencia Sigma Aldrich (SEAL Analytical, 2008) (Fig. 3.6).

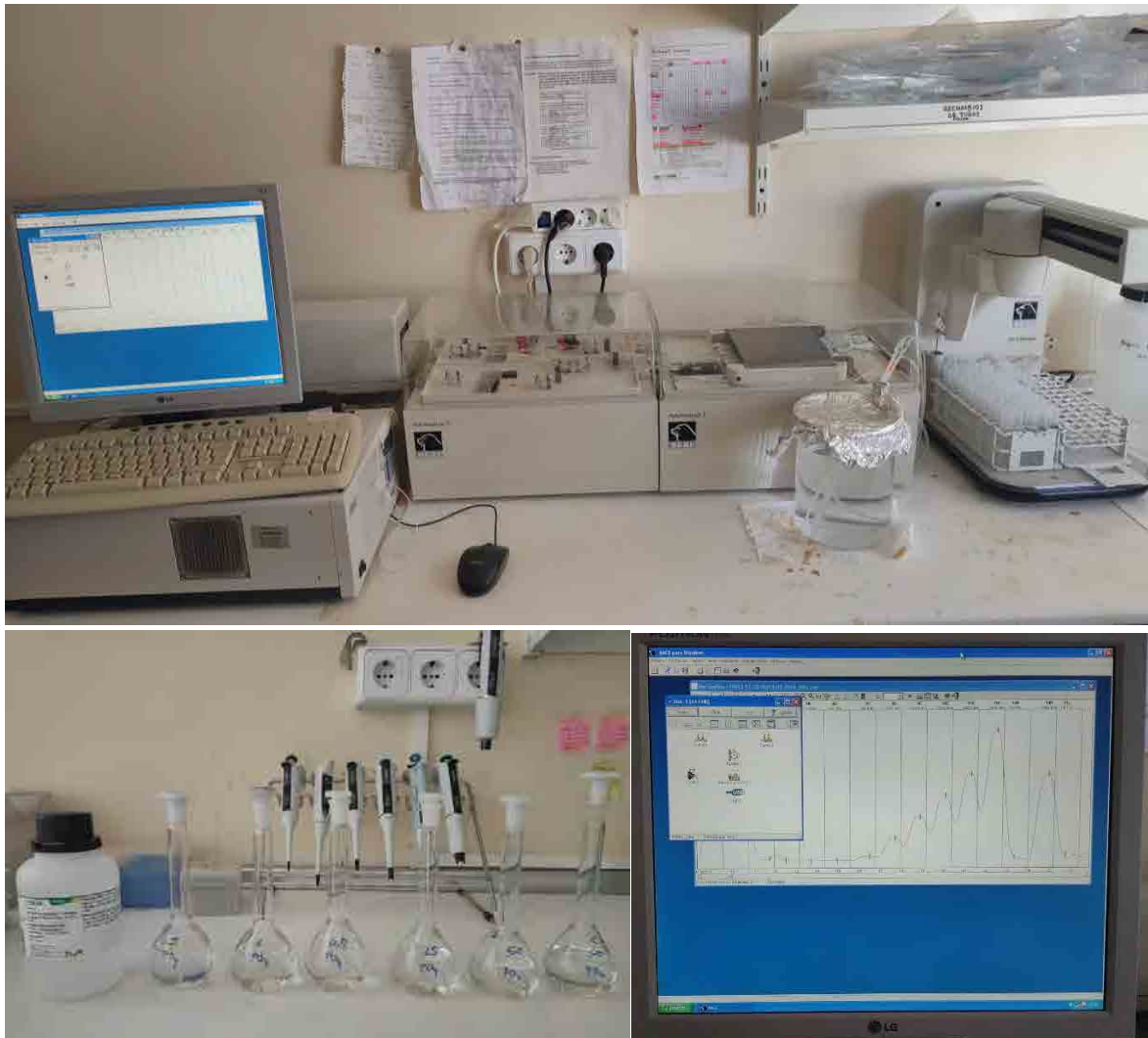


Figura 3.6. Autoanalizador SEAL AA3 HR y patrones de concentración conocida utilizados para el análisis de nutrientes.

3.2. Muestreo y análisis del sistema pelágico (ictioplancton y zooplancton gelatinoso)

El estudio de la composición taxonómica del ictioplancton y zooplancton gelatinoso (en particular medusas), así como sus escalas espaciales y temporales de variabilidad dentro de la laguna, se ha realizado a partir del mismo diseño experimental de muestreo previamente descrito.

3.2.1. Estudio del ictioplancton

La recogida de las muestras de ictioplancton se realizó en las 20 estaciones (E1-E20) de la zona central de la laguna (Fig. 3.1), utilizando una red de plancton con una luz de malla de

500 μm equipada con un flujómetro o caudalímetro digital (General Oceanics 2030) fijado en la boca para calcular el volumen de agua filtrada (Smith & Richardson, 1977). Esta metodología se encuentra descrita en detalle en Pérez-Ruzafa *et al.* (2004, 2005a) y Quispe (2014). Los muestreos se realizaron mediante arrastres diurnos, circulares y con una duración de 7 minutos (Fig. 3.7), con una periodicidad mensual.



Figura 3.7. Red de plancton utilizada en el muestreo y seguimiento del ictioplancton, éfiras de medusas y crustáceos en la laguna del Mar Menor y estaciones adyacentes, y flujómetro utilizado.

Las muestras obtenidas se fijaron en formol al 5% en agua de mar, tamponada con tetraborato de sodio (bórax) (Griffiths *et al.*, 1976). En el laboratorio, tras la separación de huevos y larvas de peces de las muestras de plancton con la ayuda de una lupa binocular Olympus modelo SZ2-ST provista de iluminación diascópica, los huevos se determinaron a nivel de orden, familia y especie en el caso de la familia Engraulidae, mientras que las larvas se separaron e identificaron al menor nivel taxonómico posible. El número de individuos de cada muestra se estandarizó a un volumen de 1000 m^3 (Fig. 3.8).



Figura 3.8. Izquierda: muestra de zooplancton en una placa Petri para su estudio en el laboratorio; derecha: muestra de larvas de *Engraulis encrasicolus* en una placa para su estudio y cuantificación.

3.2.2. Estudio del zooplancton gelatinoso

La abundancia de la fase medusa de los escifozoos se ha calculado por medio de censos visuales realizados por dos operadores, situados en bandas opuestas de la embarcación, durante un periodo de 5 minutos navegando linealmente a una velocidad de 1.5 a 2.5 nudos. El volumen de agua muestreado se calcula como la función de volumen de un prisma (base x altura x ancho) donde la base es la distancia navegada, el ancho se fija en 5 m y la altura es la máxima visibilidad vertical a la que pueden distinguirse las especies y sus tallas, estableciéndose el máximo en 2 m y siendo este valor inferior si está limitado por la batimetría o la transparencia del agua medida con un disco Secchi. La distancia navegada se obtiene registrando el trayecto con un GPS ETREX 22X. Cada observador muestrea el volumen de agua de un prisma de base triangular, y de la adición, tanto de volúmenes como de ejemplares censados, se obtiene el número de individuos en el volumen de agua de un prisma de base rectangular (Fig. 3.9). Los individuos censados se clasifican por especies y clases de talla. Se fijaron 4 intervalos de clases de talla para cada especie, de 10 cm en los casos de *Cotylorhiza tuberculata* (Macri, 1778) y *Rhizostoma pulmo* (Macri, 1778) (0-10 cm, 10-20 cm, 20-30 cm, >30 cm) y de 5 cm en el caso de *Aurelia solida* Browne, 1905 (0-5 cm, 5-10 cm, 10-15 cm, >15 cm). Las abundancias de la fase medusa de los escifozoos se estandarizan en individuos/100 m³.

Para el análisis espacial de distribución de las poblaciones de escifozoos en el Mar Menor se han elaborado mapas de distribución horizontal por especie por el método de *kriging* en el programa Surfer. Para el análisis por periodos ecológicos definidos en el capítulo 7, se han promediado las abundancias en cada una de las estaciones del sistema de monitorización y se han estandarizado en una escala de 0 al 100% de la máxima abundancia promedio registrada (MRA).

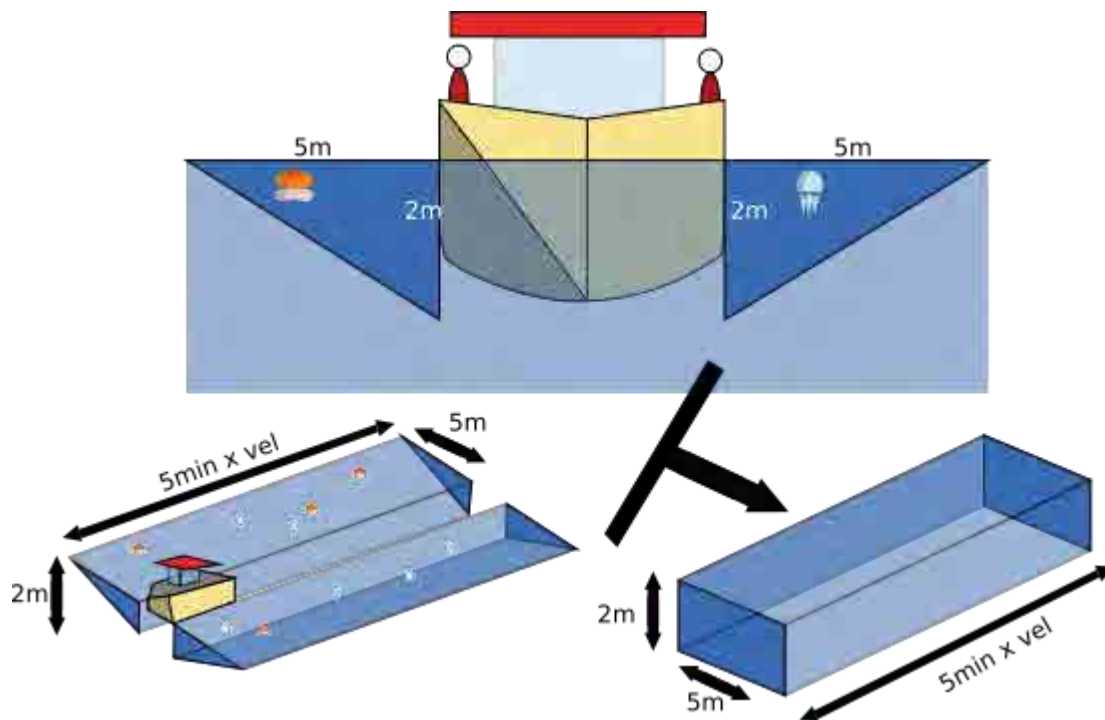


Figura 3.9. Metodología de censo visual de la fase medusa de los escifozoos en el Mar Menor.

3.3. Muestreo y registro de nuevas especies en el Mar Menor

Las comunidades bentónicas del ecosistema del Mar Menor se han muestreado en diferentes proyectos y programas de monitorización en una red de estaciones fijas (Fig. 3.10) con el fin de caracterizarlas y detectar los cambios que han podido reflejar en paralelo a los sufridos por la laguna. Los datos que se incluyen en el presente informe abarcan desde la década de 1980 hasta 2018. Las muestras se recogieron en los diferentes tipos de fondo con el fin de caracterizar y prospectar el mayor número posible de comunidades biológicas bentónicas, cubriendo toda la heterogeneidad espacial y temporal de la cuenca (Pérez-Ruzafa *et al.* 2007), y siguiendo un patrón estacional desde el verano de 2016 (Pérez-Ruzafa *et al.* 2019a). Los fondos blandos, situados a largo de la cuenca lagunar, se prospectaron desde una embarcación, mediante una draga tipo Van Veen (400 cm² de superficie), en 26 estaciones de muestreo en cada ocasión. Además, se muestrearon dos localidades costeras con praderas de *Cymodocea nodosa* sobre fondos arenoso-fangosos mediante un testigo sedimentológico de 11.4 cm de diámetro interno (Eleftheriou, 2013). Las diferentes comunidades de fondos blandos se clasificaron según el tipo de sustrato, siguiendo los principales biotopos estudiados en Pérez-Ruzafa *et al.* (2020) (tabla 3.1). En el caso de las comunidades de sustrato rocoso, se tuvo en cuenta la zonación vertical, distinguiendo entre biocenosis mediolitoral e infralitoral. Estas últimas muestras se tomaron en fondos rocosos naturales de la Isla del Ciervo (Ci) y en fondos rocosos artificiales del Canal del

Estacio (Es). Además, también se estudió la comunidad específica de los pilares bajo los balnearios de la localidad de Santiago de la Ribera (Ri), caracterizada por un ambiente relativamente sombrío. La metodología utilizada para la recogida de muestras de los sustratos duros fue el raspado de una superficie de 400 cm². En cada muestreo se tomaron dos réplicas de cada localidad de fondo rocoso o blando. Las muestras se tamizaron con un tamiz de 500 µm de luz de malla, y el material retenido se almacenó y conservó en una solución de etanol al 70%. La separación e identificación de los grupos faunísticos se realizó en los laboratorios del grupo de investigación utilizando un estereomicroscopio Olympus SZX. En el caso particular de los anélidos poliquetos, su identificación taxonómica a nivel de especie se llevó a cabo en la Universidad Autónoma de Madrid, utilizando un estereomicroscopio Nikon modelo XN. Algunos ejemplares fueron seleccionados para su análisis y fotografía mediante microscopio electrónico de barrido (SEM) en la Universidad de Murcia. Por otra parte, se realizó una revisión taxonómica de los individuos pertenecientes a la familia Orbiniidae encontrados en años anteriores, obteniendo datos para el número de individuos, periodo, código de estación y comunidad donde fueron encontrados. Las abundancias fueron estandarizadas en individuos/m². Los ejemplares de referencia se encuentran depositados en el laboratorio del grupo de investigación "Ecología y ordenación de ecosistemas marinos costeros" de la Universidad de Murcia.

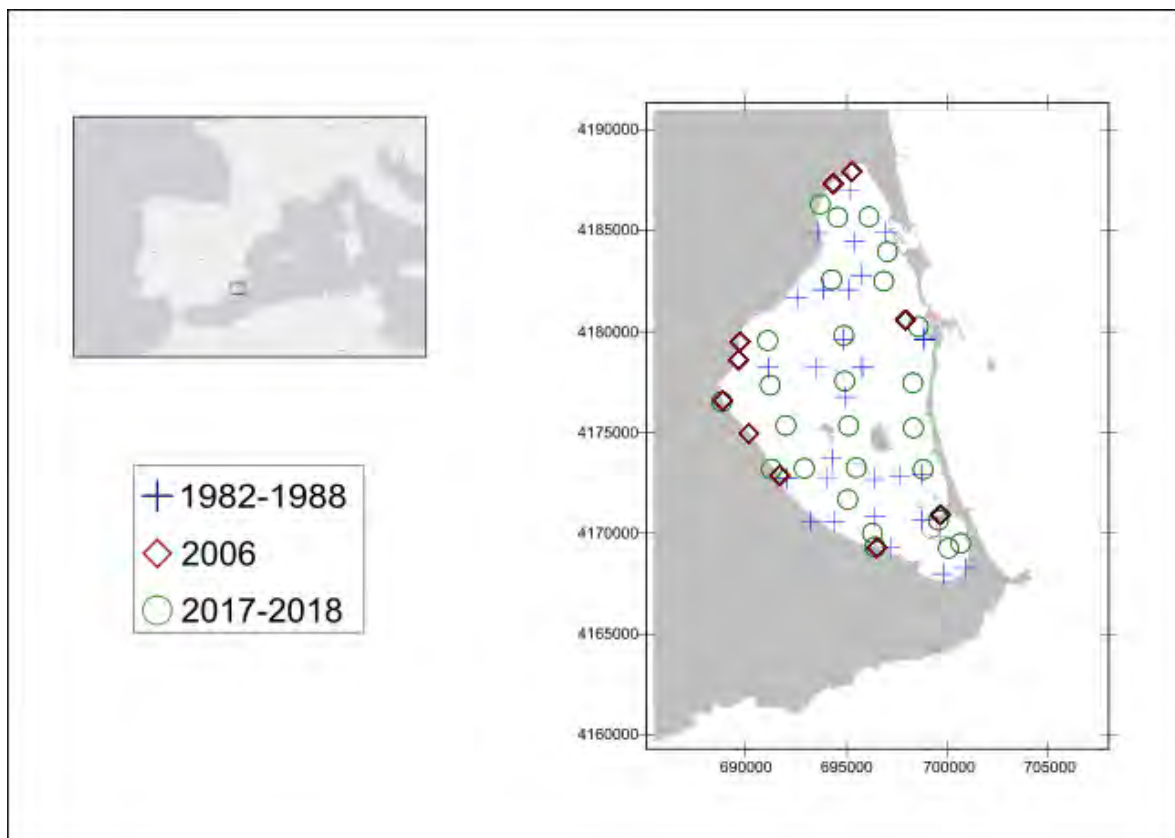


Figura 3.10. Estaciones de muestreo para el estudio de la fauna bentónica del Mar Menor en todos los periodos analizados.



Tabla 3.1. Principales biotopos y biocenosis que se consideran presentes en el Mar Menor. Adaptado de Pérez-Ruzafa *et al.* (2020).

| Biotopos/Biocenosis | Abreviatura |
|---|-------------|
| Fondos de lagunas arenosas fangosas sin praderas | MUD |
| Fondos de lagunas fangosas con <i>Caulerpa prolifera</i> | CA |
| Fondos de lagunas fangosas con <i>Cymodocea nodosa</i> | CY |
| Praderas mixtas de <i>Cymodocea nodosa</i> - <i>Caulerpa prolifera</i> | CACY |
| Fondos arenosos de lagunas costeras con <i>Acetabularia calcyculus</i> y/o <i>Acetabularia acetabulum</i> | SAND |
| Fondos rocosos | ROCK |
| - Rocas litorales medias de lagunas costeras | ML_ROCK |
| - Rocas infralitorales bien iluminadas de lagunas costeras | WI-IL-ROCK |
| - Rocas infralitorales someras protegidas, poco iluminadas en pilares bajo muelles | DOCKS |

3.3.1. Análisis molecular

En esta investigación se ha reportado el primer registro de *Leodamas australiensis* (Hartmann-Schröder, 1979) en el mar Mediterráneo y, específicamente, en el ecosistema de aguas de transición del Mar Menor. Dada la similitud entre las distintas especies de este género, para asegurar la determinación taxonómica, se seleccionó un individuo (3.1 mg) para la extracción, amplificación y secuenciación del ADN. El ADN se extrajo con QIAamp DNA Mini Kit de QIAGEN siguiendo las indicaciones del fabricante. La concentración de ADN se midió con un espectrofotómetro NanoDrop2000 (Thermo Scientific, Willmington, DE, EEUU). La PCR del fragmento mitocondrial del gen 16S ADNr se realizó con el par de cebadores 16SAnnF y 16SAnnR (tabla 3.2). La mezcla de PCR (10 µl) consistió en 3µl de molde de ADN (concentración inicial 5,6 ng/µl), tampón de reacción 1x, 0,2 mM de dNTPs, 0,5 µM de cebadores directo e inverso, y 0.4 U de Taq polimerasa (MyTaq ADN polimerasa de Bioline). El perfil de PCR se adaptó de Zhadan *et al.* (2015) con una activación térmica inicial a 94°C durante 5', seguida de 35 ciclos de desnaturalización a 94°C durante 30", recocido a 60°C durante 30" y extensión a 72°C durante 50". La reacción se terminó con una extensión final a 72°C durante 7'. El tamaño del producto de PCR se comprobó en un gel de agarosa (0.8%) y ambas cadenas fueron secuenciadas por la Sección de biología molecular del Servicio de Apoyo a la Investigación de la Universidad de Murcia. El electroferograma se editó con el software SnapGene (www.snapgene.com) y se inspeccionó manualmente. Para determinar genéticamente la identidad del individuo se ha comparado mediante un *Basic Local Alignment Search Tool* (BLAST) respecto a la base de datos de nucleótidos (GenBank) del *National Center for Biotechnology Information* (NCBI).

Antes del análisis filogenético se realizaron alineaciones múltiples de las secuencias mediante el algoritmo ClustalW, y las secuencias se recortaron a la longitud más corta. A continuación, siguiendo a Zhadan *et al.* (2015), se elaboró un árbol *Neighbor-Joining* para

inferir la historia evolutiva (Saitou & Nei 1987). Hemos utilizado el método de Kimura como método de sustitución (Kimura, 1980), y el método Bootstrap (1000 réplicas) como prueba de filogenia (Felsenstein, 1985). El análisis evolutivo se realizó en Mega 7 (Kumar *et al.*, 2016).

Tabla 3.2. Cebadores PCR utilizados para la amplificación y secuenciación.

| Fragmento del gen | Primer | Secuencia del cebador (5'-3') | Referencia |
|-------------------|--------|-------------------------------|---------------------------|
| 16S | AnnF | GCGGTATCCTGACCGTRCTAAGGTA | Sjölin <i>et al.</i> 2005 |
| | AnnR | TCCTAAGCCAACATCGAGGTGCCAA | Sjölin <i>et al.</i> 2005 |

Tabla 3.3. Taxones incluidos en los análisis filogenéticos y números de acceso al GenBank. (*) Las especies marcadas con un asterisco se han revisado siguiendo al Comité Editorial de WORMS (2022); *Leodamas rubrus* y *Leodamas acutissimus* se consideran *Leodamas rubra* (Webster, 1879) y *Scoloplos acutissimus* Hartmann-Schröder (1979), respectivamente, en GenBank (sensu Zhadan *et al.*, 2015). (✱) Las secuencias KR349348 y KR349347, referidas a *Leodamas dubius* (Tebble, 1955) en GenBank, se refieren aquí a *Leodamas australiensis* (Australia) ya que los especímenes de los que se extrajo el material molecular fueron identificados recientemente como tales (Zhadan, 2020).

| Taxa | Autor | nº de acceso |
|--|---------------------------|--|
| | | 16S |
| <i>Leodamas australiensis</i> (Australia) * | (Tebble, 1955) | KR349348.1 KR349347.1 |
| <i>Leodamas johnstonei</i> | (Day, 1879) | AY532332.1 |
| <i>Leodamas rubrus</i> * | (Webster, 1879) | FJ612460.1 |
| <i>Leodamas tribulosus</i> | (Ehlers, 1897) | FJ612467.1 FJ612459.1 FJ612458.1 |
| <i>Leodamas acutissimus</i> * | (Hartmann-Schröder, 1991) | KR920027.1 KR920028.1 |
| <i>Leodamas australiensis</i> (Spain) | (Hartmann-Schröder, 1979) | m. supplement. S1 |
| <i>Naineris laevigata</i> | (Grube, 1855) | FJ612463.1 |
| <i>Lumbricus terrestris</i> | Linnaeus, 1758 | FJ612462.1 |

3.4. Evolución de las entradas de metales pesados y su distribución en el Mar Menor

El análisis de la evolución e incidencia de los metales pesados en la laguna costera del Mar Menor se ha realizado a tres niveles: 1) la evolución temporal durante los últimos 6500 años, a partir de dos testigos tomados en el interior de la laguna, 2) la evolución reciente de la concentración y distribución espacial durante los últimos 40 años, basada en muestreos extensivos de sedimentos superficiales realizados en ese periodo, y 3) su impacto potencial en las redes tróficas.

Los respectivos conjuntos de datos han sido analizados estadísticamente para describir los patrones temporales y/o espaciales encontrados, la relación de estas variaciones con las actividades humanas en la laguna y el factor de bioconcentración encontrado en los organismos. Las fuentes de datos y los métodos estadísticos se describen en las secciones respectivas.

3.4.1. Evolución a largo plazo de la estructura de los sedimentos y las tasas de sedimentación y concentración de metales pesados durante los últimos 6500 años

3.4.1.1. Estaciones y protocolos de muestreo

En septiembre de 2011 se recogieron dos testigos de sedimentos de 4 m de largo (MM1 y MM2) en el fondo de la laguna (Fig. 3.11), utilizando la plataforma de extracción de muestras por gravedad UWITEC© (Laboratoire des Sciences du Climat et de l'Environnement y la Universidad de Chambéry) (Dezileau *et al.*, 2011). El testigo MM1 se recolectó en el centro de la cuenca de la laguna, en la zona más profunda (5 m de profundidad), y el testigo MM2 se recolectó a 800 m de la barrera arenosa a 4 m de profundidad y a más de 8500 m de las diferentes desembocaduras de las ramblas del interior de la laguna (Fig. 3.11). Cada testigo de 4 m estaba compuesto por dos unidades consecutivas de 2 m de longitud y 83 mm de diámetro interior. La metodología detallada para la recolección y análisis de estas muestras se puede encontrar en Dezileau *et al.* (2016).

3.4.1.2. Geocronología de los testigos

La cronología del testigo MM2 se ha establecido durante los últimos 6500 años utilizando dataciones de ^{137}Cs , ^{210}Pb y (AMS) ^{14}C en muestras de conchas mono-específicas, análisis geoquímicos de sedimentos lagunares contaminados por minería y paleomagnetismo (ver Dezileau *et al.* (2016) y Sabatier *et al.* (2010) para más detalles). El modelo de edad que utiliza ^{137}Cs , ^{210}Pb y (AMS) ^{14}C se calculó utilizando OxCal 4 (con 17 fechas de ^{14}C). En el Mar Menor, la tasa de sedimentación lineal (LSR) obtenida para el testigo MM2 sugiere una tasa de acumulación media baja de 0.6 mm/año, desde la base hasta la parte superior del testigo. Para fechar la cronología del ^{210}Pb utilizamos el modelo CFCS (Golberg, 1963; Krishnaswami *et al.*, 1971). El modelo CFCS se puede aplicar cuando prevalecen las condiciones típicas de una laguna (Sabatier *et al.*, 2008). Las barras de error en ($^{210}\text{Pbex}$) y (^{137}Cs) no superan el 6% (± 20 años). La metodología detallada puede encontrarse en Pérez-Ruzafa *et al.* (2023).

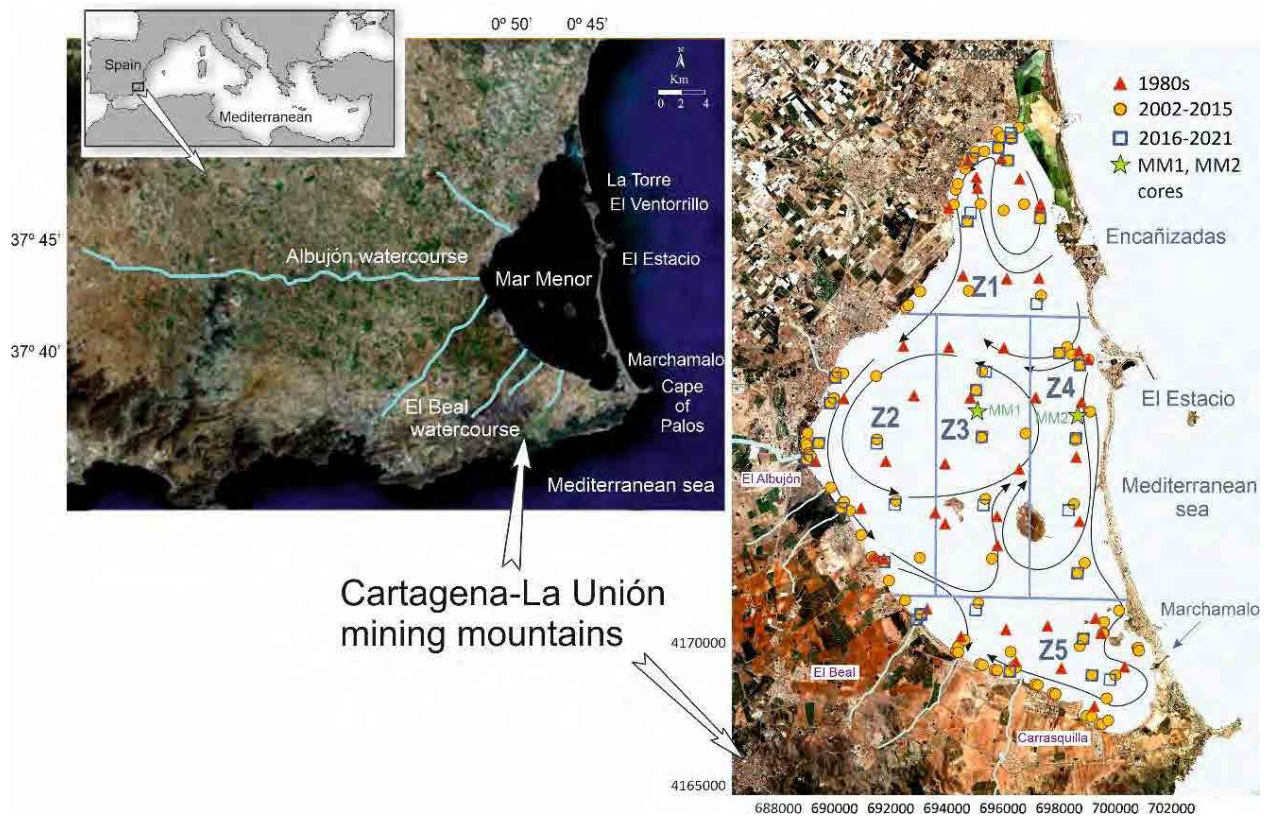


Figura 3.11. Izquierda: Mar Menor mostrando su cuenca de drenaje y las principales ramblas; Derecha: Estaciones muestreadas en los diferentes períodos y zonas (Z1-Z5) en que se ha dividido la laguna para la recogida de datos y los análisis espaciales y temporales de metales pesados. Las flechas indican las principales corrientes circulatorias en la laguna

Se realizaron análisis de ^{14}C en conchas del molusco *Cerastoderma glaucum* (Bruguière, 1789), y en cada sección de sedimento contigua de 1 cm, con el espectrómetro de masas acelerador ARTEMIS en el *Laboratoire des Sciences du Climat et de l'Environnement-CNRS* en Saclay (Francia). Como la edad del radiocarbono de las lagunas y los organismos marinos suele ser anterior a la edad del ^{14}C atmosférico (Siani *et al.*, 2001; Reimer & McCormac, 2002; Sabatier *et al.*, 2010), las edades de datación del ^{14}C se corrigieron según la edad del reservorio siguiendo a Sabatier *et al.* (2010) y se convirtieron a años de calendario utilizando el software OxCal v4.2 (Bronk Ramsey, 2001, 2008) (ver Dezileau *et al.*, 2016 para más detalles). La escala de edad propuesta para MM1 se desarrolló comparando gráficamente el perfil de plomo entre los dos testigos de sedimento, usando la cronología establecida en MM2 como una buena aproximación para MM1.

3.4.1.3. Análisis geoquímicos de las muestras de los testigos

Se realizaron análisis de espectrometría de fluorescencia de rayos X (XRF) en la superficie de las secciones de sedimento de los testigos MM1 y MM2 cada 0.5 cm utilizando un escáner de testigos no destructivo Avaatech (EPOC, Université Bordeaux 1). El testigo



seccionado se cubrió con Ultralene de 4 μm de espesor para evitar la contaminación. Los datos geoquímicos se obtuvieron a diferentes voltajes, 10 kV para Al, Si, S, Cl, K, Ca, Ti, Mn y Fe, y 30 kV para Zn, Br, Sr, Rb y Zr (Richter *et al.*, 2006). Estas medidas se complementaron con análisis granulométricos en muestras contiguas de 1 cm utilizando un analizador de tamaños de partículas por difracción láser Beckman-Coulter LS13320 (Géosciences Montpellier) (Dezileau *et al.*, 2016).

3.4.1.4. Análisis de datos de las muestras de los testigos

Para detectar patrones temporales en la entrada de metales pesados a la laguna, la naturaleza de los sedimentos y las condiciones ambientales asociadas, se han analizado las muestras obtenidas de las secciones consecutivas de los testigos, extraídas cada cm.

3.4.1.4.1. Cambios a largo plazo en la asociación de elementos y su relación con la estructura del sedimento

La correlación entre las diferentes variables, independientemente de su magnitud, a lo largo de la secuencia cronológica de los testigos MM1 y MM2, se ha calculado mediante las correlaciones de rango de Spearman utilizando el programa estadístico Primer 7. La matriz de distancias obtenida se representó mediante un clúster. En los resultados se muestran las asociaciones que dieron como resultado una correlación mayor de 0.5 y $p < 0.05$.

3.4.1.4.2. Patrones multivariantes en las relaciones entre las características de los sedimentos y el contenido de metales pesados durante los últimos 6500 años

Además, para explorar los patrones de las relaciones entre las características de los sedimentos y el contenido de metales pesados durante los últimos 6500 años, se realizó un análisis de componentes principales (PCA) utilizando la matriz de datos transformada mediante la raíz cuadrada de los dos testigos, y empleando el programa estadístico CANOCO v.5.15 (Ter Braak y Šmilauer, 2018). Dado que las diferencias entre los dos testigos parecieron absorber la mayor parte de la variación a lo largo del primer eje y la aparente influencia de la secuencia temporal en el eje 2, el análisis se repitió para cada testigo por separado utilizando la secuencia cronológica como covariable para eliminar este efecto de la ordenación.

3.4.1.4.3. Efecto de las actividades humanas y las condiciones climáticas en la evolución a largo plazo de la concentración de metales pesados en los sedimentos del Mar Menor

Asimismo, para analizar la posible existencia de diferencias significativas entre periodos predefinidos en función de la intensidad de las actividades humanas y de las condiciones



geomorfológicas, fisiográficas o climáticas de la zona, se analizó la matriz de datos mediante análisis multivariantes de la varianza.

Para ello, se definieron dos factores, "testigo" con dos niveles (MM1 y MM2), y "ambiente" definido con 5 niveles: minería, degradación de la vegetación, recuperación de la vegetación, cierre de la Manga e indefinidos (para períodos sin condiciones climáticas claras o actividades humanas relevantes), en base a la información histórica disponible y trabajos previos (García Dory & Maldonado, 1980; Eiroa, 1986; Manteca *et al.*, 2005; Dezileau *et al.*, 2016; Azuara *et al.*, 2020) (Fig. 3.12). Los niveles de "minería" y "degradación de la vegetación" se consideran distintos. Si bien se podría suponer que la explotación minera genera al mismo tiempo una degradación de la vegetación (uso de madera por parte de los mineros o encendido de hornos), sin embargo, Azuara *et al.* (2020) muestran que el importante desarrollo de las actividades agrícolas y mineras en torno a Carthago Nova resultó perjudicial para los matorrales del cinturón termomediterráneo y no tanto para los bosques mesomediterráneos. Por tanto, estos dos niveles se han diferenciado. El proceso de "cierre de la barra arenosa" que constituye la Manga y el aislamiento de la laguna, pasando de ser una bahía semiprotegida a una laguna con golos comenzó alrededor del 3200 a.C. y continuó progresivamente hasta el 2600 a.C. según la cronología obtenida en el testigo MM2 (Dezileau *et al.*, 2016). Entre el 300 a.C. y el 100 d.C. la laguna quedó restringida (choked en la terminología científica anglosajona utilizada en lagunas costeras), permaneciendo así hasta la actualidad (Dezileau *et al.*, 2016; Pérez-Ruzafa *et al.*, 2019a).

Como cada nivel corresponde a un número o unidades centrales diferentes, las diferencias significativas se han analizado mediante un análisis de varianza multivariante permutacional (PERMANOVA) utilizando el paquete estadístico Primer 7 (Anderson, 2005), previa transformación de la matriz con la raíz cuadrada y estandarización de los datos y utilizando una matriz de distancias euclídeas de las unidades muestrales y un subconjunto aleatorio de 9999 permutaciones. La contribución de cada variable a las diferencias medias entre los niveles de los factores se examinó mediante el análisis SIMPER (Clarke *et al.*, 2014).

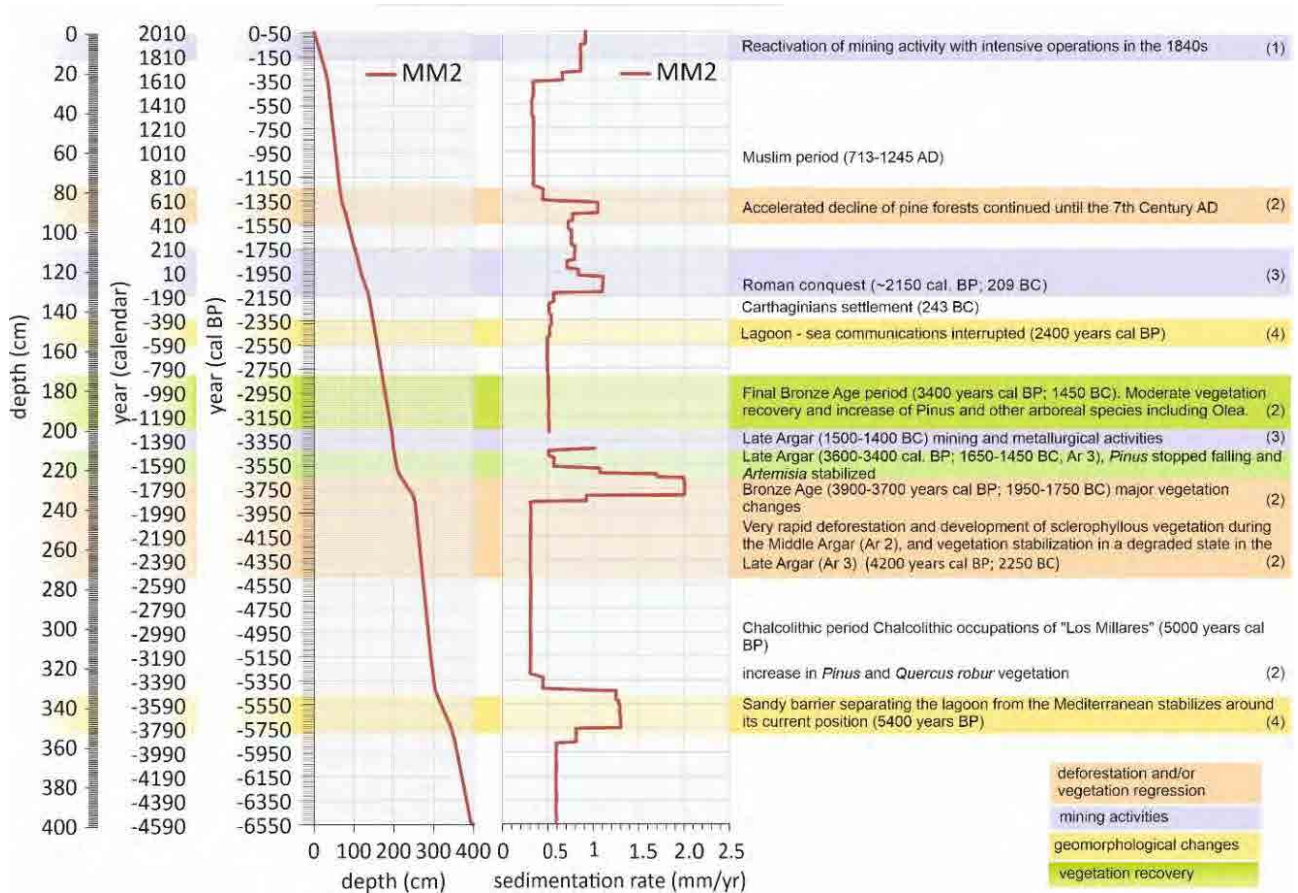


Figura 3.12. Edad vs. profundidad del testigo MM2 (Dezileau *et al.*, 2016) y tasas de sedimentación estimadas a partir de estos datos. El eje de ordenadas muestra la relación de las capas centrales con el año de calendario y los años antes del presente (BP). Las bandas horizontales de colores representan las principales características históricas y ambientales, incluidos los períodos de mayor actividad minera durante el período cubierto por las capas de sedimentos. Estos períodos se han utilizado como niveles del factor “Medio Ambiente” en los análisis estadísticos. Las referencias para los períodos definidos se incluyen en la figura: (1) García Dory & Maldonado, 1980; (2) Azuara *et al.*, 2020; (3) Eiroa, 1986; Fernández Gutiérrez, 1986; Manteca *et al.*, 2005; (4) Dezileau *et al.*, 2016.

3.4.2. Evolución reciente y distribución espacial de la concentración de metales pesados en los sedimentos superficiales del Mar Menor

3.4.2.1. Estaciones y protocolos de muestreo

Las variaciones espaciales y temporales en las características de los sedimentos superficiales de la laguna del Mar Menor ocurridas durante las últimas cuatro décadas, han sido analizadas a partir de los datos obtenidos durante diversos proyectos de investigación y programas de seguimiento sobre la calidad ecológica de la laguna llevados a cabo por nuestro grupo de investigación “Ecología y ordenación de ecosistemas marinos costeros”, que han permitido recopilar una extensa serie de datos de agua y sedimentos desde la década de 1980 hasta 2021. Durante los últimos 25 años se ha utilizado una red de



estaciones de muestreo que cubre espacialmente la cuenca lagunar siguiendo los mismos protocolos de muestreo y análisis descritos anteriormente (Figs. 3.1 y 3.11) y agrupando las estaciones en las cinco zonas ya mencionadas según la influencia terrestre y marina de cada una de ellas (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2005a).

Las muestras de sedimentos superficiales se tomaron a mano con una pala pequeña en áreas poco profundas, o con una draga Van Veen desde el barco en estaciones más profundas. Los 5 cm superiores de sustrato se conservaron en bolsas de poliuretano y se transportaron en oscuridad al laboratorio, donde se secaron a temperatura ambiente. Previamente a los análisis, los grumos se disgregaron antes de tamizarlos por un tamiz de 2 mm de luz de malla. La distribución granulométrica en los sedimentos superficiales se determinó en submuestras utilizando el método del hidrómetro de Bouyoucos hasta el año 2010, y posteriormente utilizando una batería de tamices y agitación mecánica, previa eliminación de las sales, mediante lavado y centrifugación, y de la materia orgánica, mediante tratamiento con peróxido de hidrógeno o calcinación a 435°C, y posterior dispersión por agitación mecánica en una solución de hexametáfosfato sódico y Na₂CO₃, (Soil Conservation Service, 1973). La clasificación granulométrica se realizó siguiendo la Asociación Internacional para la Ciencia del Suelo (Duchafour, 1975). La materia orgánica (om) se determinó mediante el método Walkley-Black (Buchanan, 1984) o mediante calcinación (pérdida por ignición) de una submuestra en una mufla a 435°C durante 48 horas para evitar la calcinación de carbonatos. La muestra fue previamente secada a 110°C en una estufa durante 24 horas para eliminar completamente la humedad (Nelson & Sommers, 1996; Schumacher, 2002). La metodología completa se describe en Pérez-Ruzafa *et al.* (2004, 2005a, 2012). En total, durante este período se tomaron 272 muestras de sedimentos.

3.4.2.2. Determinación de metales pesados en sedimentos superficiales

El Pb, Zn, Cd, Cu, As, Hg y Fe totales se determinaron en la fracción fina de los sedimentos (<2 mm) después de una digestión preliminar de 15 minutos utilizando un microondas Milestone ETHOS PLUS realizada en 100 mg de muestra, molida posteriormente en un molino de bolas y colocada en tubos de teflón que contenían 5 ml de ácido fluorhídrico concentrado, 200 µl de ácido nítrico concentrado y 5 ml de milliQ H₂O. Finalmente, las muestras se transfirieron a un baño de hielo y se almacenaron en el refrigerador para su análisis. Se utilizaron sistemas de digestión cerrados para evitar pérdidas en la determinación de elementos volátiles como As y Hg. Además, el uso de recipientes cerrados permite alcanzar temperaturas más altas aumentando la presión, lo que es particularmente adecuado para muestras con matrices complejas (Sastre *et al.*, 2002).

El contenido de arsénico se midió mediante Espectrometría de Fluorescencia Atómica de Generación de Hidruros (GH-AFS) utilizando un equipo PSA Millenium Excalibur 10055. Las



muestras se prepararon en HCl al 30% y I-/AA al 2% (ácido ascórbico). Se utilizó NaBH_4 como agente reductor y Ar como gas portador. Fe y Zn se determinaron mediante FAAS (Espectrofotómetro de absorción atómica de llama Perkin-Elmer 1100B) y el resto mediante ETAAS (Unicam 929 AASpectrometer con FS90 plus autosampler) cuando el analito se encuentra a nivel de trazas ya que utiliza un sistema de atomización más eficiente.

Para determinar el contenido total de metales pesados se siguieron procedimientos QA/QC (Quevauviller, 2002), utilizando diferentes materiales de referencia: NIST SRM 2711 Montana Soil, NIST SRM 2709 San Joaquin Soil, NCS DC 73319, NCS DC 73320, NCS DC 73321, NCS DC 73323, NCS DC 73324, NCS DC 73325. Las puntuaciones Zeta calculadas para el CRM estuvieron en el rango de -0.2 a +0.3. Los coeficientes de variación (cinco réplicas) estuvieron en el rango de 1.5 a 2.5, dependiendo del elemento y la muestra.

3.4.2.3. *Análisis de datos de sedimentos superficiales*

Para explorar la relación entre la concentración de metales pesados y las características de los sedimentos, se analizó el mejor modelo lineal teniendo en cuenta la variación observada de cada metal y las fracciones granulométricas de los sedimentos y el contenido de materia orgánica utilizando modelos de regresión lineal múltiple (GLM) con selección progresiva y regresiva de variables (usando el paquete Systat v. 13 y $p < 0.05$ como criterio de inclusión).

3.4.3. ***Metales pesados en organismos y tasas de bioacumulación***

Para valorar la incidencia de las concentraciones de metales pesados en la red trófica lagunar, se han revisado trabajos previos o simultáneos de otros autores sobre la presencia de metales pesados en las aguas, sedimentos y organismos del Mar Menor (Simonneau, 1973; De León *et al.*, 1982; Auernheimer *et al.*, 1984, 1996; Sanchiz *et al.*, 2000; Marín-Guirao *et al.*, 2005a, 2005b, 2007, 2008; Conesa & Jiménez-Cárceles, 2007; Albadalejo *et al.*, 2009; María-Cervantes *et al.*, 2009; Conesa *et al.*, 2010; Dassenakis *et al.*, 2010; Navarro *et al.*, 2010; Tsakovski *et al.*, 2012; García & Muñoz-Vera, 2015; Muñoz-Vera *et al.*, 2015, 2016; Martínez-López *et al.*, 2019; Serrano *et al.*, 2019; Romero *et al.*, 2020; León *et al.*, 2021). Esta recopilación de datos, aunque relativamente heterogénea, permite analizar el estado global de los metales pesados en el ecosistema, las principales fuentes de contaminación, sus recorridos a través de la red alimentaria y sus tendencias.

Para ello, a cada especie se le asignó el nivel trófico que le corresponde según sus hábitos alimentarios y los resultados obtenidos en el análisis previo de la red trófica de la laguna realizado con Ecopath (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2020). Para cada especie y cada metal pesado en cada artículo revisado, se calculó el factor de bioconcentración (FBC), definido como la



relación entre la concentración de cada metal en un organismo y la concentración en el ambiente (Kanazawa, 1983), utilizando la concentración media del metal en el sedimento superficial como referencia. Los valores promedio del FBC obtenidos para los diferentes metales en cada especie se representaron frente al nivel trófico y se estimó la regresión de mejor ajuste utilizando Excel.

4. Seguimiento de las condiciones hidrológicas y oceanográficas del Mar Menor

4.1. Evolución reciente de los principales parámetros físicoquímicos en la columna de agua

Durante 2023, la evolución general del Mar Menor se ha mantenido en un estado de equilibrio, relativamente inestable, con un comportamiento semejante al de los últimos años, pero con diferencias particulares, condicionadas por cuestiones climáticas o por disimilitudes en la respuesta a los protocolos administrativos y las acciones de gestión adoptadas, que afectan de forma directa al estado trófico y la calidad de los sedimentos y aguas y que, de un modo u otro, introducen incertidumbres y pueden determinar la dinámica de las respuestas del ecosistema. Entre las condiciones climáticas que han permitido una cierta estabilidad en el ecosistema cabe resaltar la reducción en el régimen de lluvias (Fig. 4.1) que ha permitido que desde noviembre de 2022 se haya producido un descenso progresivo en los caudales de agua que vierten al Mar Menor desde la cuenca de drenaje (Fig. 4.2).

Ello ha supuesto también una cierta reducción en las cantidades de nutrientes, particularmente Nitrato y Fosfato a la laguna, especialmente a partir de las últimas entradas más elevadas producidas por las lluvias de mayo de 2023 (Fig. 4.3).

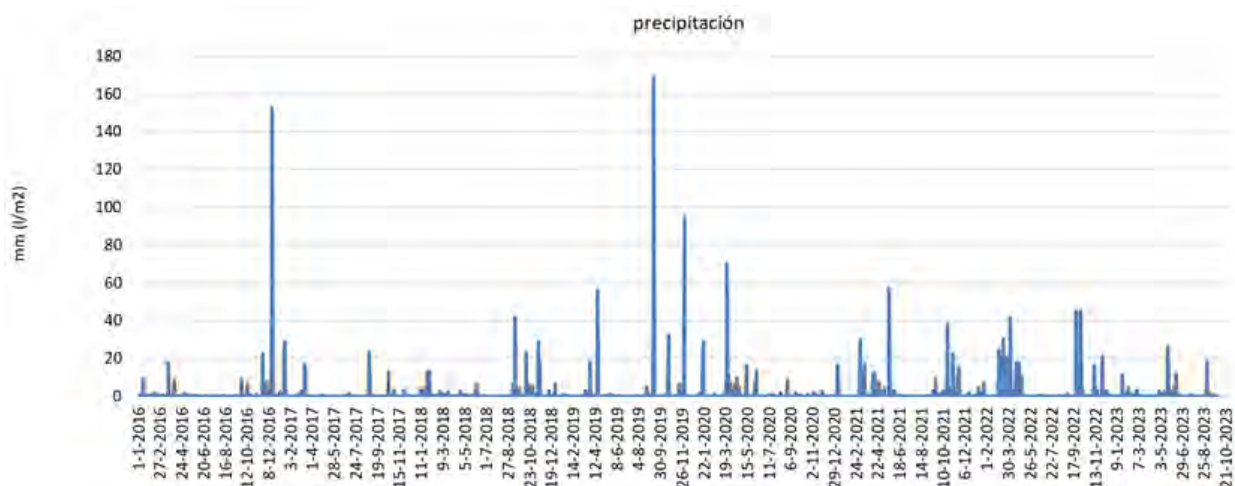


Figura 4.1. Precipitaciones en el área del Mar Menor desde enero de 2016 a octubre de 2023 (datos de la AEMET de la estación de la AGA en S. Javier).

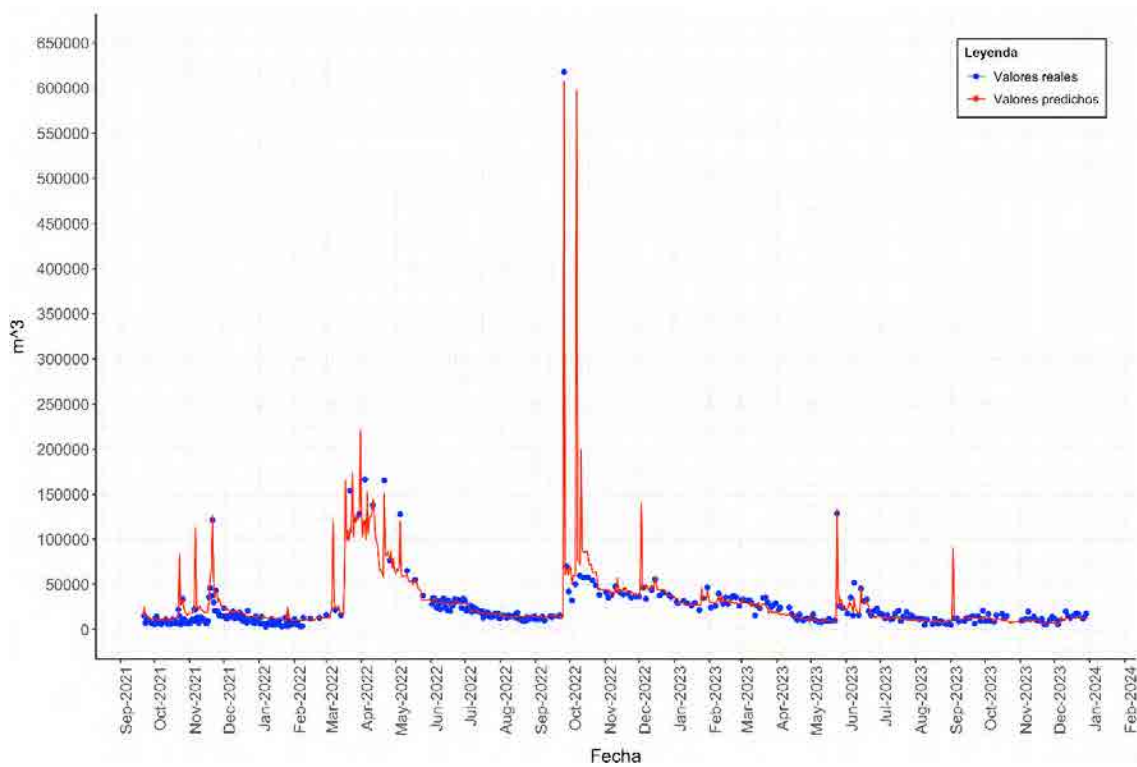


Figura 4.2. Caudales de agua superficial que han descargado en el Mar Menor desde su cuenca de drenaje desde septiembre de 2021 a febrero de 2024 (los puntos azules corresponden a valores acumulados medidos en las distintas ramblas sobre el terreno por la CARM, las líneas rojas corresponden a los valores estimados a partir de los modelos desarrollados por el grupo de investigación “Ecología y Ordenación de Ecosistemas Marinos Costeros” durante este proyecto).

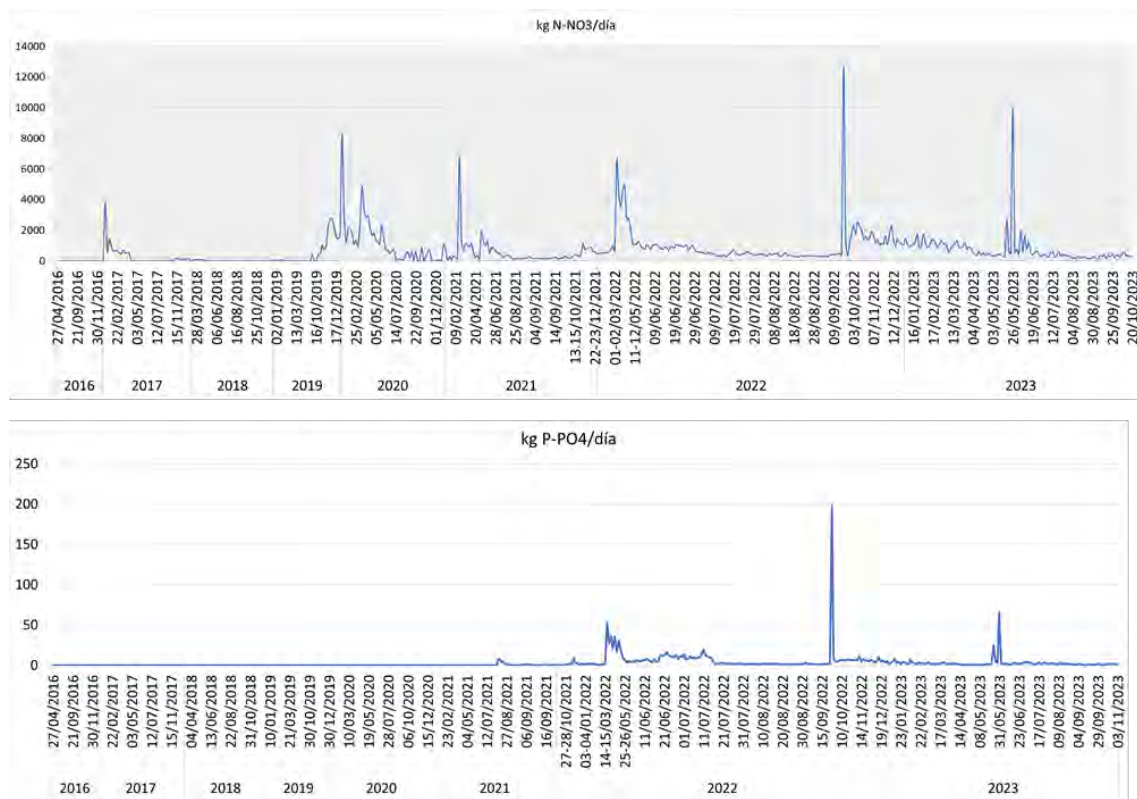


Figura 4.3. Entradas de Nitrato y Fosfato asociadas a los caudales de agua superficial procedentes de la cuenca vertiente al Mar Menor, desde 2016 a noviembre de 2023.

4.2.1. Temperatura

La temperatura del agua en el Mar Menor sigue el mismo patrón que la temperatura atmosférica y mantiene uniformidad en toda la columna de agua. Durante 2023 ha oscilado básicamente entre los mismos valores que el año 2022 (tabla 4.1), excepto en primavera, donde se observó un aumento de 3°C de media, coincidiendo con uno de los marzos más cálidos históricamente en España.

Tabla 4.1. Valores medios estacionales de la temperatura del agua en superficie del Mar Menor en 2022 y 2023.

| Año | Estación | Media | Error estándar | Min | Max |
|------|-----------|-------|----------------|-------|-------|
| 2022 | Invierno | 13,51 | 0,08 | 11,86 | 15,34 |
| | Primavera | 19,73 | 0,38 | 12,74 | 28,90 |
| | Verano | 29,52 | 0,12 | 26,09 | 32,45 |
| | Otoño | 20,69 | 0,27 | 14,14 | 25,21 |
| 2023 | Invierno | 13,77 | 0,18 | 9,85 | 19,06 |
| | Primavera | 22,64 | 0,23 | 16,40 | 28,83 |
| | Verano | 29,51 | 0,14 | 23,99 | 31,99 |
| | Otoño | 19,05 | 0,37 | 12,36 | 26,77 |

En 2022, la temperatura se mantuvo uniforme y sin estratificación a lo largo de la columna de agua y con valores normales para el Mar Menor en las diferentes estaciones del año. Los valores medios diarios oscilaron entre un mínimo de 12.32°C, registrado el 31 de enero en la capa superficial, con un mínimo local puntual de 11.86°C, y un máximo de 31.4°C en el fondo a finales de julio, que localmente llegó a 32.45°C (Fig. 4.4). A principios de noviembre de 2022, la temperatura media alcanzó los 22.3°C y localmente llegó a 23.52°C en la capa superficial de la columna de agua, un valor considerablemente alto en comparación con años anteriores. Aunque la temperatura del agua bajó progresivamente hasta finales de diciembre, se mantuvo esa resistencia al enfriamiento ya que se siguieron registrando valores considerablemente altos en comparación con años anteriores.

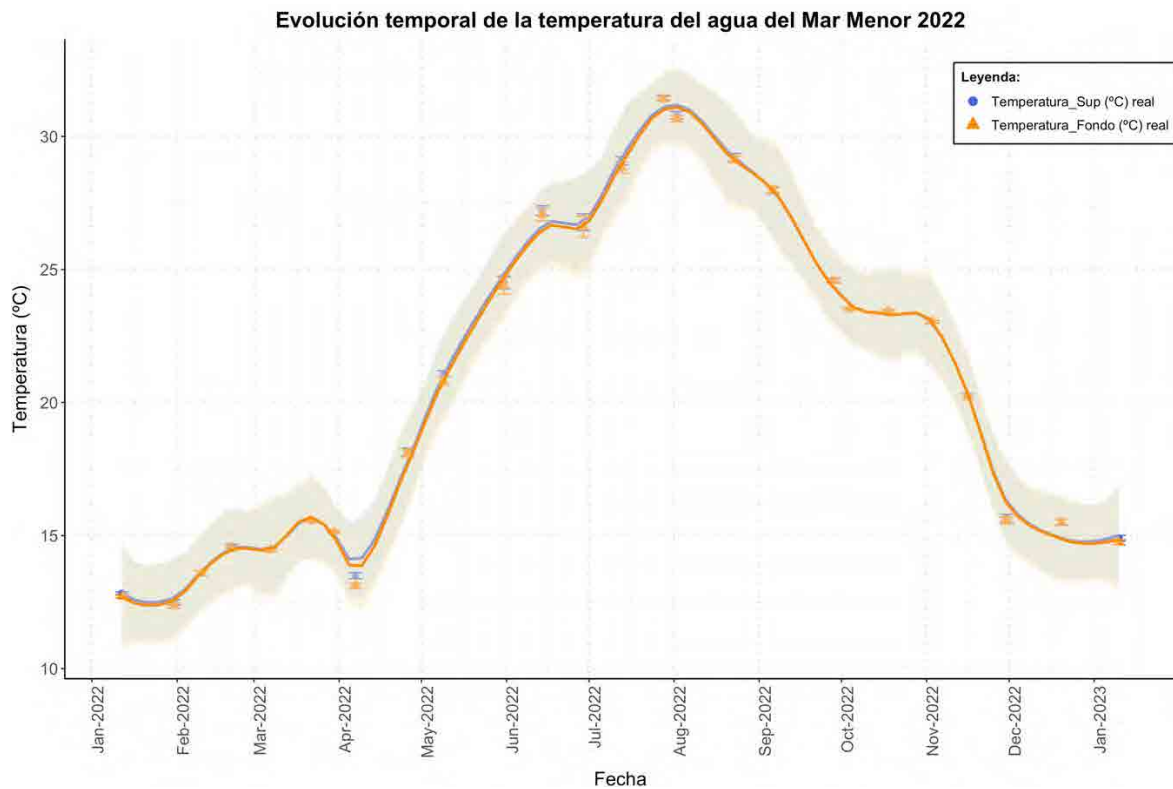


Figura 4.4. Temperatura media en la superficie y el fondo del Mar Menor en 2022. La línea muestra el ajuste mediante el método *loess* (abreviación de 'local regression'), mientras que el sombreado indica los intervalos (95%) de confianza.

Durante el año 2023, la temperatura ha oscilado entre el mínimo local de 9.83°C registrado el 24 de enero en el fondo de la estación 9b y el máximo local de 31.99°C del 21 de agosto en la capa superficial en la estación E20. De nuevo, dentro del periodo de monitorización, los datos registrados no han mostrado evidencias de estratificación en la columna de agua (Fig. 4.5).

A pesar de no haberse dado grandes diferencias en el rango térmico con otros años, la primavera y el otoño de 2023 han sido algo más cálidos de lo habitual. A principios de mayo de 2023, la temperatura media del Mar Menor era de 23.45°C, más de 2 grados superior al valor registrado el año anterior por estas fechas (Fig. 4.4). Sin embargo, en verano se registraron valores similares a los del año 2022, entre los 24°C y 32°C, que fueron disminuyendo conforme entraba el otoño. A principios de noviembre, la temperatura del agua se mantenía relativamente más alta de lo esperado en esas fechas, oscilando en torno a los 17.22°C, no obstante, a partir del día 6 de ese mes se produjo un descenso térmico brusco, dando lugar a valores más fríos que los del año anterior en esas mismas fechas, llegando a un final de otoño y principios de invierno más fríos que los de 2022 (Figs. 4.4-4.6).

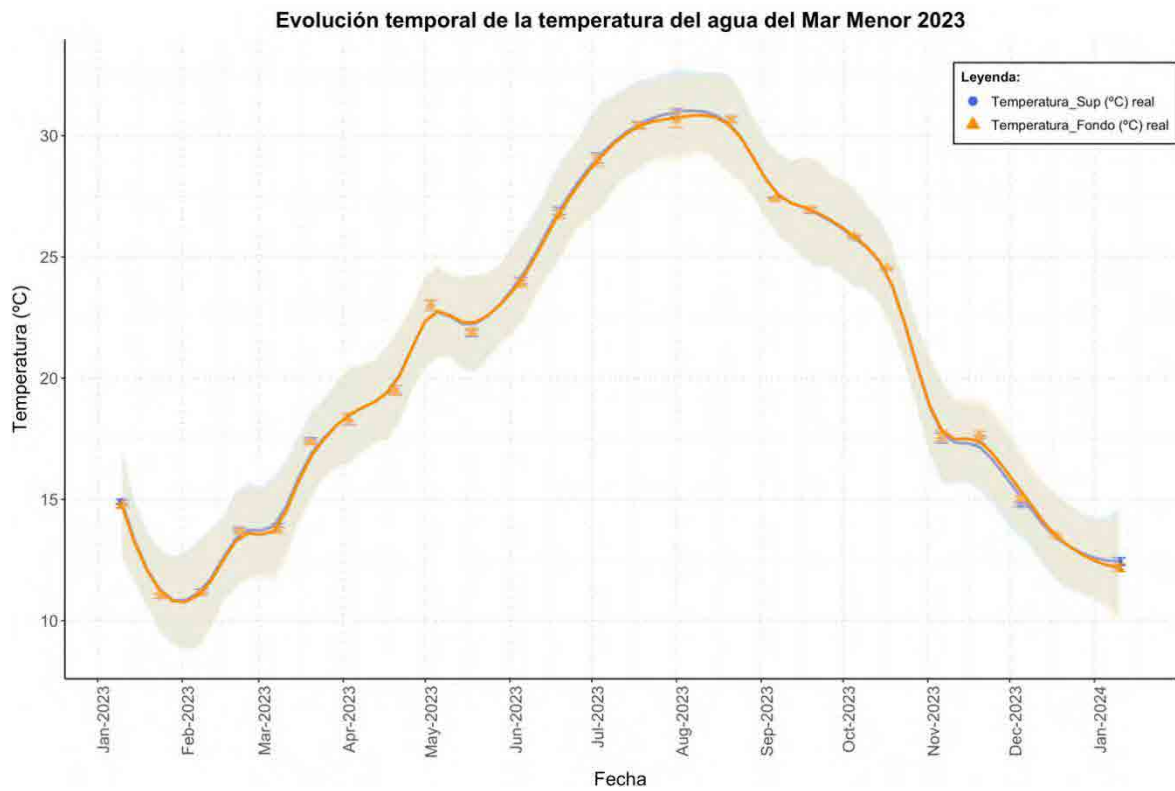


Figura 4.5. Temperatura media en la superficie y el fondo del Mar Menor en 2023. La línea muestra el ajuste mediante el método *loess* (abreviación de ‘local regression’), mientras que el sombreado indica los intervalos (95%) de confianza.

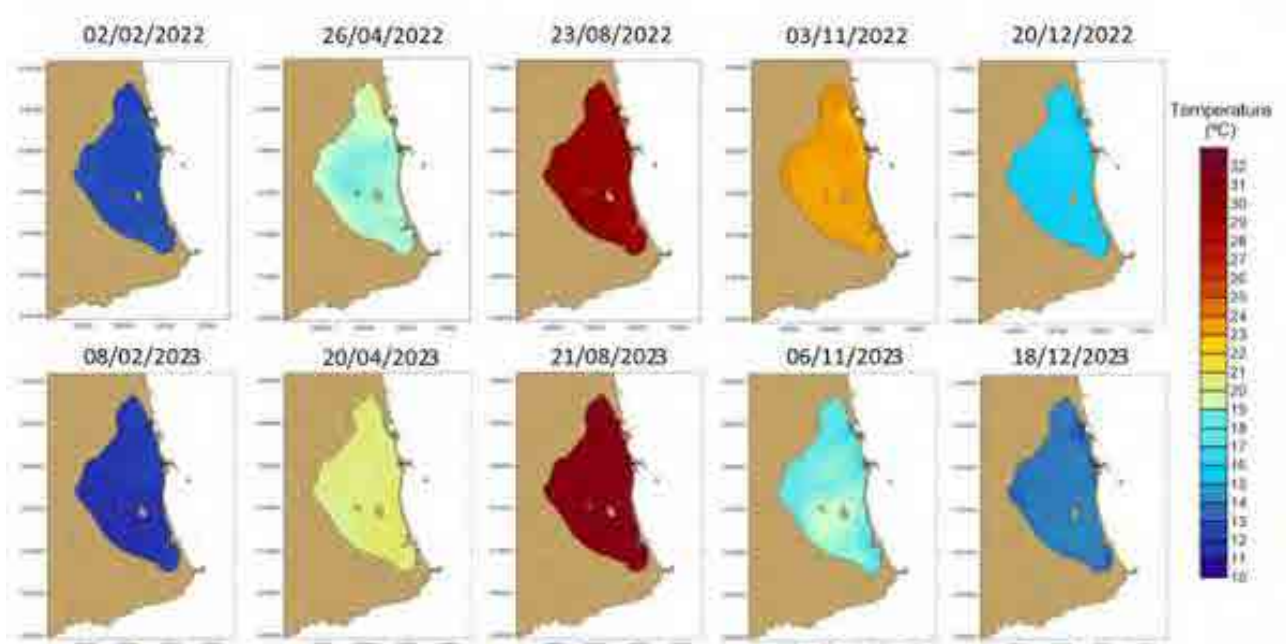


Figura 4.6. Secuencia temporal comparativa de la distribución superficial de la temperatura en la columna de agua del Mar Menor a lo largo de los periodos de estudio de 2022 y 2023.

4.2.2. Salinidad

Desde el otoño de 2022 este parámetro sigue manteniendo una tendencia ascendente (Fig. 4.7), recuperándose lentamente del descenso brusco que supuso el evento de depresión atmosférica en niveles altos o DANA de septiembre-octubre de 2019 y los valores bajos sostenidos por los periodos de lluvia posteriores. No obstante, en la tendencia general de recuperación tras la DANA se han venido produciendo oscilaciones derivadas de una mayor evapotranspiración en verano, con aumento de la salinidad, y los correspondientes descensos asociados a la entrada de agua dulce como consecuencia de las escorrentías y de las lluvias torrenciales (Figs. 4.7, 4.8).

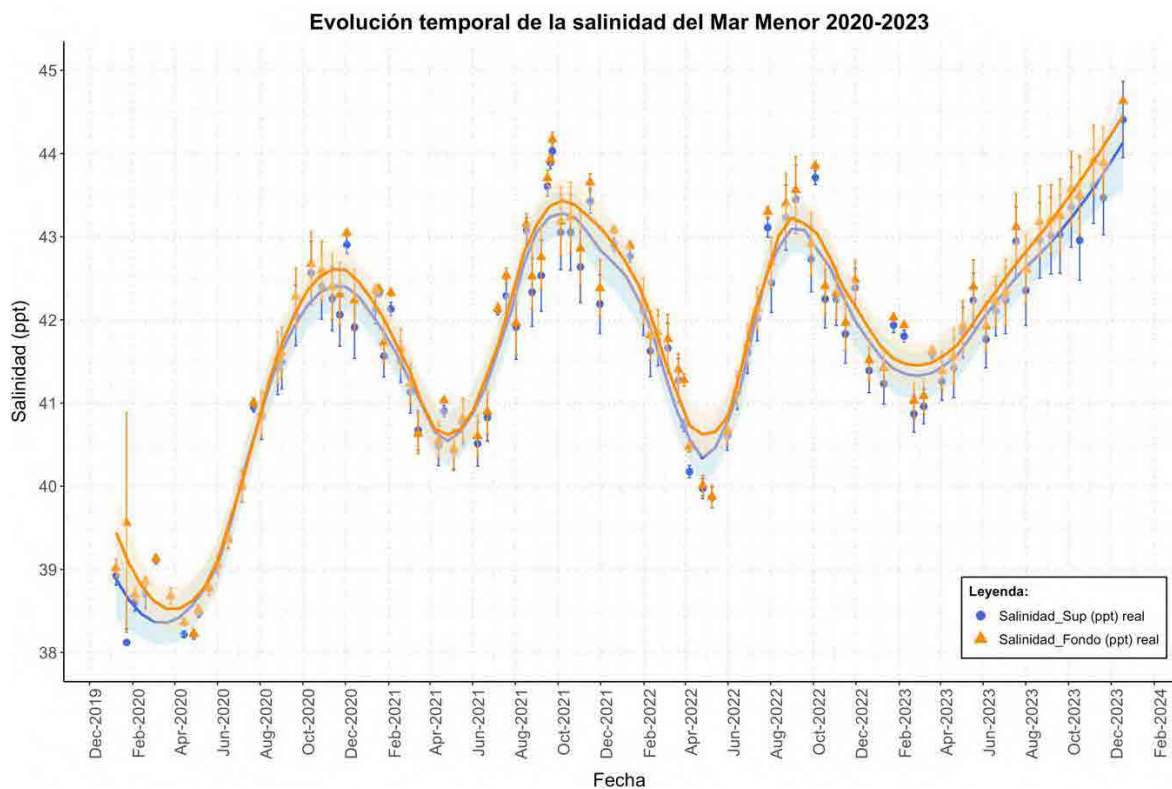


Figura 4.7. Salinidad media en la superficie y fondo del Mar Menor desde 2020 hasta febrero de 2024. Las líneas muestran el ajuste mediante el método *loess* (abreviación de 'local regression'), las barras el error estándar de los datos y el sombreado indica los intervalos (95%) de confianza.

Durante 2023, la salinidad media del Mar Menor ha continuado en esta tendencia de aumento progresivo desde finales de febrero hasta principios de diciembre, subiendo desde valores de 41 hasta 45.53 en el agua superficial y 45.82 registrados en el agua del fondo el 5 de diciembre (Fig. 4.8). Ya a partir de mediados de diciembre la salinidad comenzó a descender tanto en superficie como en el fondo, empezando el año 2024 con valores de 44.55, frente a los 41.94 que presentaba a principios del año 2023.

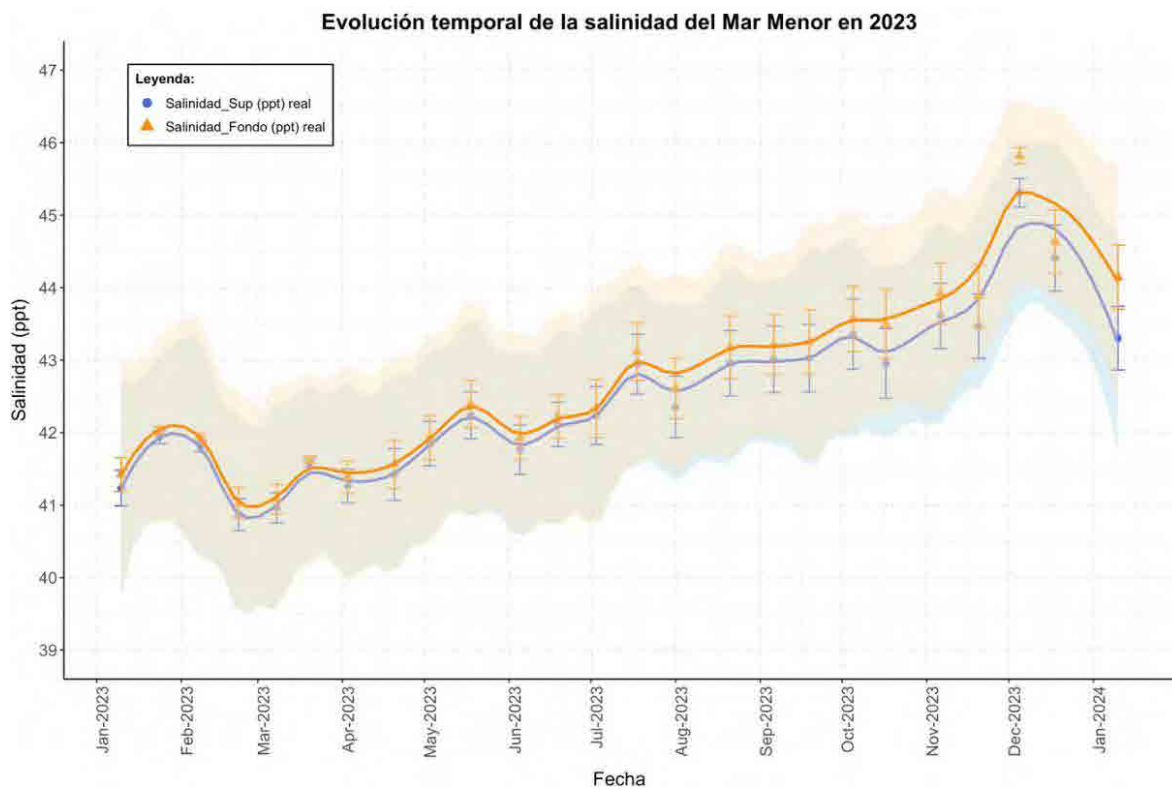


Figura 4.8. Salinidad media en la superficie y fondo del Mar Menor en 2023. La línea muestra el ajuste mediante el método *loess* (abreviación de 'local regression'), las barras verticales el error estándar y el sombreado los intervalos (95%) de confianza.

La salinidad muestra una mayor heterogeneidad espacial que la temperatura, dependiendo de las zonas de entrada de aguas dulces o salobres o de los intercambios con el Mediterráneo (como las fluctuaciones de salinidad observadas en la capa superficial en las estaciones MA1, ES1 y EN1) (Fig. 4.9). Por ello, a nivel de estaciones de muestreo, pueden encontrarse áreas con descensos muy marcados de este parámetro. En este sentido, cabe destacar la baja salinidad registrada el 20 de abril en la estación E01, frente a Santiago de la Ribera (Fig. 4.10), donde se observó una fuerte estratificación con valores de solo 33.92 en la capa superficial y de 35.32 en el fondo. En campañas posteriores, la salinidad registrada en esta estación siguió mostrando diferencias notables con el resto del Mar Menor, manteniendo aún valores de 40 a mediados de junio, finales de julio y principios de agosto (Figs. 4.9-4.11). También se puede apreciar un descenso marcado de la salinidad en la capa superficial en la estación E13, en el extremo sur de la laguna, el 17 de octubre (Fig. 4.11).

Como ya se mostró en el informe final de 2022 (Pérez-Ruzafa, 2023), el descenso de la salinidad frente a Santiago de la Ribera es recurrente, indicando algún tipo de descargas o vertidos directos que tienden a producirse en primavera y verano. La figura 4.12 muestra situaciones semejantes ocurridas en julio y agosto de 2021 sin que mediaran episodios de lluvia en esas fechas.



Figura 4.9. Evolución de la salinidad en superficie y fondo en los distintos puntos de muestreo del Mar Menor en 2023.

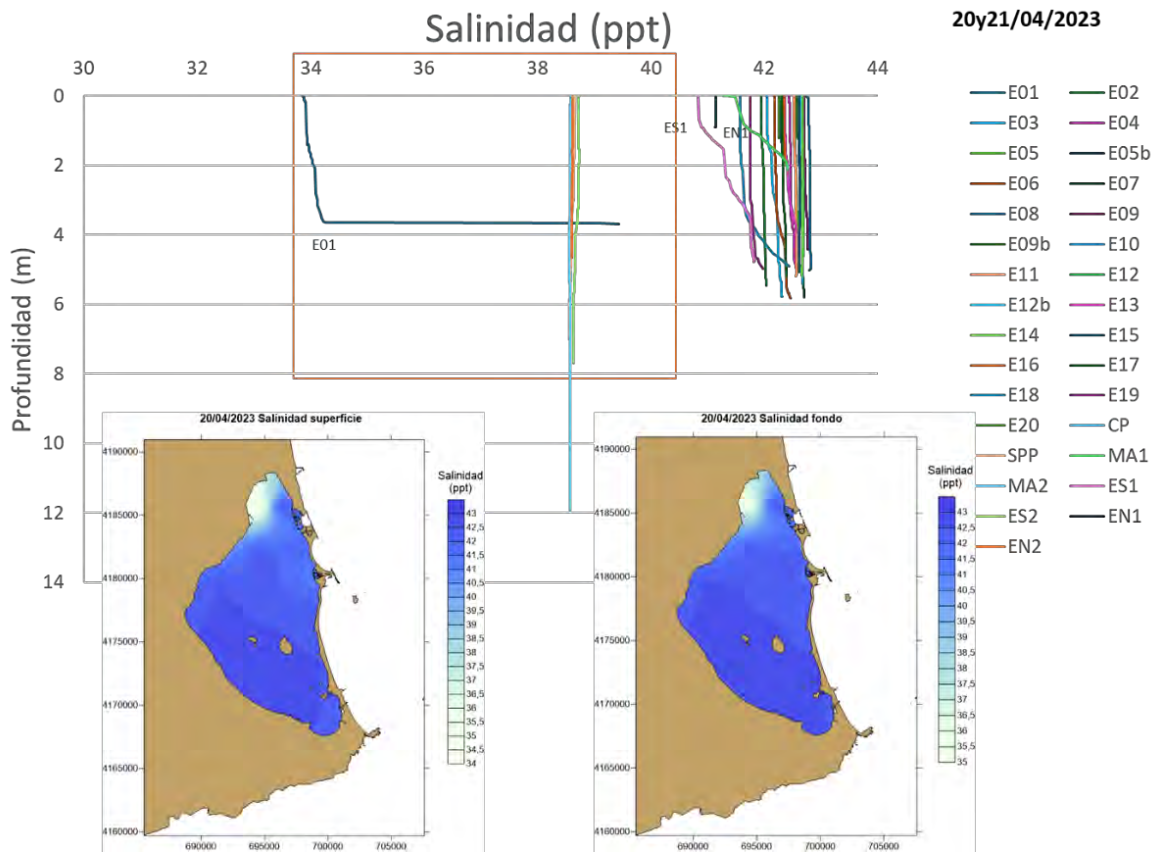


Figura 4.10. Variación espacial de la salinidad en el Mar Menor mostrando los bajos valores registrados en la estación E01 el 20 de abril de 2023.

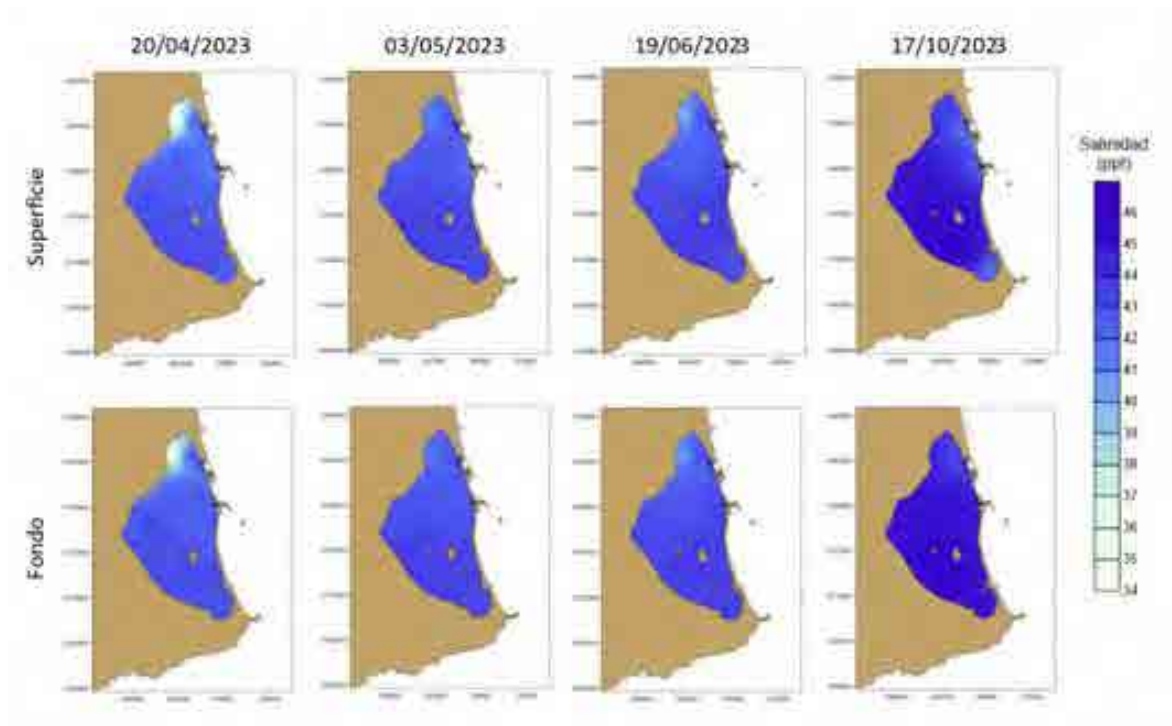


Figura 4.11. Evolución de la distribución espacial de la salinidad en superficie y fondo del Mar Menor a lo largo de 2023.

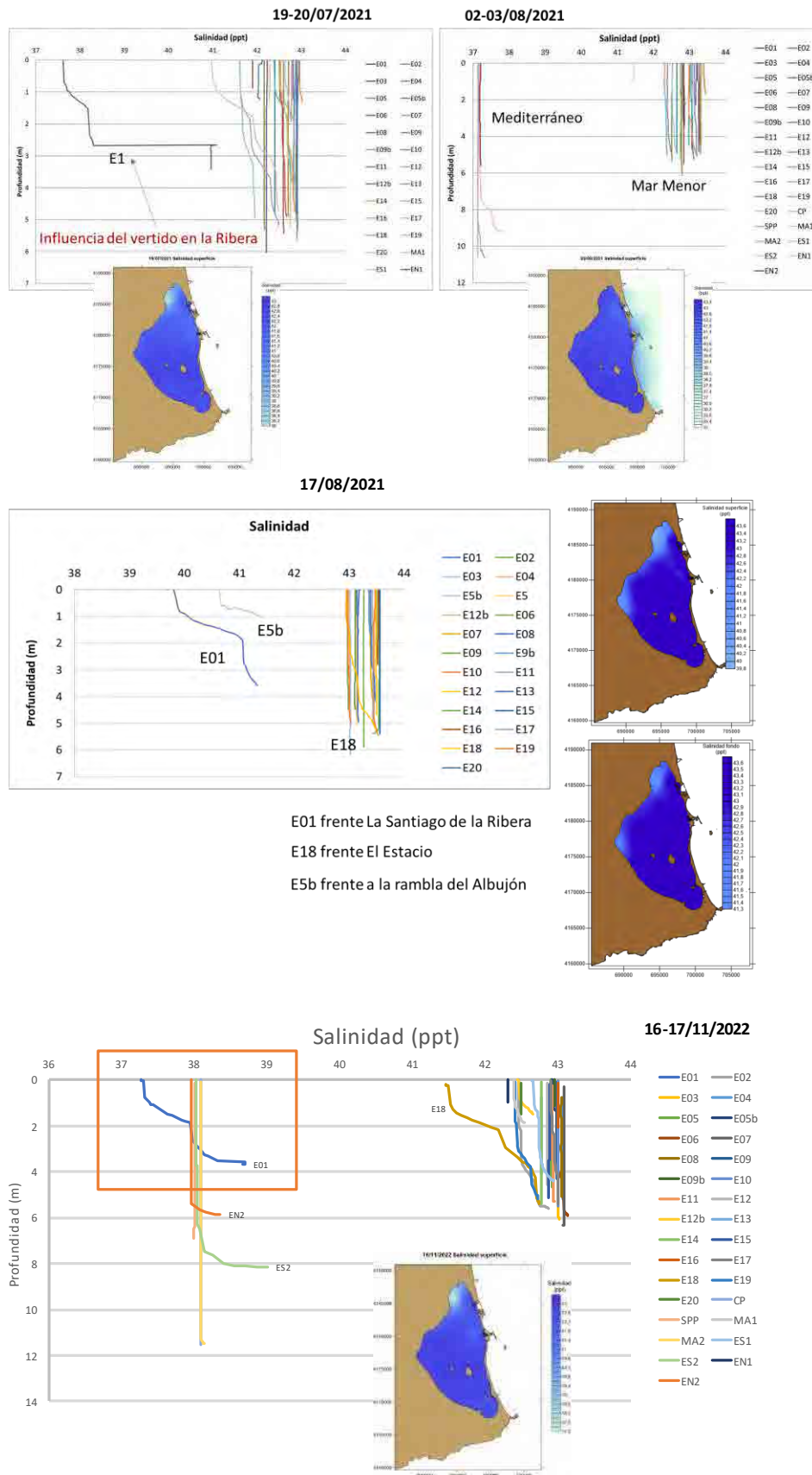


Figura 4.12. Perfiles y distribución superficial de los valores de salinidad en el Mar Menor el 19 de julio, 2 de agosto y 17 de agosto de 2021 y el 16 de noviembre de 2022.



5. Seguimiento, análisis y evolución de la calidad de las aguas marinas y del estado trófico del Mar Menor, contenido en materiales en suspensión, nutrientes, concentración de clorofila y concentración de oxígeno

5.1. *Materiales en suspensión*

Durante el periodo estudiado (enero 2023-diciembre 2023), se observó una concentración media de materiales en suspensión de 0.009 (\pm 0.005 d.t.) g/L, manteniéndose en el intervalo entre 0 y 0.046 g/L. Durante el periodo de enero a junio de 2023, la concentración presentó oscilaciones marcadas con valores máximos que rondaron los 0.0125 g/L de media en enero, abril, mayo y junio, seguidos de mínimos con valores generalmente menores a 0.01 g/L. Desde finales de junio hasta agosto 2023, se registró una pronunciada reducción en la concentración de sólidos en suspensión, pasando de una media de 0.013 a 0.007 g/L, que se estabilizó en valores generalmente por debajo de 0.01 g/L hasta final del año (Fig. 5.1). Cabe resaltar un pequeño pico tardío de concentración media por encima de 0.01 g/L en noviembre.

Estas concentraciones son similares a las observadas durante el año 2022, que oscilaron en el intervalo entre 0.004 y 0.014 g/L. Además, tanto en 2022 como en 2023, se detectaron sendas tendencias de concentración creciente en torno al comienzo del año, aunque el inicio de 2024, de momento, no parece seguir la misma dinámica. Por otro lado, el máximo alcanzado en mayo de 2022, donde se llegaron a sobrepasar valores de 0.02 g/L debido posiblemente a los efectos de las lluvias, no tuvo correspondencia en el 2023, aun habiéndose producido varios episodios en la zona durante este año (por ej. en mayo o septiembre).

Por su parte, la variación temporal de los materiales en suspensión en las distintas localidades de muestreo mostró un máximo de concentración ($>$ 0.02 g/L) en enero de 2023 en las estaciones E06, E09, E15, E18, MA2, CP, y en menor medida ($>$ 0.01 g/L) en E12, lo que podría corresponder a una entrada puntual de materiales por la conexión al sur con el Mediterráneo (Fig. 5.2). Por último, mientras que en 2022 las concentraciones más altas se hallaron generalmente en estaciones próximas a la costa interior (E01, E08 y E12b), cabe destacar que en 2023 se encontraron valores altos puntuales, pero muy acusados, en el área de influencia de la rambla de El Albuñón, E5b, en junio ($>$ 0.04 g/L) y en la estación E9b, frente a Los Urrutias, en agosto (\approx 0.03 g/L) (Fig. 5.3).

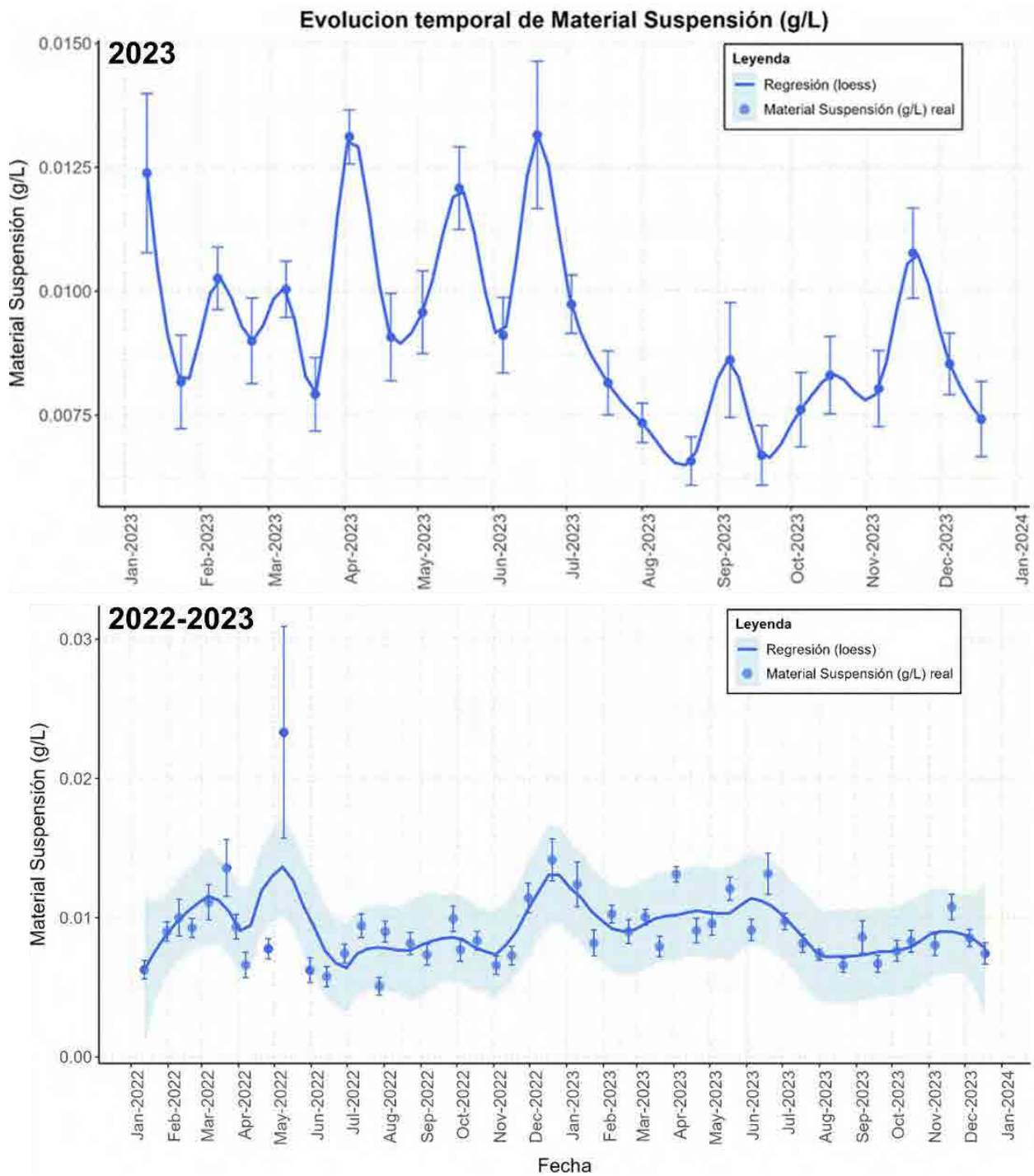


Figura 5.1. Evolución de la concentración de materiales en suspensión en la columna de agua en 2023 (arriba), y comparativa con el año 2022 (abajo). Los puntos indican la concentración media observada en cada campaña, mientras que las barras muestran la desviación típica. La línea muestra el ajuste mediante el método *loess* (abreviación de 'local regression'), mientras que el sombreado indica los intervalos (95%) de confianza.

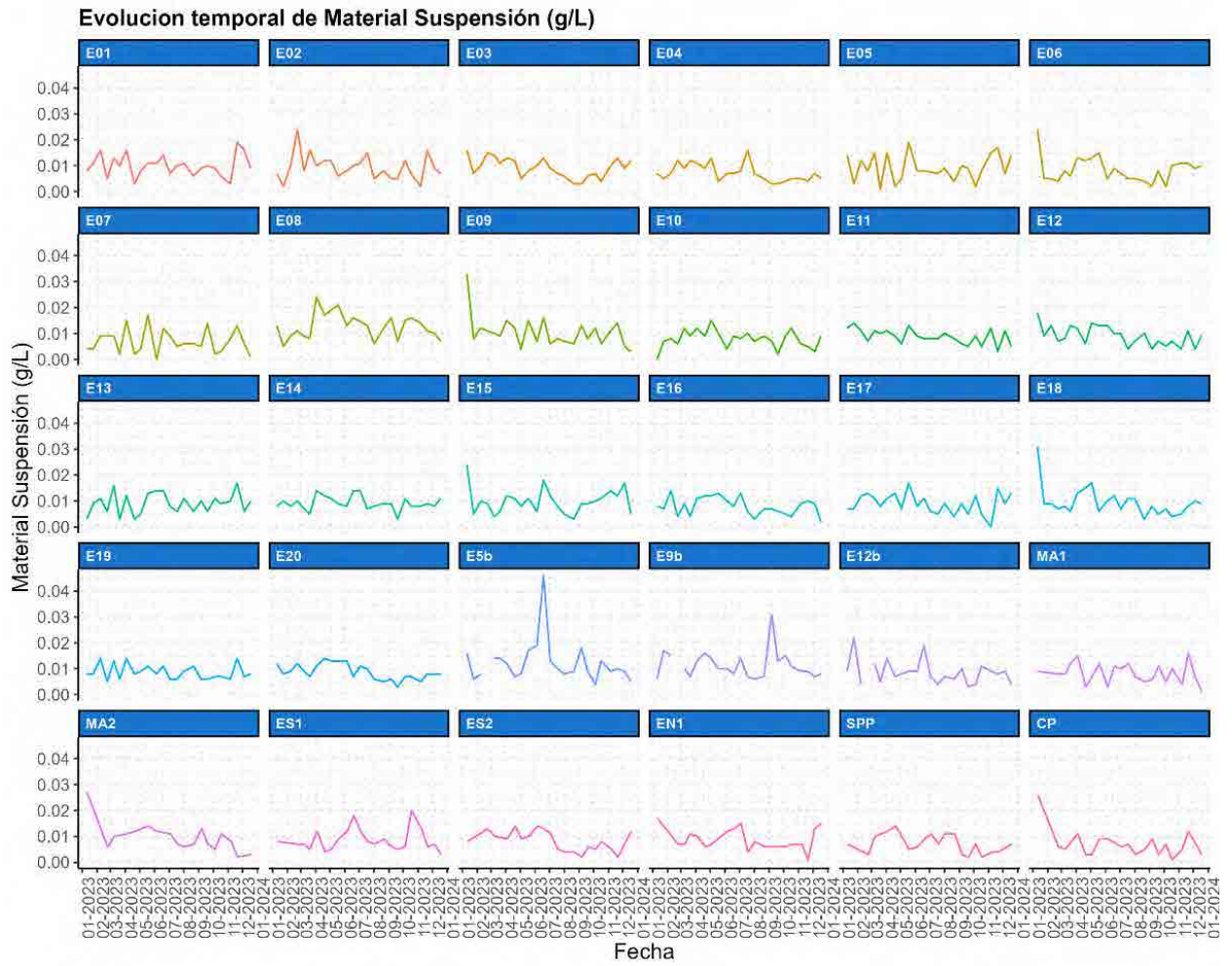


Figura 5.2. Evolución de la concentración de materiales en suspensión en la columna de agua en las distintas estaciones de muestreo a lo largo de 2023.

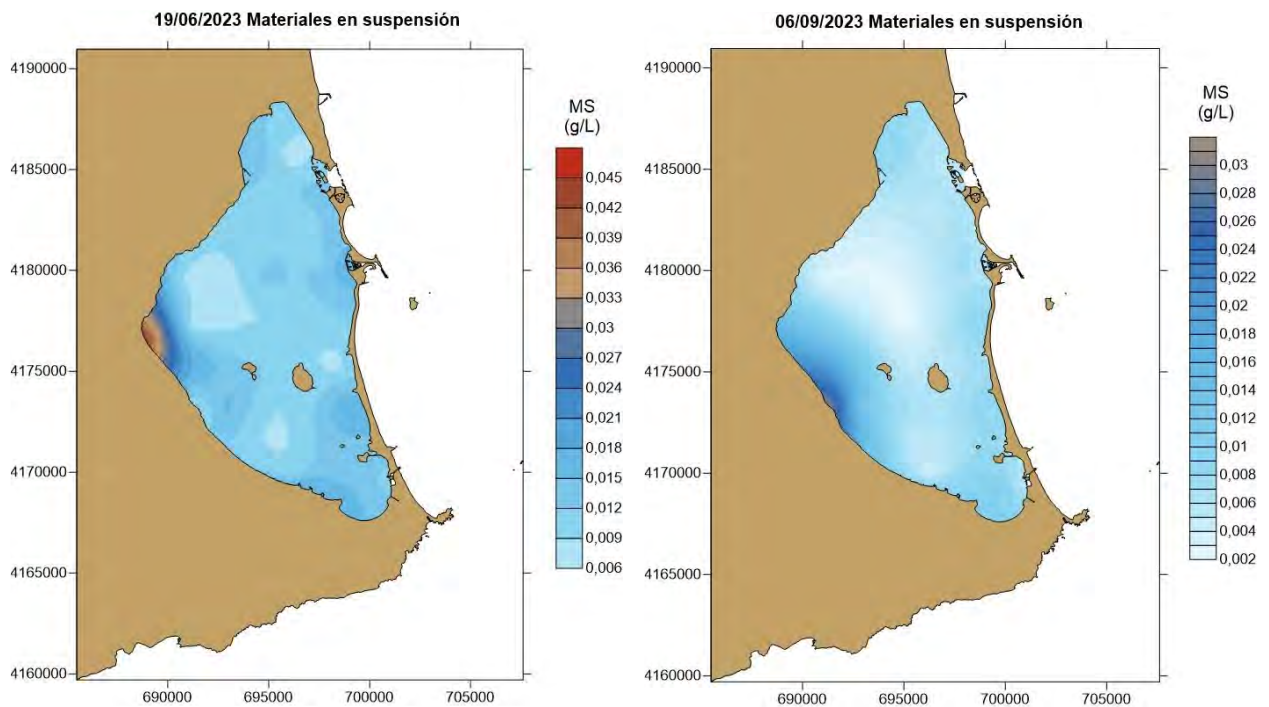


Figura 5.3. Distribución espacial de la concentración de materiales en suspensión el 19 de junio (izquierda) y el 6 de septiembre (derecha) de 2023, mostrando los dos máximos de registrados este año, alcanzados frente a la rambla del Albujón (E5b) y Los Urrutias (E9b), respectivamente.

5.2. Estado trófico

El estado trófico de la laguna es lógicamente una de las principales causas de preocupación social ya que es el responsable tanto de la calidad del agua, como de los riesgos de crisis de hipoxia, afectando de forma directa a la calidad de baño y de las playas y a los riesgos de mortandades de organismos. Por ello, junto a los aspectos relativos a la hidrología e hidrodinamismo lagunar, su conocimiento y anticipación es una de las prioridades de los planes de seguimiento, de cara a la prevención de consecuencias y al diseño de medidas gestión. Evidentemente, la hidrología y el estado trófico están estrechamente relacionados ya que el segundo está siendo forzado por las entradas de agua y nutrientes desde la cuenca de drenaje, tanto por escorrentía superficial como por afloramientos desde el freático, que han alterado de forma drástica los balances hídricos y los flujos de energía del ecosistema.

Gracias a la reducción de las entradas de agua y nutrientes asociados ocurrida entre 2017 y 2018 (Esamur, 2018; Pérez-Ruzafa, 2023), el ecosistema pudo restaurar sus mecanismos reguladores e inició una fase de recuperación de sus comunidades que, a pesar de que algunos pronósticos suponían que sería muy lenta o imposible, resultó ser razonablemente rápida (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2019a). Esto fue un indicio de que el sistema no se había roto completamente y aún conservaba su estructura ecológica básica. Al cabo de dos años, hacia

el otoño de 2018, la concentración media de clorofila a regresó a valores inferiores a $2 \mu\text{g/L}$ ($0.94 \pm 0.04 \mu\text{g/L}$), y con ello la transparencia de las aguas, con un coeficiente de extinción de la luz de $0.42 \pm 0.02/\text{m}$, permitía de nuevo una visibilidad de 4.5 a 5 m.

El inicio de los mecanismos de regulación en la red trófica, tanto para impedir la proliferación de clorofila a en 2009 y 2010, como para recuperar el sistema después de la crisis de 2016, parece manifestarse por una producción de amonio en la columna de agua, probablemente como consecuencia de la actividad biológica de los herbívoros y los niveles más altos de la red trófica. De hecho, durante el proceso de eutrofización, los rendimientos de la pesca tendieron a aumentar en el Mar Menor (Marcos *et al.*, 2015).

Podríamos resumir que los mecanismos homeostáticos que han hecho posible esta respuesta compleja del Mar Menor a las presiones y a la eutrofización, y su recuperación relativamente rápida, se basan en tres pilares fundamentales:

- 1) una alta heterogeneidad espacio-temporal hidrográfica y biológica (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2005a, 2007a), inducida por la conectividad restringida con el mar Mediterráneo (Pérez-Ruzafa, 2015; Pérez-Ruzafa *et al.*, 2019b),
- 2) una alta producción por parte de los micrófitos y macrófitos bentónicos y una importante biomasa de filtradores, detritívoros y carroñeros (Pérez-Ruzafa, 1989),
- 3) y la acumulación del exceso de producción en los sedimentos o su exportación fuera del sistema a través de la pesca y las especies migratorias (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2019b).

Estos mecanismos y procesos parecen mantenerse en 2022, aunque posiblemente con los componentes de la resiliencia en una situación de mayor compromiso (menor amplitud en los cambios admitidos y una mayor velocidad en el alejamiento de las situaciones prístinas).

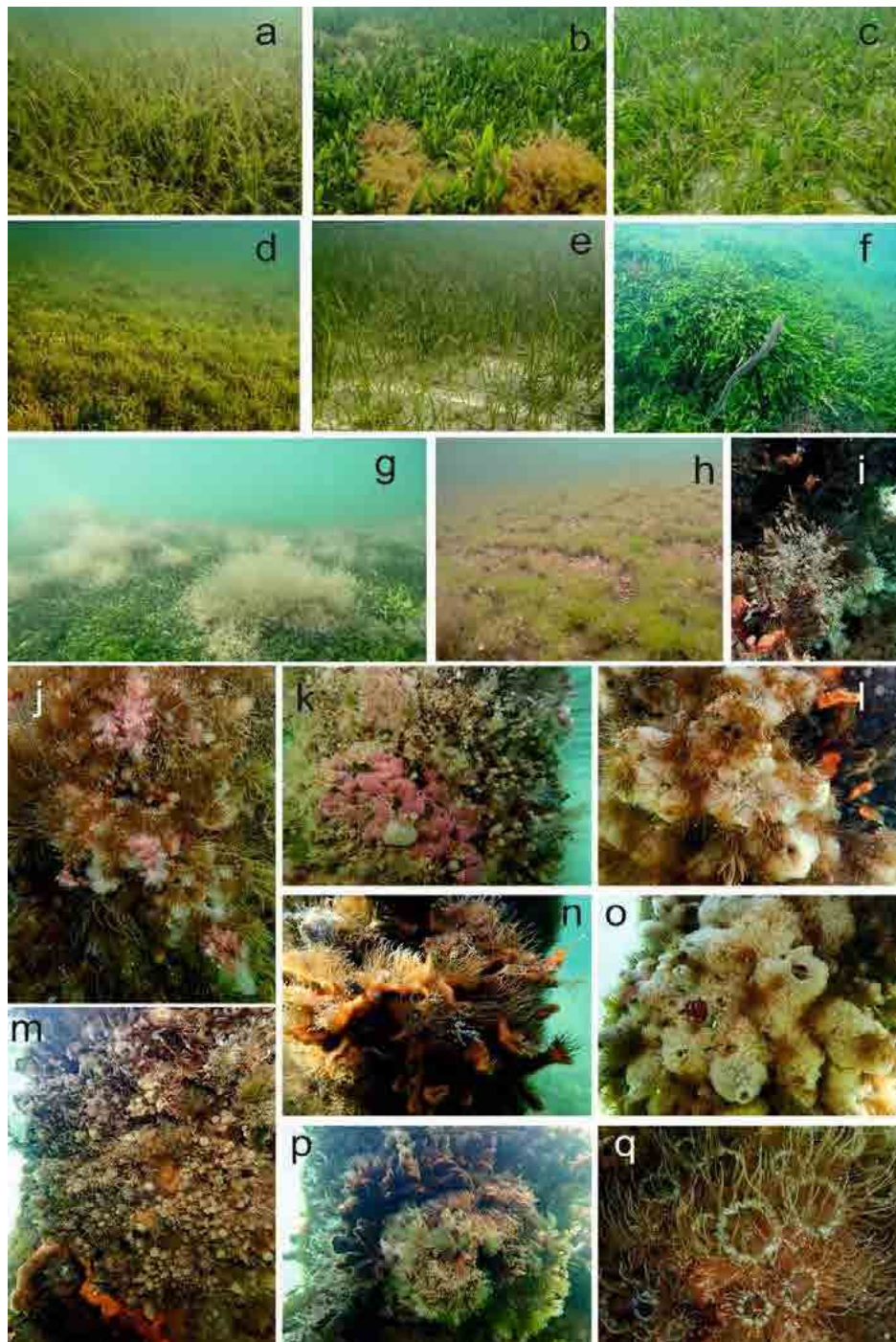


Figura 5.4. Algunas de las comunidades bentónicas de los fondos del Mar Menor tras la recuperación de la calidad de las aguas en agosto y otoño de 2018, a: praderas de *Cymodocea nodosa* muy epifitadas. b: pradera de *Caulerpa prolifera* sobre sustrato mixto con *Alsidium corallinum* y *Chondrophycus tenerrimus*; c: pradera mixta de *C. prolifera* y *C. nodosa* sobre arena; d: pradera densa del alga *Dasycladus vermicularis* que ha aparecido recientemente en el Mar Menor durante la fase de recuperación y tras la regresión de las praderas de *C. prolifera*; e: pradera de *C. nodosa* poco epifitada sobre arena; f: pradera monoespecífica de *C. prolifera* colonizando la roca infralitoral; g: pradera monoespecífica de *C. prolifera* con colonias de *Zoobotrion verticillatum*; h: facies de *Acetabularia calyculus* sobre arena, gravas y cascajo infralitorales; i-q: comunidades escleríticas de aguas someras con esponjas, cnidarios, poliquetos, briozoos y ascidias en sustratos duros infralitorales con iluminación escasa, en los pilares bajo los balnearios (Pérez-Ruzafa et al., 2019a).



5.3. Nutrientes

La dependencia de los productores primarios, tanto planctónicos como bentónicos, de compuestos que contienen nitrógeno (N) (como nitratos (NO_3^-), amonio (NH_4^+) o nitritos (NO_2^-)), silicatos (SiO_4^{4-}) y fosfatos (PO_4^{3-}) para poder realizar la fotosíntesis, producir materia orgánica y proliferar (Steele *et al.*, 2011), hacen de estos nutrientes elementos clave de todo sistema de monitorización del estado trófico de los ecosistemas acuáticos.

El origen y dinámica de entrada de cada tipo de nutriente puede ser diverso y determinado por la estacionalidad de las distintas actividades humanas que los producen y el régimen hidrológico y climático del sistema que favorecen y vehiculizan su descarga a la laguna. Durante los casi 40 años que lleva activo el proceso de eutrofización en el Mar Menor, la principal fuente de N han sido las aguas de origen agrícola a través de los vertidos de salmueras derivadas de la desalobración de aguas subterráneas, muy concentradas actualmente en nitratos. Sin embargo, como se ha venido alertando en los informes de los últimos años, desde las restricciones a la extracción de aguas subterráneas, la desmantelación del salmueroducto y las prohibiciones al vertido de salmueras a los cauces, el nivel del freático en la cuenca lagunar ha ascendido rápidamente y ahora las descargas de agua dulce y nutrientes son más difusas y contienen también concentraciones cada vez mayores de fósforo (P), que suele ir vinculado en su origen a las aguas de origen urbano.

La dinámica de los nutrientes en el ecosistema lagunar está determinada por los patrones de entrada, condicionados por el régimen de lluvias y los retardos introducidos por la recarga y flujos desde el freático, y por la actividad biológica y ciclos biogeoquímicos en la columna de agua y en los sedimentos que determinan la demanda, consumo o liberación de los mismos. Dicha dinámica tiene un patrón estacional, con una influencia importante de la temperatura y los ciclos de luz que van a regular las tasas metabólicas y fotosintéticas. En el caso del fósforo, por su especial vinculación con las aguas urbanas, se superpone un patrón estacional determinado por los periodos vacacionales y la mayor actividad turística en primavera y verano.

Según la dinámica de entrada de nutrientes, sus efectos en la laguna no son los mismos todos los años. Mientras que en 2021 dieron lugar a picos de producción y exceso de materia orgánica acumulada en las capas profundas de la masa de agua que condujeron a crisis de hipoxia, en 2022 y 2023 las consecuencias no han llegado a ser tan dramáticas.

Como ya se comentaba en informes anteriores, es una combinación de factores la que hace que algunos picos de lluvia no produzcan los mismos efectos que otros (Pérez-Ruzafa, 2021). En 2021, donde la primera entrada de nutrientes ocurría durante los meses de abril y mayo en la zona de influencia de la rambla de El Albuñón, esta descarga no desencadenó una proliferación masiva de fitoplancton presumiblemente debido al control *top-down*



ejercido por los eslabones superiores de la red trófica, fundamentalmente por la medusa *Aurelia solida*, jugando estos organismos un papel importante en el mantenimiento de la transparencia de las aguas y regulando dichas proliferaciones (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2002; Fernández-Alías *et al.*, 2020). De la misma manera, en 2023, aunque tuvieron lugar floraciones algales de macrófitos en primavera, se han observado 4 picos de entradas de nutrientes a lo largo del año donde no parece haber ocurrido una proliferación masiva de fitoplancton, pudiendo haber ocurrido lo mismo que en 2021 debido a la gran abundancia de las diferentes especies de medusas que se han registrado a lo largo de todo el año.

Al comienzo del año 2023 se observaron los valores máximos de nitrato como consecuencia de la inercia en la entrada de aguas por las ramblas que mantenía el sistema tras las lluvias de octubre de 2022. La segunda entrada especialmente importante de nutrientes, esta vez también de fosfato, tuvo lugar a mediados de mayo de 2023 principalmente a través de la rambla de El Albujión.

5.3.1. Nitrato

El nitrato es la forma de N dominante en la columna de agua durante la mayor parte del tiempo, solo sustituida por el amonio cuando las poblaciones de fitoplancton proliferan, consumiéndolo, y las poblaciones de heterótrofos comienzan a crecer a costa del fitoplancton, excretando compuestos de amonio.

Desde finales de marzo de 2020, cuando se alcanzaron valores medios para la laguna de 50 $\mu\text{mol NO}_3^-/\text{L}$, la concentración de nitrato ha ido descendiendo progresivamente con algún pico como en marzo de 2022 en el que se alcanzaron 29.68 $\mu\text{mol NO}_3^-/\text{L}$ (tabla 5.1). A lo largo de este tiempo, la tendencia no solo ha sido a reducir su concentración, sino que el sistema ha respondido muy rápidamente amortiguando también las oscilaciones en la concentración de nutrientes y clorofila *a*, lo que es un buen indicio de su capacidad de respuesta y autorregulación. La comparación entre los valores medios en la columna de agua de la laguna y los máximos, medidos en la boca de las principales ramblas, muestra la capacidad de absorción de nutrientes por parte del ecosistema.

Durante 2021, la concentración media reflejó $1.76 \pm 0.34 \mu\text{mol}$ de NO_3^-/L con dos picos importantes, el 14 de abril y el 17 de agosto, en los que se alcanzaron 4.05 $\mu\text{mol}/\text{L}$ y 5.41 $\mu\text{mol}/\text{L}$, respectivamente. Dichos valores estuvieron asociados a los dos picos de descarga más importantes para ese periodo tanto a través de la rambla de El Albujión como por toda la ribera oeste del Mar Menor (Fig. 5.5).

En 2022, la concentración media de nitrato fue de $5.04 \pm 1.00 \mu\text{mol NO}_3^-/\text{L}$, un valor en parte provocado por los picos de concentración alcanzados durante la primavera, durante la cual la concentración media estacional de nitratos fue de $12.7 \pm 3.51 \mu\text{mol NO}_3^-/\text{L}$ y en la

que se llegó a alcanzar un máximo de concentración de 566.06 $\mu\text{mol NO}_3^-/\text{L}$ en la estación E05b, frente a la desembocadura de la rambla de El Albuji3n (tabla 5.1, Fig. 5.5).

Tabla 5.1. Valores medios anuales de la concentraci3n de nitrato ($\mu\text{mol NO}_3^-/\text{L}$) en la columna de agua del Mar Menor durante los 3ltimos a3os. La columna de valores m3ximos corresponde a los valores medidos en la desembocadura de las principales ramblas, particularmente El Albuji3n, pero tambi3n La Carrasquilla o Los Alc3zares.

| | Media | Error est3andar | Max. |
|------|-------|-----------------|---------|
| 2016 | 4,80 | 0,58 | 90,73 |
| 2017 | 9,68 | 0,61 | 157,81 |
| 2018 | 2,47 | 0,33 | 164,60 |
| 2019 | 3,83 | 1,33 | 573,56 |
| 2020 | 8,21 | 2,16 | 1165,09 |
| 2021 | 1,76 | 0,34 | 128,43 |
| 2022 | 5,04 | 1,00 | 566,06 |
| 2023 | 1,17 | 0,17 | 57,18 |

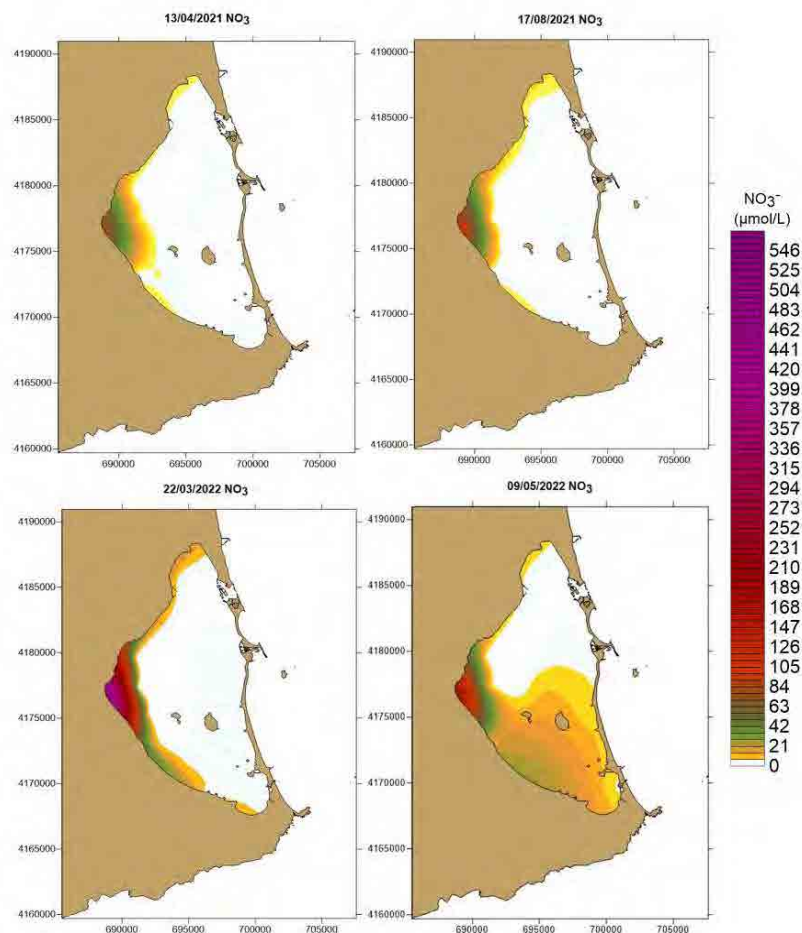


Figura 5.5. Distribuci3n horizontal de la concentraci3n de nitrato ($\mu\text{mol/L NO}_3^-$) en el Mar Menor durante los principales picos de entrada por la rambla de El Albuji3n en 2021 (arriba) y 2022 (abajo).

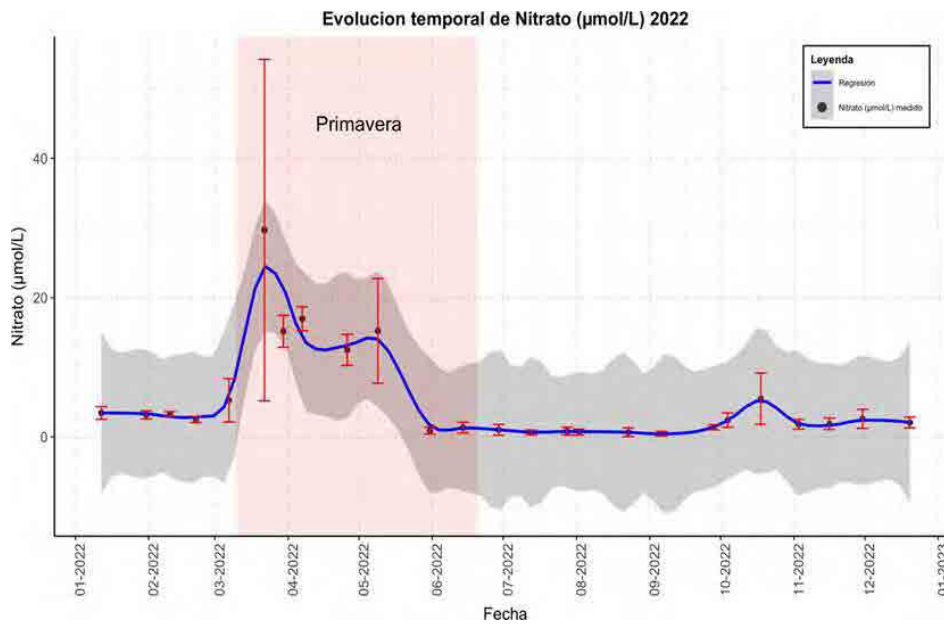


Figura 5.6. Concentración promedio de nitrato ($\mu\text{mol/L NO}_3^-$) en la columna de agua del Mar Menor en las campañas realizadas en 2022. Las barras indican el error estándar.

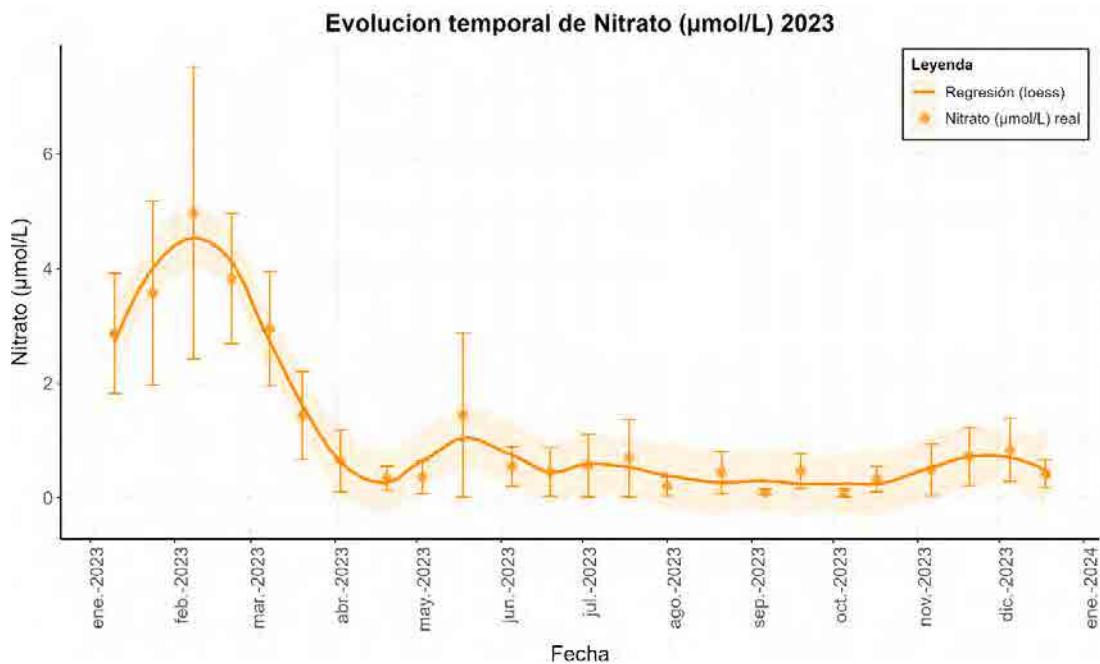


Figura 5.7. Concentración promedio de nitrato ($\mu\text{mol/L NO}_3^-$) en la columna de agua del Mar Menor en las campañas realizadas en 2023. Las barras indican el error estándar.

Las concentraciones de nitrato en la laguna en 2023 han disminuido con respecto al año 2022 (Figs. 5.6-5.7). En 2023, la concentración media de nitrato en el Mar Menor ha sido de $1.17 \pm 0.17 \mu\text{mol NO}_3^-/\text{L}$, manteniéndose en valores inferiores a $2 \mu\text{mol NO}_3^-/\text{L}$ a partir de la llegada de la primavera, y con una marcada diferencia estacional entre el invierno y el resto del año. Durante el invierno, a principios de febrero, tuvo lugar un ligero aumento en la concentración media de nitrato, alcanzándose un pico de concentración media de

$3.05 \pm 0.50 \mu\text{mol NO}_3^-/\text{L}$, con el valor más alto registrado durante este año de $57.18 \mu\text{mol}/\text{L}$ en la estación E09b, frente a Los Urrutias. En esta fecha también se han alcanzado concentraciones de nitrato de $19.18 \mu\text{mol NO}_3^-/\text{L}$ y $9.83 \mu\text{mol NO}_3^-/\text{L}$ en las estaciones E05b y E12b, frente a las ramblas de El Albujión y la Carrasquilla, respectivamente (Fig. 5.8-5.9).

Con la llegada de la primavera, la concentración media de nitrato se redujo hasta alcanzar valores inferiores a $1 \mu\text{mol NO}_3^-/\text{L}$ que se han mantenido relativamente estables en la laguna hasta el final del año (tabla 5.2), si bien con pequeñas oscilaciones y pulsos de entrada (Fig. 5.7). Los principales pulsos se detectaron el 18 de mayo con una pequeña subida en la concentración media de la laguna hasta $1.44 \pm 0.01 \mu\text{mol NO}_3^-/\text{L}$ debido a un pico de concentración de nitrato en la estación E05b, frente a la desembocadura de El Albujión, con un valor local de $35.83 \mu\text{mol NO}_3^-/\text{L}$.

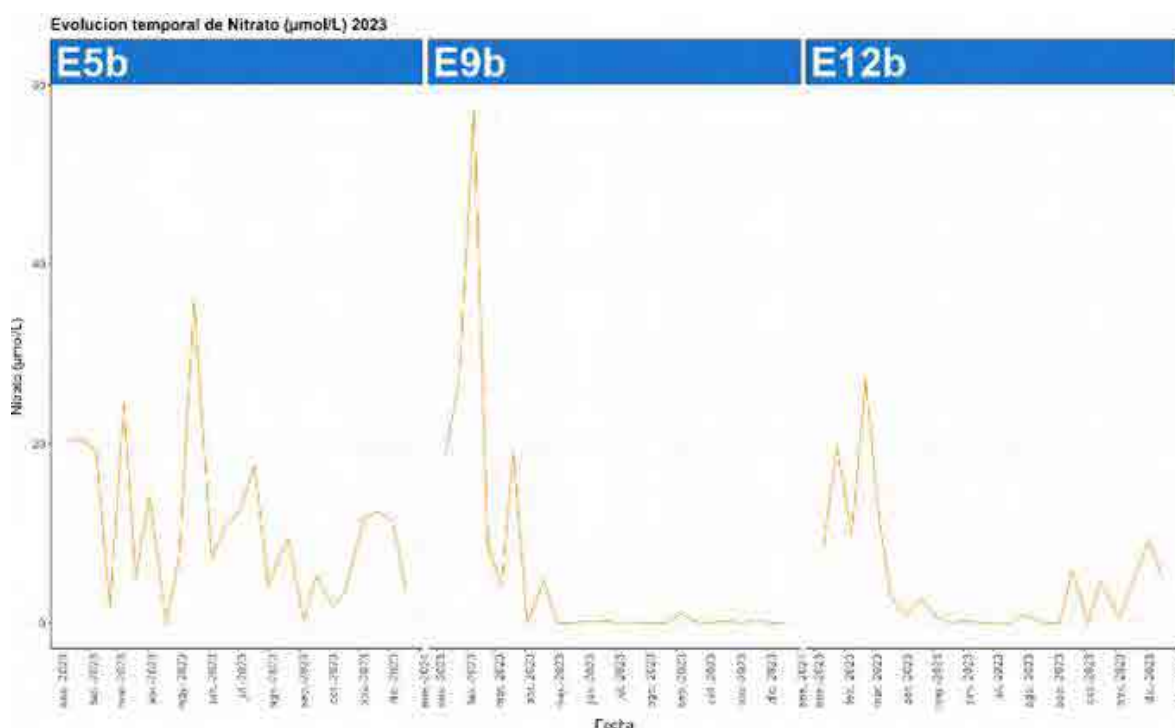


Figura 5.8. Evolución temporal de la concentración de nitrato ($\mu\text{mol NO}_3^-/\text{L}$) en las estaciones E05b, E09b y E12b, situadas frente a las principales ramblas que descargan al Mar Menor.

Tabla 5.2. Variación estacional de la concentración de nitrato ($\mu\text{mol NO}_3^-/\text{L}$) en el Mar Menor durante 2023.

| | Media | Error estándar | Min. | Max. |
|-----------|-------|----------------|-------|-------|
| Invierno | 3.05 | 0.50 | 3e-04 | 57.18 |
| Primavera | 0.62 | 0.27 | 3e-03 | 35.83 |
| Verano | 0.40 | 0.16 | 1e-04 | 17.53 |
| Otoño | 0.48 | 0.15 | 0 | 12.44 |

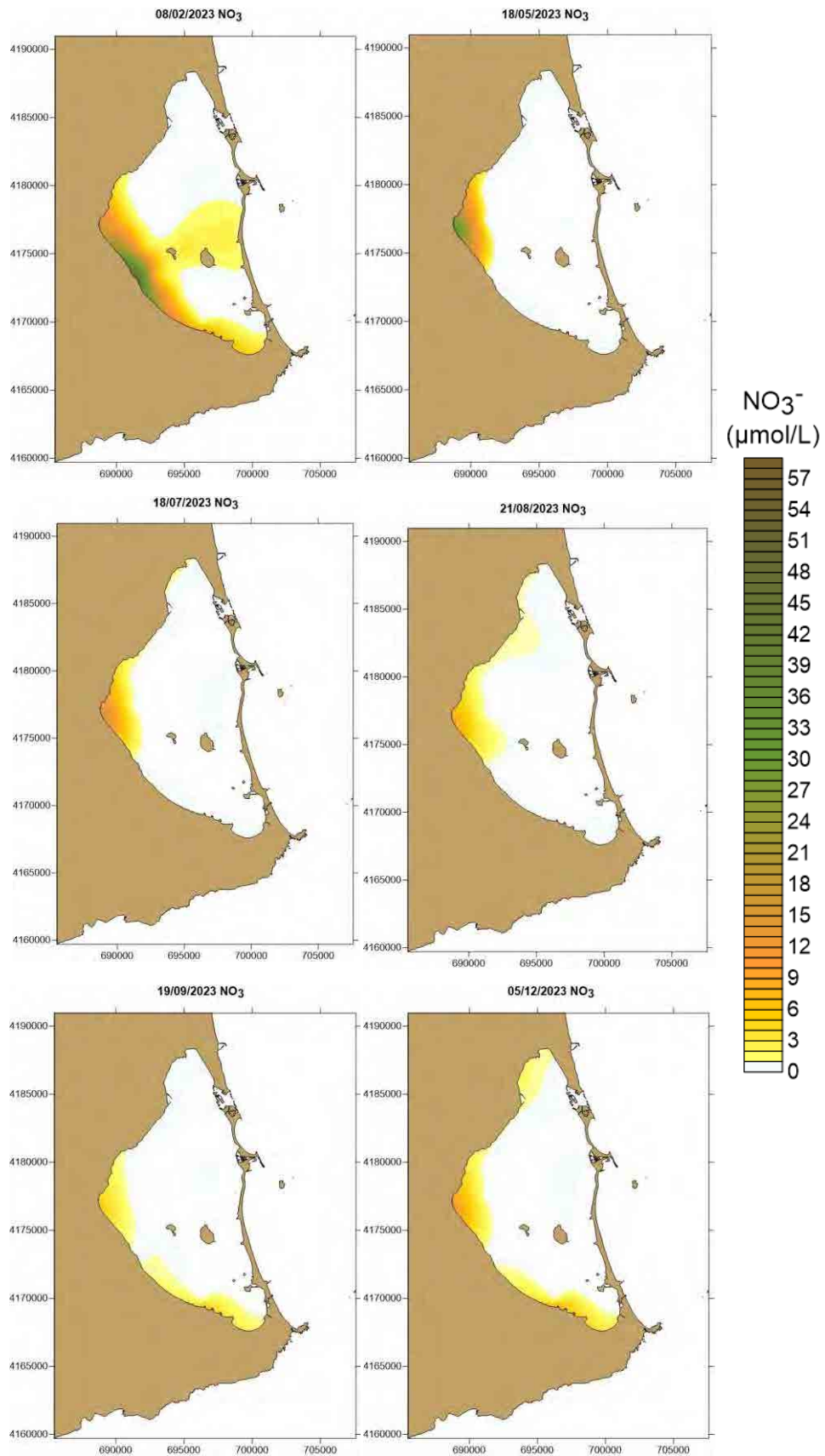


Figura 5.9. Distribución horizontal de las principales entradas de nitrato ($\mu\text{mol NO}_3^-/\text{L}$) a lo largo de 2023.



El 18 de julio y a finales de agosto se detectaron subidas hasta llegar a $17.53 \mu\text{mol NO}_3^-/\text{L}$ y $9.5 \mu\text{mol NO}_3^-/\text{L}$, nuevamente en la estación E05b, si bien el valor medio de la laguna en esos días no superó $0.45 \pm 0.42 \mu\text{mol}/\text{L}$. A mediados de septiembre se registraron nuevos incrementos frente a las ramblas de El Albuñón y La Carrasquilla (estaciones E05b y E12b) con valores de 5.31 y $5.88 \mu\text{mol NO}_3^-/\text{L}$, respectivamente. Estas descargas dieron lugar a un otoño con concentraciones medias de nitrato levemente más altas en la laguna, alcanzando posteriormente a inicios de diciembre un promedio de $0.84 \pm 0.55 \mu\text{mol NO}_3^-/\text{L}$, obteniendo valores máximos de este nutriente de 11.33 y $9.24 \mu\text{mol NO}_3^-/\text{L}$ en las estaciones E05b y E12b, respectivamente.

5.3.2. Nitrito

Al igual que el nitrato, la concentración media de nitrito en la laguna ha sido más baja que la detectada en los últimos años (tabla 5.3). En 2016, la concentración media anual fue de $0.70 \pm 0.04 \mu\text{mol NO}_2^-/\text{L}$, descendiendo paulatinamente hasta 2021 cuya concentración media fue de $0.15 \pm 0.01 \mu\text{mol}/\text{L}$, manteniéndose siempre por debajo de $0.5 \mu\text{mol NO}_2^-/\text{L}$ y sin un patrón espacial claro. En 2022 la concentración de nitrito aumentó levemente en la laguna, con un valor medio de $0.22 \pm 0.01 \mu\text{mol NO}_2^-/\text{L}$ sin llegar a superar los $0.6 \mu\text{mol NO}_2^-/\text{L}$. En 2023 esta tendencia alcanza los valores más bajos detectados llegando a una concentración media de $0.07 \pm 5e^{-03} \mu\text{mol NO}_2^-/\text{L}$ sin llegar a superar en ningún caso $0.2 \mu\text{mol NO}_2^-/\text{L}$ (valores medios diarios más altos alcanzados el 22 de febrero de 2023).

La dinámica estacional ha sido semejante a la del nitrato (tabla 5.4), con los valores medios más altos en invierno ($0.10 \pm 0.01 \mu\text{mol NO}_2^-/\text{L}$), seguidos de la primavera ($0.08 \pm 0.01 \mu\text{mol NO}_2^-/\text{L}$) (Fig. 5.10). Este patrón es distinto del observado en 2021 y 2022 donde las concentraciones más altas registradas tuvieron lugar en primavera, con valores de $0.23 \pm 0.02 \mu\text{mol NO}_2^-/\text{L}$ y $0.42 \pm 0.04 \mu\text{mol NO}_2^-/\text{L}$, respectivamente, y con valores sensiblemente más bajos en invierno con $0.13 \pm 0.01 \mu\text{mol NO}_2^-/\text{L}$ y $0.20 \pm 0.02 \mu\text{mol NO}_2^-/\text{L}$ en 2021 y 2022, respectivamente.

2023 comenzó con un aumento en la concentración media de nitrito, alcanzando su valor máximo el 22 de febrero con $0.16 \pm 0.02 \mu\text{mol NO}_2^-/\text{L}$, mostrando los valores más altos en las estaciones E12b y E09b con 0.62 y $0.31 \mu\text{mol NO}_2^-/\text{L}$, respectivamente. A partir de ese momento, la concentración media de nitrito comenzó a disminuir, aunque con fluctuaciones. El primer aumento ocurrió a principios de abril debido a una subida en el valor de la estación E05b con $0.48 \mu\text{mol NO}_2^-/\text{L}$, registrándose una concentración media en la laguna de $0.09 \mu\text{mol NO}_2^-/\text{L}$. La segunda subida de mayor intensidad se registró entre mayo y junio, siendo el 18 de mayo el día en el que se obtuvieron los valores más altos de este nutriente en 2023 en la estación E05b, frente a la rambla de El Albuñón, con un valor de $1.47 \mu\text{mol NO}_2^-/\text{L}$ (Figs. 5.10-5.11). A lo largo de la segunda mitad del año, la dinámica de este nutriente comienza a oscilar por debajo de los $0.06 \mu\text{mol NO}_2^-/\text{L}$. Sin embargo, a

finales de agosto se registró un nuevo aumento de la concentración media que llegó a $0.07 \pm 0.04 \mu\text{mol NO}_2^-/\text{L}$ debido a un aumento en la concentración, nuevamente, en la estación E05b con $0.84 \mu\text{mol NO}_2^-/\text{L}$.

Al igual que el nitrato, las principales entradas de nitrito en el sistema ocurren por las estaciones más cercanas a la cubeta interior que se encuentra bajo la influencia de las descargas de la cuenca vertiente y por los afloramientos del acuífero (Figs. 5.11 y 5.13).

Tabla 5.3. Variación interanual de la concentración de nitrito ($\mu\text{mol NO}_2^-/\text{L}$) en el Mar Menor durante los últimos años.

| | Media | Error estándar | Min. | Max. |
|------|-------|----------------|-------|-------|
| 2016 | 0.70 | 0.04 | 1e-04 | 5.70 |
| 2017 | 0.50 | 0.01 | 1e-04 | 2.12 |
| 2018 | 0.43 | 0.02 | 1e-03 | 6.80 |
| 2019 | 0.32 | 0.03 | 0 | 11.70 |
| 2020 | 0.38 | 0.02 | 0 | 4.05 |
| 2021 | 0.15 | 0.01 | 0 | 3.75 |
| 2022 | 0.22 | 0.01 | 1e-03 | 5.08 |
| 2023 | 0.07 | 5e-03 | 0 | 1.47 |

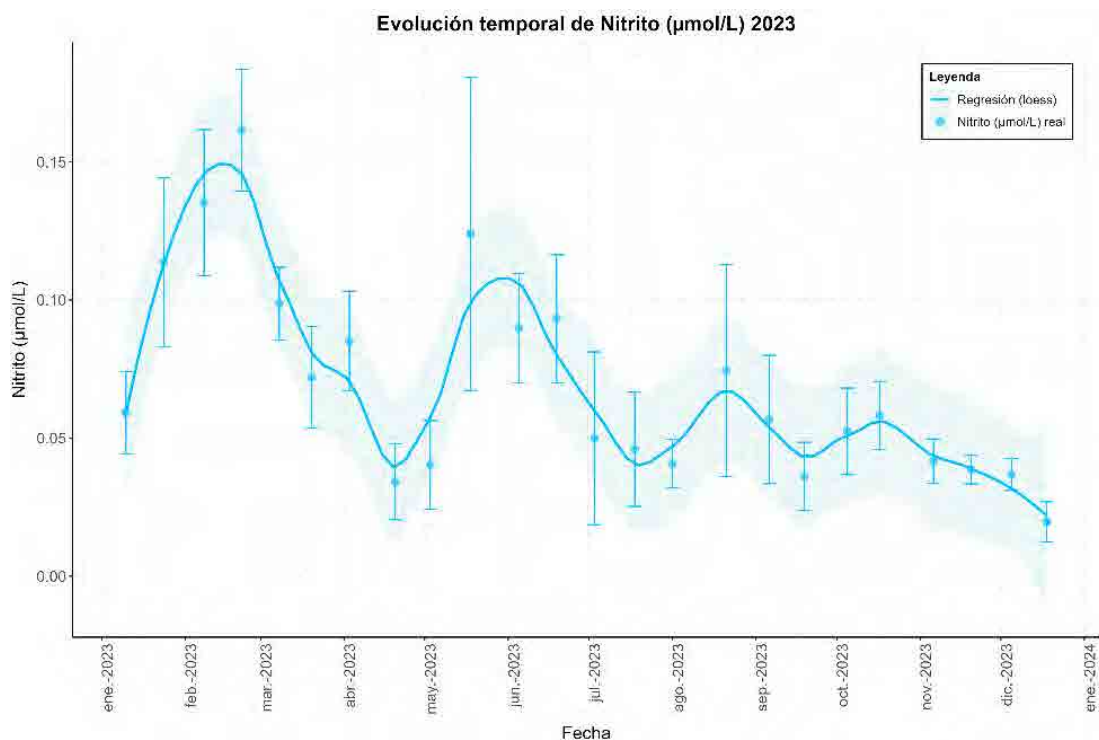


Figura 5.10. Evolución temporal de la concentración media de nitrito ($\mu\text{mol NO}_2^-/\text{L}$) en 2023. Las barras de error indican el error estándar.

Tabla 5.4. Variación estacional de la concentración de nitrito ($\mu\text{mol NO}_2^-/\text{L}$) en el Mar Menor durante 2023.

| | Media | Error estándar | Min. | Max. |
|-----------|-------|----------------|-------|------|
| Invierno | 0.10 | 0.01 | 2e-03 | 0.63 |
| Primavera | 0.08 | 0.01 | 0 | 1.47 |
| Verano | 0.05 | 0.01 | 0 | 0.84 |
| Otoño | 0.04 | 4e-03 | 5e-04 | 0.41 |

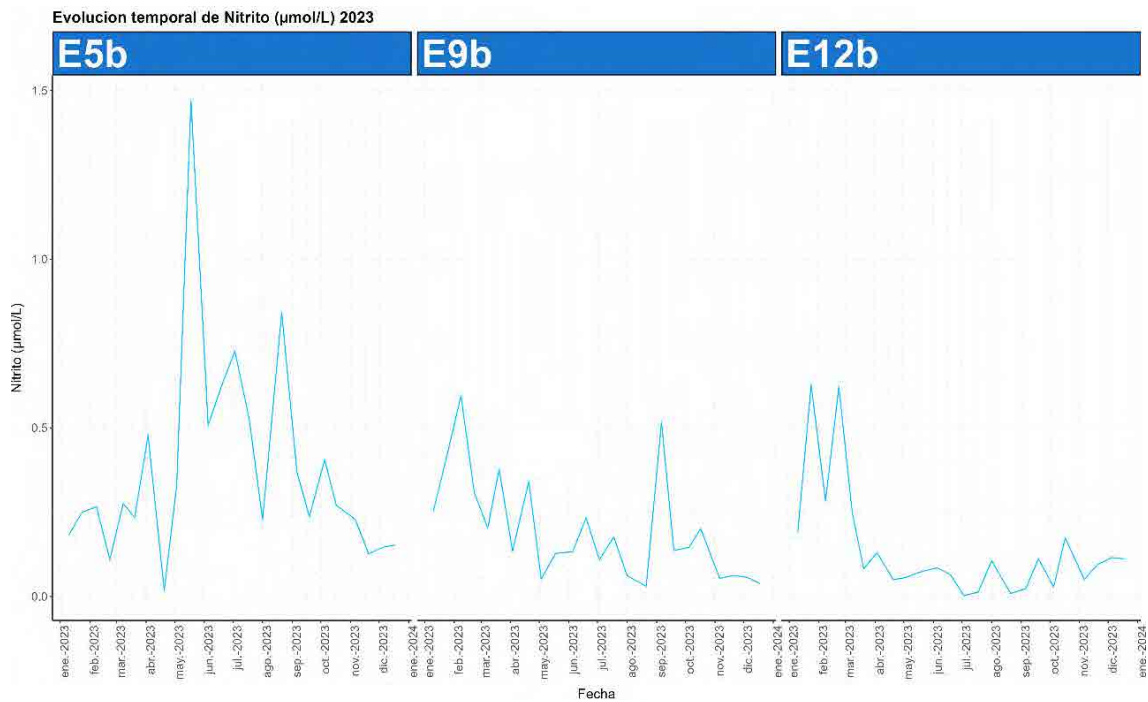


Figura 5.11. Evolución temporal de la concentración de nitrito ($\mu\text{mol/L NO}_2^-$) en las estaciones E05b, E09b y E12b.

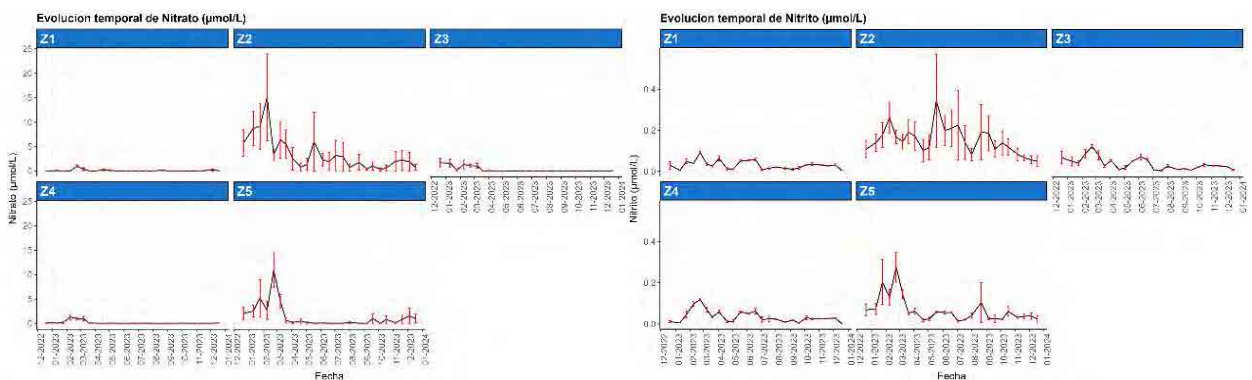


Figura 5.12. Izquierda: evolución temporal de nitrato ($\mu\text{mol/L NO}_3^-$) en 2023 representado por zonas. Derecha: evolución temporal de nitrito ($\mu\text{mol/L NO}_2^-$) en 2023 representado por zonas. Las barras de error indican el error estándar.

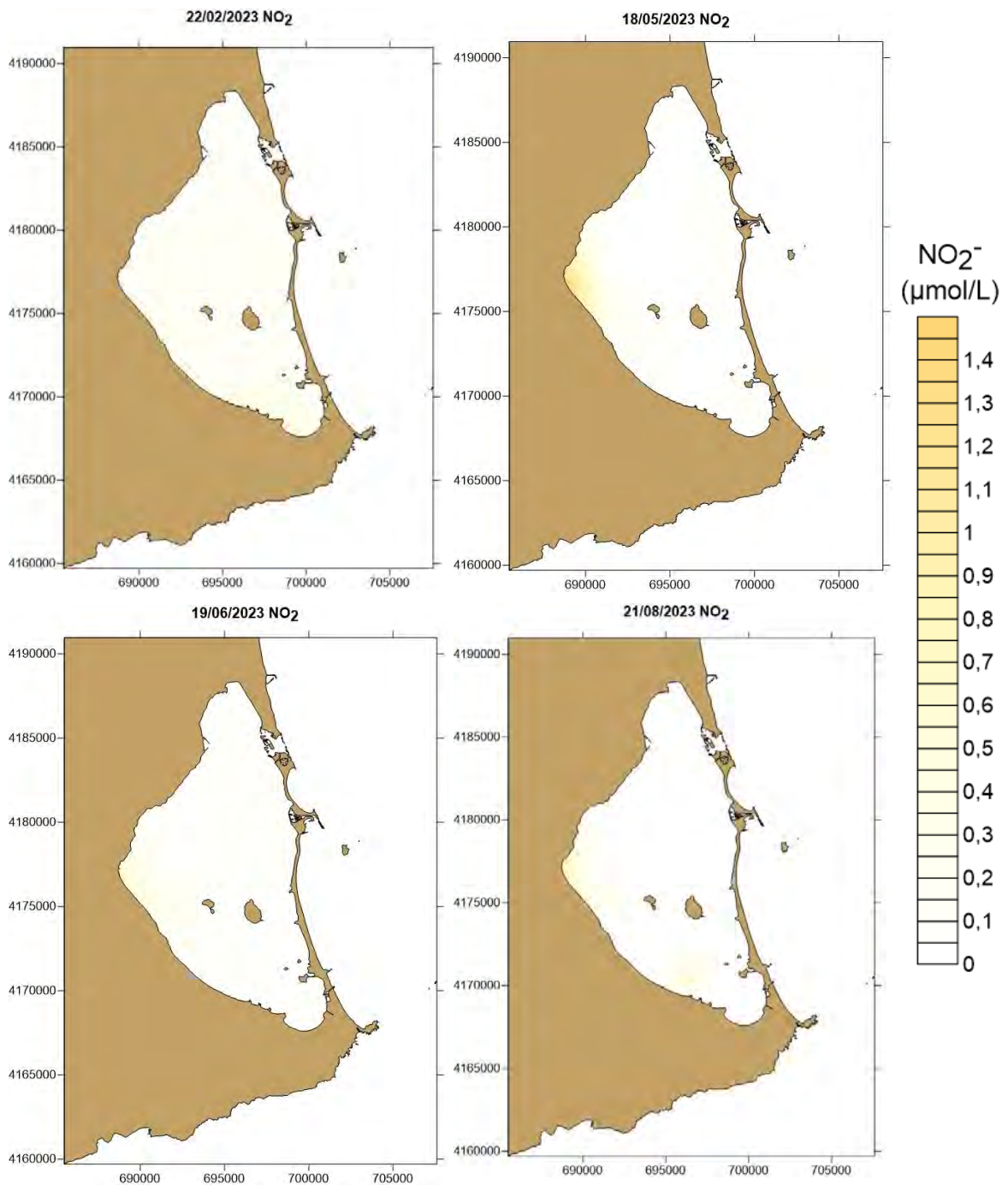


Figura 5.13. Distribución horizontal de las principales entradas de nitrito ($\mu\text{mol/L NO}_2^-$) a lo largo de 2023.

5.3.3. Amonio

La concentración de amonio en la columna de agua en 2023 ha presentado un patrón temporal similar al encontrado en 2022 y opuesto al patrón observado en 2021 (Fig. 5.14), con valores de concentración media sensiblemente más bajos que en años anteriores (tabla 5.5). En 2021 la concentración media fue de $0.75 \pm 0.08 \mu\text{mol NH}_4^+/\text{L}$, mostrando

diferencias estacionales con los valores más bajos en invierno de $0.16 \mu\text{mol NH}_4^+/\text{L}$ y de $0.39 \mu\text{mol NH}_4^+/\text{L}$ durante los meses de primavera y verano previos al episodio de hipoxia. En agosto y septiembre de 2021 se observaron valores medios de $3.45 \mu\text{mol NH}_4^+/\text{L}$. En 2022, la concentración media de amonio en la laguna fue de $1.24 \pm 0.07 \mu\text{mol NH}_4^+/\text{L}$, mostrando diferencias estacionales, pero siendo superior los valores de invierno y primavera ($2.27 \pm 0.13 \mu\text{mol NH}_4^+/\text{L}$ y $1.58 \pm 0.16 \mu\text{mol NH}_4^+/\text{L}$, respectivamente) y menos variable en verano y otoño ($0.57 \pm 0.03 \mu\text{mol NH}_4^+/\text{L}$ y $0.64 \pm 0.08 \mu\text{mol NH}_4^+/\text{L}$, respectivamente).

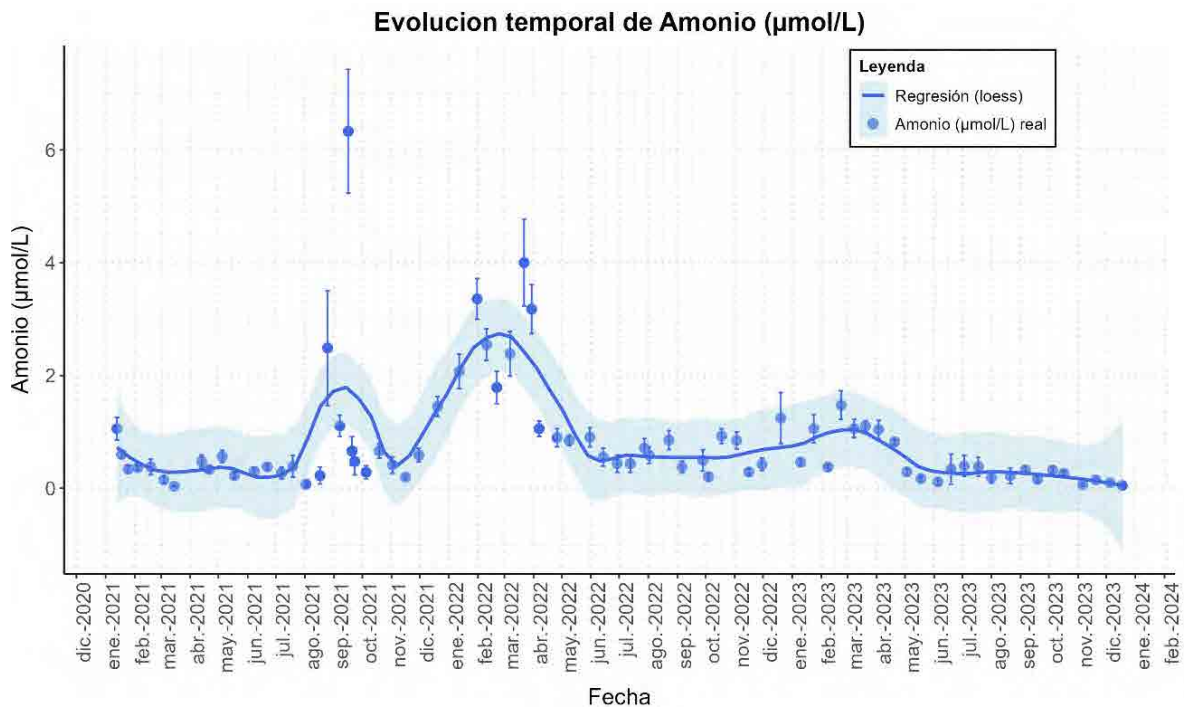


Figura 5.14. Evolución temporal de la concentración media de amonio ($\mu\text{mol NH}_4^+/\text{L}$) entre 2021 y 2023. Las barras de error indican el error estándar.

Tabla 5.5. Variación interanual de la concentración de amonio ($\mu\text{mol NH}_4^+/\text{L}$) en el Mar Menor en los últimos años.

| | Media | Error estándar | Min. | Max. |
|------|-------|----------------|-------|-------|
| 2016 | 4.25 | 0.26 | 1e-04 | 31.33 |
| 2017 | 10.56 | 0.39 | 1e-04 | 47.89 |
| 2018 | 4.14 | 0.18 | 0 | 36.94 |
| 2019 | 1.61 | 0.10 | 0 | 15.75 |
| 2020 | 2.74 | 0.13 | 0 | 18.62 |
| 2021 | 0.75 | 0.08 | 0 | 20.08 |
| 2022 | 1.24 | 0.07 | 1e-03 | 14.77 |
| 2023 | 0.45 | 0.03 | 3e-03 | 7.00 |

En 2023 la concentración media de amonio en la laguna ha sido de $0.45 \pm 0.03 \mu\text{mol NH}_4^+/\text{L}$, mostrando también diferencias estacionales (tabla 5.6). La concentración media más alta se detectó en invierno con un valor de $0.98 \pm 0.09 \mu\text{mol NH}_4^+/\text{L}$, seguida de la de primavera con un valor de $0.46 \pm 0.06 \mu\text{mol NH}_4^+/\text{L}$ y disminuyendo a lo largo del año con concentraciones en verano y otoño de $0.27 \pm 0.05 \mu\text{mol NH}_4^+/\text{L}$ y $0.16 \pm 0.02 \mu\text{mol NH}_4^+/\text{L}$, respectivamente (Fig. 5.15).

Tabla 5.6. Variación estacional de la concentración de amonio ($\mu\text{mol NH}_4^+/\text{L}$) en el Mar Menor en 2023.

| | Media | Error estándar | Min. | Max. |
|-----------|-------|----------------|-------|------|
| Invierno | 0.98 | 0.09 | 0.06 | 9.39 |
| Primavera | 0.46 | 0.06 | 4e-03 | 7.00 |
| Verano | 0.27 | 0.05 | 3e-03 | 4.46 |
| Otoño | 0.16 | 0.02 | 4e-03 | 1.70 |

A lo largo de 2023 se han detectado dos picos importantes de amonio. El primero se observó el día 24 de enero, con una concentración media de $1.06 \pm 0.25 \mu\text{mol NH}_4^+/\text{L}$ debido principalmente al valor alto de la estación E11, frente a la rambla de El Beal, con $5.87 \mu\text{mol NH}_4^+/\text{L}$. El segundo pico comenzó el 22 de febrero, alcanzando la concentración media más alta para este año, con un valor de $0.15 \pm 0.25 \mu\text{mol NH}_4^+/\text{L}$, debido a las altas concentraciones en las estaciones E05b, E09b y E17 ($6.71 \mu\text{mol NH}_4^+/\text{L}$, $3.94 \mu\text{mol NH}_4^+/\text{L}$ y $2.49 \mu\text{mol NH}_4^+/\text{L}$, respectivamente). Los valores se mantuvieron relativamente altos durante los dos meses siguientes, con concentraciones medias de $1.06 \pm 0.16 \mu\text{mol NH}_4^+/\text{L}$ el 8 de marzo, $1.10 \pm 0.10 \mu\text{mol NH}_4^+/\text{L}$ el 20 de marzo y $1.04 \pm 0.16 \mu\text{mol NH}_4^+/\text{L}$ el 3 de abril. A partir de este momento, la concentración media de amonio cayó drásticamente y comenzó una dinámica con oscilaciones siempre por debajo de $0.4 \mu\text{mol NH}_4^+/\text{L}$, si bien, localmente, el 19 de junio la estación E05b con $7.01 \mu\text{mol NH}_4^+/\text{L}$ alcanzó el valor más alto de 2023.

Aunque la complejidad de las interacciones hace que sea necesario realizar análisis más precisos, los resultados sugieren, en una primera aproximación, que el patrón seguido por el amonio tiende a mostrar un desfase o retardo con el del nitrato (Fig. 5.16), asociado, muy probablemente, al consumo del nitrato por parte del fitoplancton y la excreción de amonio por parte de los consumidores.

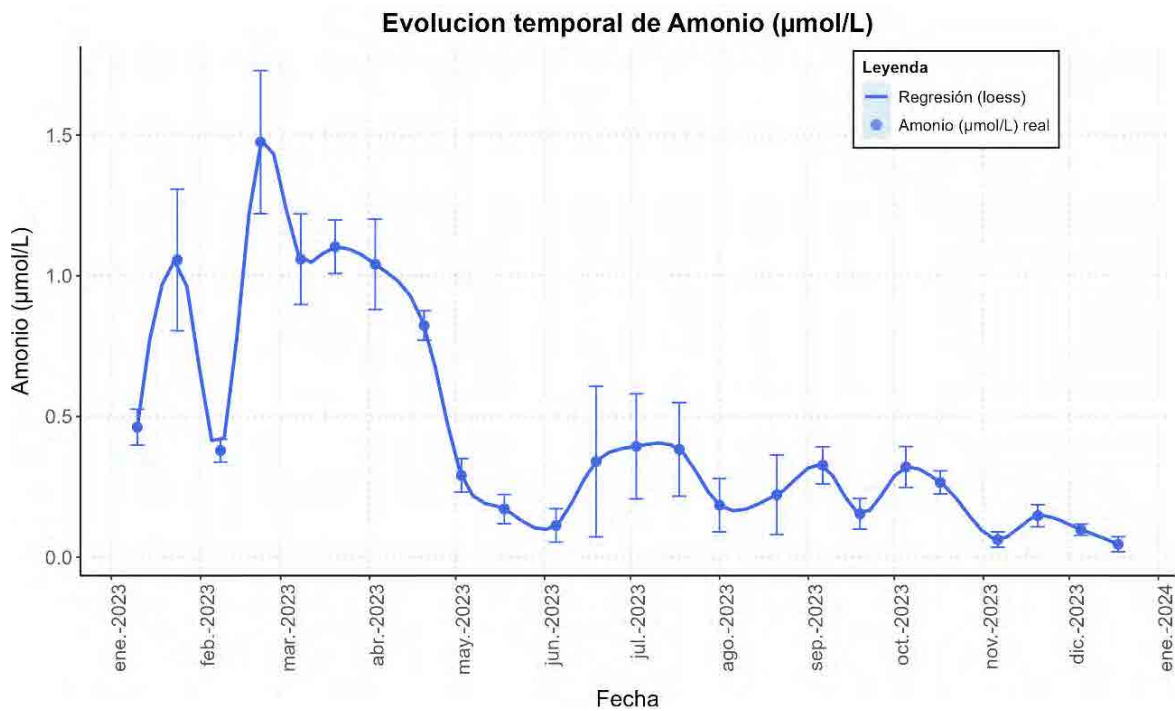


Figura 5.15. Evolución temporal de la concentración media de amonio ($\mu\text{mol NH}_4^+/\text{L}$) en 2023. Las barras de error indican el error estándar.

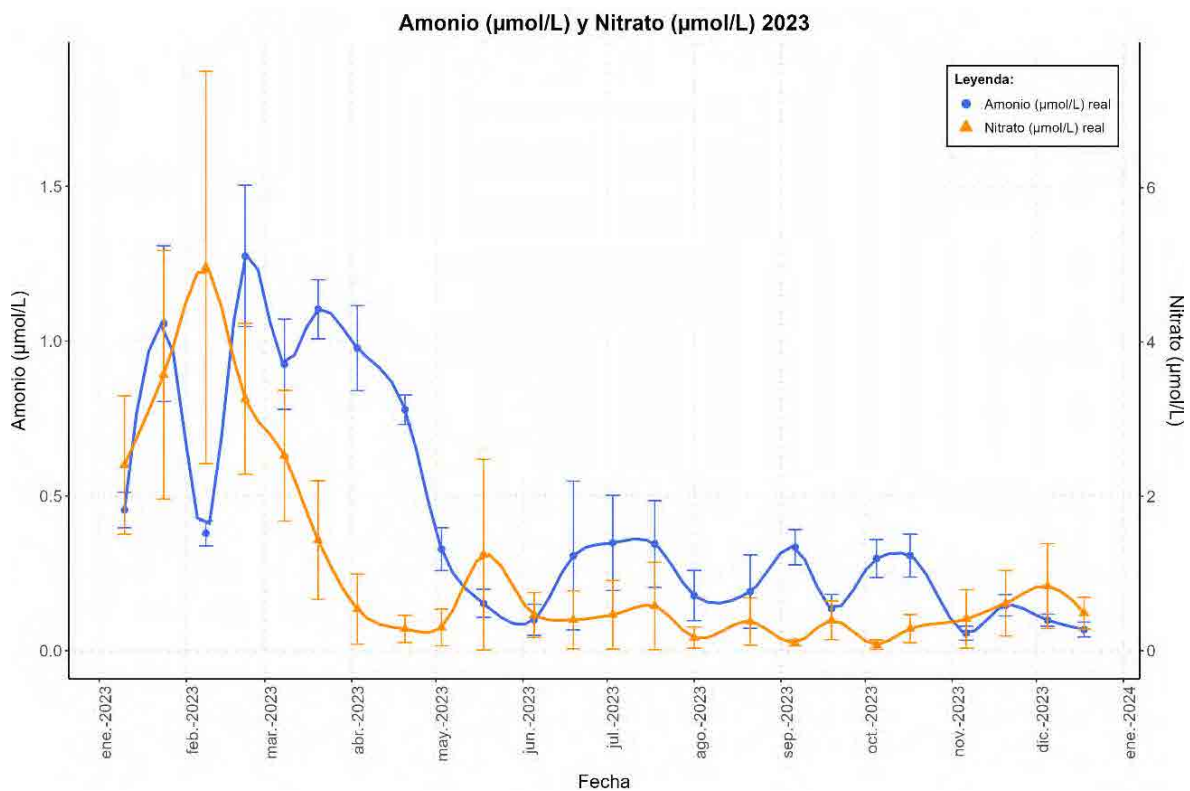


Figura 5.16. Evolución temporal de las concentraciones medias de amonio ($\mu\text{mol NH}_4^+/\text{L}$) y nitrato ($\mu\text{mol NO}_3^-/\text{L}$) en 2023. La barra de error representa el error estándar.

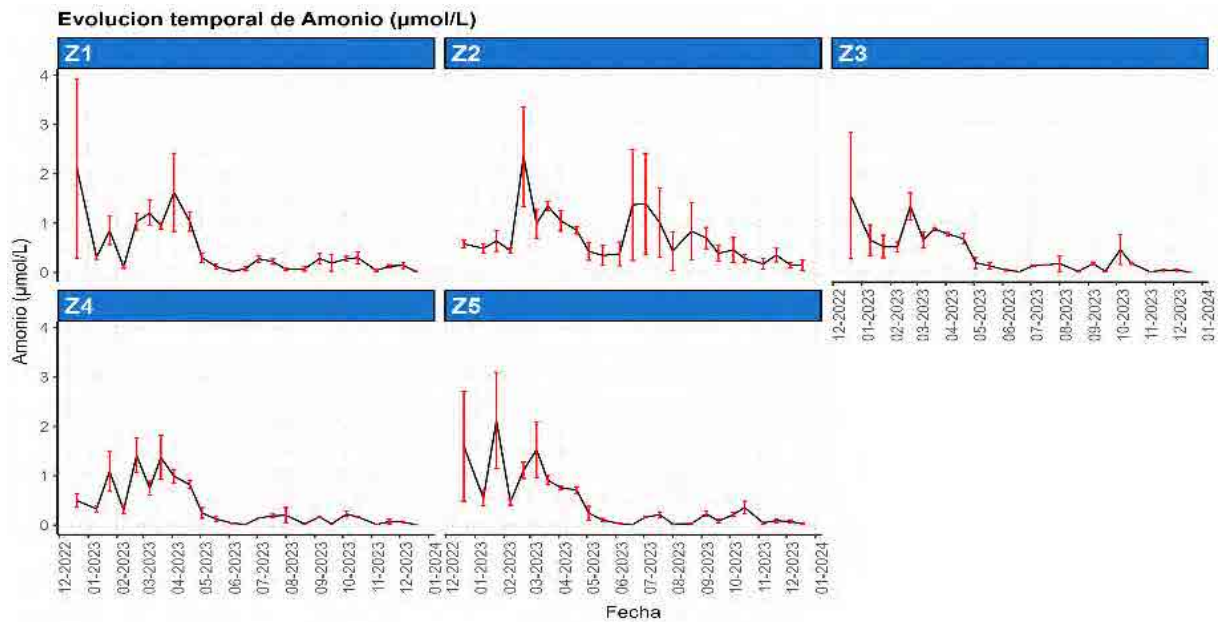


Figura 5.17. Evolución temporal en 2023 de la concentración media de amonio ($\mu\text{mol NH}_4^+/\text{L}$) en las 5 zonas en las que se ha dividido el Mar Menor. Las barras de error indican el error estándar.

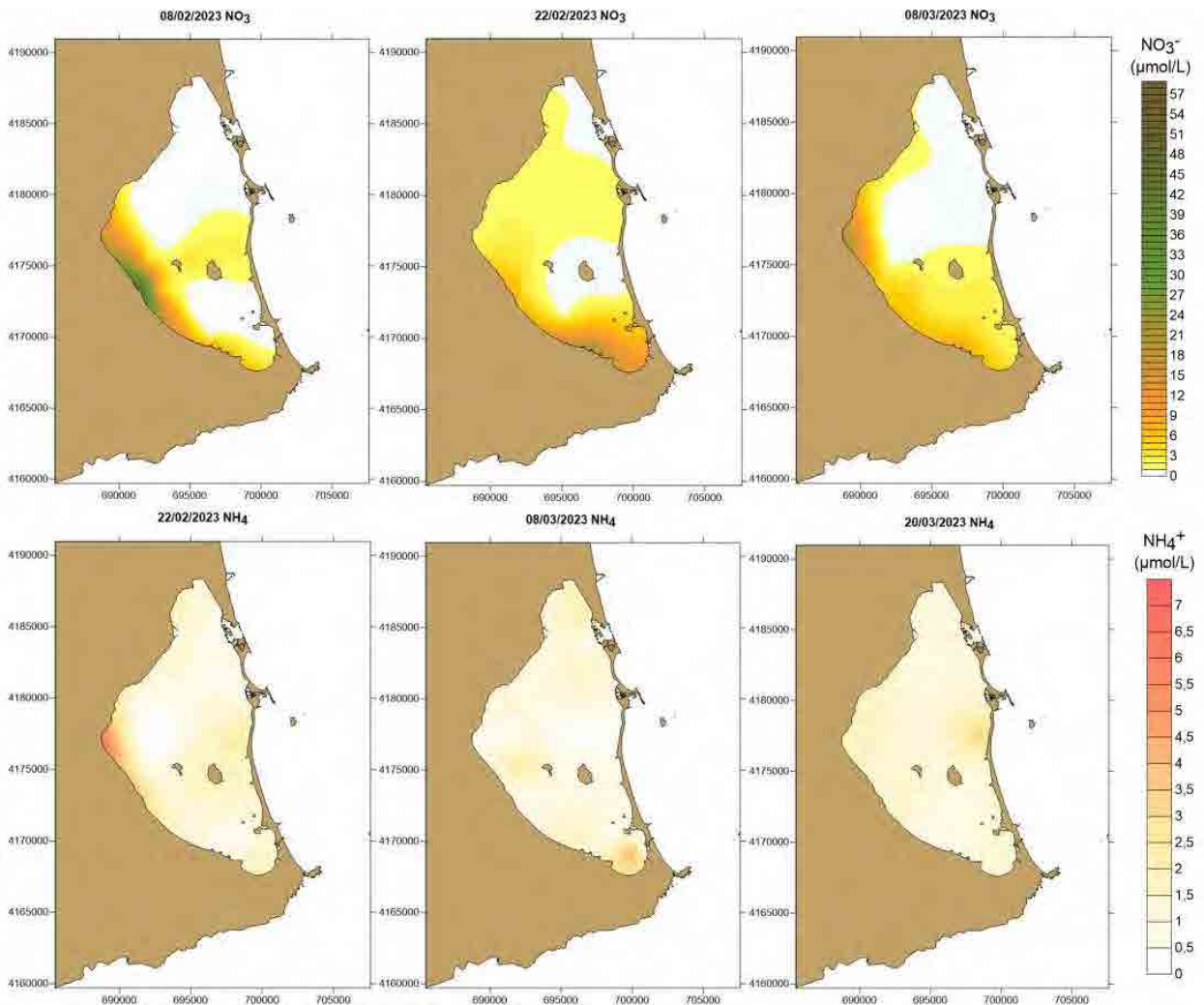


Figura 5.18. Evolución de la distribución horizontal de las concentraciones de nitrato ($\mu\text{mol NO}_3^-/\text{L}$) (arriba) y amonio ($\mu\text{mol NH}_4^+/\text{L}$) (abajo) en los meses de invierno de 2023.



5.3.4. Fosfato

La concentración media de fosfato en la laguna en 2023 es similar a la concentración medida en 2022, y más baja que en los últimos años estudiados con un valor promedio de $0.11 \pm 4e-03 \mu\text{mol PO}_4^{3-}/\text{L}$ (tabla 5.7).

El fosfato muestra patrones estacionales marcados, muy asociados a la ocupación urbana durante los periodos vacacionales de primavera y verano y a la duración del periodo ocupacional en base a la climatología de cada año. Durante 2021 se observaron de forma especialmente intensa estas diferencias estacionales entre invierno, primavera y verano, presentando concentraciones medias de $0.11 \pm 0.01 \mu\text{mol PO}_4^{3-}/\text{L}$, $0.09 \pm 0.01 \mu\text{mol PO}_4^{3-}/\text{L}$ y $0.32 \pm 0.02 \mu\text{mol PO}_4^{3-}/\text{L}$, respectivamente. Las principales entradas de este nutriente tuvieron lugar por la ribera interna de las cubetas central, especialmente vinculadas a la rambla de El Albuñón y sur (zonas Z2 y Z5 respectivamente). No obstante, entre ambas zonas existe un patrón estacional diferente. La zona Z2 tiende a mostrar concentraciones algo más elevadas y más picos de entrada en invierno y primavera, como los detectados en marzo, abril y mayo, muy vinculados a los aportes de la rambla de El Albuñón. A partir de mayo, ambas zonas empiezan a incrementar su concentración de fosfato, con picos más numerosos y marcados en la zona Z5, el 2 y 25 de agosto, mientras que la Z2 muestra un incremento más progresivo hasta el máximo del 25 de agosto. Este patrón coincide con lo observado en 1997, al inicio de los primeros síntomas del proceso de eutrofización (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2002, 2019b; Fernández-Alías *et al.*, 2020).

Tabla 5.7. Variación interanual de la concentración de fosfato ($\mu\text{mol PO}_4^{3-}/\text{L}$) en el Mar Menor en los últimos años.

| Año | Media | Error estándar | Min. | Max. |
|------|-------|----------------|-------|------|
| 2016 | 1,35 | 0,09 | 3e-04 | 7,27 |
| 2017 | 0,31 | 0,01 | 3e-04 | 3,88 |
| 2018 | 0,16 | 0,02 | 3e-04 | 7,33 |
| 2019 | 0,26 | 0,01 | 1e-04 | 2,81 |
| 2020 | 0,23 | 0,01 | 1e-04 | 1,29 |
| 2021 | 0,17 | 0,01 | 1e-04 | 2,53 |
| 2022 | 0,11 | 0,01 | 1e-03 | 5,33 |
| 2023 | 0,11 | 4e-03 | 0,01 | 0,57 |

En 2022 el patrón estacional fue menos marcado, con los picos de primavera ($0.14 \pm 0.21 \mu\text{mol PO}_4^{3-}/\text{L}$), verano ($0.15 \pm 0.42 \mu\text{mol PO}_4^{3-}/\text{L}$) y otoño ($0.11 \pm 0.09 \mu\text{mol PO}_4^{3-}/\text{L}$) de intensidad semejante, y concentraciones más bajas en invierno ($0.067 \pm 0.064 \mu\text{mol PO}_4^{3-}/\text{L}$). Los picos de concentración más intensos se produjeron en los meses de marzo y abril principalmente propiciados por las abundantes lluvias y por un evento inusual de intrusión de calimas que también pueden aportar fósforo por deposición atmosférica tanto

en la superficie lagunar, como en la cuenca vertiente que posteriormente puede ser arrastrada por las lluvias. En el primer pico se alcanzó un valor medio de $0.27 \pm 0.47 \mu\text{mol PO}_4^{3-}/\text{L}$ con los valores más altos en las estaciones E05b y E09b. Este fósforo, al constituir el factor limitante de la producción primaria en dicho periodo se asimiló de una manera rápida por el sistema. El segundo pico registrado, ocurrido el 7 de abril de 2022, tuvo una distribución más homogénea por toda la superficie lagunar sin que se detectaran entradas focalizadas en la costa, lo que sugiere su asociación con las calimas (Pérez-Ruzafa, 2023).

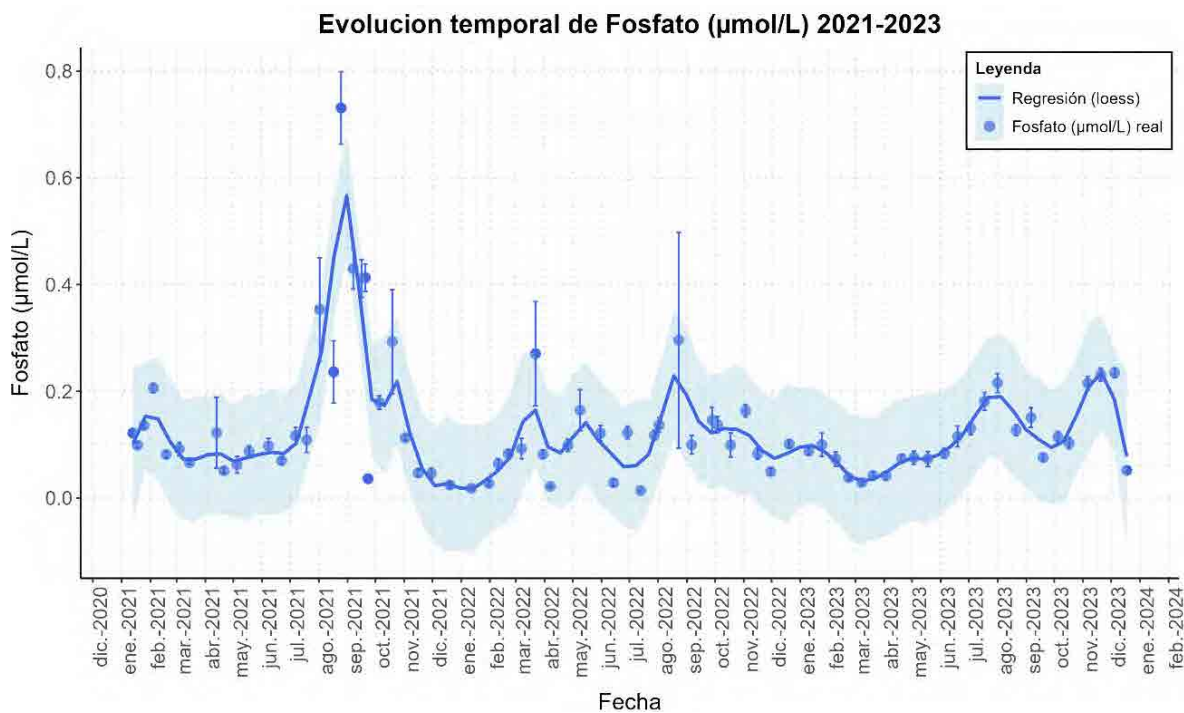


Figura 5.19. Evolución temporal de la concentración media de fosfato ($\mu\text{mol PO}_4^{3-}/\text{L}$) entre 2021 y 2023. Las barras de error indican el error estándar.

Durante 2023 las fluctuaciones estacionales en la concentración media de fosfato en la laguna se han desplazado hacia los meses de verano y otoño. Los valores más bajos se registraron en invierno y primavera ($0.07 \pm 4\text{e-}03 \mu\text{mol PO}_4^{3-}/\text{L}$ y $0.08 \pm 5\text{e-}03 \mu\text{mol PO}_4^{3-}/\text{L}$, respectivamente) y los más elevados en verano ($0.15 \pm 0.01 \mu\text{mol PO}_4^{3-}/\text{L}$) y otoño ($0.18 \pm 0.01 \mu\text{mol PO}_4^{3-}/\text{L}$) (tabla 5.8). La aparición de un pico otoñal especialmente marcado puede asociarse con las temperaturas particularmente altas que se han registrado este año y que han podido dar lugar a un periodo extraordinario de ocupación sostenido en las semanas previas a las vacaciones de Navidad, lo que unido a la menor concentración de nitrato haciendo que el fósforo deje de ser el factor limitante, haya favorecido que no fuera consumido en su totalidad y su distribución haya terminado extendiéndose de forma homogénea prácticamente por toda la laguna (Fig. 5.21). De este modo, mientras que las entradas registradas a principios de año y en los periodos previos a las épocas vacacionales están muy focalizadas en los núcleos urbanos de la ribera suroccidental, la distribución del

fosfato en los meses de verano y otoño es mucho más extensa. Además, el hecho de que la cubeta norte muestre una menor vinculación entre áreas urbanas y entradas de fósforo puede ser un indicador del grado de implementación o condiciones de funcionamiento de las redes de saneamiento y de su interacción con el nivel freático. Estos aspectos necesitan ser comprobados con análisis más detallados y datos cuantitativos de ocupación urbana, tanto permanente como de fin de semana.

Tabla 5.8. Variación estacional de la concentración de fosfato ($\mu\text{mol/L PO}_4^{3-}$) en el Mar Menor en las diferentes estaciones del año 2023.

| | Media | Error estándar | Min. | Max. |
|-----------|-------|----------------|------|------|
| Invierno | 0,07 | 4e-03 | 0,01 | 0,47 |
| Primavera | 0,08 | 5e-03 | 0,01 | 0,57 |
| Verano | 0,15 | 0,01 | 0,04 | 0,53 |
| Otoño | 0,18 | 0,01 | 0,03 | 0,39 |

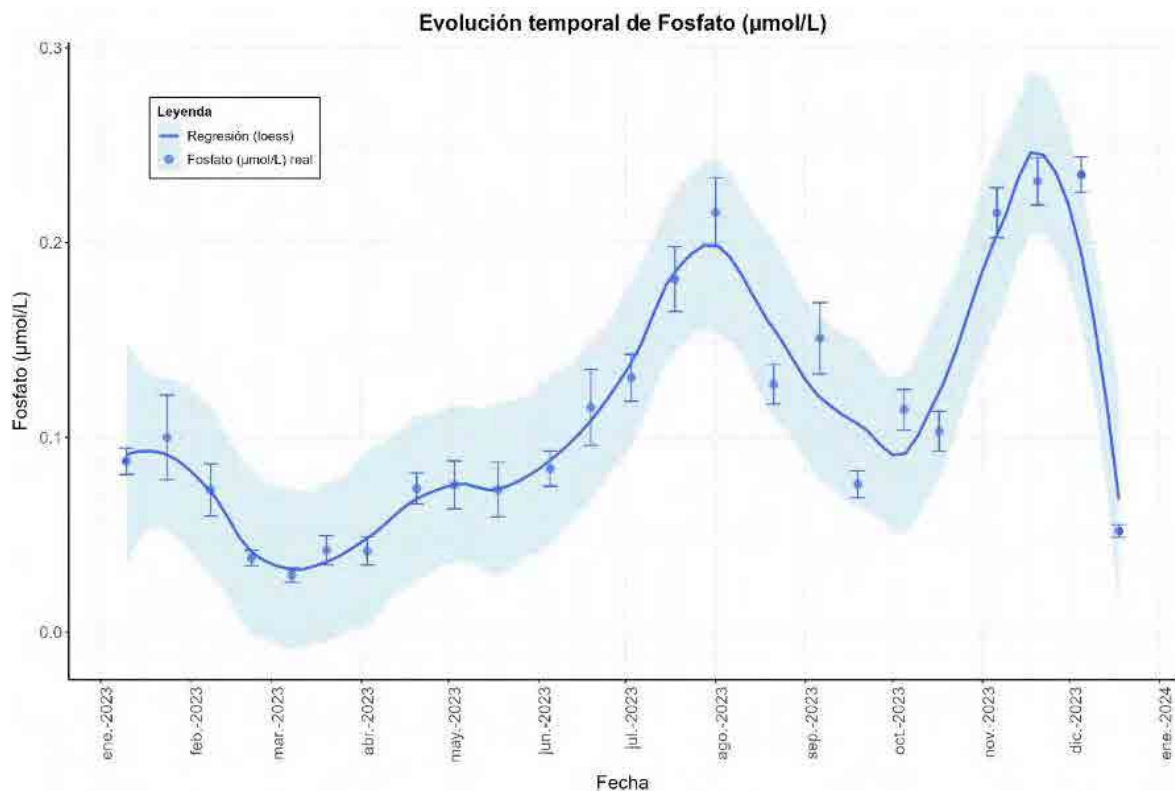


Figura 5.20. Evolución temporal de la concentración media de fosfato ($\mu\text{mol/L PO}_4^{3-}$) en 2023. Las barras de error indican el error estándar.

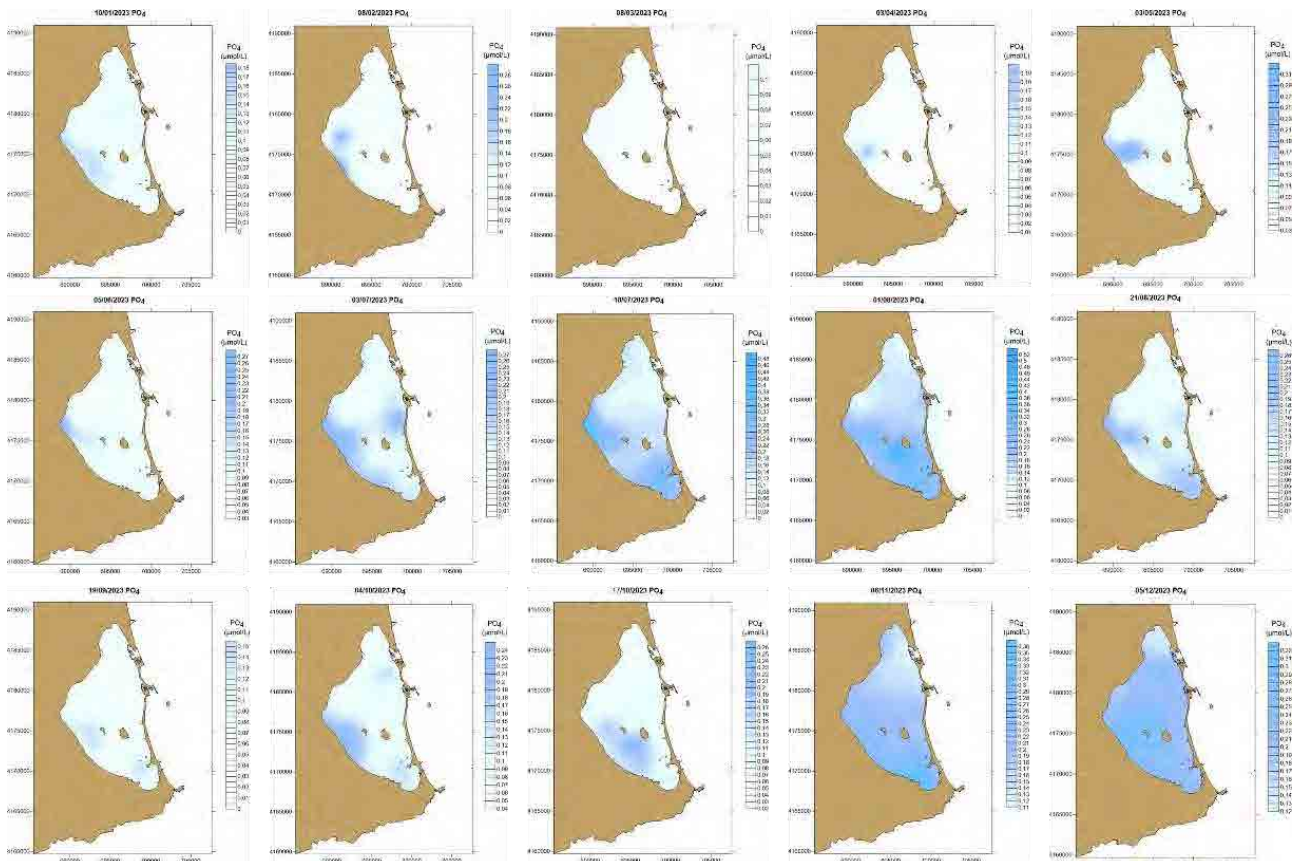


Figura 5.21. Evolución de la distribución horizontal de las concentraciones de fosfato ($\mu\text{mol PO}_4^{3-}/\text{L}$) en el Mar Menor en 2023.

5.3.5. Silicato

El silicato (SiO_4^{4-}) es utilizado por las diatomeas para construir su pared celular, por lo que puede actuar como factor limitante del crecimiento de este grupo en determinados momentos si su disponibilidad es escasa. De este modo, su incremento puede ser un estímulo para la proliferación del fitoplancton, mientras que su disminución puede ir asociada a su absorción por parte de las células para construir caparzones en los momentos de proliferación del fitoplancton. Su concentración en la laguna tradicionalmente aumenta en el periodo de mayo a septiembre (Gilabert, 2001), lo que coincide con lo observado durante los distintos años monitorizados (Fig. 5.22) y particularmente en 2021, con las fases de aumento y máximos coincidiendo con el aumento de la fracción del zooplancton de menos de $200 \mu\text{m}$, especialmente copépodos (Fernández-Alías *et al.*, 2022; Pérez-Ruzafa, 2023). De este modo, la concentración media de silicato en la laguna en 2021 fue de $6.32 \pm 0.24 \mu\text{mol SiO}_4^{4-}/\text{L}$, con $2.74 \pm 0.11 \mu\text{mol SiO}_4^{4-}/\text{L}$ en invierno, $3.58 \pm 0.24 \mu\text{mol SiO}_4^{4-}/\text{L}$ en primavera, $12.89 \pm 0.21 \mu\text{mol SiO}_4^{4-}/\text{L}$ en verano y $3.22 \pm 0.45 \mu\text{mol SiO}_4^{4-}/\text{L}$ en otoño.

En 2022, este nutriente alcanzó concentraciones más altas que en 2021, manteniendo un patrón estacional semejante. Así, la concentración media de silicato en 2022 fue de 10.40

$\pm 0.39 \mu\text{mol SiO}_4^{4-}/\text{L}$ (tabla 5.9), con los valores más bajos en invierno, con $2.00 \pm 0.13 \mu\text{mol SiO}_4^{4-}/\text{L}$, y los valores más altos en verano y en otoño, con $23.88 \pm 0.66 \mu\text{mol SiO}_4^{4-}/\text{L}$ y $10.74 \pm 0.40 \mu\text{mol SiO}_4^{4-}/\text{L}$, respectivamente.

Tabla 5.9. Variación interanual de la concentración de silicato ($\mu\text{mol SiO}_4^{4-}/\text{L}$) en el Mar Menor en los últimos años.

| Año | Media | Error estándar | Min. | Max. |
|------|-------|----------------|-------|--------|
| 2016 | 68,60 | 2,65 | 1e-04 | 150,87 |
| 2017 | 92,21 | 3,25 | 1,28 | 313,81 |
| 2018 | 32,23 | 1,29 | 1e-04 | 134,52 |
| 2019 | 9,59 | 0,63 | 1e-04 | 79,79 |
| 2020 | 11,16 | 0,38 | 1e-04 | 110,80 |
| 2021 | 6,32 | 0,24 | 1e-04 | 29,24 |
| 2022 | 10,40 | 0,39 | 1e-03 | 47,49 |
| 2023 | 11,27 | 0,33 | 0,32 | 42,48 |

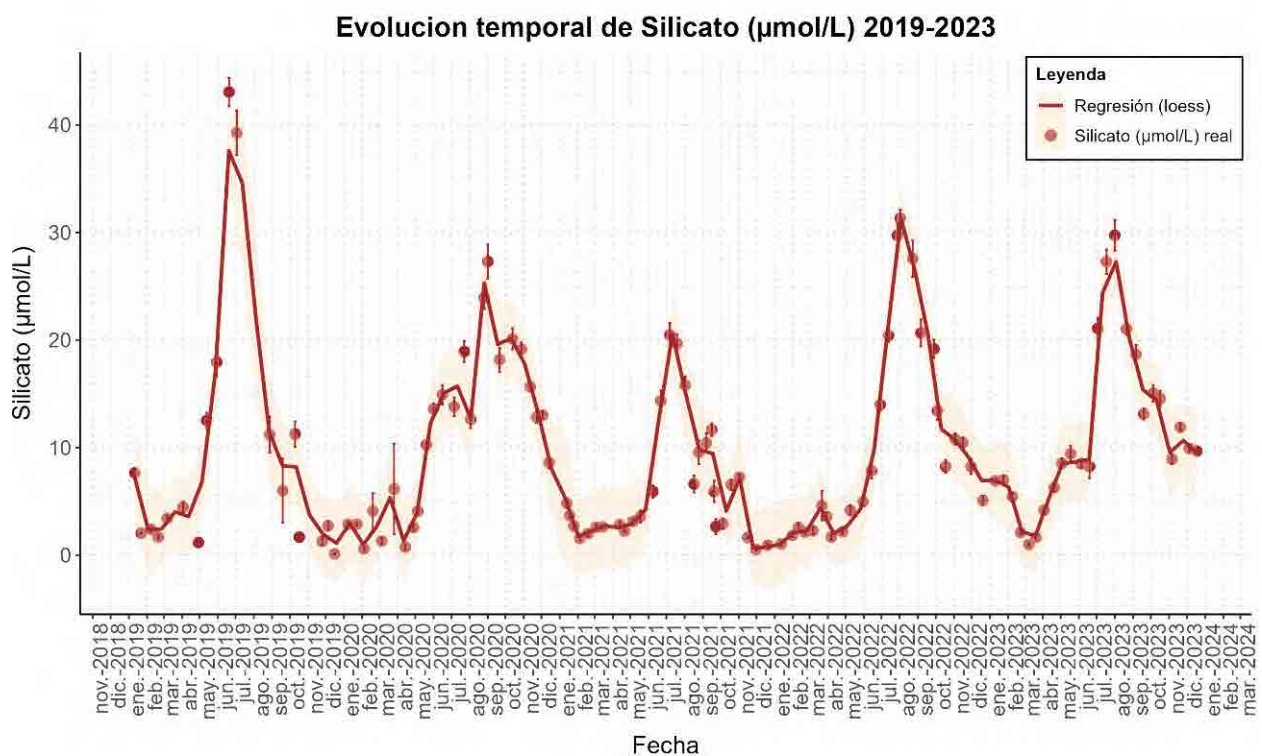


Figura 5.22. Evolución temporal de la concentración media de silicato ($\mu\text{mol SiO}_4^{4-}/\text{L}$) desde 2019 hasta 2023. La barra de error indica el error estándar.

En 2023, la concentración media de silicato en la laguna ha sido de las más elevadas de los últimos 5 años, con un valor de $11.27 \pm 0.33 \mu\text{mol SiO}_4^{4-}/\text{L}$ (aunque con valores máximos más bajos), siguiendo la misma estacionalidad que años anteriores (Figs. 5.22 y 5.23). Las concentraciones medias más altas se han producido en verano y otoño, con valores de $21.84 \pm 0.59 \mu\text{mol SiO}_4^{4-}/\text{L}$ y $11.67 \pm 0.29 \mu\text{mol SiO}_4^{4-}/\text{L}$ respectivamente, seguido de la primavera con $7.51 \pm 0.29 \mu\text{mol SiO}_4^{4-}/\text{L}$ (tabla 5.10). Las concentraciones medias más altas

se han detectado en las campañas de los meses de julio y agosto, registrándose el valor más alto de silicato en la cubeta sur el 1 de agosto con 42.49 $\mu\text{mol SiO}_4^{4-}/\text{L}$ en la estación MA1 (Fig. 5.23).

Tabla 5.10. Variación estacional de la concentración de silicato ($\mu\text{mol/L SiO}_4^{4-}$) en el Mar Menor en 2023.

| | Media | Error estándar | Min. | Max. |
|-----------|-------|----------------|------|-------|
| Invierno | 4.10 | 0.20 | 0.32 | 9.96 |
| Primavera | 7.51 | 0.29 | 0.32 | 25.40 |
| Verano | 21.84 | 0.59 | 4.62 | 42.48 |
| Otoño | 11.67 | 0.29 | 3.62 | 20.50 |

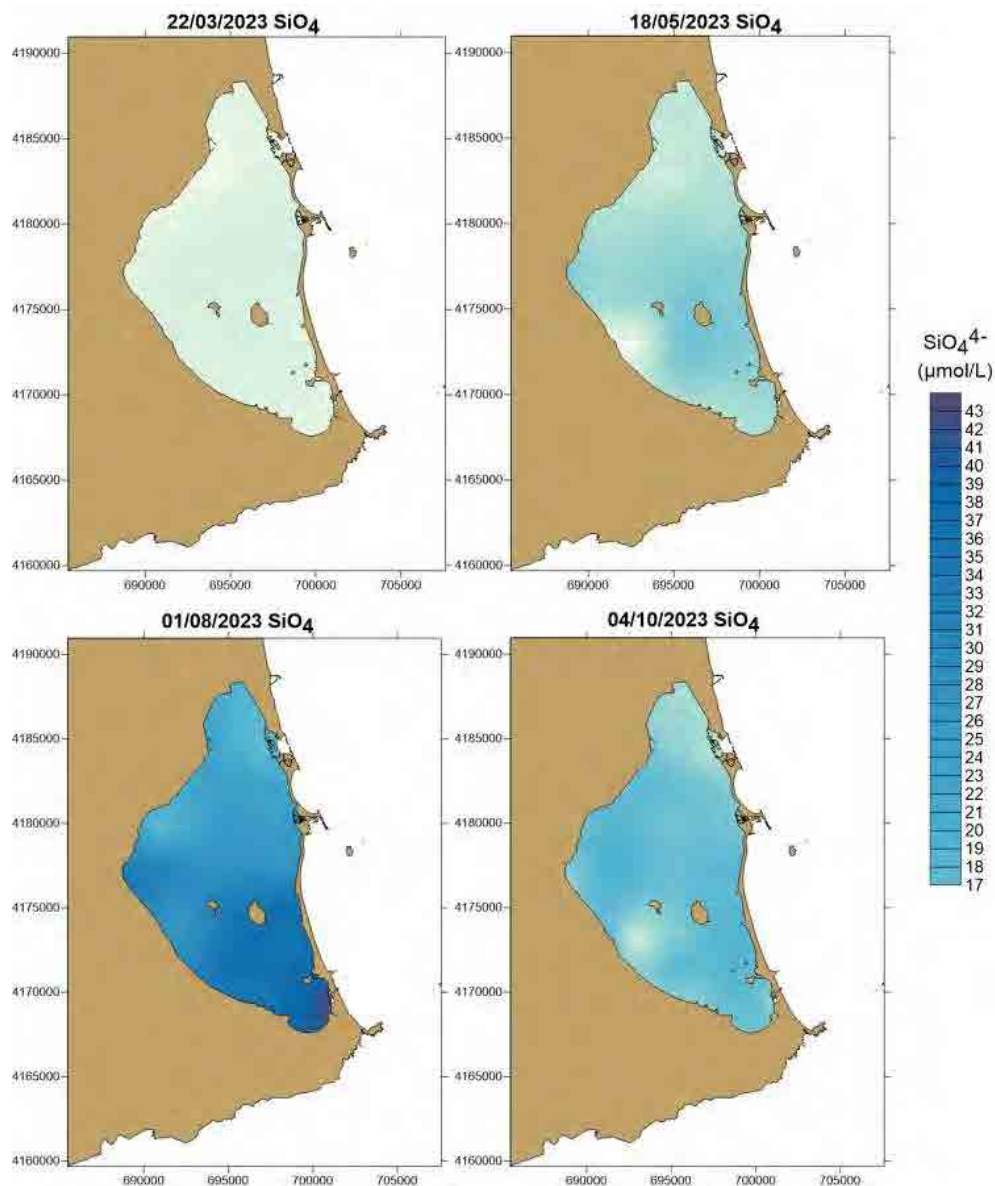


Figura 5.23. Variación temporal de la distribución horizontal de la concentración de silicato ($\mu\text{mol SiO}_4^{4-}/\text{L}$) en el Mar Menor durante 2023.

5.3.6. Relación de Redfield

La ratio de Redfield indica la relación elemental carbono:nitrógeno:fósforo encontrada en la composición corporal de los productores primarios. Por ello, la relación N/P presente en la columna de agua puede ser utilizada como un indicador de la disponibilidad relativa de nutrientes de cara a su máximo aprovechamiento por el fitoplancton y a su proliferación (Redfield, 1958). El valor considerado estándar de dicha relación en el caso del fitoplancton es 16 y valores más altos o bajos determinarían el nutriente limitante del crecimiento fitoplanctónico en cada momento. Un valor de la relación N/P mayor de 16 indica que el crecimiento vegetal estaría limitado por el fósforo, mientras que un valor menor a 16 indica que el nutriente limitante es el nitrógeno. La relación N/P se calcula como DIN/PO_4^{3-} , siendo DIN el sumatorio de NO_3^- , NO_2^- y NH_4^+ .

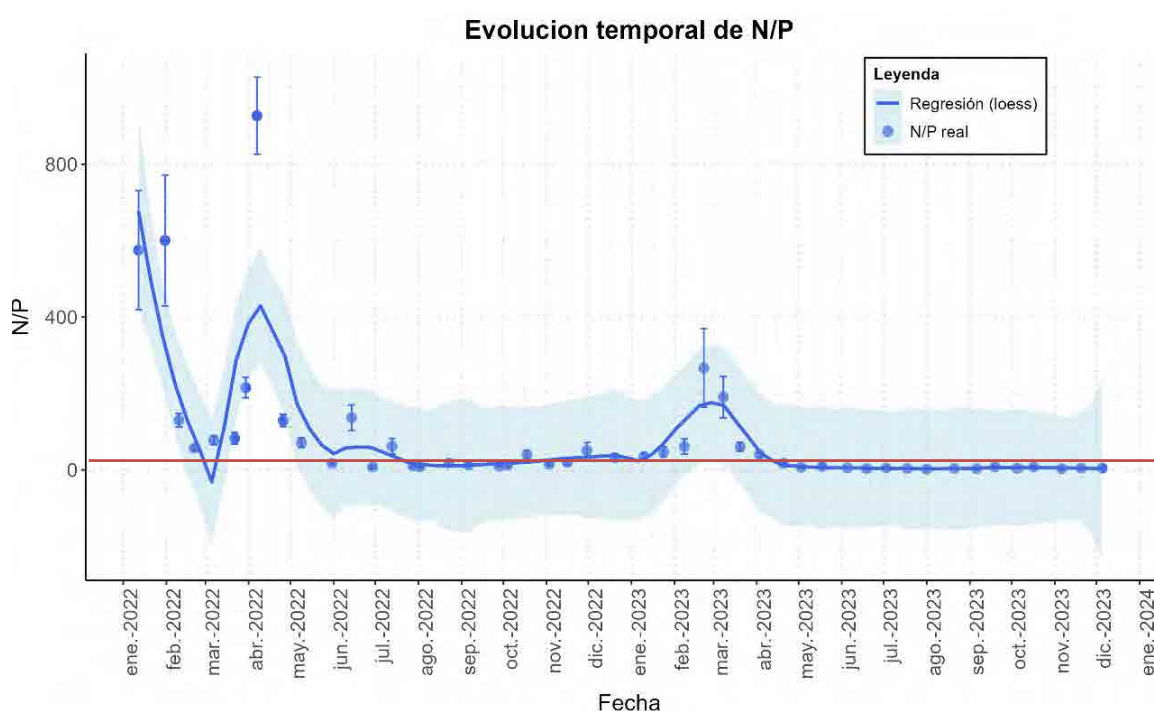


Figura 5.24. Evolución temporal de la ratio N/P durante 2022 y 2023. Las barras de error representan el error estándar. La línea roja corresponde al valor de la relación de Redfield.

Durante 2022, las distintas entradas de nitrógeno en la laguna, en general asociadas a las precipitaciones y los niveles del nivel freático, provocaron que el nutriente limitante fuera el fósforo especialmente en invierno y primavera. Durante el verano se produjo un menor aporte de nitrógeno, al ser la estación seca, y un mayor aporte de fósforo, debido a la entrada a través del freático de aguas de origen urbano en la cubeta sur del Mar Menor derivadas del aumento de la ocupación estival de viviendas, lo que provocó que el nutriente limitante en este caso pasara a ser el nitrógeno, favoreciendo su mayor consumo.

Por otra parte, la disponibilidad de silicato durante el verano de 2022 fue semejante a la de 2021, sin embargo, ese verano no se produjo una crisis distrófica como la ocurrida en 2021. Esto se debió a varios factores que actuaron sinérgicamente, por un lado, la reducción neta en las entradas de nitrógeno, limitando la proliferación del fitoplancton, el control *top-down* de la cadena trófica por parte de zooplancton gelatinoso, que había vuelto a ser abundante, y la efectividad en ese año de las operaciones de retirada de biomasa algal en las playas, iniciada a finales del invierno, que redujo la formación de materia orgánica particulada.

En 2023, el patrón de la ratio de N/P ha sido semejante al de 2022, pero con una menor carga relativa de N (Fig. 5.24). Durante el invierno y la primera mitad de la primavera de 2023, el fósforo ha sido nuevamente el nutriente limitante, con valores para la ratio muy superiores a 16. Durante la segunda mitad de la primavera, este indicador comenzó a disminuir drásticamente colocándose en valores inferiores a 16 lo que implicó un rápido consumo del N (Fig. 5.25), a pesar de que se mantenían las entradas de nitrato desde la cuenca vertiente (Fig. 5.9).

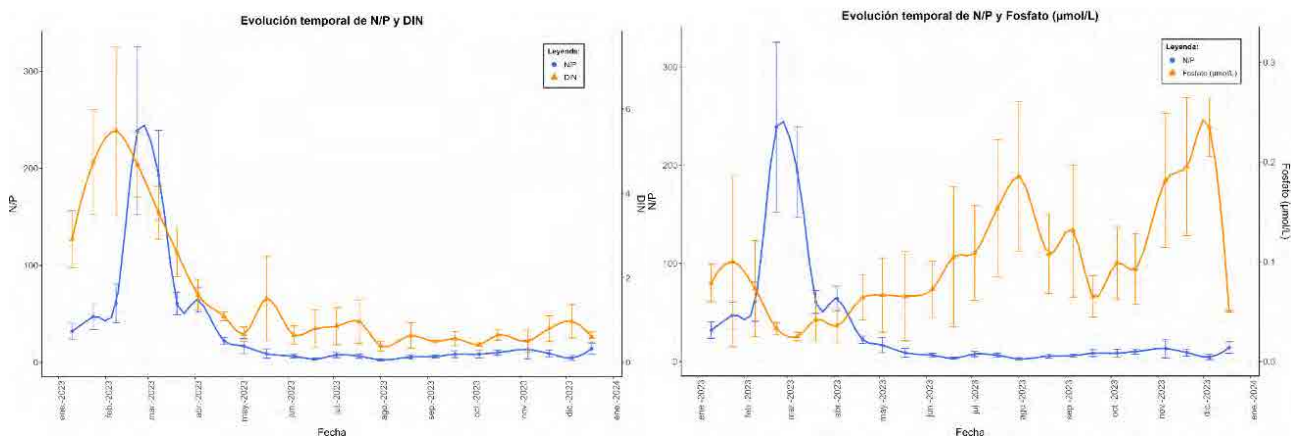


Figura 5.25. Izquierda: evolución temporal de la comparativa de la ratio N/P y DIN en 2023. Derecha: evolución temporal de la comparativa de la ratio N/P y concentración de fósforo en 2023.

5.4. *Clorofila a*

La concentración de clorofila *a* en la columna de agua es uno de los indicadores más conspicuos del estado trófico de un ecosistema ya que es el resultado de la existencia de un exceso de producción que ha sobrepasado, además, la capacidad reguladora de la red trófica. La aparición generalizada y sostenida en el tiempo de aguas verdes en la laguna, debida a la proliferación de fitoplancton ocurrida en 2016, fue la evidencia de una situación que se había iniciado 30 años antes. Desde entonces, la evolución del estado trófico del Mar Menor ha sido la típica de un proceso de eutrofización en el que un sistema con una gran capacidad de autorregulación termina viéndose desbordado por la presión de la



entrada continuada de agua dulce cargada en nutrientes cuando se produce la sinergia de varios factores (como la temperatura del agua, la demanda de oxígeno o la acumulación de materiales detríticos que concentran la actividad microbiana) y la recuperación de sus condiciones e integridad ecológica cuando alguno de esos factores de estrés reduce sus presiones.

Durante todo el año 2023, la concentración media de clorofila *a* se ha mantenido prácticamente por debajo de 2 µg/L (Fig. 5.26), salvo por dos incrementos puntuales ocurridos principalmente en estaciones aisladas (Fig. 5.27), llegando a 7.5 µg/L en capas superficiales de la estación E8 el 24 de enero. En la capa profunda se alcanzaron valores preocupantemente altos en mayo con valores de 22.57 µg/L y 15.6 µg/L en las estaciones E18 y E8, respectivamente, el 3 de mayo. Estos valores altos en las aguas profundas se repitieron el 19 de junio, con 16.85 µg/L y 10.45 µg/L en las localidades E18 y E8, respectivamente, y nuevamente el 1 de agosto en la estación E18, con 29.8 µg/L.

Afortunadamente, estas altas concentraciones, al estar localizadas en puntos muy concretos y de forma ocasional, no llegaron a tener un impacto significativo en la laguna. De hecho, a diferencia de los años anteriores (2021 y 2022), las concentraciones de clorofila *a* en 2023 han sido más estables, manteniendo generalmente valores inferiores en toda la columna de agua. Así, en 2023 no se produjeron picos tan acusados como en los veranos del año 2021 (agosto-noviembre) cuando tuvo lugar una crisis distrófica, o en agosto de 2022, en la que se llegaron a alcanzar concentraciones medias de clorofila *a* en torno a los 20 µg/L. Por el contrario, los valores medios máximos en 2023, alcanzados también en agosto en superficie, fueron de 2.87 ± 2.48 µg/L, y los valores medios máximos en el fondo, que se alcanzaron en mayo fueron de 2.45 ± 6.04 µg/L.

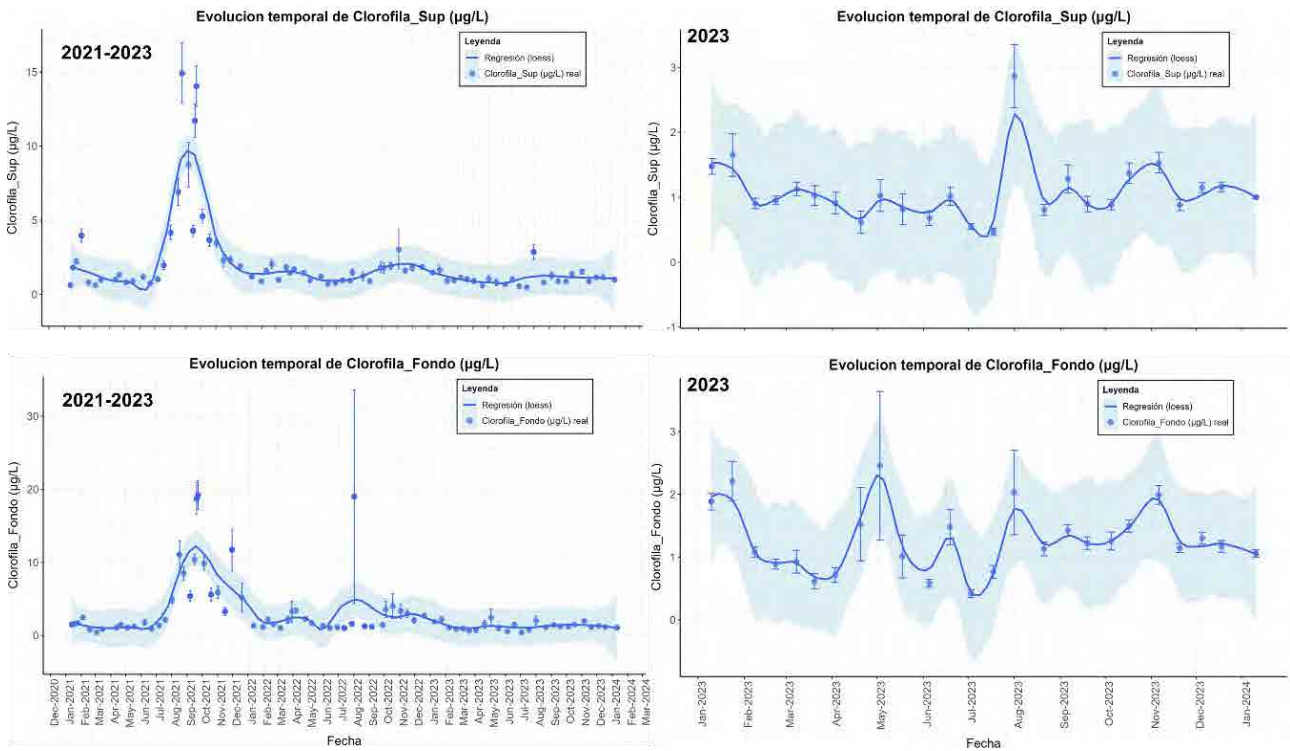


Figura 5.26. Evolución de la concentración de clorofila *a* en las capas superficiales (arriba) y profundas (abajo) de la columna de agua en el Mar Menor. A la izquierda se muestra la serie temporal desde enero de 2021 hasta 2023. A la derecha se muestra la dinámica en 2023, con mayor detalle. Los puntos corresponden a los valores medios de la laguna en cada campaña de muestreo, las barras verticales corresponden al error típico. La línea muestra el ajuste mediante el método *loess* (*'local regression'*), y el sombreado indica los intervalos (95%) de confianza.

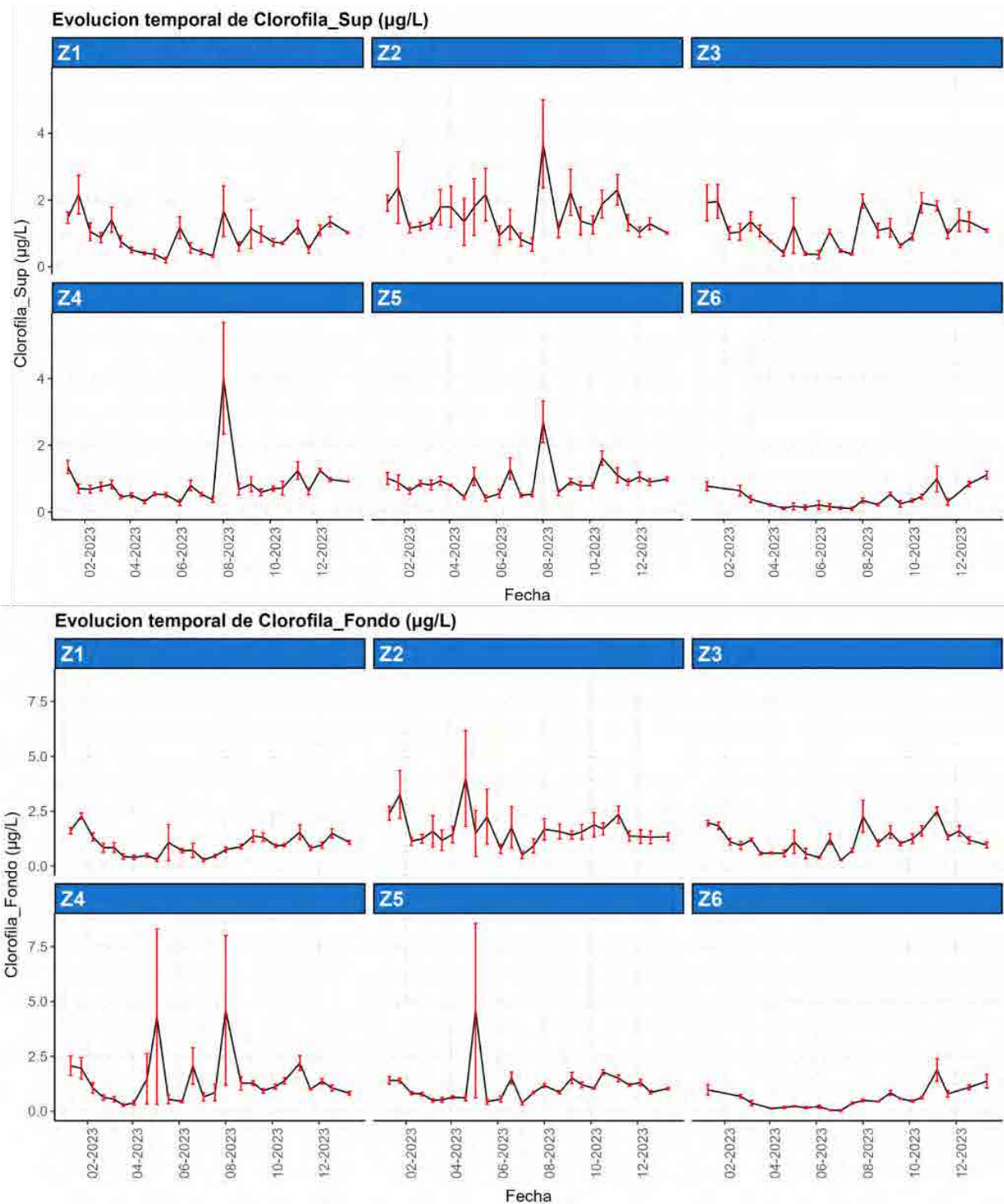


Figura 5.27. Concentración media de clorofila *a* por zonas en la superficie (arriba) y fondo (abajo) del Mar Menor a lo largo del año 2023. Los paneles indican la variación temporal de la concentración dentro de la zona norte (Z1), oeste (Z2), central (Z3), este (Z4) y sur (Z5), así como la zona mediterránea adyacente (Z6) como comparativa. Las barras de error indican el error estándar de los valores.

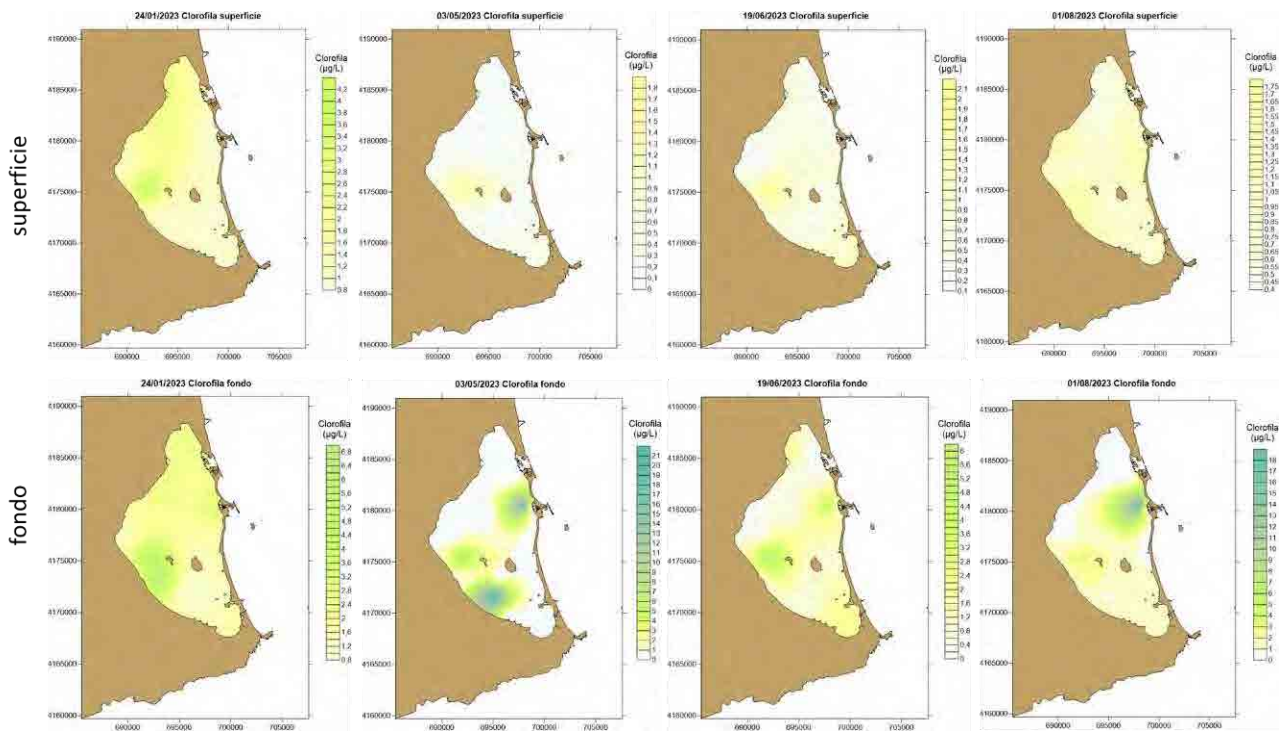


Figura 5.28. Mapas de valores interpolados de concentración de clorofila a para la capa superficial en agosto (izquierda) y para la capa profunda en mayo (derecha) del 2023, donde se aprecian los dos máximos de concentración que se registraron este año, alcanzados en estaciones cercanas a la costa dentro de la zona central de la laguna.

5.5. Oxígeno disuelto

La concentración de oxígeno disuelto en la columna de agua es el resultado del balance de los procesos que lo incorporan (disolución desde la atmósfera y producción fotosintética) y los que lo eliminan (pérdidas hacia la atmósfera y respiración de organismos). Las condiciones ambientales favorecen de distinta manera ambos procesos. Los vientos y las turbulencias favorecen la mezcla y disolución del oxígeno, especialmente en periodos fríos y cuando existe una presión parcial mayor en la atmósfera, mientras que las temperaturas elevadas favorecen su eliminación, tanto disminuyendo su solubilidad, como acelerando los procesos metabólicos que lo consumen. Por su parte, las condiciones de luz y los ciclos día noche, determinan la importancia relativa de la fotosíntesis, con producción neta de oxígeno, y la respiración que lo consume.

En los últimos años ha habido distintas ocasiones en las que estos equilibrios se han desbalanceado produciendo situaciones de déficit de oxígeno. Desde 2020, y hasta mediados de verano de 2021, la concentración de oxígeno en la columna de agua del Mar Menor se mantuvo en valores de saturación (> 100%). Sin embargo, a principios de agosto de 2021 sufrió un descenso hasta valores medios inferiores al 80% en las capas superficiales de la laguna e inferiores al 70% en las capas profundas, no recuperando valores próximos a saturación hasta noviembre de ese año (Fig. 5.29).

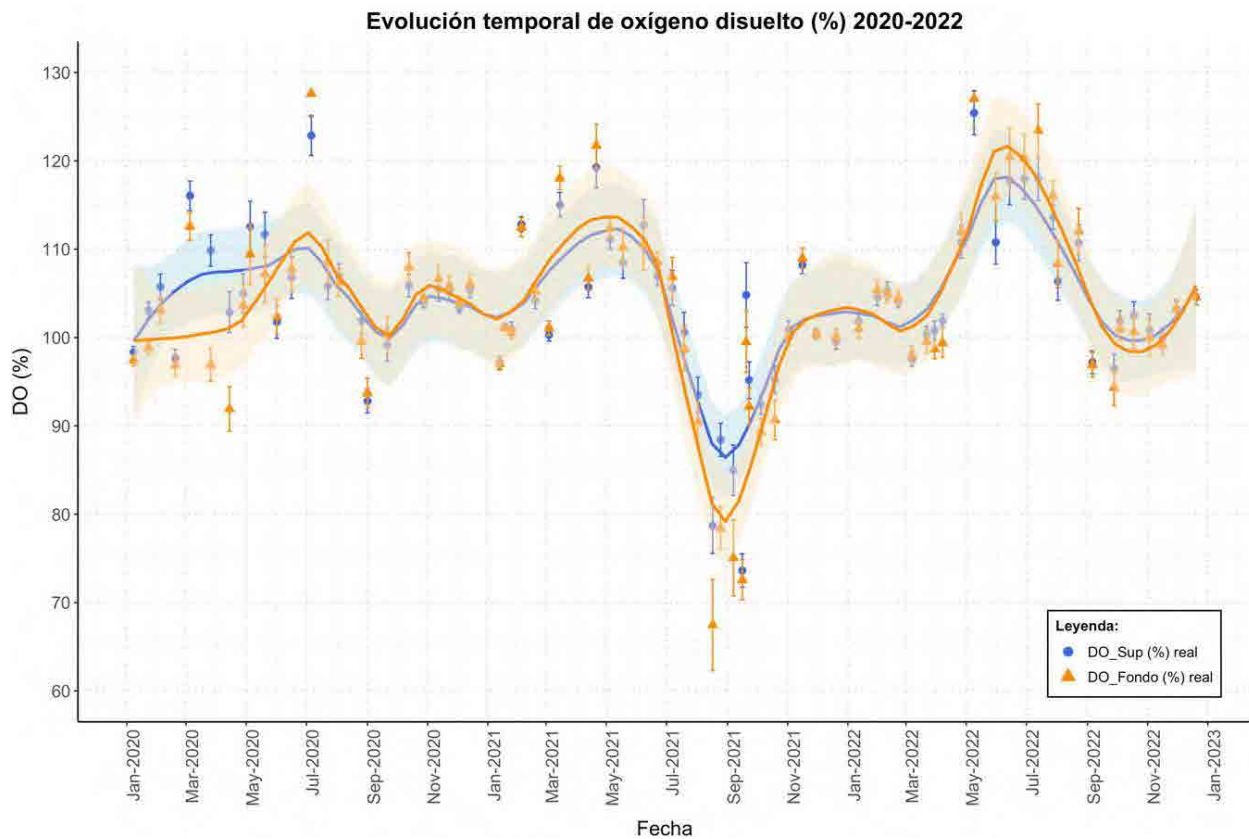


Figura 5.29. Evolución temporal de oxígeno disuelto en % de saturación desde 2020 hasta finales de 2022. La línea muestra el ajuste mediante el método *loess* ('*local regression*'), y el sombreado indica los intervalos (95%) de confianza.

Desde el inicio de 2022, el oxígeno disuelto se encontró prácticamente en saturación (>100%) durante todo el año, con situaciones incluso de hipersaturación, alcanzando hasta el 120% en junio, tanto en la capa superficial como en la del fondo.

En 2023, el oxígeno disuelto se ha mantenido también prácticamente en saturación (> 100%) durante todo el año (Fig. 5.30), pero con algunas bajadas en los meses de septiembre y octubre, en las que, no obstante, se mantuvo por encima 90% en superficie y del 85% en el fondo.

Las condiciones térmicas de la columna de agua, que determinan los valores de saturación, hacen que el patrón de los valores absolutos de concentración de oxígeno muestre una tendencia de disminución marcada, casi ininterrumpida, desde finales de invierno hasta principios de otoño. Tras el ligero incremento a principios de marzo, con el arranque de la floración fitoplanctónica y de macrófitos y cuando se alcanzaron los 8.79 mg/L registrados el 8 de marzo, los valores de concentración de oxígeno llegaron a un mínimo de 5.82 mg/L a principios de septiembre (Fig. 5.31). A partir de esta fecha, la concentración de oxígeno disuelto volvió a aumentar hasta recuperar los 8.11 mg/L registrados el 18 de diciembre.

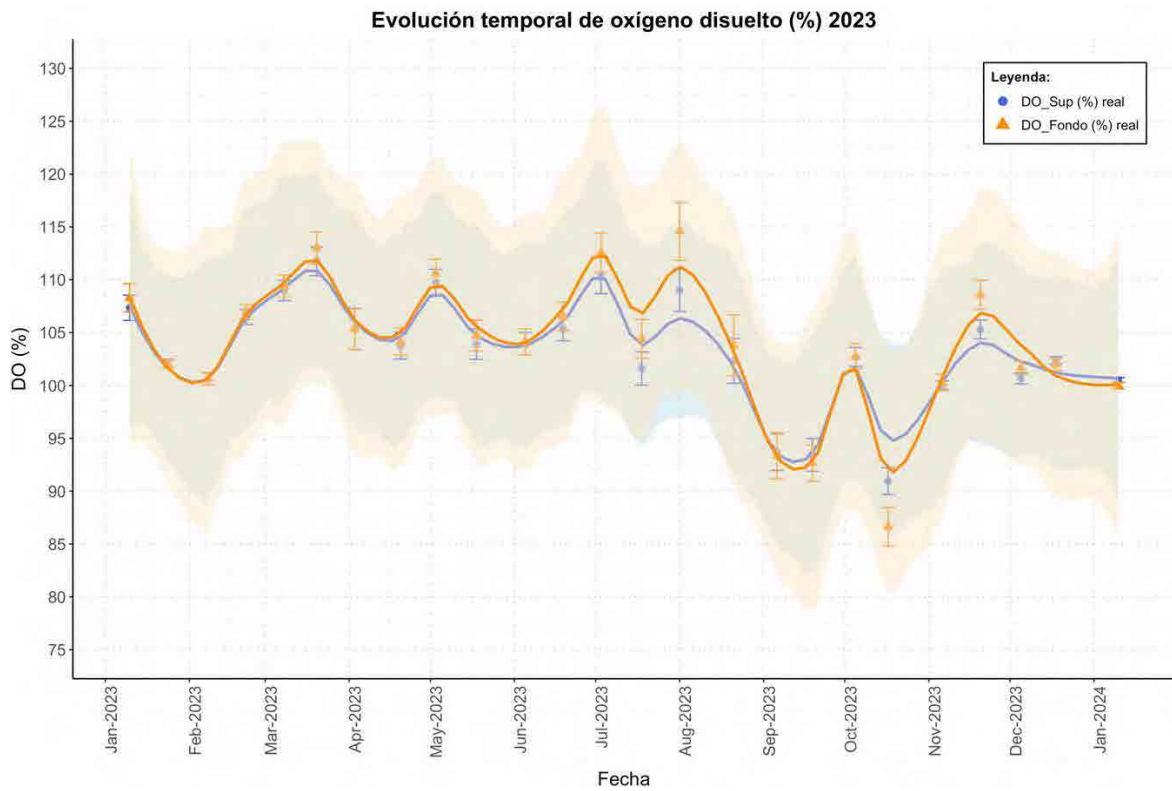


Figura 5.30. Evolución temporal de oxígeno disuelto en % de saturación durante 2023. La línea muestra el ajuste mediante el método *loess* ('*local regression*'), y el sombreado indica los intervalos (95%) de confianza.

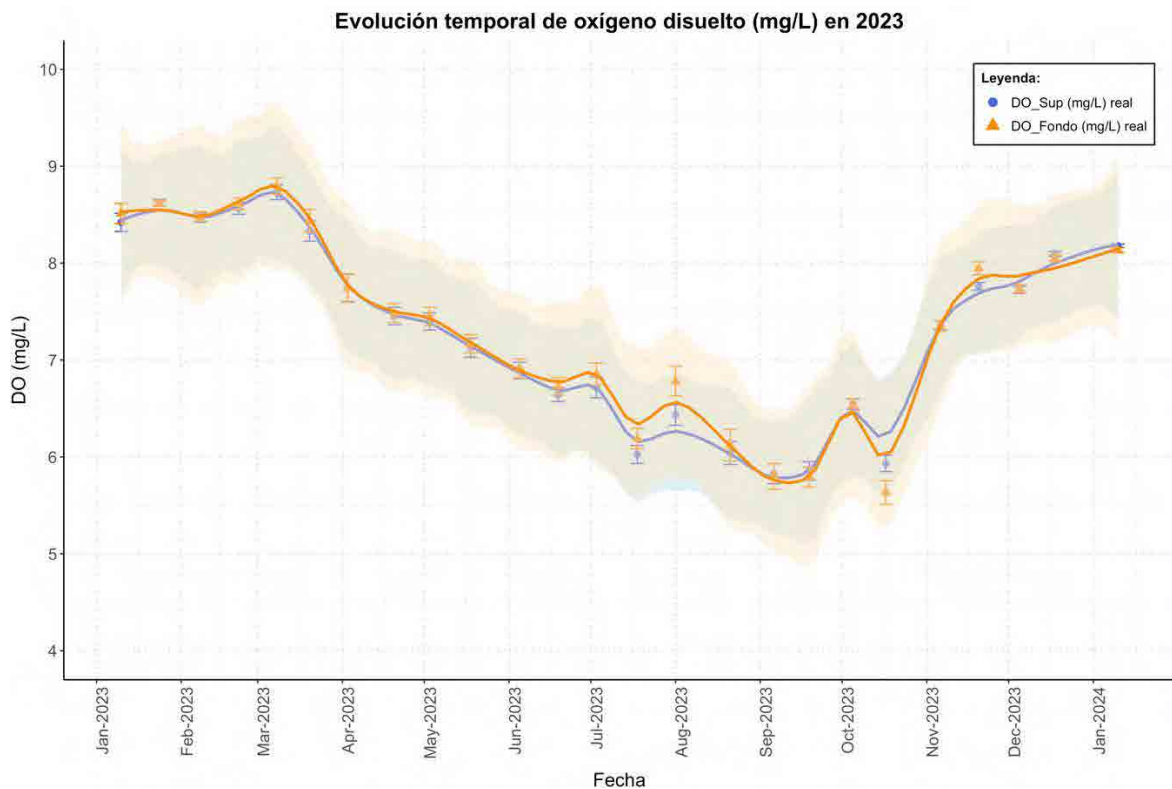


Figura 5.31. Evolución temporal de la concentración absoluta de oxígeno disuelto en mg/L durante 2023.

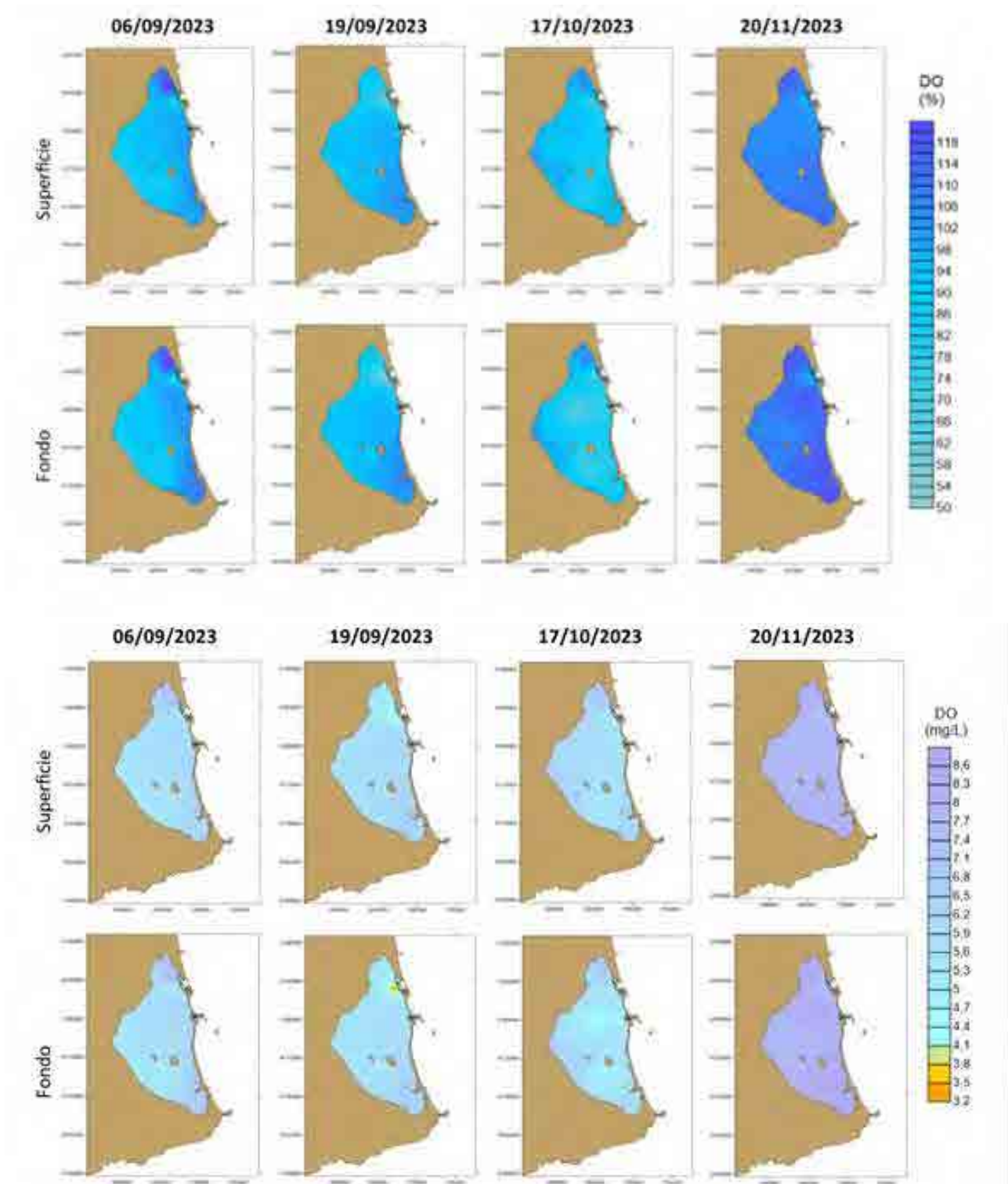


Figura 5.32. (Arriba) Evolución de la distribución horizontal del porcentaje de saturación de oxígeno disuelto en superficie y fondo del Mar Menor en los meses de septiembre, octubre y noviembre de 2023. (Abajo) Evolución de la distribución horizontal de la concentración absoluta (mg/L) de oxígeno disuelto en superficie y fondo del Mar Menor en los meses de septiembre, octubre y noviembre de 2023.

A nivel local, al igual que en 2022 y en años anteriores, durante 2023 los valores más bajos de oxígeno disuelto se han detectado, a partir del inicio de la primavera (Fig. 5.33) y a lo largo del verano (Fig. 5.34), en las áreas próximas a las acumulaciones de algas y de descomposición de materia orgánica en las principales zonas de entrada de agua y nutrientes y en las encañizadas, cuando se observó resuspensión de sedimentos. En particular, en la estación EN1 (Fig. 5.35 y 5.36) se han detectado dos mínimos entre agosto y octubre en los que el porcentaje de oxígeno disuelto rondó el 50%, coincidiendo con una época del año de altas temperaturas y la disolución del oxígeno atmosférico en el agua es menor.

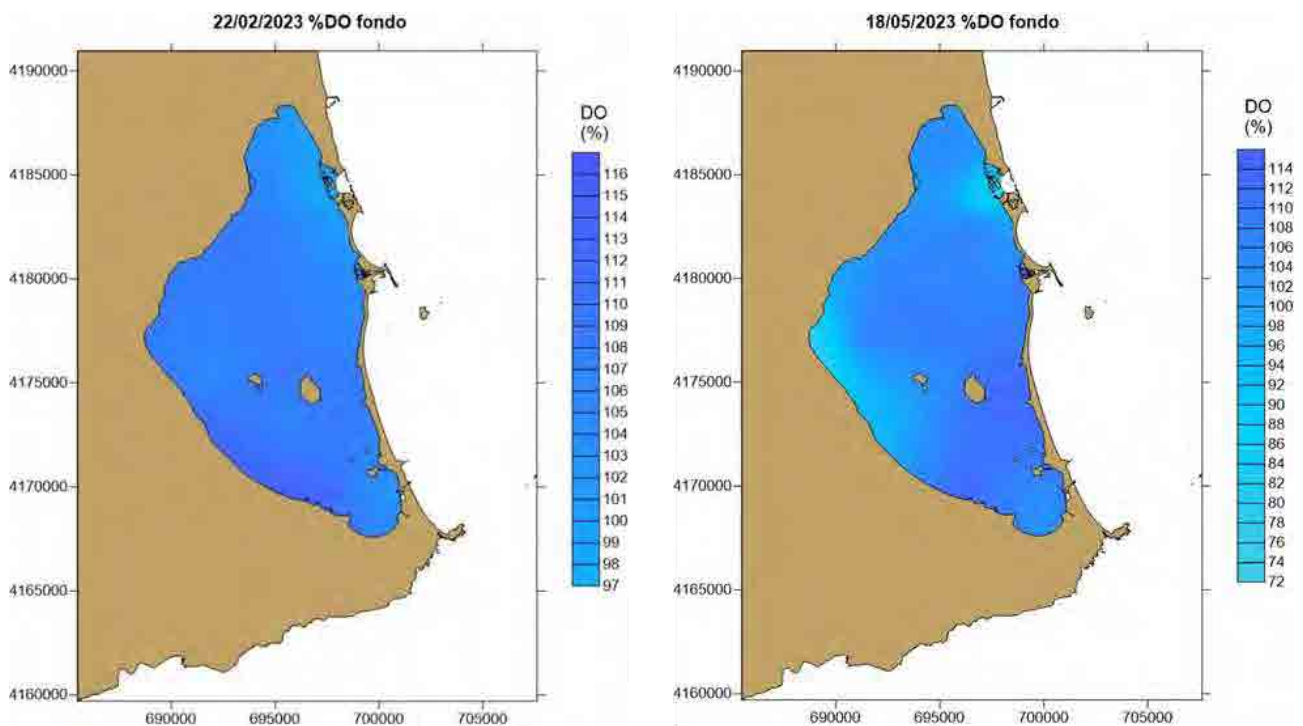


Figura 5.33. Distribución espacial de la saturación de oxígeno disuelto en el agua del Mar Menor en la red de estaciones de muestreo distribuidas en el interior de la laguna en la capa del fondo de la columna de agua el 22 de febrero y el 18 de mayo de 2023.

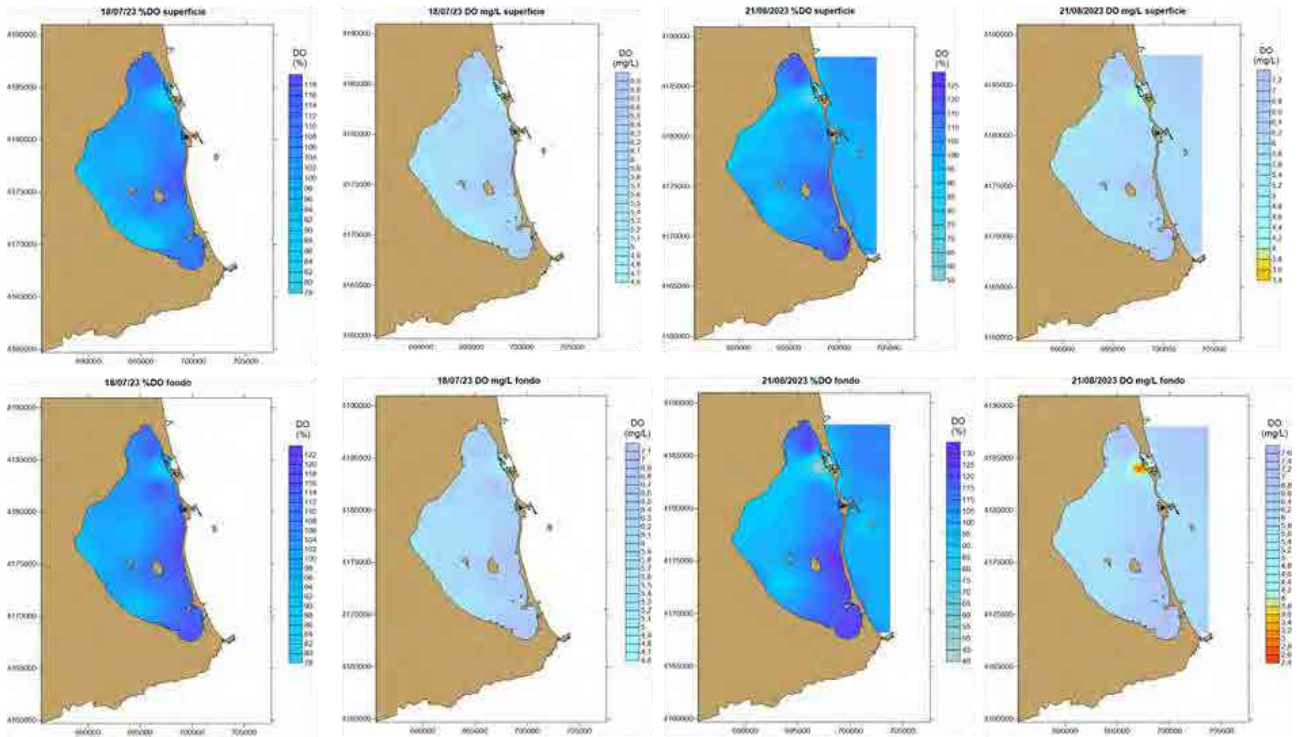


Figura 5.34. Distribución espacial de la concentración y el porcentaje de saturación de oxígeno disuelto en el agua del Mar Menor en la red de estaciones de muestreo distribuidas en el interior de la laguna en las capas de superficie (arriba) y del fondo (debajo) de la columna de agua durante el verano de 2023.

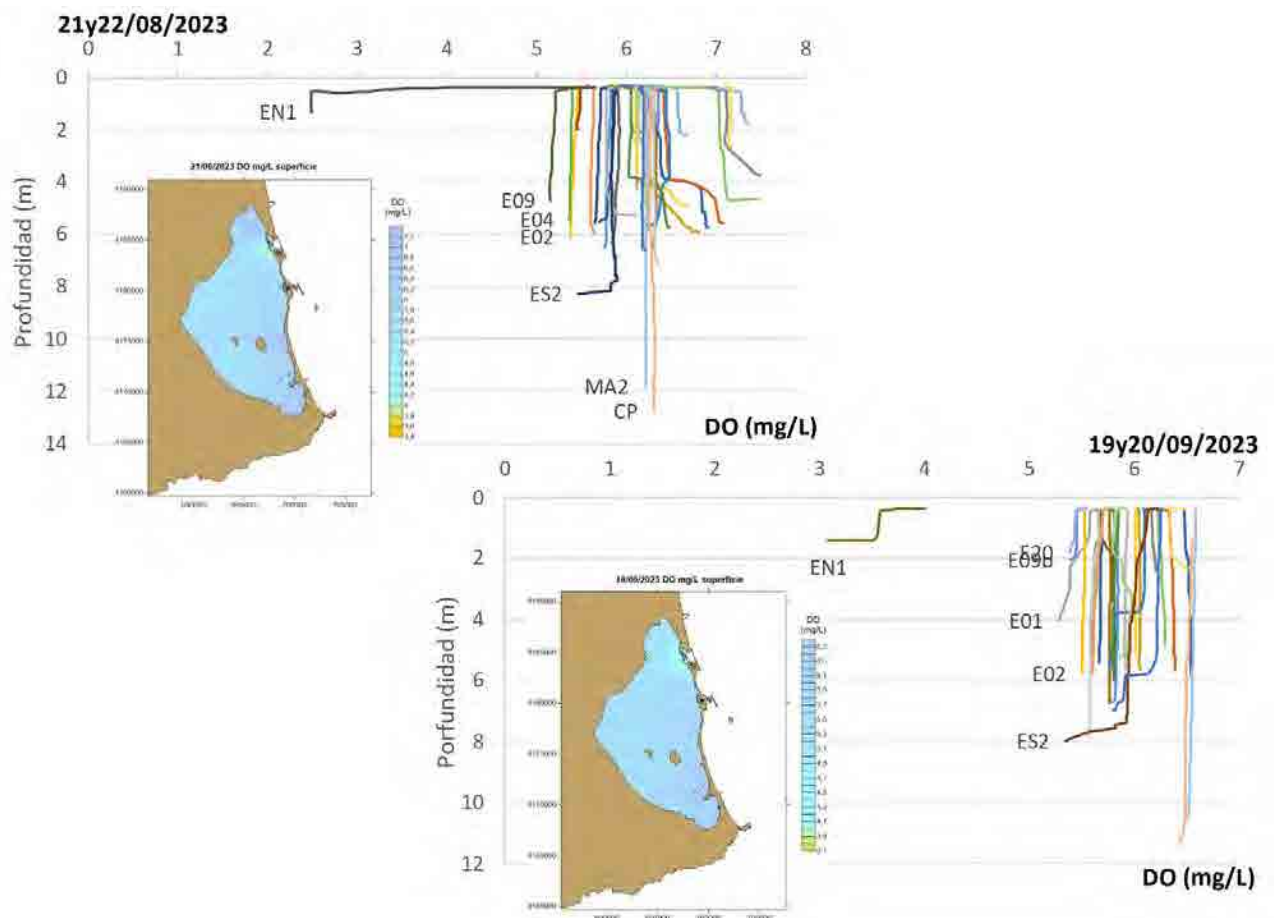


Figura 5.35. Reducción de la concentración de oxígeno disuelto en la estación EN1 los días 21 de agosto de 2023 y 19 de septiembre de 2023 con respecto al resto de localidades en el Mar Menor.

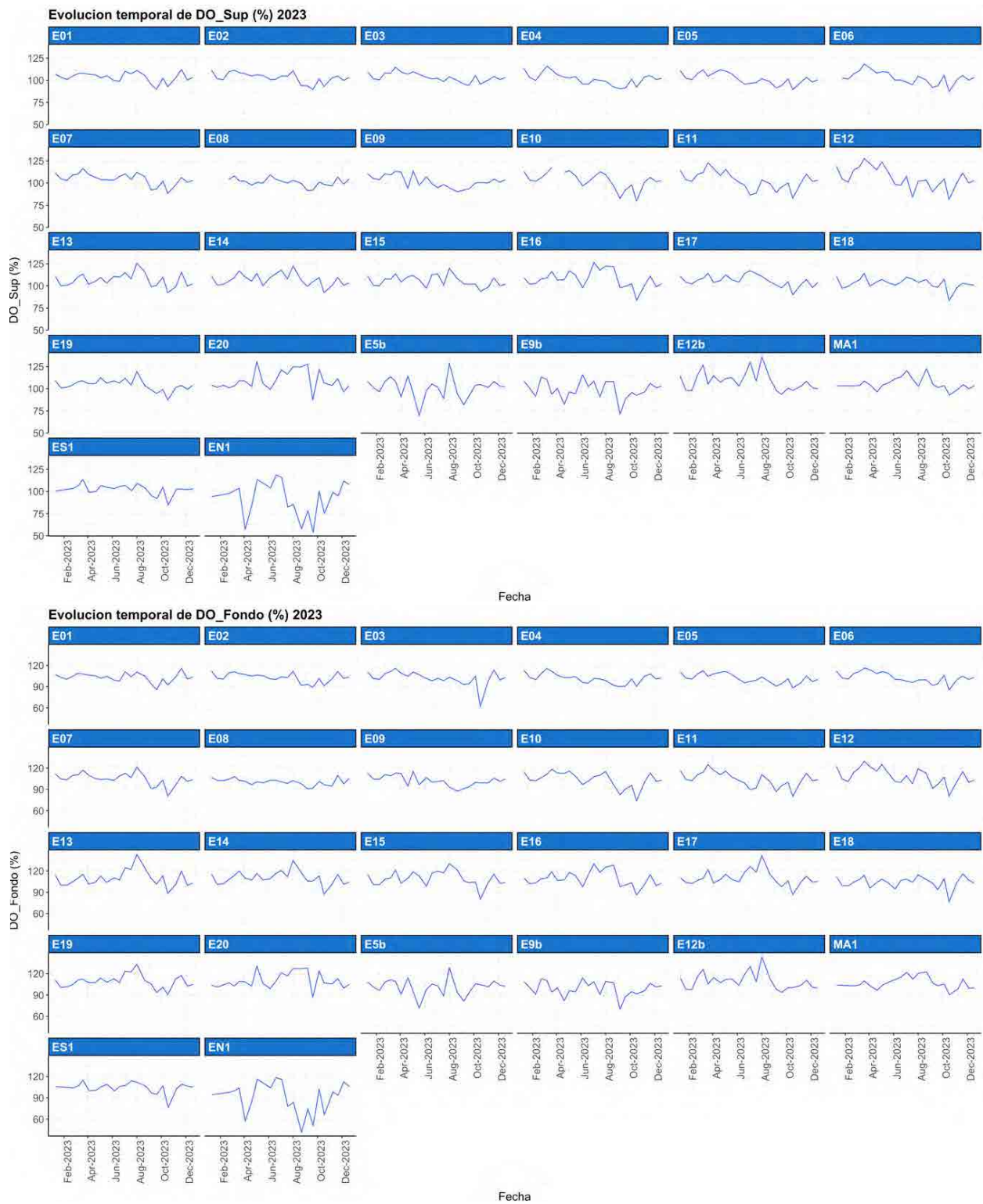


Figura 5.36. Evolución del porcentaje de oxígeno disuelto en superficie y fondo en los distintos puntos de muestreo del Mar Menor en 2023.

5.6. *Transparencia del agua (profundidad de visibilidad del disco de Secchi)*

La transparencia de la columna de agua se ve afectada fundamentalmente por la combinación de tres factores: la concentración de sólidos en suspensión, las proliferaciones de fitoplancton y la densidad de zooplancton. En general, el estado trófico del sistema pelágico es el factor que más influye en la calidad del agua. Sin embargo, los eventos de fuerte oleaje o lluvias intensas pueden afectar también de manera importante a la transparencia de la columna, ya sea provocando la resuspensión de sedimentos en zonas poco profundas, o aportando grandes cantidades de materiales de origen terrígeno a la laguna. En general, la pérdida de transparencia debida a estos eventos no suele mantenerse más allá de unos días tras la duración de los mismos.

En los años 2016, 2017 y 2019, los datos de profundidad de visibilidad del disco Secchi mostraron, de forma persistente, los valores más bajos de la serie histórica del Mar Menor (Fig. 5.37). Generalmente, durante los meses de invierno, la transparencia de la columna de agua tiende a aumentar, empeorando a finales de la primavera, y especialmente con el aumento de la temperatura que suele producirse a finales de julio. Tras el paréntesis que supuso 2018, en el que las condiciones de la laguna mejoraron sensiblemente debido a la reducción en las descargas de agua desde la cuenca vertiente, en 2020, a pesar de los efectos de la DANA ocurrida en el otoño anterior, se pudo observar una franca mejora en la transparencia desde la primavera, con una elevada visibilidad promedio que llegó a los 5 m a finales del verano de ese mismo año.

Tras el nuevo empeoramiento de la situación a finales del verano de 2021, en el que llegaron a producirse crisis de hipoxia, a partir de la primavera de 2022 se observó una tendencia a la recuperación de la transparencia de la columna de agua que se ha mantenido hasta el presente. Los datos recogidos durante 2023 mantienen dicha tendencia. Así, la profundidad media de visibilidad en 2023 ha sido de 3.92 (\pm 1.70 d.s.) m, oscilando generalmente entre los 3.5 y 4.5 m (Fig. 5.37). Esta recuperación con respecto a 2022 puede explicarse en parte mediante el progresivo descenso generalizado y estabilización, a la baja, de la concentración de clorofila *a* y de los materiales en suspensión.

Las fluctuaciones observadas durante 2023 con algunos eventos de menor transparencia, como el de finales de octubre con un valor medio de 3.28 m (Fig. 5.38), estarían relacionados con el oleaje otoñal y los aportes de sedimento procedentes de las lluvias de septiembre en las zonas someras más cercanas a la costa, pero posiblemente también a un aumento puntual de la concentración media de clorofila *a* en la columna de agua entre octubre y noviembre. Los valores más bajos de transparencia tienden a darse en la Zona 2, bajo la influencia de la rambla de El Albuñón (Fig. 5.39), en la que, desde principios de 2019, con la subida del nivel freático, se viene observando una mancha blanquecina más o menos persistente de materiales finos en suspensión (Fig. 5.40). Dicha masa de aguas

blanquecinas ocasionalmente se extiende hacia el interior de la laguna, afectando a la zona central, que, en general, suele ser la más transparente (Fig. 5.39).

Además, este deterioro de la visibilidad promedio en noviembre se debe principalmente al empeoramiento de la zona central y, en menor medida, de la zona este y sur de la laguna (Fig. 5.39). No obstante, este bajo valor de transparencia fue seguido de un rápido incremento hacia finales de año, alcanzando un promedio de hasta 4.43 m en diciembre, lo cual pone evidencia la gran capacidad de recuperación de la laguna en relativamente poco tiempo (menos de un mes) tras un acusado deterioro de la transparencia del agua.

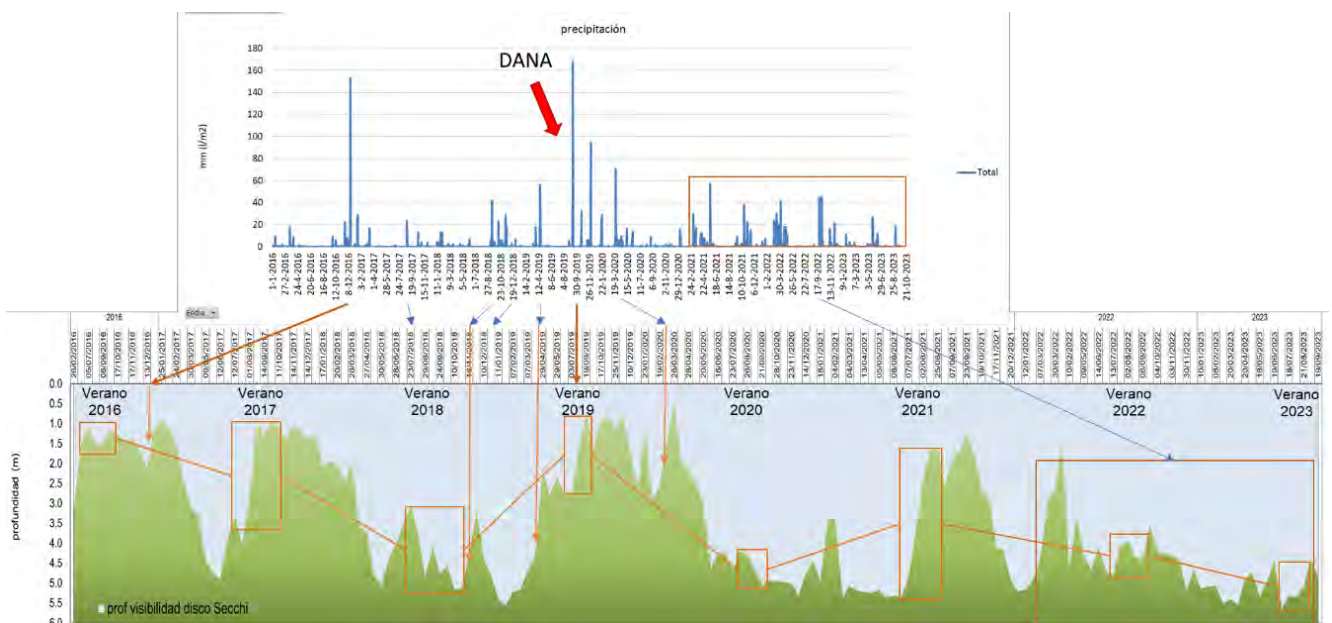


Figura 5.37. Profundidad de visibilidad del disco de Secchi en la columna de agua del Mar Menor entre el verano de 2016 y noviembre de 2023 (debajo) relacionada con los eventos de lluvias durante el mismo periodo (arriba). Los rectángulos rojos indican los periodos estivales.

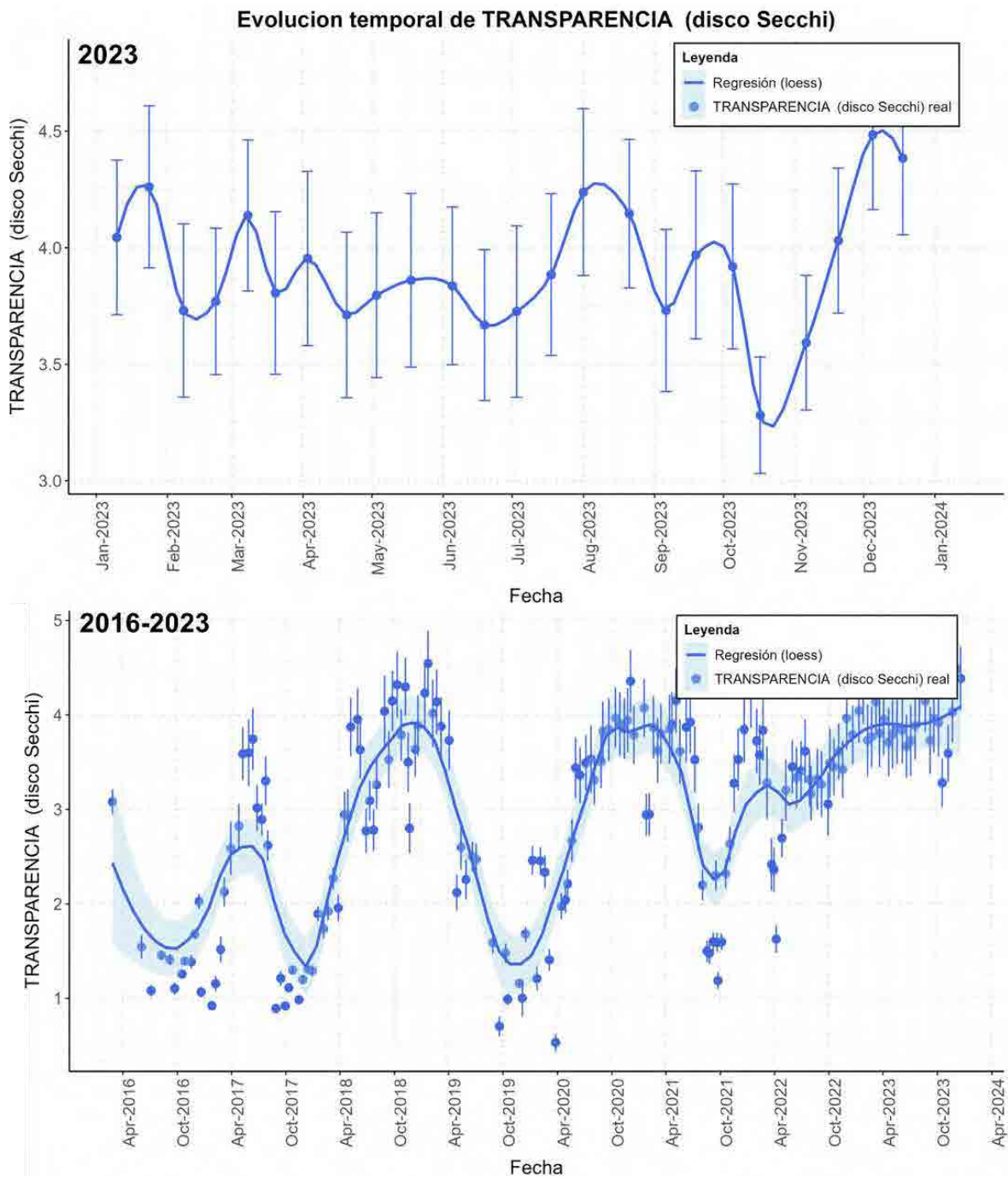


Figura 5.38. Evolución de la profundidad media de visibilidad del disco de Secchi en la columna de agua del Mar Menor en 2023, y comparativa hasta el año 2016 (abajo). Los puntos indican la concentración media observada en cada campaña, mientras que las barras muestran la desviación típica. La línea muestra el ajuste mediante el método *loess* ('local regression'), mientras que el sombreado indica los intervalos (95%) de confianza.

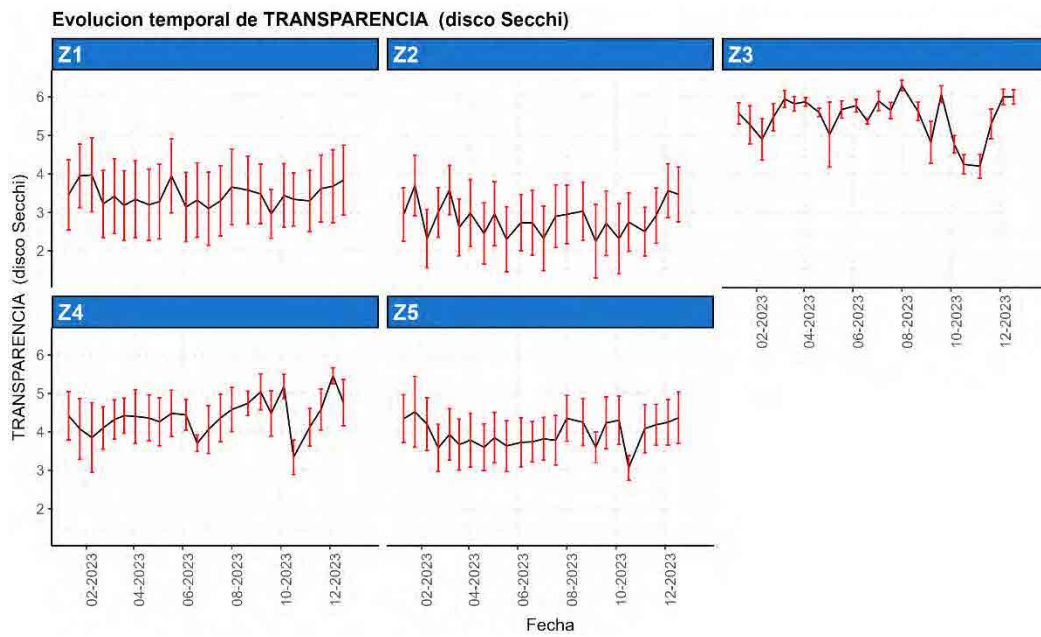


Figura 5.39. Evolución de la profundidad media de visibilidad del disco de Secchi en la columna de agua del Mar Menor en 2023. Los paneles indican la variación temporal de la concentración dentro de la zona norte (Z1), oeste (Z2), central (Z3), este (Z4) y sur (Z5). Las barras de error indican la desviación típica de los valores.

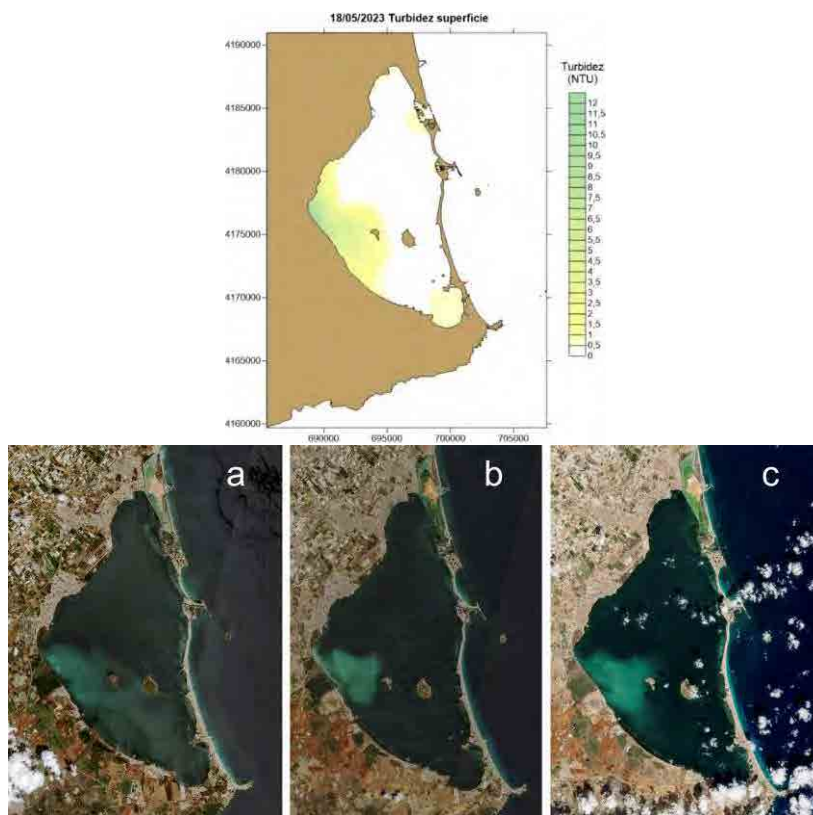


Figura 5.40. Distribución espacial de los valores de turbidez en el Mar Menor el 18 de mayo de 2023, e Imágenes de satélite del Mar Menor del 25 de mayo (a), 3 de agosto (b) y 27 de septiembre (c) de 2023 en las que puede observarse la pluma de materiales muy finos introducidos en la laguna por las aguas provenientes de la cuenca vertiente. Fuente Sentinel (<https://dataspace.copernicus.eu/browser/>).

Durante el verano de 2023 se detectaron manchas de turbidez en las capas profundas frente al canal de El Estacio y en la ribera interna de la cubeta central (Fig. 5.41). Además, como se ha observado en otros años ocasionalmente, en el informe de primavera de 2023 se resaltó también la subida de los valores de turbidez en la zona de influencia de las encañizadas, lo que obliga a insistir en que cualquier operación de mantenimiento para la circulación de agua en los canales debe concentrarse en la época de invierno y durante las corrientes de salida de agua del Mar Menor hacia el Mediterráneo, cuando la dispersión es menor. La resuspensión de materia orgánica en las épocas de crecimiento vegetativo del fitoplancton y las algas bentónicas y cuando, por las temperaturas altas, la demanda de oxígeno es mayor, y su solubilidad en la columna de agua es menor, supone un riesgo elevado de provocar eventos de hipoxia, por lo que las actuaciones de dragado deben evitarse de forma tajante.

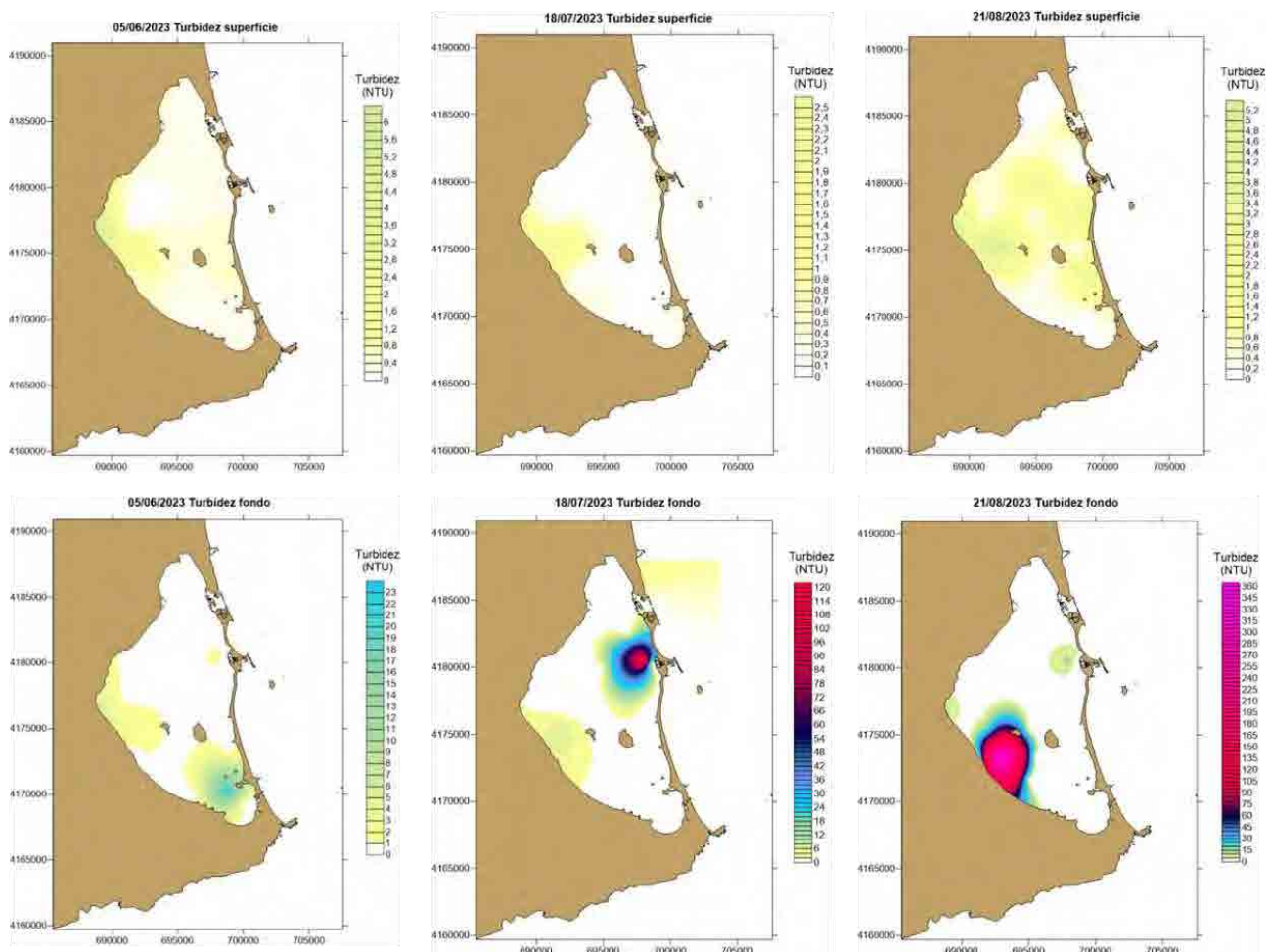


Figura 5.41. Distribución espacial de los valores de turbidez en el Mar Menor durante el verano de 2023, en superficie (arriba) y en el fondo de la columna de agua (debajo).

6. Seguimiento del sistema pelágico (ictioplacton y plancton gelatinoso)

6.1. Ictioplancton

Las larvas de peces que constituyen el ictioplancton juegan un papel fundamental en la regulación del estado trófico del Mar Menor, ejerciendo un control sobre los copépodos y larvas planctónicas de invertebrados que se alimentan de fitoplancton (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2005a). Además, aunque la mayoría de las especies de peces de interés pesquero son migradores que penetran en la laguna ya en forma de juveniles, siendo escasos en el ictioplancton lagunar (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2004), la abundancia y diversidad de larvas de peces pueden ser un buen indicador del estado ecológico de la laguna y, probablemente, de su rendimiento pesquero potencial.

6.1.1. Riqueza específica

En las 22 campañas realizadas en 2023, se recolectaron 5536 huevos, de los cuales 577 pertenecieron a la especie del engraulido *Engraulis encrasicolus* (Linnaeus, 1758), y 2565 larvas de peces, representadas en 11 órdenes, 49 géneros, 28 familias y 62 especies. Dos especies de la familia Myctophidae (Myctophiformes): *Lobianchia dofleini* (Zugmayer, 1911) y *Myctophum punctatum* Rafinesque, 1810, y la especie *Rachycentron canadum* (Linnaeus, 1766) de la familia Rachycentridae (Perciformes) se consideran nuevos registros, no habiendo sido encontradas antes a lo largo de los 20 años que se viene prospectando la laguna y el Mediterráneo adyacente (Quispe-Becerra, 2014). Estas especies no han penetrado aún en la laguna y fueron capturadas en las estaciones de Cabo de Palos (CP) y en el canal de Marchamalo (MA2), respectivamente.

6.1.2. Abundancia de huevos

Los huevos de peces comienzan a aparecer de forma significativa en la columna de agua desde el mes de abril, con una densidad media de 234.49 huevos/1000 m³, pero es durante los meses de mayo (988.68 huevos/1000 m³) y junio (546.39 huevos/1000 m³) cuando se registraron las mayores densidades. Los huevos de anchoa *Engraulis encrasicolus* alcanzan su máxima densidad en el mes de abril (155.02 huevos/1000 m³), para luego ir disminuyendo desde mayo (41.45 huevos/1000 m³), junio (22.99 huevos/1000 m³) hasta julio (35.92 huevos/1000 m³) (Figs. 6.1 y 6.2).

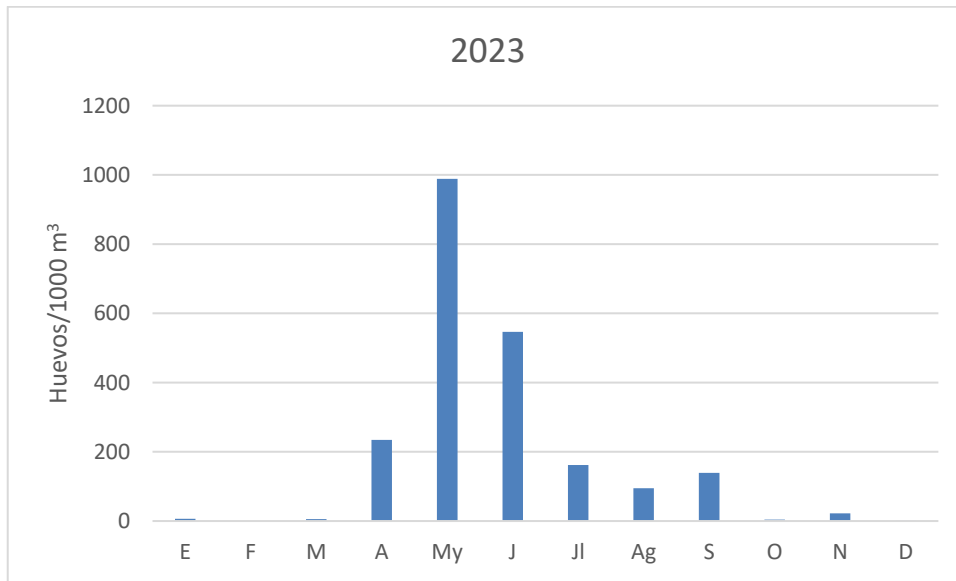


Figura 6.1. Dinámica temporal de la abundancia de huevos de peces durante el año 2023.

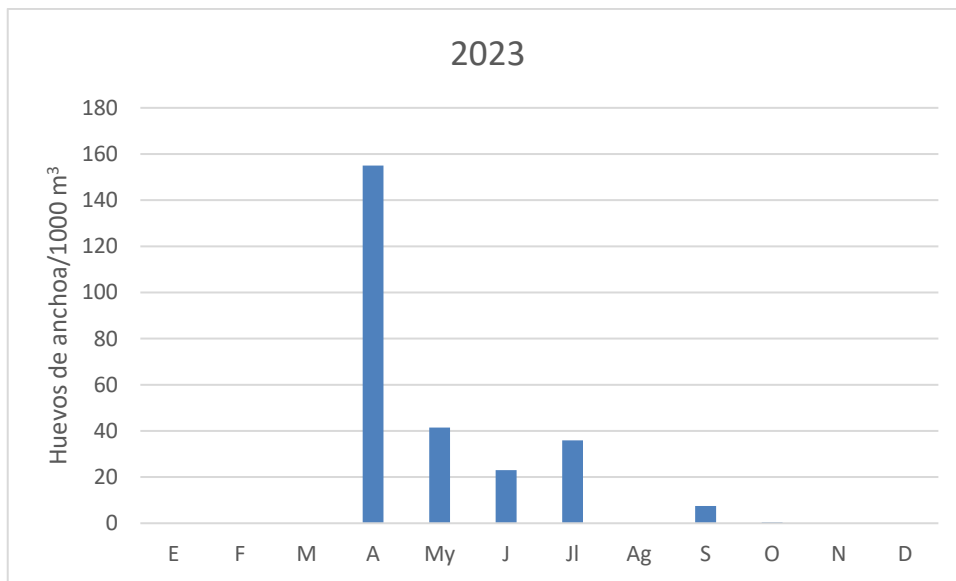


Figura 6.2. Dinámica temporal de la abundancia de huevos de anchoa durante el año 2023.

6.1.3. Abundancia de larvas

Las mayores densidades de larvas de peces se registraron durante los meses de abril (3.42 larvas/1000 m³), mayo (1.56 larvas/1000 m³) y junio (1.43 larvas/1000 m³), y la mínima en diciembre (0.02 larvas/1000 m³) (Fig. 6.3).

Las familias dominantes fueron Gobiidae (55.1%), Engraulidae (17.3%), Labridae (8.9%), Blenniidae (4.1%) y Callionymidae (3.9%). Entre las especies dominantes se recolectaron *Gobius niger* Linnaeus, 1758 (26.5%), *Pomatoschistus marmoratus* (Risso, 1810) (19.0%),

Engraulis encrasicolus (17.3%), *Symphodus cinereus* (Bonnaterre, 1788) (8.1%), *Aphia minuta* (Risso, 1810) (4.7%), *Gobius paganellus* Linnaeus, 1758 (4.5%), *Callionymus reticulatus* Valenciennes, 1837 (3.1%) y *Salaria pavo* (Risso, 1810) (2.8%) (Figs. 6.4 y 6.5).

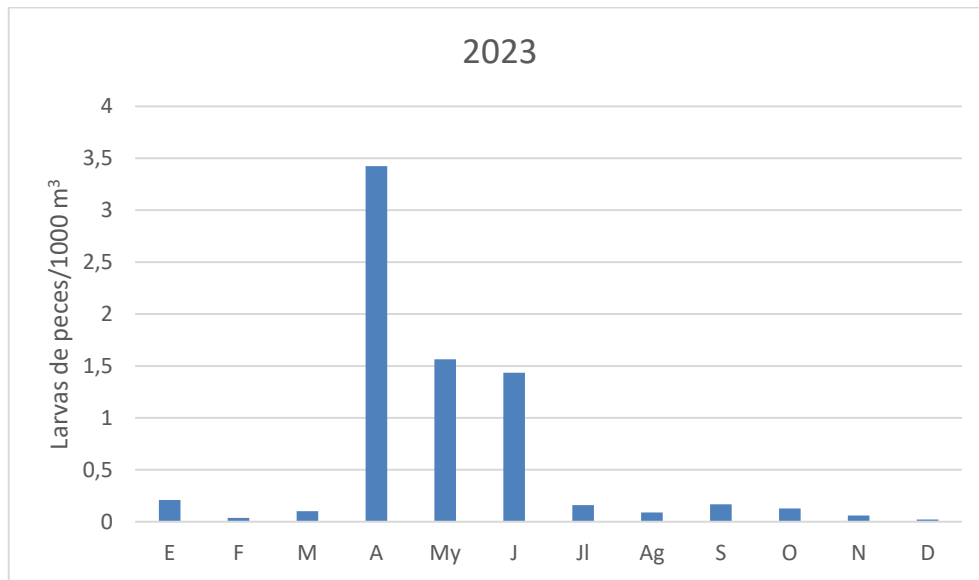


Figura 6.3. Dinámica temporal de la abundancia de larvas de peces durante el año 2023.

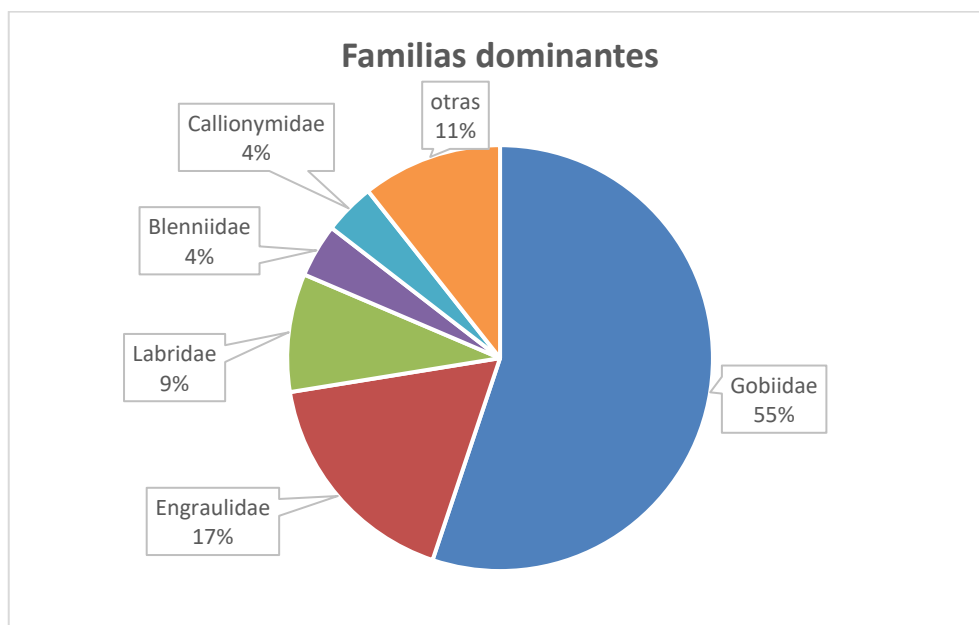


Figura 6.4. Porcentaje de abundancia de las familias de peces dominantes durante el año 2023.

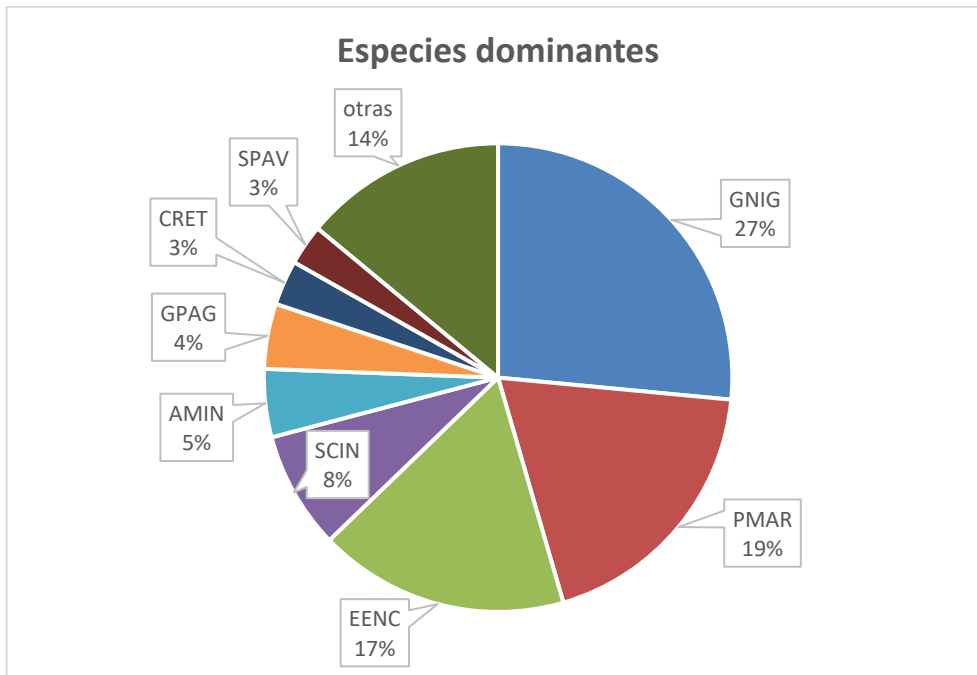


Figura 6.5. Porcentaje de abundancia de las especies de peces dominantes durante el año 2023.

Los resultados muestran, por un lado, una importante reducción en la abundancia total, tanto de huevos como de larvas que han disminuido en casi un orden de magnitud, mostrando los valores más bajos de los últimos siete años (Fig. 6.6), lo que puede estar relacionado con la disminución de la productividad del ecosistema y, por otro lado, una diversificación importante de las familias presentes en el ictioplancton con respecto a las observadas desde la crisis de 2016. Esta diversificación es especialmente remarcable en la familia Labridae, que ya tuvo un pequeño repunte en 2021, y en las familias minoritarias, que representan actualmente un 11%, cuando desde la rotura del sistema no habían superado el 4% (Fig. 6.7). Dicho incremento de la diversidad puede estar relacionado con la recuperación de la estructura y complejidad del sistema. Sin embargo, estos aspectos requerirán un análisis más detallado ya que la pérdida de productividad podría no ser debida tanto a la reducción en la entrada de nutrientes (ya que, de hecho, aunque ligeramente reducidas en 2023, continúan las descargas desde el freático y la cuenca vertiente) como a la pérdida de los gradientes con el mar abierto y la reducción en los flujos de energía (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2024a). Estos aspectos requerirán un análisis más profundo en próximos estudios.

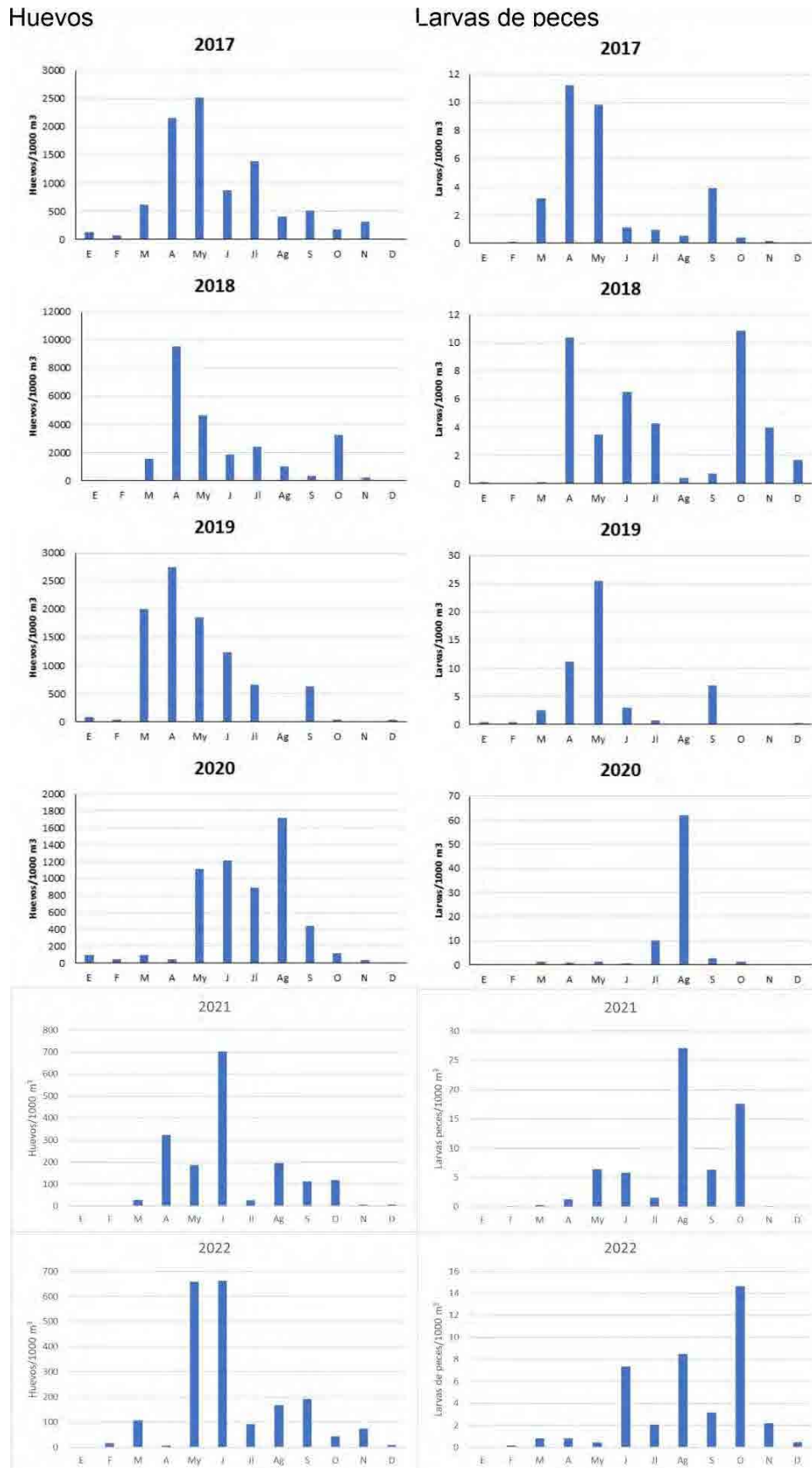


Figura 6.6. Dinámica temporal de la abundancia de huevos y larvas del ictioplancton en el sistema pelágico del Mar Menor a lo largo de la crisis de eutrofización tras el evento distrófico de 2016 y hasta 2022.

Aurelia expulsan sus tentáculos orales junto con las plánulas tras producirse la fecundación, perdiendo su capacidad de alimentación y muriendo, en última instancia, por inanición y/o parasitismo (Spangenberg, 1965; Möller, 1980). Los individuos de *A. solida* observados en junio de 2023 presentaban carencia de brazos orales y desviaciones con respecto a su morfología habitual y desaparecieron de la columna de agua durante ese mes. La máxima abundancia poblacional se alcanzó en marzo, con 6.6 ± 1.7 ind/100 m³ (media \pm error estándar) (Fig. 6.8). El patrón estacional se ajustó a la dinámica tradicional del ecosistema y continúa la tendencia de proliferaciones con densidades importantes que comenzó con las crisis distróficas (Fernández-Alías *et al.*, 2020, 2023a).

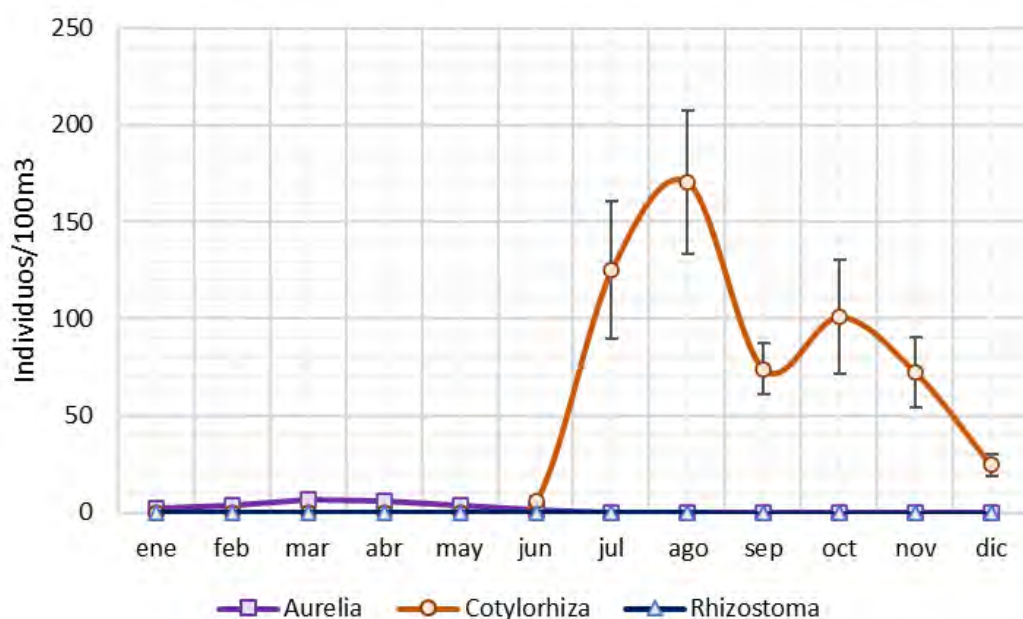


Figura 6.8. Dinámica de las tres especies de escifozoos principales en la laguna salada del Mar Menor.

R. pulmo es una medusa que ha venido proliferando masivamente en el Mar Menor, habiéndose recogido sus mayores abundancias durante los años 2011 y 2012 con una población que alcanzó los 20 millones de individuos aproximadamente (Fernández-Alías *et al.*, 2023a). Sin embargo, su población ha sufrido un grave detrimento desde el comienzo del periodo de crisis distróficas. En el año 2023 se observaron ejemplares aislados entre enero y agosto, alcanzando el máximo poblacional en julio, con 0.05 ind/100 m³ (Fig. 6.9), representando este valor únicamente el 1.5% del máximo alcanzado en el año 2012.

P. punctata fue detectada por primera vez en el Mar Menor durante el año 2017, registrándose el primer afloramiento de esta especie durante la segunda mitad del verano y el otoño de 2022. Hasta esa fecha se consideraba como un *marine straggler sensu* Pérez-Ruzafa *et al.* (2019a) (Fernández-Alías *et al.*, 2022), debiéndose cambiar esta clasificación a población lagunar al cerrar ya ésta su ciclo de vida en el ecosistema. A fecha 3 de julio, la

población de *P. punctata* se localizaba entre Los Urrutias y la desembocadura de la rambla de El Albuñón, ocupando las zonas de menor abundancia de *C. tuberculata*. En esa fecha presentaba una densidad de 0.44 ± 0.27 ind/100m³ en el conjunto de la laguna, pero ésta aumentaba en la zona de Los Urrutias, con agregaciones de 6.41 ind/100m³. Esta segregación espacial entre ambas especies disminuyó inicialmente la competencia interespecífica, pero el 18 de julio se había reducido esta población a una cuarta parte de la existente el 3 de julio (Fig. 6.9). Posiblemente, el aumento de la distribución de *C. tuberculata* en esta zona incrementó la competencia interespecífica entre ambas especies, habiéndose visto desplazada *P. punctata* por *C. tuberculata*. El 1 de agosto de 2023 la abundancia de *P. punctata* había descendido hasta 0.07 ± 0.03 ind/100m³ y los ejemplares en fase medusa desaparecieron durante dicho mes (Fig. 6.8).

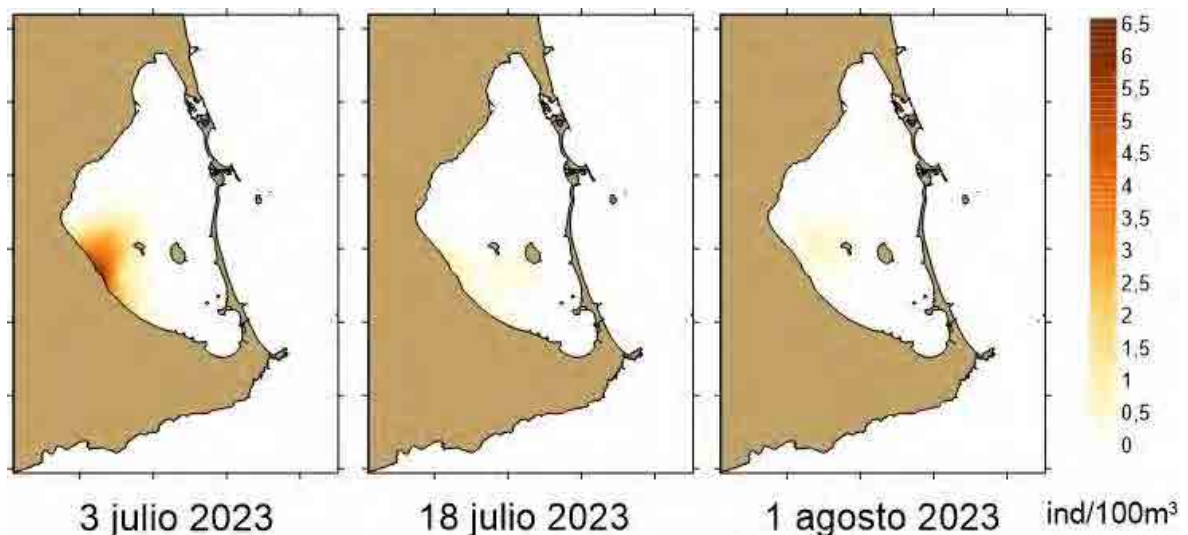


Figura 6.9. Distribución horizontal de *Phyllorhiza punctata* durante el verano de 2023 en el Mar Menor.

C. tuberculata ha sido, con diferencia, la medusa que ha presentado las mayores poblaciones en el Mar Menor. Los años de mayor abundancia de la serie temporal, 2011 y 2012, se estima que su población alcanzó los 875 millones de individuos en el interior de la laguna.

Durante los meses de junio de los citados años, las densidades de *C. tuberculata* fueron de 31.61 ± 19.90 ind/100m³ (promedio \pm error estándar) el 29 de junio del año 2011 y de 53.21 ± 18.11 ind/100m³ el 28 de junio del año 2012. En 2023, la densidad máxima durante el mes de junio fue registrada el día 19, con 7.85 ± 4.02 ind/100m³. Entre el 19 de junio y el 3 de julio de 2023 se registró un aumento importante del número de ejemplares de *C. tuberculata*, pasando de 7.85 ± 4.02 ind/100m³ a 137.96 ± 65.01 ind/100m³, respectivamente (Fig. 6.10). Esta cifra supera las densidades de los meses de julio de 2011 y 2012, aunque todavía se situaba lejos de los máximos de esos años, en ambos casos

alcanzados en septiembre (238.39 ± 79.39 ind/100m³, 6 de septiembre de 2011; 205.12 ± 66.55 ind/100m³, 25 septiembre 2012).

Siguiendo la dinámica de los años de mayores abundancias, en estos casos, el máximo ocurrió en la segunda parte del verano. En 2023, este se alcanzó el 1 de agosto, con 188.74 ± 55.82 ind/100m³. A fecha 21 de agosto de 2023 se registró un leve descenso de la abundancia máxima (151.93 ± 49.93 ind/100m³), que continuaría con ligeras fluctuaciones hasta la desaparición de los ejemplares en fase medusa al concluir diciembre (Figs. 6.8 y 6.10).

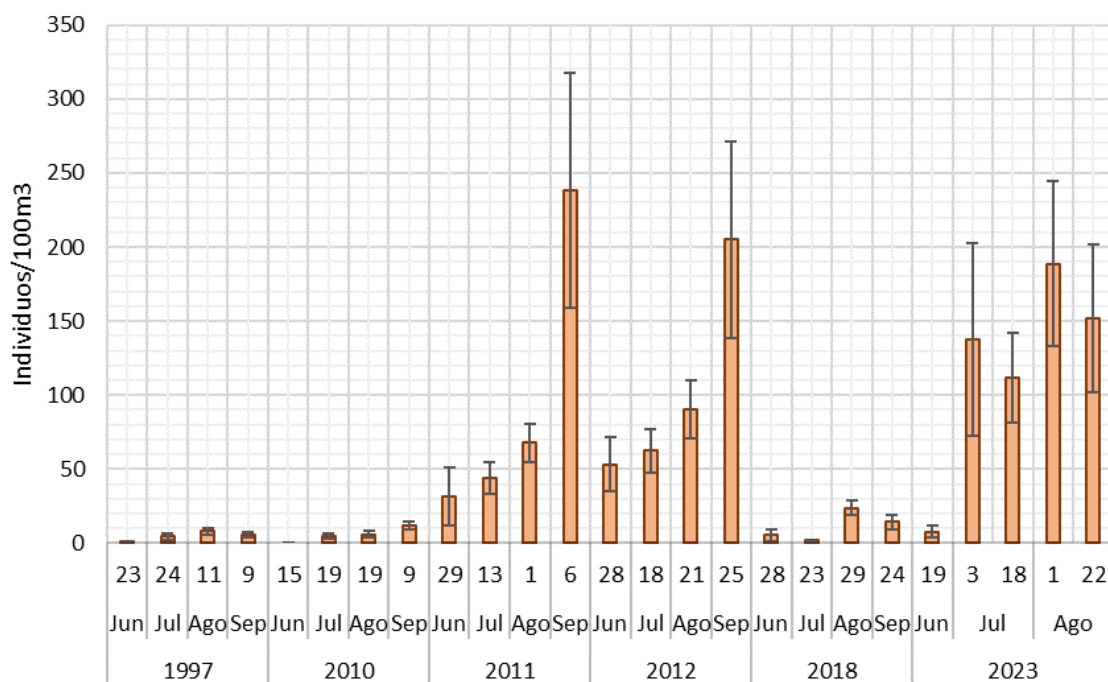


Figura 6.10. Dinámica poblacional de *Cotylorhiza tuberculata* en el Mar Menor durante los veranos de 1997, 2010, 2011, 2012, 2018 y 2023.

De acuerdo con el indicador de proliferaciones de *C. tuberculata* para el Mar Menor desarrollado en Fernández-Alías *et al.* (2023a), la población de esta medusa ha mantenido a lo largo de 2023 su estacionalidad típica, con los primeros ejemplares apareciendo en junio y desapareciendo en diciembre, aunque el máximo poblacional se ha adelantado 30 días con respecto a 2011 y 2012. Dentro del indicador, que combina abundancia y cobertura espacial, en julio y agosto se situó en un nivel de 8 sobre 8, con presencia de la especie en más del 75% de las estaciones muestreadas y una abundancia superior al 75% de la máxima abundancia registrada (Fig. 6.11).

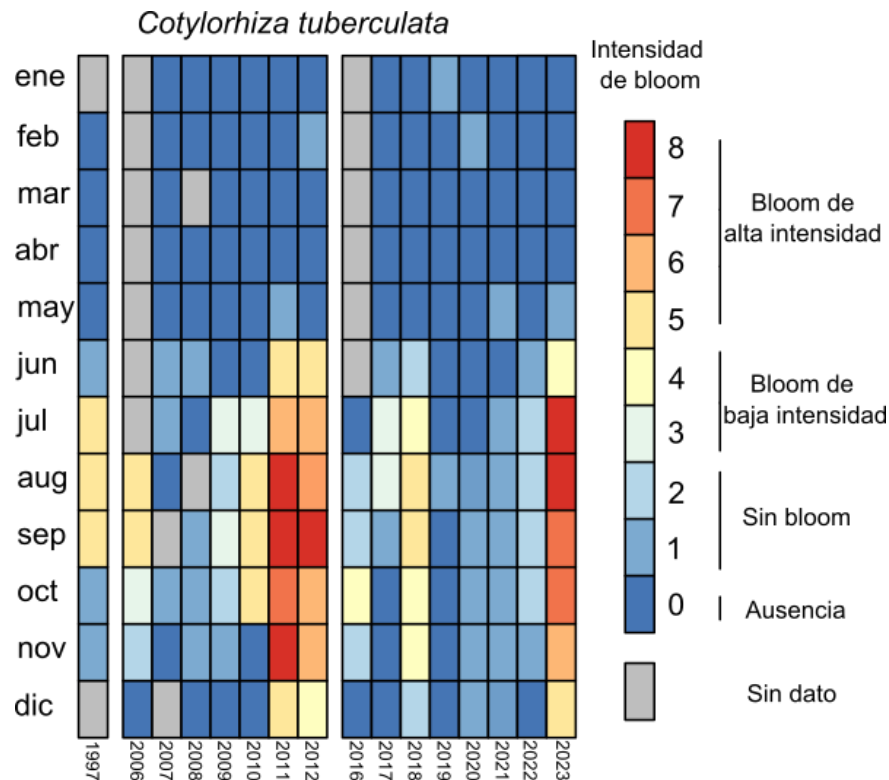


Figura 6.11. Indicador de proliferación para la especie *C. tuberculata* en el Mar Menor. Actualización de la figura publicada en Fernández-Alías *et al.* (2023a).

Con respecto a la distribución espacial, durante el verano de 2023 *C. tuberculata* se ha encontrado en mayores abundancias en la zona norte del Mar Menor, con formación de enjambres y agregaciones puntuales en diferentes zonas de la cubeta norte. El 3 de julio destacaba la concentración, superior a 1500 ind/100m³, en la zona de La Manga. Estas agregaciones se ven afectadas por las corrientes, el viento y por la capacidad natatoria de los individuos, siendo favorecida la formación de enjambres por la reproducción sexual de los individuos o la protección frente a posibles depredadores (Kikinger, 1992; Hamner & Dawson, 2009; Fernández-Alías *et al.*, 2021). El 18 de julio la agregación se había distribuido por toda la superficie del Mar Menor con predominancia en la zona norte, y a fecha 1 de agosto se habían formado nuevas agregaciones frente a la rambla de El Albuñón (>1300 ind/100m³) y al sur del canal de El Estacio (≈700 ind/100m³). Con fecha 21 de agosto de 2023, la población se concentraba fundamentalmente al sur del canal de El Estacio y frente a Lo Pagán (≈900 ind/100m³) (Fig. 6.12).

Desde comienzos de julio se comenzó a detectar una exportación de individuos desde el Mar Menor hacia el Mar Mediterráneo. El día en el que se registró mayor abundancia en el Mar Mediterráneo, entre el sur del puerto de San Pedro y el norte de Cabo Palos, fue el 1 de agosto (9.37 ± 7.34 ind/100m³), disminuyendo a fecha 21 de agosto hasta 0.60 ± 0.33 ind/100m³. Se debe destacar que la exportación de individuos al Mediterráneo tuvo mayor incidencia en aquellos de mayor tamaño.

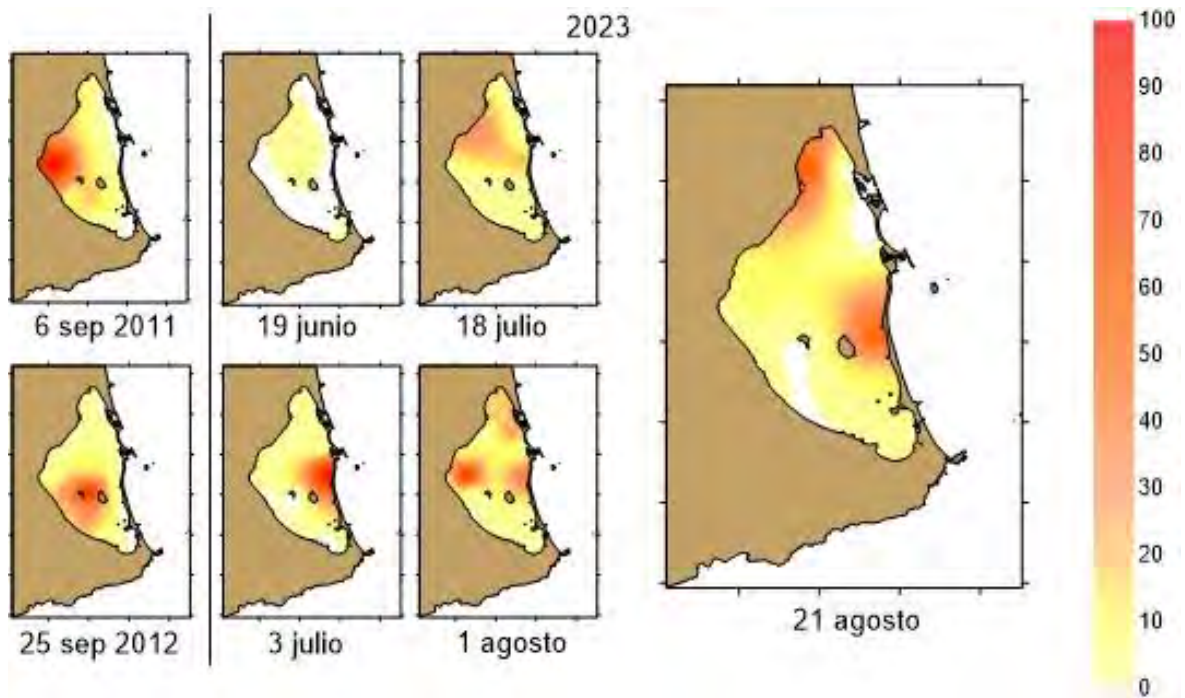


Figura 6.12. Distribución horizontal de la abundancia relativa (0-100% de la máxima abundancia registrada) de *Cotylorhiza tuberculata* en el Mar Menor.



7. Análisis y valoración del estado de los mecanismos ecosistémicos reguladores y del funcionamiento del sistema pelágico

En el contexto del proceso de eutrofización y sus mecanismos reguladores es importante conocer la dinámica de los componentes del ecosistema pelágico que ayudan a mantener bajo control a las poblaciones del fitoplancton, por lo que en 2021 se inició una línea de estudio del zooplancton de menor tamaño y se ha continuado con la del plancton gelatinoso e ictioplancton que ya se había comenzado en la década de 1990, cuando nuestro grupo de investigación detectó y alertó por primera vez sobre el desajuste trófico y ambiental que estaba ocurriendo en el Mar Menor.

El zooplancton gelatinoso del Mar Menor está compuesto, como se ha mencionado en el capítulo anterior, por diez especies diferentes, pero la mayoría de ellas no completa su ciclo de vida en el ecosistema y se encuentran clasificadas como *marine stragglers* o visitantes marinos frecuentes *sensu* Pérez-Ruzafa *et al.* (2019b) (Fernández-Alías *et al.*, 2022). De este listado, y de aquellas que han cerrado su ciclo de vida en el Mar Menor, destacan por su abundancia y trascendencia tres especies de escifozoos, ya mencionadas en el capítulo anterior, *A. solida*, *C. tuberculata*, y *R. pulmo*. Recientemente se ha incorporado una cuarta especie que también cierra su ciclo y ha dado lugar a proliferaciones, *P. puctata*.

7.1. Fenología de los escifozoos en un contexto de eutrofización y cambio climático¹

En las últimas décadas ha surgido un interés por las poblaciones de zooplancton gelatinoso en parte acrecentado por la percepción de que las proliferaciones masivas de estos organismos han aumentado en frecuencia e intensidad (Brotz *et al.*, 2012). Además de esto, la atención de los científicos puede explicarse debido a las interferencias de estas proliferaciones o *blooms* con actividades humanas, a la hipótesis de que su incremento se debe a la degradación antrópica de los océanos y a los servicios ecosistémicos que aporta el zooplancton gelatinoso, entre los que podemos nombrar el mantenimiento de la calidad de las aguas en procesos de eutrofización (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2002; Purcell *et al.*, 2007, 2013; Richardson *et al.*, 2009). Sin embargo, hay una carencia generalizada de series

¹ La información correspondiente a este capítulo se ha publicado en: Fernández-Alías A., Molinero J.C., Quispe-Becerra J.I., Bonnet D., Marcos C. & Pérez-Ruzafa A., 2023. Phenology of scyphozoan jellyfish species in a eutrophication and climate change context. *Marine Pollution Bulletin* 194, 115286. doi:10.1016/j.marpolbul.2023.115286



temporales de poblaciones de zooplancton gelatinoso de larga duración (Mitchell *et al.*, 2021). Además, para la comprobación de hipótesis sobre el papel del cambio climático y la eutrofización en el incremento de estas poblaciones existen limitaciones adicionales como son la disparidad de metodologías y unidades con las que se han recopilado los datos de las diferentes series temporales o la necesidad que ha existido en muchos estudios de aunar todos los grupos que componen el zooplancton gelatinoso (medusas verdaderas o escifozoos, ctenóforos, tunicados, hidrozoos, etc.) en un único grupo genérico (Condon *et al.*, 2013). Este agrupamiento da como resultado un grupo heterogéneo en el que no se consideran las divergencias genéticas (Khalturin *et al.*, 2019) y en el que se obvia que las proliferaciones masivas no ocurren de forma aleatoria, sino concentradas en la clase Scyphozoa (Hamner & Dawson, 2009) y, dentro de esta, en las especies de mayor tamaño que habitan en aguas templadas y poco profundas (Fernández-Alías *et al.*, 2021).

La existencia de ciclos de vida bipartitos en la mayoría de las especies de los escifozoos hace que los estudios fenológicos y aquellos que analizan las transiciones entre las diferentes etapas del ciclo vital sean factores clave en el entendimiento de las dinámicas poblacionales. Sin embargo, las dificultades impuestas por el pequeño tamaño y la fragilidad de sus cuerpos en sus primeras etapas de desarrollo han limitado el número de estudios de campo sobre su fenología. La fase bentónica, conocida como *scyphistoma*, se ha encontrado en muy pocas ocasiones en la naturaleza (Marques *et al.*, 2019; van Walraven *et al.*, 2020), los estudios sobre la dinámica de la fase éfira son igualmente escasos (Fernández-Alías *et al.*, 2020; Leoni *et al.*, 2021a) y menos frecuentes incluso son los estudios sobre la fijación de plánulas en el campo (Boughton *et al.*, 2023). Como dificultad adicional, tanto las pesquerías como los estudios científicos han evitado zonas con proliferaciones masivas de escifozoos en fase medusa debido a la interferencia que las grandes acumulaciones de zooplancton gelatinoso suponen para el desarrollo normal de los trabajos (Mitchell *et al.*, 2021).

En consecuencia, la mayor parte del conocimiento sobre la fenología de los escifozoos ha sido generada mediante ensayos de laboratorio. La evidencia más clara que se obtiene en estos diseños experimentales es que la temperatura actúa como regulador del ciclo de vida, particularmente a través de su papel como inductor del proceso de estrobilación (Fuchs *et al.*, 2014). Sin embargo, considerando únicamente *Aurelia*, el género de escifozoo más estudiado (Pitt *et al.*, 2018), se puede encontrar un efecto asimétrico de la temperatura. Por ejemplo, el proceso de estrobilación en *Aurelia aurita* (Linnaeus, 1758) se ve beneficiado por inviernos largos y fríos (Loveridge *et al.*, 2021), mientras que *Aurelia coerulea* von Lendenfeld, 1884 presenta un comienzo adelantado de la estrobilación y una mayor producción de éfiras tras un invierno cálido (Zang *et al.*, 2022). La diferencia en la respuesta es incluso más pronunciada al considerar géneros diferentes.

Otro factor que se debe tener en cuenta es la disponibilidad de alimento (Goldstein &



Steiner, 2020), dado que los pólipos pueden compensar el estrés fisiológico cuando se alimentan de presas enriquecidas en ácidos grasos poliinsaturados (Chi *et al.*, 2019) y que tanto la calidad como la cantidad de alimento actúan como moduladores de la intensidad de la estrobilación en un régimen térmico apropiado (Schariti *et al.*, 2014; Goldstein & Steiner, 2020) o aumentando la supervivencia en la transición desde la fase éfira a la fase medusa (Chambel *et al.*, 2016; Miranda *et al.*, 2016).

El efecto de la temperatura como director de la estacionalidad de los escifozoos sugerido por los experimentos de laboratorio también se ve reflejado en los trabajos de campo de poca duración (Fernández-Alías *et al.*, 2020; Gueroun *et al.*, 2020). Por el contrario, en los estudios de gran escala temporal existen irregularidades (años sin presencia de escifozoos, pero sin diferencias importantes en el régimen térmico) que ocultan el efecto de la temperatura sobre la estacionalidad, pero en los años en los que está presente la fase medusa esta mantiene un patrón estacional regular (van Walraven *et al.*, 2015; Stone *et al.*, 2019). Esto indica que la temperatura por sí misma es necesaria, pero no suficiente, para el correcto desarrollo de las poblaciones de escifozoos (Fernández-Alías *et al.*, 2021). Las irregularidades registradas en las series temporales largas y la respuesta asimétrica de las diferentes especies de escifozoos desafían la hipótesis de que las proliferaciones de medusas verdaderas están aumentando como respuesta al cambio climático y a la eutrofización (Purcell *et al.*, 2007, 2013; Richardson *et al.*, 2009; Brotz *et al.*, 2012; Fernández-Alías *et al.*, 2021) y reflejan la necesidad de realizar estudios fenológicos sobre series temporales largas que abarquen múltiples especies.

En este apartado se analizan los datos de las fases éfira y medusa de *Aurelia solida*, *Cotylorhiza tuberculata* y *Rhizostoma pulmo* recogidos por el sistema de monitorización del Mar Menor del grupo de investigación desde el año 1997. Es de destacar que la laguna es un ecosistema que reúne las condiciones por las que, de acuerdo con el marco teórico existente, se están viendo incrementadas en intensidad y cantidad las proliferaciones de los escifozoos. Por tanto, la disponibilidad de una serie temporal larga para estos organismos, en un ecosistema afectado por la eutrofización y la presión antrópica, todo ello en el contexto de un escenario de calentamiento global, permite abordar el efecto de estos factores sobre la biología y la dinámica poblacional de los escifozoos y el papel indicador de los mismos.

La estacionalidad de estas especies se estudió por primera vez para los años 1996 y 1997 (Pérez-Ruzafa, 1996, 1997; Fernández-Alías *et al.*, 2020) y, a pesar de la existencia de años en los que alguna de las especies no prolifera y de la gran variabilidad interanual en sus abundancias, el patrón estacional se ha mantenido a lo largo de todo el periodo de monitorización del Mar Menor. Estas irregularidades, incluyendo las diferencias de abundancia y los años sin avistamientos de alguna de las especies, son comunes en los sistemas de monitorización de zooplancton gelatinoso de larga duración, pero en ellos,



igual que ocurre con el seguimiento realizado en este caso, la estacionalidad, en los años de proliferación, se mantiene de un año a otro (van Walraven *et al.*, 2015; Stone *et al.*, 2019; Pestorić *et al.*, 2021).

7.1.1. Determinación de periodos ecológicos y de anomalía térmica y ciclos de vida de los principales escifozoos lagunares: Desarrollo de una metodología para el análisis de las proliferaciones de medusas

Para el análisis de las poblaciones de medusas lagunares, y la formulación de su marco conceptual, puede ser útil recurrir a indicadores semicuantitativos que consideren la cobertura espacial (Lee *et al.*, 2021) o la abundancia (Leoni *et al.*, 2021b) como datos de entrada. De este modo con el fin de poder disponer de un sistema de alerta de cara a la toma de decisiones de gestión fundamentado en información estandarizada, aquí se propone la utilización de un índice (BI, *Blooming Indicator Index*) que permita detectar proliferaciones cada una de las especies de escifozoo que habitan en el Mar Menor, integrando la relación entre periodos ecológicos y de anomalía térmica con la variabilidad espacio-temporal de las poblaciones de las distintas especies.

Dicho índice combina la abundancia y la cobertura espacial a través de la suma algebraica de sus componentes transformados (Ecuación 7.1).

Ecuación 7.1.
$$BI = Ab + SC$$

El componente de abundancia (Ab) tiene un valor de 0 (abundancia inferior al 1% de la MRA (máxima abundancia promedio registrada)), 1 (abundancia entre el 1 y el 25% de MRA), 2 (25-50% MRA), 3 (50-75% MRA) o 4 (> 75% MRA). La cobertura espacial (SC) es un indicador del porcentaje de estaciones de muestreo en los que una especie determinada se encontraba presente, adquiriendo un valor de 0 en la ausencia de la especie e incrementándose en una unidad, hasta un valor de 4, cada vez que se supera un intervalo de 25%. Por lo tanto, BI oscila entre 0 (ausencia de la especie) hasta 8 (cuando la abundancia y la cobertura espacial superan el percentil 75).

Para la aplicación del índice y el análisis de la fenología de las especies y de las relaciones entre periodos ecológicos y de anomalía térmica se han utilizado los datos de abundancia de escifozoos, tanto en su fase éfira como en su fase medusa, la temperatura superficial del agua (SST, *Sea Surface Temperature*) y la concentración de clorofila a , recogidos por el sistema de monitorización en el interior del Mar Menor entre 1997 y 2021. La base de datos analizada comprende 257 campañas de monitorización, 5351 censos visuales de escifozoos y 4112 arrastres de red de zooplancton para la estima de las densidades de las fases medusa y éfira, respectivamente (Apartado 3.2.2).

La existencia de grandes huecos en la base de datos por la falta o las interrupciones del sistema de monitorización (Fernández-Alías *et al.*, 2023) impide el uso de SST para el cálculo de los diferentes periodos de anomalía térmica. Por ello, se han utilizado los datos de temperatura del aire de la estación meteorológica de San Javier proporcionados por la Agencia Estatal de Meteorología (AEMET), con carácter diario, desde el 1 de enero de 1997 hasta el 31 de diciembre de 2021. La correlación existente entre la medición *in situ* de SST y la temperatura del aire se ha obtenido por medio de un modelo de regresión lineal en R. Adicionalmente, se han recopilado las mediciones SST realizadas por el satélite MODIS-Aqua (<https://neo.gsfc.nasa.gov/>), con una periodicidad mensual (julio 2002-diciembre 2021) y resolución espacial de 0.1 grados, para su utilización como segundo medio de aproximación a la medición *in situ* de SST. La correlación entre las mediciones vía satélite e *in situ* se ha determinado igualmente por medio de un modelo de regresión lineal en R. Utilizando tanto la medición satélite como la temperatura del aire como aproximaciones a la SST real, se ha eliminado la estacionalidad y calculado la anomalía térmica mensual. A continuación, los periodos de anomalía térmica se han calculado utilizando las funciones *breakpoint* y *empirical fluctuation process* (efp) tipo *ordinary least square cumulative sum* (OLS-CUSUM) en el paquete 'strucchange' de R (Zeileis *et al.*, 2002, 2003; Zeileis, 2006).

7.1.1.1. Periodos ecológicos y de anomalía térmica en el Mar Menor

El análisis *efp* indica que hay un cambio estructural en la anomalía térmica acumulada al superar los límites ($p < 0.05$) de la hipótesis nula de «ausencia de cambio estructural» (Fig. 7.1). El análisis *breakpoint* sobre la anomalía térmica de la temperatura del aire confirma la existencia de un cambio estructural y revela la existencia de tres periodos diferenciados de anomalía térmica durante el periodo 1997-2021. El primer periodo, comprendido entre enero de 1997 y junio de 2007 (diciembre 2006-septiembre 2008 como intervalo de confianza), se caracteriza por un incremento negativo en la anomalía térmica acumulada. El segundo periodo, que finaliza en marzo de 2011 (octubre 2010-mayo 2011 como intervalo de confianza), se caracteriza por un incremento negativo brusco en la anomalía térmica acumulada. El tercer periodo se caracteriza por un incremento positivo en la anomalía térmica acumulada (Fig. 7.1). El análisis de anomalía SST medida por satélite corrobora estas observaciones.

Periodos de anomalía térmica

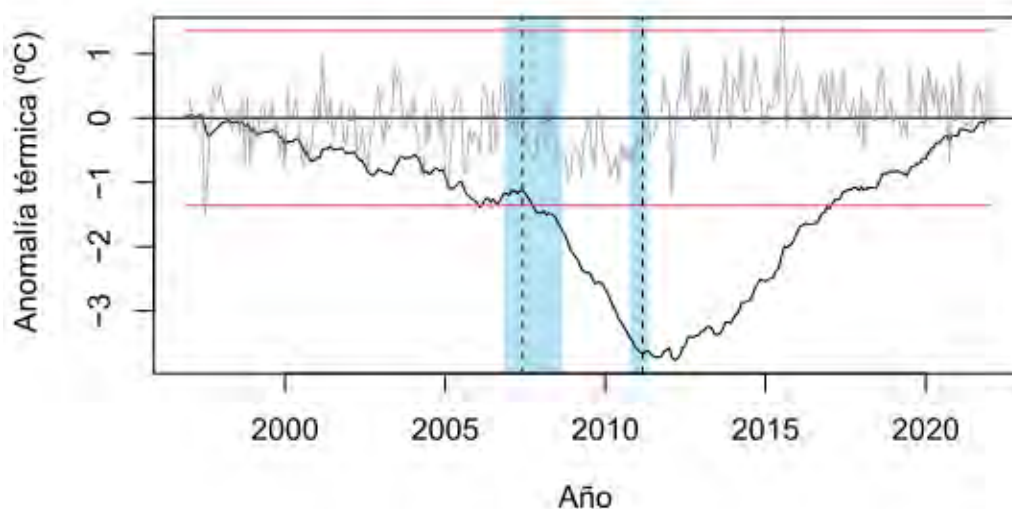


Figura 7.1. Periodos de anomalía térmica. Las líneas horizontales indican la anomalía térmica mensual (gris), la anomalía térmica acumulada tipo OLS-CUSUM (negro) y los límites del proceso empírico de fluctuación ($p < 0.05$, rojo). Las líneas verticales discontinuas indican los puntos de rotura (*breakpoints*) y las áreas en azul indican los intervalos de confianza (95%) de estos *breakpoints*.

Desde el punto de vista ecológico, pueden distinguirse dos periodos debido a la transición desde un régimen de baja concentración de clorofila *a* hasta un régimen de concentración elevada. Antes de 2016, los promedios mensuales de concentración de clorofila *a* alcanzaron valores superiores a $2 \mu\text{g/l}$ únicamente en el 14.7% de los meses, estableciéndose el máximo en $6.2 \mu\text{g/l}$ en abril de 2010. Desde 2016, las proliferaciones de fitoplancton aumentaron en frecuencia (el 54.1% de los meses muestreados presentaron una concentración promedio de clorofila *a* superior a $2 \mu\text{g/l}$) e intensidad (el 21.2% de los meses muestreados presentaron una concentración promedio de clorofila *a* superior a la registrada en abril de 2010) (Fig. 7.2).

Consecuentemente, se debe destacar la existencia de dos estados ecológicos diferenciados durante el proceso de eutrofización del Mar Menor en el periodo estudiado: uno de mantenimiento de la homeostasis o pre-crisis distróficas (1997-2015) y otro marcado por crisis distróficas frecuentes y caracterizado, principalmente, por una elevada concentración de clorofila *a* (2016-2021) (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2019a; Mercado *et al.*, 2021; Fernández-Alías *et al.*, 2022).

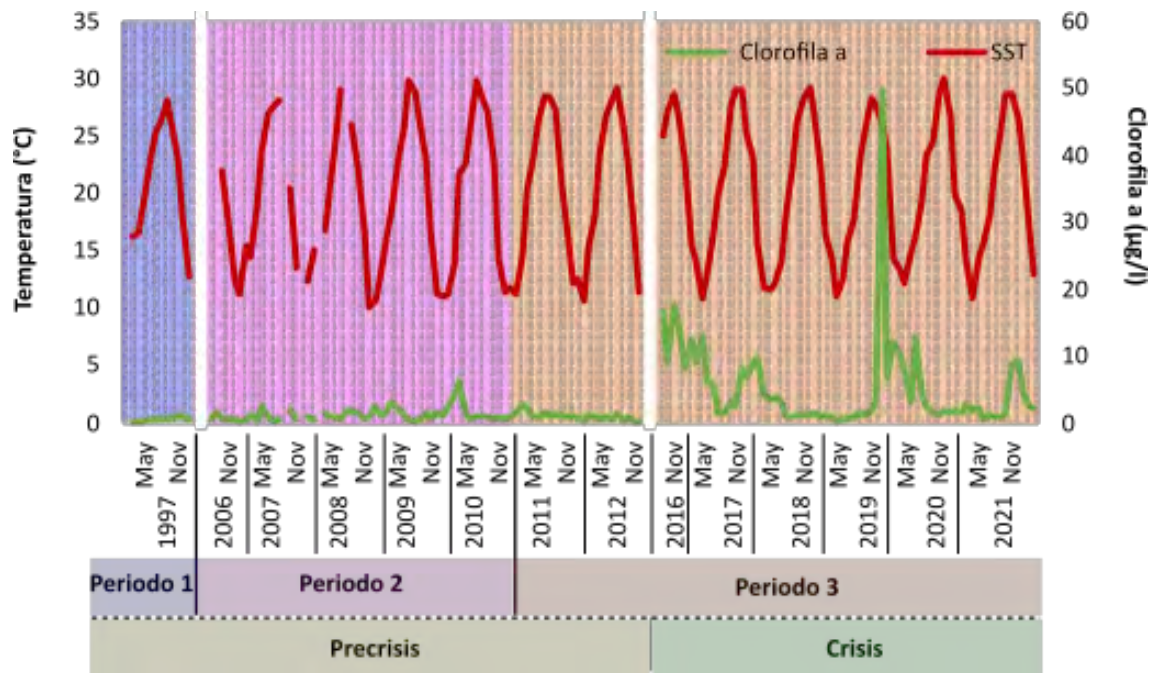


Figura 7.2. Dinámica de la concentración de clorofila *a* y la temperatura superficial del mar (SST). Las áreas sombreadas se corresponden con los diferentes periodos de anomalía térmica (azul, violeta y naranja – periodos 1, 2 y 3) y periodos ecológicos (amarillo – precrisis distrófica; verde – crisis distrófica). Las áreas blancas verticales indican discontinuidades de la base de datos.

7.1.1.2. Fenología y ciclos de vida de las tres especies de escifozoos principales del Mar Menor

Combinando todos los datos disponibles, se han reconstruido los ciclos de vida de cada una de las especies de escifozoos estudiadas en la laguna costera del Mar Menor. Con este propósito, se ha considerado que el momento de detección de las éfiras en la columna de agua es indicativo de un evento de estrobilación próximo en el tiempo.

Para estudiar la fenología de las diferentes especies se ha desarrollado una estrategia multietapa basada en la asociación de cada fase del ciclo de vida y de cada clase de talla de la fase medusa a intervalos específicos de variables ambientales. En primer lugar, la asociación de cada etapa y clase de talla a un intervalo térmico se ha determinado por medio de una modificación del método de Perry & Smith (1994) de distribuciones de frecuencias acumuladas (CFD, *Cumulative Frequency Distribution*). De forma simplificada, esta metodología enfrenta la curva CFD sin ponderar de una determinada variable ambiental frente a la curva CFD de esa misma variable ponderada por la abundancia de una determinada especie. El crecimiento análogo de las dos curvas de frecuencia acumulada indica una distribución homogénea de la especie en todo el rango de la variable ambiental, mientras que las diferencias de pendiente indican que la especie se encuentra asociada con un intervalo determinado de dicha variable.



Ecuación 7.2.
$$f(t) = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n I(x_i)$$

Ecuación 7.3.
$$I(x_i) = \begin{cases} 1, & x_i < t \\ 0, & \text{en cualquier otro caso} \end{cases}$$

Ecuación 7.4.
$$g(t) = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \frac{y_i \times I(x_i)}{\sum_{i=1}^n y_i}$$

La Ecuación 7.2 indica cómo se construye la curva CFD de una variable ambiental sin ponderar: “n” es el número total de observaciones, “x_i” es el valor de la variable ambiental, e “I(x_i)” es una función indicadora (Ecuación 7.3) en la que “t” representa un índice que cubre la totalidad del rango de la variable ambiental en un tamaño de intervalo ajustado a la resolución deseada. En este análisis, en el que SST oscila entre un mínimo de 9.19°C y un máximo de 31.5°C, se ha fijado el intervalo de “t” en 1°C entre 9 y 32°C. Por lo tanto, I(x_i) para un “t” determinado se corresponde con el número de datos, número de censos visuales o arrastres de red, para los que la variable ambiental registra un valor comprendido por el intervalo. La Ecuación 7.4 indica cómo se pondera la curva CFD de acuerdo con la abundancia de la especie; en ella, “y_i” es el sumatorio de las abundancias de la especie dentro de un determinado intervalo de la variable estudiada.

Para comprobar si las diferencias de pendiente entre la curva ponderada y sin ponderar indican una asociación significativa a una temperatura o rango térmico concretos, la máxima diferencia entre f(t) y g(t), $D_{\max} = \max|g(t) - f(t)|$ se contrasta frente a las diferencias obtenidas en reconstrucciones de las dos funciones realizadas por el método de *bootstrap*. En cada iteración o reconstrucción de la curva se realiza un barajado de los datos con los que se construyen f(t) y g(t) y cada uno de los pares $|g(t) - f(t)|$ obtenidos se compara con el valor D_{\max} . Se han realizado 1000 reconstrucciones de cada curva y, como estas estaban construidas en 23 pasos o intervalos, se han llevado a cabo las 23000 comparaciones de diferencias obtenidas aleatoriamente frente a D_{\max} . Que la asociación de la especie a un intervalo concreto sea significativa implica que su distribución no es homogénea y que el valor de D_{\max} será, necesariamente, superior a las diferencias aleatorias generadas en las reconstrucciones de la curva. La hipótesis nula es una ausencia de diferencias entre D_{\max} y las diferencias obtenidas entre los pares resultantes de reconstrucciones aleatorias y, por tanto, la ausencia de asociación a ningún rango de la variable ambiental estudiada.

Este procedimiento se ha aplicado a las dos etapas del ciclo de vida analizadas y a las cuatro clases de talla de la fase medusa de las tres especies de escifozoos presentes en el Mar Menor en cada uno de los periodos estudiados: la base de datos completa, los dos periodos con diferente estatus ecológico por la eutrofización y los tres periodos de anomalía térmica.



Dentro de los periodos de anomalía térmica, el primero termina entre diciembre de 2006 y septiembre de 2008, con junio de 2007 como fecha más probable para su finalización. En la base de datos analizada, la recolección de la abundancia de escifozoos se interrumpe entre 1997 y 2006 (Fernández-Alías *et al.*, 2023) y, debido a esto, para el análisis estadístico se han considerado como datos correspondientes al primer periodo de anomalía térmica únicamente aquellos pertenecientes al año 1997, incluyéndose 2007 y 2008 en el segundo periodo. El periodo 2 termina entre octubre de 2010 y mayo de 2011, con marzo de ese año como la fecha más probable. Debido a la estacionalidad de las especies (Fernández-Alías *et al.*, 2020), el año 2011 se ha incluido dentro del tercer periodo de anomalía térmica.

En segundo lugar, siguiendo el principio de la asociación térmica, se ha comprobado si ha ocurrido alguna modificación significativa en la asociación a intervalos de temperatura entre diferentes periodos y dentro de cada etapa del ciclo de vida. Esto se ha realizado, dentro de cada fase del ciclo de vida, calculando la diferencia máxima entre curvas $g(t)$ por pares de periodos y contrastando esta diferencia con las obtenidas en reconstrucciones por *bootstrap* de las curvas. La hipótesis nula indica una ausencia de diferencia en la asociación térmica entre periodos mientras que la hipótesis alternativa indica una modificación significativa en la asociación térmica.

Finalmente, para comprobar si la transición del estado ecológico del Mar Menor, desde un régimen de baja concentración de clorofila a hasta un régimen de alta concentración, ha modificado la fenología de los escifozoos, se ha estudiado la asociación entre la abundancia de medusas verdaderas, tanto en fase éfira como medusa, y la clorofila a en cada una de las especies y periodos. La concentración de clorofila a ha oscilado entre un mínimo de 0 $\mu\text{g/l}$ hasta un inusual máximo, registrado solo en dos estaciones durante un evento de crisis distrófica, de 107 $\mu\text{g/l}$. Todos los intervalos de concentración de clorofila a por debajo de 25 $\mu\text{g/l}$ se han muestreado al menos en dos ocasiones, mientras que por encima de esta concentración existen intervalos con una o cero muestras. Debido a esto, se ha fijado la longitud del intervalo en 1 $\mu\text{g/l}$ para todas las concentraciones por debajo de 25 $\mu\text{g/l}$ y se han agrupado todas las muestras por encima de ese valor en un intervalo final.

Este procedimiento permite la determinación de umbrales para la aparición de éfiras (estrobilación), para la aparición de los juveniles de la fase medusa (transición éfira-medusa) y el límite de tolerancia térmica de los ejemplares adultos. Del mismo modo, cuando se aplica en bases de datos de larga duración en las que aparecen diferentes periodos térmicos o ecológicos, la comparación entre periodos comprueba si el calentamiento global o los procesos de eutrofización modifican la respuesta fenológica de las especies. Integrando la información obtenida, se han reconstruido los ciclos de vida de las tres especies de escifozoo estudiadas en el Mar Menor. Además, se ha complementado esta reconstrucción con gráficos de la talla promedio de la umbrela y de SST usando descriptores clásicos de las poblaciones de medusas verdaderas (Lee *et al.*, 2021; Leoni *et*

al., 2021b).

Estos descriptores son los días de la primera observación, del comienzo de la proliferación, del pico de la proliferación, del final de la proliferación y de la última observación de ejemplares de la proliferación anual, correspondientes con > 0 , ≥ 15 , ≥ 50 , ≥ 85 , y el 100% de la curva acumulada del BI (*Blooming Indicator Index*) anual. Para *C. tuberculata* y *R. pulmo*, los gráficos se han construido utilizando los datos de la totalidad de las poblaciones registradas (1997-2021). En el caso de *A. solida* se han excluido de las representaciones las poblaciones de los años entre 2006 y 2011 debido a que, durante este periodo, la especie o bien estuvo ausente o bien experimentó una mortandad masiva en la fase éfira o en la clase de talla de 0 a 5 cm.

Junto a los ciclos de vida de las tres especies de escifozoos estudiadas en el Mar Menor, para describir la fenología y variabilidad entre periodos, se muestran los valores de SST y el tamaño medio de los ejemplares de las poblaciones los días de la primera observación ($>0\%$ del acumulado anual del BI), comienzo de la población ($\geq 15\%$ del acumulado anual de BI), pico de la población ($\geq 50\%$ del acumulado anual de BI), final de la población ($\geq 85\%$ del acumulado anual de BI) y última observación (100% del acumulado anual de BI) de cada una de las especies. También se presenta la asociación térmica de cada una de las etapas del ciclo de vida de las diferentes especies en el periodo 1997-2021 (tabla 7.1) y la comparación de esta asociación entre los diferentes periodos para cada especie y fase del ciclo vital (tabla 7.2).

Tabla 7.1. Presencia y asociación a un rango térmico de cada especie y etapa del ciclo vital con el p-valor de la asociación en el periodo de estudio (1997-2021). La columna de medusa aún los datos de las cuatro clases de talla para cada especie. Los números en negrita indican una asociación significativa con el rango térmico indicado.

| | Éfira | Medusa |
|---------------------------------------|--------------|--------------|
| <i>Cotylorhiza tuberculata</i> | | |
| Rango de presencia (°C) | 9.7-30.1 | 10.3-31.5 |
| Asociación térmica (°C) | 27-29 | 25-30 |
| p-valor | 0.018 | 0.004 |
| <i>Aurelia solida</i> | | |
| Rango de presencia (°C) | 9.2-29.0 | 9.5-29.5 |
| Asociación térmica (°C) | 10-17 | |
| p-valor | 0.004 | 0.167 |
| <i>Rhizostoma pulmo</i> | | |
| Rango de presencia (°C) | 9.3-29.6 | 9.5-31 |
| Asociación térmica (°C) | | 23-29 |
| p-valor | 0.175 | 0.005 |

Tabla 7.2. Comparación de la asociación térmica entre periodos para las fases éfira (debajo de la diagonal) y medusa (sobre la diagonal) de cada una de las especies de escifozoos objeto de estudio.

| <i>Cotylorhiza tuberculata</i> | | | | | | |
|---------------------------------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|
| Medusa | Completo | Periodo 1 | Periodo 2 | Periodo 3 | Precrisis | Crisis |
| Éfira | | | | | | |
| Periodo completo | | 0.233 | 0.4 | 0.534 | 0.598 | 0.35 |
| Periodo 1 | 0.125 | | 0.24 | 0.194 | 0.265 | 0.142 |
| Periodo 2 | 0.057 | 0.037 | | 0.4 | 0.48 | 0.352 |
| Periodo 3 | 0.379 | 0.092 | 0.056 | | 0.5 | 0.428 |
| Precrisis | 0.782 | 0.124 | 0.048 | 0.366 | | 0.296 |
| Crisis | 0.086 | 0.087 | 0.279 | 0.057 | 0.093 | |
| <i>Aurelia solida</i> | | | | | | |
| Medusa | Completo | Periodo 1 | Periodo 2 | Periodo 3 | Precrisis | Crisis |
| Éfira | | | | | | |
| Periodo completo | | 0.058 | 0 | 0.705 | 0.198 | 0.405 |
| Periodo 1 | 0.315 | | 0 | 0.061 | 0.107 | 0.072 |
| Periodo 2 | 0.265 | 0.153 | | 0.002 | 0.016 | 0.002 |
| Periodo 3 | 0.355 | 0.313 | 0.142 | | 0.194 | 0.44 |
| Precrisis | 0.642 | 0.326 | 0.25 | 0.42 | | 0.098 |
| Crisis | 0.069 | 0.052 | 0.189 | 0.082 | 0.048 | |
| <i>Rhizostoma pulmo</i> | | | | | | |
| Medusa | Completo | Periodo 1 | Periodo 2 | Periodo 3 | Precrisis | Crisis |
| Éfira | | | | | | |
| Periodo completo | | 0.186 | 0.304 | 0.422 | 0.67 | 0.171 |
| Periodo 1 | 0.098 | | 0.321 | 0.092 | 0.266 | 0.153 |
| Periodo 2 | 0.232 | 0.029 | | 0.251 | 0.308 | 0.244 |
| Periodo 3 | 0.353 | 0.133 | 0.245 | | 0.362 | 0.274 |
| Precrisis | 0.667 | 0.154 | 0.228 | 0.312 | | 0.13 |
| Crisis | 0.002 | 0 | 0.064 | 0.035 | 0.002 | |

A) *Cotylorhiza tuberculata*

Cotylorhiza tuberculata, conocida como medusa huevo frito, es una de las especies prolíficas más comunes del Mediterráneo (Enrique-Navarro *et al.*, 2021) y cuenta con poblaciones estables en ecosistemas semiconfinados como la bahía de Vlyho en Grecia (Kikinger, 1992) o la propia laguna del Mar Menor (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2002; Fernández-Alías *et al.*, 2020). La estacionalidad y el comportamiento de la especie en ambos ecosistemas tiene muchas similitudes: la fase medusa aparece entre junio y julio y los ejemplares mantienen un crecimiento continuado durante los meses de verano y otoño para alcanzar un tamaño de hasta 42.1 cm en menos de 6 meses (Kikinger, 1992; Fernández-Alías *et al.*, 2020). Los ejemplares adultos liberan las plánulas a la columna de agua desde final de verano y mantienen esta liberación de forma continuada durante el otoño, situándose la temperatura óptima para la fijación de las plánulas entre los 23 y los



25°C (Kikinger, 1992; Astorga *et al.*, 2012; Franco, 2016). Tras la fijación de las plánulas y el desarrollo de los pólipos, estos incorporan las zooxantelas simbiotas (Astorga *et al.*, 2012), colonizan el sustrato disponible por reproducción asexual y se preparan para un proceso de estrobilación que será disparado por el incremento térmico primaveral (Kikinger, 1992; Prieto *et al.*, 2010; Fernández-Alías *et al.*, 2020). La supervivencia invernal de los pólipos podría ser uno de los puntos clave para el desarrollo de las proliferaciones masivas de esta especie ya que, en los experimentos de laboratorio de Prieto *et al.* (2010), se ha observado una gran mortandad en esta fase del ciclo de vida cuando la temperatura es inferior a los 9°C.

En el Mar Menor, las temperaturas más críticas (SST entre 9 y 10°C) se alcanzan anualmente durante menos de 15 días al año y, de acuerdo con su tasa de supervivencia (Prieto *et al.*, 2010), los pólipos deberían mantener una densidad suficiente como para no comprometer la viabilidad de la floración estival. Durante el invierno se han encontrado, eventualmente, éfiras de *C. tuberculata*, pero estas no han derivado en la aparición de la fase medusa (Fig. 6.8) dado que su desarrollo se inhibe cuando la temperatura del agua se encuentra por debajo de los 20°C (Astorga *et al.*, 2012). Las éfiras de *C. tuberculata* aparecen en el Mar Menor después de un evento de estrobilación importante a final de primavera y durante el verano, cuando se alcanza una SST entre 17-24 y 29°C. Esta estrobilación puede, eventualmente, prolongarse con la limitación de temperatura anteriormente mencionada (Figs. 7.3 y 7.4; tabla 7.1). Durante el pico de temperatura veraniego, los ejemplares en fase medusa experimentan un crecimiento continuo que desemboca en la liberación de las plánulas y la mortalidad masiva de la fase medusa al finalizar el otoño (Fig. 7.4a).

De acuerdo con los principales descriptores de las poblaciones, la primera observación de *C. tuberculata* (> 0% del acumulado anual de BI) ocurre con una temperatura entre 26.5 y 29.5°C y un tamaño promedio de campana de 5 a 12.8 cm. El comienzo de la población ($\geq 15\%$ del acumulado anual de BI) se registró con temperaturas entre 27.2 y 29.3°C, con tallas entre 6.8 y 15 cm. El pico de la población ($\geq 50\%$ del acumulado anual de BI) tuvo lugar con posterioridad a una reducción en la temperatura (25.3-28.2°C) y un crecimiento del tamaño (9.9-20.8 cm). El final de la población ($\geq 85\%$ del acumulado anual de BI) se registró entre 16.4 y 25.0°C y tamaños de 13.1 a 24.9 cm. La última observación de ejemplares de *C. tuberculata* (100% del acumulado anual de BI), dependiendo de la longevidad de los adultos y las transiciones tardías de éfira a medusa, tuvo lugar en tallas de 5 a 25 cm y con temperaturas entre 12.6 y 20.5°C (Fig. 7.3a).

El tiempo promedio de transición, desde que se libera la fase éfira hasta que esta alcanza la fase medusa, registrado a lo largo del sistema de monitorización del Mar Menor es de 68.36 ± 9.83 días (media \pm error estándar), con un mínimo de 26 días y un máximo de 139. Bajo condiciones de laboratorio, se ha conseguido obtener la fase medusa incluso en periodos inferiores a los 26 días cuando la temperatura es elevada (Astorga *et al.*, 2012) y



esto podría explicar una ausencia de detecciones de la fase éfira o que la abundancia de éfiras sea menor que la de ejemplares en fase medusa en los años 2012, 2017, 2018, 2020 y 2021 (Fig. 7.5). En los años en los que la densidad de éfiras era superior a la de ejemplares en fase medusa, y asociando esta reducción de abundancia a una mortalidad del estado larvario, se puede estimar que la mortalidad oscila entre un máximo del 100% en las estrobilaciones invernales hasta un mínimo del 3.73% (año 2011), con un promedio de $69.63 \pm 14.16\%$. Finalmente, y de acuerdo con los experimentos de Astorga *et al.* (2012), se ha detectado un umbral que impide la transición desde la fase éfira a la fase medusa en temperaturas inferiores a los 25°C (tabla 7.1; Fig. 7.4).

B) *Aurelia solida*

La medusa luna o *Aurelia solida* (Fernández-Alías *et al.*, 2023b) se encuentra presente en el Mar Menor en su fase medusa desde invierno hasta verano, pudiendo comenzar la temporada entre diciembre y marzo y desapareciendo, de forma general, al finalizar junio (Figs. 6.8, 7.4, 7.5). Esta estacionalidad coincide con la detectada para esta especie en la laguna de Bizerta en Túnez (Gueroun *et al.*, 2020). Desde el momento de su aparición, normalmente con una temperatura alrededor de los 15.7°C, y hasta final de abril o comienzo del mes de mayo (SST de 21.7°C) se registra un crecimiento de los ejemplares en fase medusa para, posteriormente, reducirse el tamaño promedio de la campana. Durante este periodo de crecimiento, *A. solida* depreda sobre una amplia variedad de grupos zooplanctónicos (Gueroun *et al.*, 2020) y diatomeas en preparación para la reproducción sexual y la liberación de las plánulas. En el muestreo de zooplancton que se realizó desde junio de 2020 hasta septiembre de 2021 se encontraron plánulas de *A. solida* entre los meses de marzo y junio, momento en el que los ejemplares acababan de alcanzar su máximo tamaño promedio y comenzaban a reducirse los diámetros de sus umbrelas. Esta reducción, que se observó también en el análisis del año de referencia, 1997 (Fernández-Alías *et al.*, 2020), se ha mantenido de forma consistente durante los años en que la especie ha estado presente en el Mar Menor (Fig. 7.5), y se ha observado en otras localizaciones geográficas (Gueroun *et al.*, 2020) y en diversas especies del género *Aurelia* (Möller, 1980; Toyokawa, 2000; Bonnet *et al.*, 2012). Se han propuesto varias explicaciones para esta regresión en el tamaño de los ejemplares, incluyendo una inanición provocada por la extrusión de filamentos gástricos durante la liberación de las plánulas (Spangenberg, 1965), determinismo genético o parasitismo (Möller, 1980).

Los pólipos de *A. solida*, y de forma general en todas las especies de este género, tienen una gran plasticidad termohalina en términos de supervivencia y mantenimiento de la reproducción asexual (Schäfer *et al.*, 2021), pero, por el contrario, el proceso de estrobilación presenta una fuerte regulación térmica. En experimentos de laboratorio se ha comprobado que, en ausencia de fluctuaciones térmicas, la liberación de éfiras por parte de los pólipos de *A. solida* es prácticamente inexistente, y, cuando ocurre, estas presentan deformaciones (Schäfer *et al.*, 2021). En la naturaleza, y particularmente en un ecosistema



semiconfinado, donde las oscilaciones térmicas se producen con carácter anual e incluso diario, el proceso de liberación de éfiras en *A. solida* se registra con posterioridad a los descensos térmicos (Fernández-Alías *et al.*, 2020; Gueroun *et al.*, 2020).

En el Mar Menor, las éfiras de *A. solida* comienzan a detectarse en el mes de noviembre con posterioridad a un descenso térmico de, aproximadamente, 10°C entre septiembre y noviembre (Fig. 4.5), y pueden encontrarse hasta marzo; traduciéndose, por tanto, en una presencia entre los 10 y los 17°C (tabla 7.1). Asimismo, se ha detectado un umbral para la transición de la fase éfira a la fase medusa que impide que esta ocurra cuando la temperatura supera los 19.5°C (Fig. 7.4b). También se debe resaltar que, aunque no existen diferencias significativas entre periodos en el desencadenamiento del proceso de estrobilación, las mortandades masivas de éfiras o de juveniles de medusa de talla 0 a 5 cm pueden impedir el desarrollo habitual de la población (tabla 7.2). La fase medusa crece desde su aparición en invierno, a lo largo de primavera, hasta que la SST alcanza los 21.7°C. Superada esa temperatura, las plánulas son liberadas y la fase medusa experimenta una reducción en la talla y una mortandad masiva entre los 24.5 y los 29°C.

La transición de la fase éfira a la fase medusa ocurre en el Mar Menor en un plazo que oscila entre los 11 y los 153 días (promedio de 71.5 ± 16.95 días; Fig. 7.5). La ratio de mortalidad de las éfiras en los años en que su abundancia es superior a la de la fase medusa oscila entre el 74.01% y el 100% con un promedio de $92.17 \pm 3.33\%$.

Los gráficos de cajas y bigotes para *A. solida* se han construido dejando fuera las poblaciones del periodo 2 y del año 2011, dado que presentaron un comportamiento significativamente diferente (tabla 7.2). La primera observación de esta especie se registró con temperaturas entre 12.5 y 17.5°C y con un tamaño promedio de los ejemplares entre 2.5 y 9.3 cm. El comienzo de la proliferación tuvo lugar con temperaturas entre 14.0 y 20.7°C y tallas entre 3.1 y 9.7 cm. El pico de la población se alcanzó con temperaturas de 17.9 a 23.6°C y tamaños promedio de 11 a 14.5 cm. El declive de la población coincide con una reducción del tamaño y un incremento de la SST durante el verano. Es decir, el final de la proliferación y la última observación de un ejemplar ocurren con tamaños en el intervalo de 7.4-12.8 cm y 3.0 a 10.5 cm, respectivamente, y temperaturas en el intervalo de 23.4-26.1°C (final) y 27.0-29.3°C (última) (Figs. 7.3c, d).

C) *Rhizostoma pulmo*

La especie conocida como aguamala, *R. pulmo*, es un escifozoo común en las zonas costeras y semiconfinadas de los mares Negro y Mediterráneo (Fuentes *et al.*, 2011; Leoni *et al.*, 2021a, b). En su fase medusa, es capaz de sobrevivir a lo largo del invierno y, por tanto, de encontrarse presente durante todo el año (Fig. 6.8, 7.5 y 7.6; Fernández-Alías *et al.*, 2020; Pectoric *et al.*, 2021), pero su pico poblacional ocurre entre abril y agosto (Leoni *et al.*, 2021a, b). La aparición de los juveniles de medusa se encuentra asociada con una



temperatura mínima de 21°C (tabla 7.1), pero puede ocurrir con valores desde 18.78°C en el Mar Menor (Fig. 7.3) donde crecen hasta superar un diámetro de campana de 40 cm (Fernández-Alías *et al.*, 2020; Leoni *et al.*, 2021a). La existencia de múltiples cohortes de *R. pulmo* con parámetros de crecimiento y mortalidad diferentes y la capacidad de los adultos para, eventualmente, sobrevivir al invierno (Fernández-Alías *et al.*, 2020; Leoni *et al.*, 2021a) genera una gran dispersión en las tallas y temperaturas a las que se han registrado las desapariciones de las diferentes poblaciones anuales (Fig. 7.3).

Los resultados de los análisis del índice gonadosomático sugieren que *R. pulmo* posee un periodo reproductivo más extenso que las otras dos especies analizadas, ya que tanto *C. tuberculata* como *A. solida* sufren una mortalidad masiva tras la reproducción sexual (Fernández-Alías *et al.*, 2020). En esta especie, la colonización del sustrato sólido por parte de los pólipos generados tras la fijación de las plánulas tiene lugar por medio de la formación de podocistos (Fuentes *et al.*, 2011; Schiariti *et al.*, 2014). La estrobilación se ve disparada por fluctuaciones térmicas, tanto ascensos como descensos (Fernández-Alías *et al.*, 2020), las cuales, en ecosistemas semiconfinados con gran variabilidad, se producen en múltiples ocasiones y, debido a que la estrobilación en esta especie tiene carácter polidisco (Fuentes *et al.*, 2011), puede dar lugar a la sucesión de múltiples cohortes (Fernández-Alías *et al.*, 2020; Leoni *et al.*, 2021a).

En el análisis a gran escala temporal se observa que el reclutamiento de éfiras puede ocurrir a lo largo de todo el año y que esta etapa no muestra una afinidad particular por ninguna temperatura, pero la transición desde la fase éfira a la fase medusa sí presenta una regulación térmica, viéndose bloqueada por debajo de los 21°C (tabla 7.1; Fig. 7.4). En esta especie, la existencia de múltiples cohortes, el reclutamiento continuo de éfiras y la posibilidad de perder alguno de los picos de estrobilación en los muestreos (Leoni *et al.*, 2021a) dificulta la determinación del tiempo necesario para completar la transición éfira-medusa, pero, en los datos que se han manejado sobre el Mar Menor con frecuencia semanal de muestreo, se ha estimado que el tiempo necesario oscila entre 27 y 53 días. La fase medusa crece durante el final de la primavera y el verano. Tras concluir esa estación, la mayoría de los ejemplares desaparecen de la columna de agua, pero algunos individuos sobreviven al invierno, pudiendo encontrarse ejemplares adultos durante todo el año.

La primera aparición de *R. pulmo* se registró entre 18.8 y 25.7°C y tamaños de 5 a 14.8 cm. La proliferación comienza con una SST de 22.3 a 27.9°C y tallas promedio de 13.87 a 22.78 cm. El pico de la proliferación, cuando la población presenta un tamaño de 15.3 a 22.5 cm, ocurre con una SST de 25.7 a 29.0°C. El final de la proliferación tiene lugar entre 13.4 y 28.1°C con tallas comprendidas entre 13.7 y 25.8 cm. La última observación se registra con una SST entre 11.6 y 26.2°C, y tamaños en el intervalo de 15 a 34.2 cm (Figs. 7.3e, f).

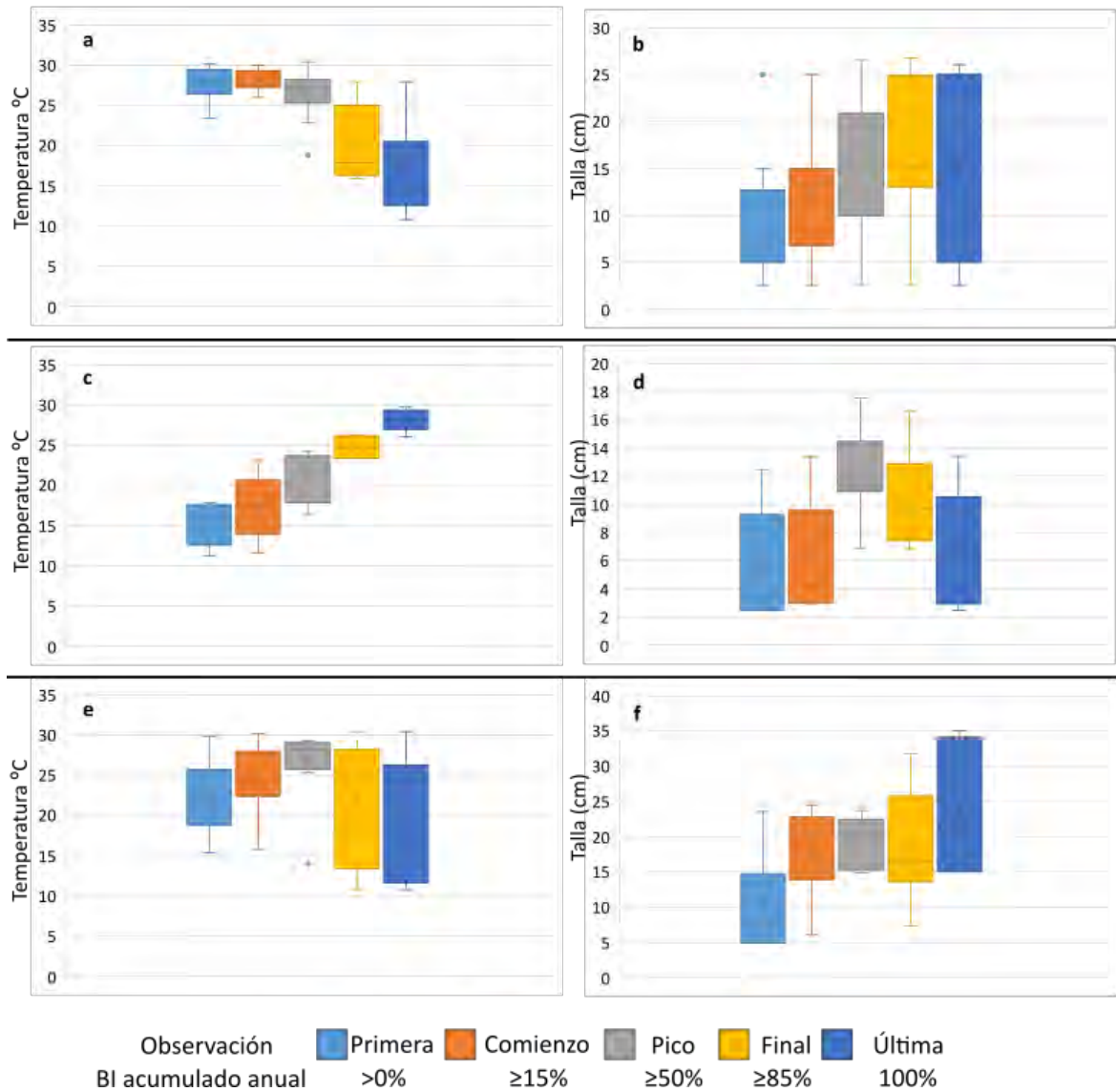


Figura 7.3. Diagrama de cajas y bigotes de SST (a, c, e) y diámetro promedio de la umbrela de los ejemplares (b, d, f) durante el desarrollo de las poblaciones (primera observación, comienzo, pico y final de la proliferación, última observación de ejemplares) de *Cotylorhiza tuberculata* (a, b), *Aurelia solida* (c, d) y *Rhizostoma pulmo* (e, f) a lo largo de todo el periodo de estudio (1997–2021). Las poblaciones de *A. solida* de los años 2006 a 2011 se han excluido debido a la ausencia de la fase medusa o a la mortalidad masiva en la clase de tamaño 0-5cm.

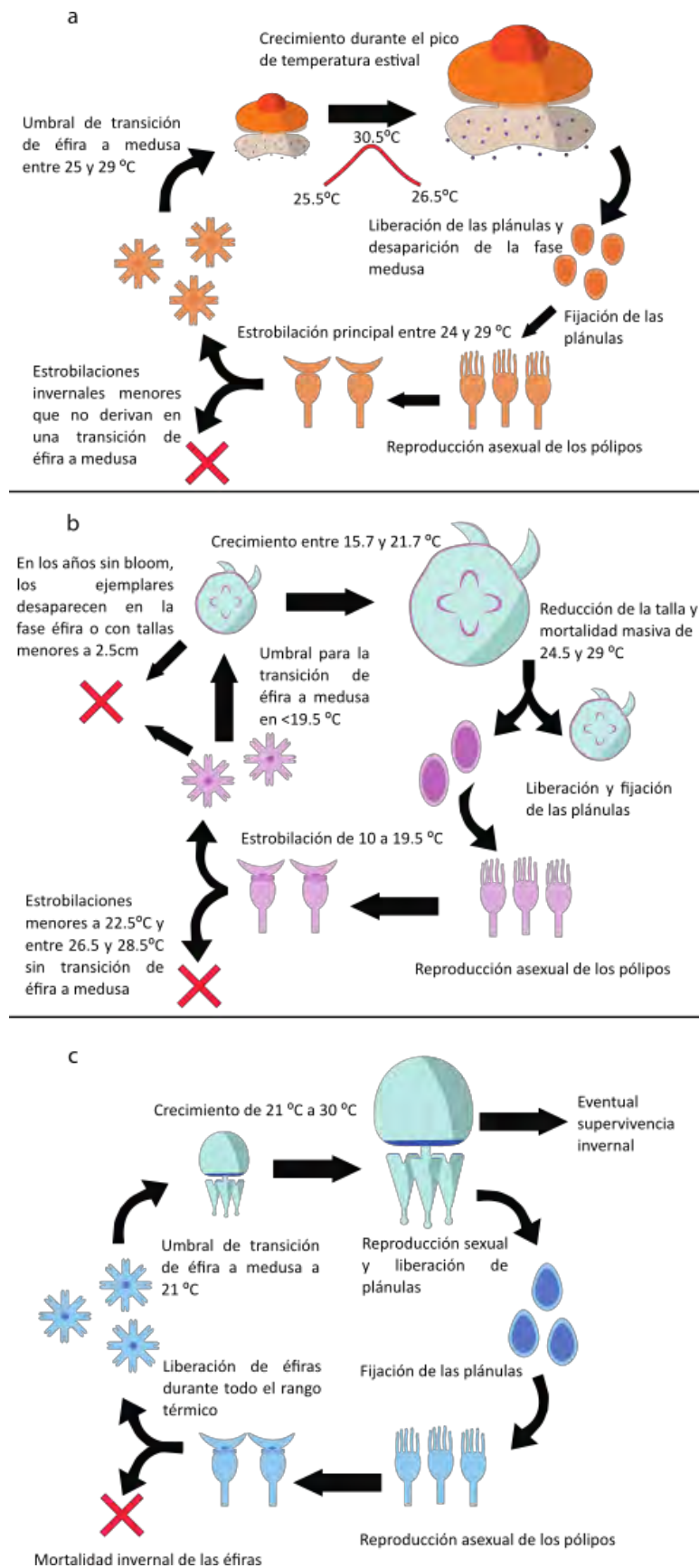


Figura 7.4. Ciclo de vida de a) *Cotylorhiza tuberculata*, b) *Aurelia solida* y c) *Rhizostoma pulmo* en la laguna costera del Mar Menor (tomada de Fernández-Alías, 2024).

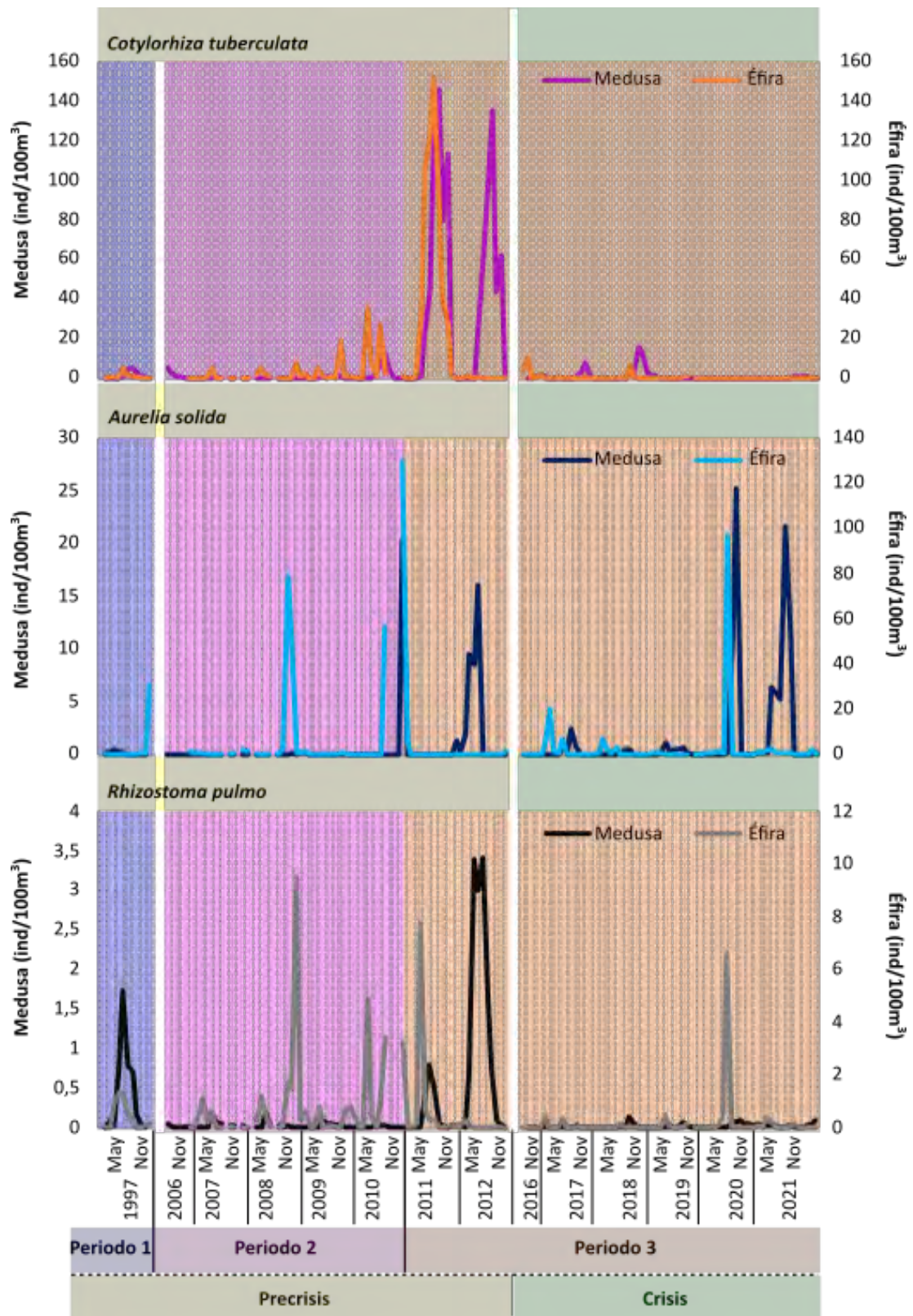


Figura 7.5. Dinámica de los escifozoos *C. tuberculata*, *A. solida* y *R. pulmo* en sus fases medusa y éfira. Las áreas sombreadas se corresponden con los diferentes periodos de anomalía térmica (azul, violeta y naranja – periodos 1, 2 y 3) y periodos ecológicos (amarillo – precrisis distróficas, verde – crisis distróficas). Las áreas blancas verticales indican discontinuidades de la base de datos.

En conjunto, las tres especies de escifozoos estudiadas poseen una gran plasticidad y son detectadas en un amplio rango de temperaturas, tanto en la fase éfira como en todas las clases de talla de la fase medusa. Sin embargo, y a pesar de esta plasticidad, su presencia no es homogénea a lo largo de todo el rango térmico y se pueden detectar asociaciones a determinados intervalos.

La fase éfira de *C. tuberculata* se asocia con el intervalo de 27 a 29°C y la fase medusa con el intervalo 25 a 30°C (tabla 7.1), sin presentar modificaciones significativas entre los diferentes periodos (tabla 7.2).

Las éfiras de *A. solida* se asocian con una SST en el rango de los 10 a los 17°C, pero no aparece ninguna asociación de la fase medusa (tabla 7.1). La fase medusa de esta especie sí presenta, por el contrario, un comportamiento significativamente diferenciado durante el segundo periodo de anomalía térmica (tabla 7.2). En ese periodo, las éfiras no estaban particularmente asociadas con ningún rango térmico, pero el patrón de estrobilación no difiere de los otros periodos (tabla 7.2). Por el contrario, la transición de éfira a medusa y el desarrollo de esta última fase no tienen lugar durante este periodo; es decir, la estrobilación no dio lugar a la aparición de medusas, y cuando se produjo esta transición éfira-medusa, las medusas fueron incapaces de desarrollarse (Fig. 7.5). Además, hay que resaltar que la aparición de la fase éfira de *A. solida* se ha registrado mayoritariamente después del descenso térmico otoñal (Figs. 7.5 y 7.7), pero que un importante evento de estrobilación tuvo lugar en abril de 2020 con el incremento primaveral de temperaturas, modificando ligeramente el patrón de estrobilación durante el periodo de crisis distróficas.

En el caso de *R. pulmo*, únicamente la fase medusa mostró una asociación con SST entre los 23 y los 29°C (tabla 7.1). Las comparaciones entre periodos no detectaron cambios significativos durante la fase medusa, pero la fase éfira se comportó de forma significativamente diferente durante el periodo de crisis distróficas, asociándose durante ese periodo con la temperatura de 12 a 20°C (tabla 7.2).

7.1.1.3. Dinámica espaciotemporal de los escifozoos y variabilidad de las proliferaciones de escifozoos

Las tres especies de escifozoos monitorizadas en el Mar Menor han presentado diferentes patrones espaciotemporales y de proliferación tanto en su fase medusa como en la fase éfira, así como una gran variabilidad interespecífica e interanual. Con respecto al patrón temporal, se observa una segregación de las tres especies estudiadas durante el año. *A. solida* se encuentra presente en la columna de agua desde enero hasta junio, siendo reemplazada posteriormente por *C. tuberculata*, que está presente desde junio hasta



diciembre. *R. pulmo* es capaz de sobrevivir al invierno y puede encontrarse en el ecosistema durante todo el año, pero las mayores abundancias de su fase medusa se registran desde mayo hasta junio (Figs. 7.3 y 7.5).

La abundancia y la intensidad de las proliferaciones de *C. tuberculata* y de *R. pulmo* en el Mar Menor se incrementó desde la década de 1990 hasta el año 2012 (Figs. 7.5 y 7.7), sufriendo una reducción progresiva desde que comenzaron a desencadenarse crisis distróficas en el Mar Menor (Fernández-Alías *et al.*, 2022). Las proliferaciones más importantes tuvieron lugar en los años 2011 y 2012, fechas en las que *C. tuberculata* tuvo un máximo poblacional de 146.10 ind/100 m³ (septiembre 2011; Fig. 7.5) y en las que *R. pulmo* alcanzó 3.41 ind/100 m³ (julio 2012; Fig. 7.5). Trasladando las densidades poblacionales a número de individuos para el conjunto de la laguna, se puede estimar que, en los momentos de máxima abundancia, la población de *C. tuberculata* estuvo compuesta, como se ha mencionado anteriormente, por 875 millones de ejemplares, y la de *R. pulmo* por 20 millones de individuos. Comparando estos datos con los del estado de referencia de 1997 (Fernández-Alías *et al.*, 2020), el incremento poblacional de ambas especies en esos años fue, aproximadamente, de un 3000%. El incremento demográfico en las poblaciones de medusas durante este periodo tuvo una interferencia con los sectores pesquero y turístico, forzando a las autoridades locales a instalar redes de protección de las zonas de baño y a la implementación de un programa de retirada masiva de ejemplares. Sin embargo, la fertilidad y densidad de organismos era tal que se demostró la ineficiencia del sistema de captura y retirada de ejemplares (Pérez-Ruzafa, 1997; Pérez-Ruzafa *et al.*, 2002), suspendiéndose esta actividad en el año 2014.

Tras alcanzar los máximos de los años 2011 y 2012, las dos especies experimentaron una reducción en su abundancia. En el caso de *C. tuberculata*, se ha observado una reducción de la abundancia del 89.25% con posterioridad a 2011, acentuándose hasta una reducción del 99.95% después de 2019, mientras que la reducción poblacional de *R. pulmo* fue de un 96.06% con posterioridad a 2012. No se ha analizado en detalle el papel que pudo jugar la retirada de ejemplares en el colapso de las poblaciones, pero es sorprendente que, durante el periodo en que esta retirada sistemática estuvo presente, las poblaciones incrementaran drásticamente su abundancia y que el colapso tuviera lugar de forma casi coincidente con la cancelación del programa.

El caso de *A. solida* es diferente a los expuestos para las otras dos especies de escifozoos. Entre 2006 y 2011, mientras que las proliferaciones de *C. tuberculata* y *R. pulmo* experimentaron un incremento, los ejemplares de *A. solida* no consiguieron superar la fase éfira o sufrieron una mortandad completa en la clase de talla de 0 a 5 cm (Figs. 7.5 y 7.7). No obstante, se puede hipotetizar que el desempeño de la fase pólipo fue considerablemente superior durante ese periodo debido a que las densidades de éfiras superan ampliamente a las del estado de referencia y a que, aunque no consiguieran

superar la primera clase de talla, el pico poblacional de 2012 es 21.43 veces más elevado que el de 1997 (Fernández-Alías *et al.*, 2020; Figs. 7.5 y 7.7). Esta tendencia al alza, al contrario de lo que ocurrió con *C. tuberculata* y *R. pulmo*, se vio continuada durante el periodo de crisis distróficas frecuentes hasta registrar un incremento, comparando las densidades de 1997 y 2020-2021, superior al 5000% (25.21 ind/100 m³ y alrededor de 150 millones de individuos en el pico de 2020) (Fernández-Alías *et al.*, 2020).

El dragado y ensanche del canal de El Estacio durante la década de 1970 incrementó el intercambio de agua entre el Mar Menor y el mar Mediterráneo y suavizó las condiciones más extremas de salinidad y temperatura en el interior de la laguna. El nuevo régimen ambiental reunía las condiciones para la colonización del Mar Menor por parte tanto de *R. pulmo* como de *C. tuberculata* (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2005a, 2005b, 2012). A esto se debe añadir que, dentro del canal, el punto de mayor intercambio entre ambas masas de agua (García-Oliva *et al.*, 2018), se llevó a cabo la construcción de un puerto comercial que incrementó la disponibilidad de sustrato sólido para la fijación de los pólipos y que esto seguramente jugó un papel importante en el proceso de colonización. De hecho, las primeras detecciones de *R. pulmo* y *C. tuberculata* tuvieron lugar en los años 1979 y 1980, respectivamente, aunque a fecha de 1989 todavía eran consideradas visitantes marinos ocasionales. Esta clasificación se cambió a «población lagunar» con posterioridad a la primera proliferación masiva de ambas especies en el año 1993 (Pérez-Ruzafa, 1996, 1997). En el año 1997, considerado el estado de referencia para el estudio de las poblaciones de escifozoo en el Mar Menor (Fernández-Alías *et al.*, 2020), las tres especies presentaban una segregación espacial en la que *R. pulmo* residía fundamentalmente en las costas interna y sur, con *C. tuberculata* ocupando las zonas central y externa y *A. solida* restringida a la zona central de la laguna (Fernández-Alías *et al.*, 2020). Durante el desarrollo del periodo anterior a las crisis distróficas tanto *R. pulmo* como *A. solida* mantuvieron una distribución similar, mientras que *C. tuberculata* desplazó el testigo de su población hacia las zonas central e interna (Fig. 7.6). La llegada de las crisis distróficas y los cambios demográficos en las poblaciones de escifozoos se tradujo en una reducción de la zona ocupada por *R. pulmo*, un incremento de la dominancia de *A. solida* y, sorprendentemente, una ausencia de cambio en el patrón de distribución espacial de *C. tuberculata*, cuya población se redujo drásticamente (Figs. 7.5, 7.6 y 7.7).

En términos de abundancia, con anterioridad a 2016, *C. tuberculata* fue la especie más común, con un máximo de abundancia promedio de 151.8 ind/100 m³ para la fase éfira (agosto de 2011) y de 146.2 ind/100 m³ para la fase medusa (septiembre 2011). Sin embargo, esta especie sufre una reducción en su abundancia desde el comienzo del periodo de crisis distróficas. Una tendencia similar se observa en *R. pulmo*, encontrándose el máximo de su abundancia para la fase éfira (9.6 ind/100 m³) y la fase medusa (3.4 ind/100 m³) en enero de 2009 y mayo de 2012 respectivamente, pero reduciéndose su presencia desde que comienza el periodo de crisis distróficas. En el caso de *A. solida* se



observa la tendencia opuesta: esta especie tuvo una población de baja abundancia en el año 1997 y estuvo prácticamente ausente entre los años 2006 y 2010. En el año 2011, la totalidad de los individuos se detectaron el día 12 de enero, tenían un diámetro de campana inferior a 5 cm y desaparecieron completamente antes de la siguiente campaña de monitorización. Es destacable que la máxima abundancia de éfiras de *A. solida* (200 ind/100 m³) se registró ese mes. Desde que comenzó el tercer periodo de anomalía térmica, *A. solida* ha desarrollado anualmente una proliferación, con el máximo de abundancia para la fase medusa (25.2 ind/100 m³) registrado en junio de 2020 (Fig. 7.3).

Los mapas de distribución horizontal para cada periodo ecológico muestran una segregación espacial entre las tres especies de escifozoo. *C. tuberculata* ocupa la laguna completamente, pero muestra una preferencia por las zonas centrales e interiores. Al contrario de lo que ocurre con la abundancia, no se observa una diferencia en su distribución espacial con el paso de un periodo ecológico a otro. *A. solida*, presente fundamentalmente entre las islas centrales en el periodo precrisis, extiende su distribución hacia el norte durante el periodo de crisis distróficas. *R. pulmo*, que se encontraba presente en toda la laguna durante el periodo precrisis, aunque mostrando una preferencia por las zonas interna y sur, ve su distribución espacial reducida a esas áreas con la llegada del periodo de crisis distróficas (Figs. 7.6 y 7.7).

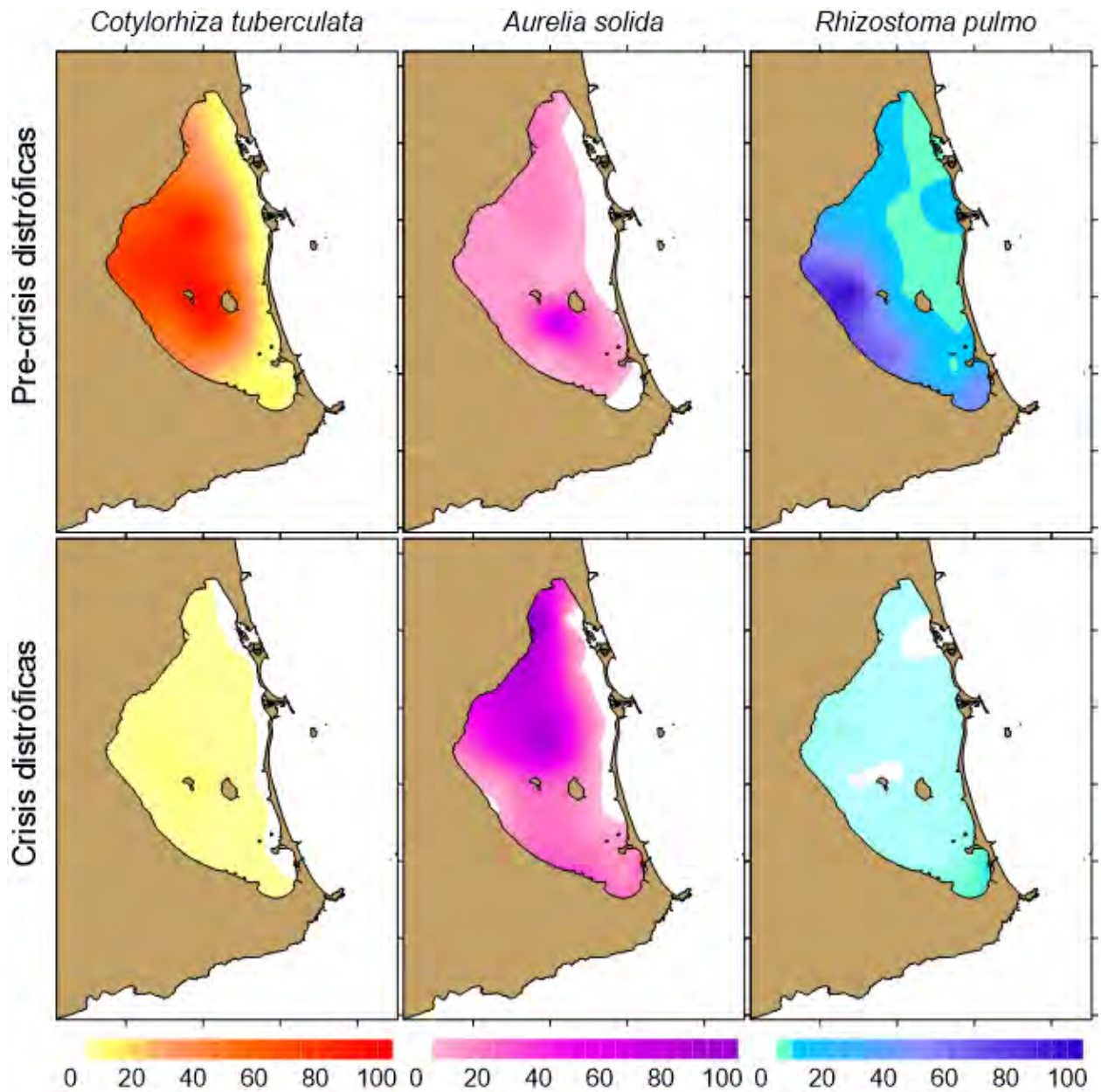


Figura 7.6. Mapas de distribución horizontal de *Cotylorhiza tuberculata*, *Aurelia solida* y *Rhizostoma pulmo* durante los periodos precrisis y de crisis distróficas. Las abundancias se encuentran estandarizadas en una escala de 0-100% de la máxima abundancia registrada.

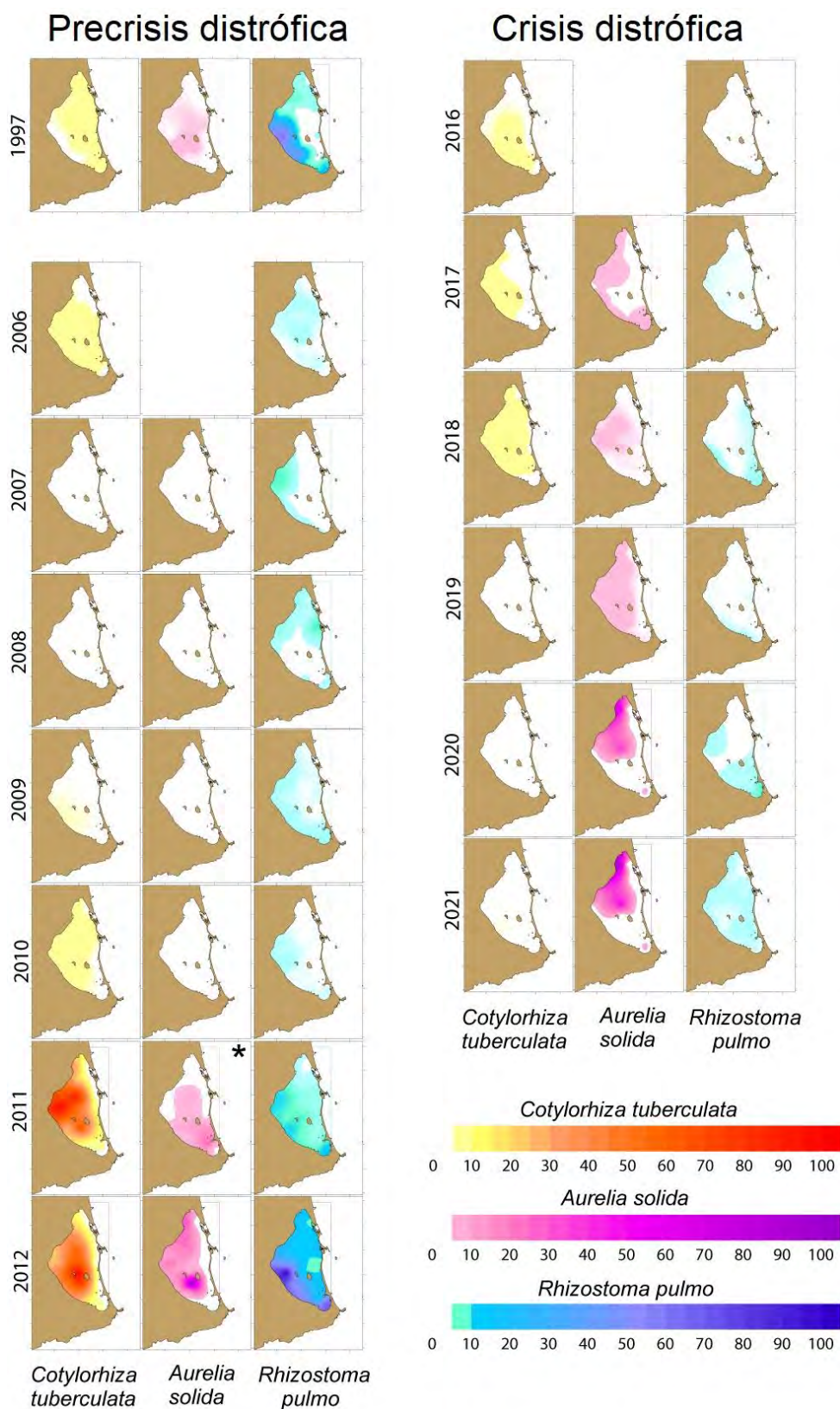


Figura 7.7. Mapa de distribución horizontal anual de *Cotylorhiza tuberculata*, *Aurelia solida* y *Rhizostoma pulmo* durante el periodo precrisis (izquierda) y de crisis distróficas (derecha). Las abundancias están estandarizadas en una escala de 0 al 100 % de la máxima abundancia registrada. Los mapas de distribución de 2006 y 2016 se han omitido debido a que la monitorización comenzó después de la desaparición de esta especie. *El mapa de 2011 debe interpretarse con precaución

ya que todos los individuos murieron antes de superar la clase de talla de 0 a 5 cm.

7.1.1.4. Eventos de proliferación

Como se ha descrito anteriormente, la aplicación del indicador de proliferación (*BI*) desarrollado en el presente trabajo integra la información de la abundancia con los patrones temporales y espaciales. Puede observarse que, además de las diferencias fenológicas y de distribución espacio-temporal encontradas, el patrón de proliferación también difiere entre las tres especies de escifozoos. Las proliferaciones de alta intensidad de *C. tuberculata* y *R. pulmo* se concentran durante el periodo precrisis. Desde que comienza el periodo de crisis distrófica frecuentes, únicamente se ha registrado una proliferación masiva de alta intensidad de *C. tuberculata* en el verano de 2018, mientras que las proliferaciones de *R. pulmo* registradas han sido de baja intensidad. Por el contrario, los *blooms* de *A. solida* han aumentado en frecuencia e intensidad desde el comienzo del tercer periodo de anomalía térmica y el periodo de crisis distrófica (Fig. 7.8). Los primeros dos años del tercer periodo de anomalía térmica, 2011 y 2012, son años clave para entender este cambio de patrón, siendo los únicos años donde se tiene registro de proliferaciones de alta intensidad para las tres especies de escifozoos.

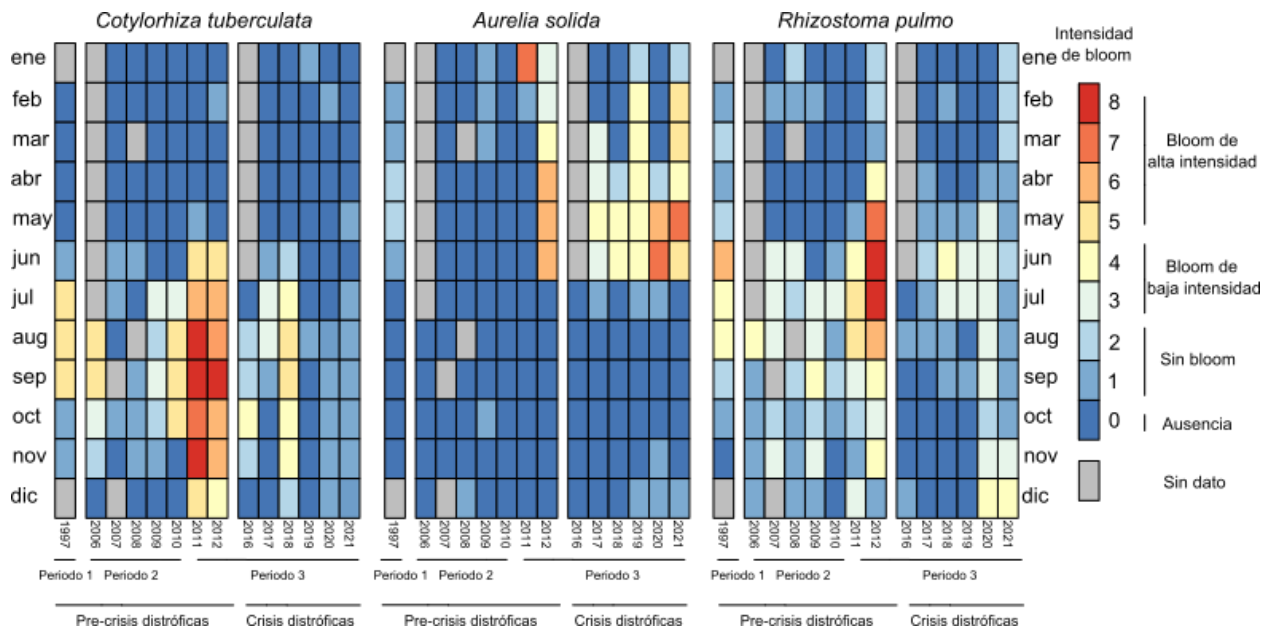


Figura 7.8. Indicador de proliferación para las especies de escifozoo de la laguna del Mar Menor. 0: Ausencia de escifozoos, 1-2: Sin *bloom*, 3-4: proliferación de baja intensidad, 5-8: proliferación de alta intensidad.

7.1.1.5. Asociación con los periodos precrisis y crisis distróficas

El análisis de asociación por el método CFD y *bootstrap* indica que el rango de concentración de clorofila a más probable para la aparición de la fase medusa en todas las especies es de 0-2 $\mu\text{g/l}$, pero esta asociación no es significativa en ningún caso (Fig. 7.8). No obstante, se debe tener en cuenta que existe una tendencia hacia una asociación significativa con este intervalo tanto en la fase medusa de las tres especies de escifozoos analizadas como en la fase éfira de *C. tuberculata*. Esta tendencia se observa en la reducción del p-valor para la asociación con el intervalo de 0 a 2 $\mu\text{g/l}$ en el cambio de periodo ecológico. En el caso de *C. tuberculata*, entre el periodo precrisis distróficas y el periodo con crisis frecuentes, la reducción del p-valor es de 0.348 en la fase medusa y de 0.370 en la fase éfira, mientras que las fases medusa de *A. solida* y *R. pulmo* experimentan una reducción del p-valor para la asociación de 0.262 y 0.245 respectivamente (Fig. 7.9).

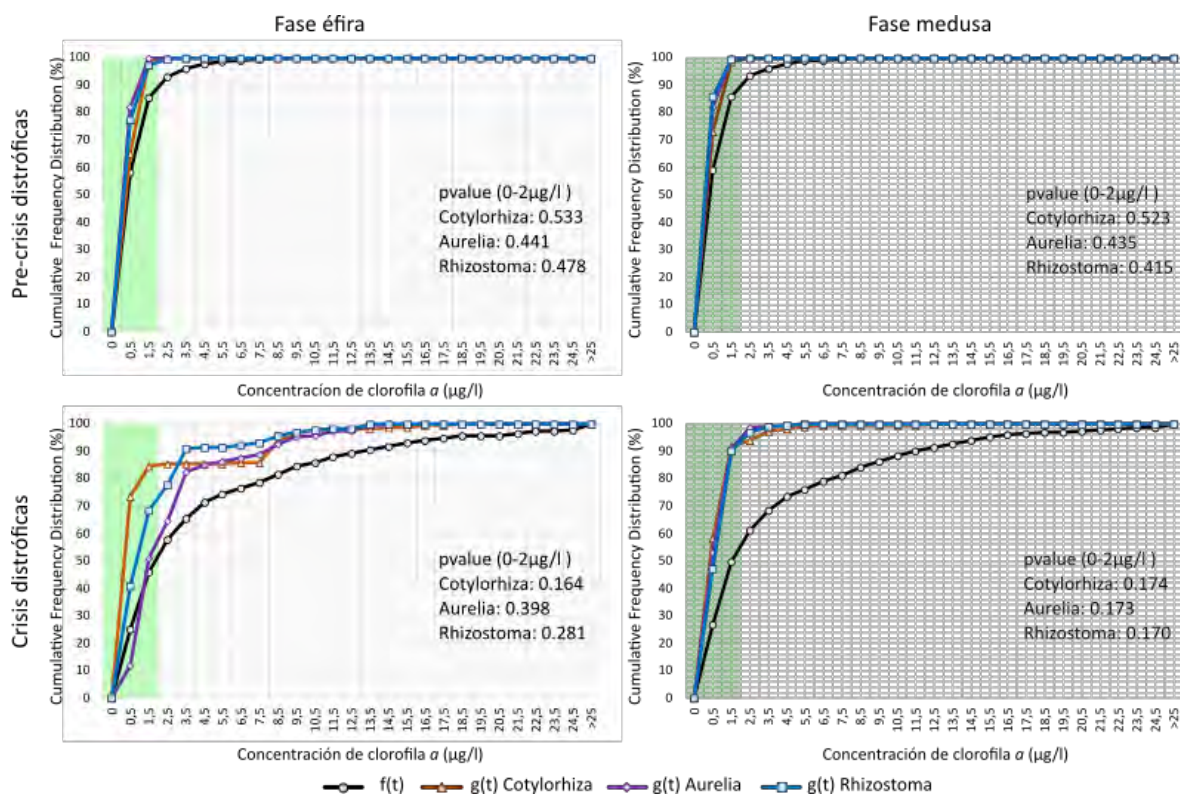


Figura 7.9. Distribución de frecuencias acumuladas para la asociación entre la concentración de clorofila a ($f(t)$) y las tres especies de escifozoos estudiadas ($g(t)$); fases éfira y medusa, en los dos periodos ecológicos diferenciados. El área sombreada en verde indica el intervalo más probable para la asociación entre las especies y la clorofila a . El p-valor indica la probabilidad de asociación significativa entre los escifozoos y el intervalo de 0 a 2 $\mu\text{g/l}$ de clorofila a .

7.1.2. Factores que operan sobre la estacionalidad y la intensidad de las proliferaciones

7.1.2.1. El papel de la temperatura sobre la estacionalidad de los escifozoos

El cambio climático y, más específicamente, la temperatura, es el factor al que más veces se recurre para explicar la formación de *blooms* por parte de las diferentes especies de escifozoos (Pitt *et al.*, 2018; Fernández-Alías *et al.*, 2021). Sin embargo, aunque la temperatura y la amplitud térmica regulan el ciclo de vida, esta no garantiza por sí misma el desarrollo de una proliferación masiva (Fernández-Alías *et al.*, 2021). En esta línea, el papel que juega la temperatura tiene que ser revisado y redefinido.

Los análisis realizados en este estudio revelan que la estacionalidad sí está dirigida por la temperatura dado que las diferentes etapas y clases de talla de la fase medusa, en las diferentes especies, aparecen asociadas a determinados rangos térmicos (tabla 7.1). Además, esta asociación no se ve modificada por cambios en el régimen de anomalía térmica (tabla 7.2), lo que implica que la tendencia de calentamiento de los océanos (Ramanathan & Feng, 2009) solo podría producir una expansión en el rango de distribución de aquellas especies prolíficas que ya habitan o toleran las aguas cálidas y para las que la amplitud térmica del ecosistema receptor permita el correcto desarrollo de su ciclo de vida (Fernández-Alías *et al.*, 2021). Por otra parte, al no encontrarse cambios en la asociación térmica a lo largo de toda la base de datos temporal analizada, es esperable que las relaciones encontradas entre la estrobilación y la presencia de medusas con la temperatura en experimentos de laboratorio o seguimientos a corto plazo (Fuchs *et al.*, 2014; Leoni *et al.*, 2021a; Loveridge *et al.*, 2021) sean estables. Dicho de otra forma, los estudios de asociación térmica permiten la descripción del ciclo de vida de la especie de escifozoo analizada en el ecosistema objeto de estudio. Sin embargo, al mismo tiempo, el que dicha asociación se mantenga, genera más preguntas sobre a qué se debe entonces la gran variabilidad interanual encontrada en las abundancias poblacionales y el cambio en el patrón de las proliferaciones registrado en el Mar Menor. Esto implica que, en términos generales, la intensidad de los *blooms* es independiente de la respuesta fenológica de la especie y que se deben discutir diferentes factores.

No obstante, permanece sin estudiar un efecto plausible de la temperatura sobre la dinámica de los escifozoos. Por ejemplo, hay evidencias que apoyan que la intensidad de la estrobilación se relaciona con la velocidad de calentamiento del agua durante su ciclo anual (Zang *et al.*, 2022) y que los pólipos de determinadas especies pueden experimentar mortandades completas tras la estrobilación (Prieto *et al.*, 2010), pero es una laguna de conocimiento el efecto que las olas de frío o calor fuera de temporada pueden ejercer sobre la dinámica poblacional si estas disparan la estrobilación (Fernández-Alías *et al.*, 2024).

7.1.2.2. El papel del estado trófico y la eutrofización

Mientras que la temperatura regula el ciclo de vida y la transición entre las diferentes etapas de este (tabla 7.1; Fig. 7.9), la disponibilidad de alimento, tanto en cantidad como en calidad, juegan un papel en la supervivencia de las éfiras en su transición a fase medusa (Chambel *et al.*, 2016; Miranda *et al.*, 2016), modula la intensidad de la estrobilación (Schariti *et al.*, 2014; Goldstein & Steiner, 2019) y aporta los requerimientos nutricionales de la población (Girón-Nava *et al.*, 2015). Sin embargo, la distribución de las especies de escifozoos prolíficas y no prolíficas parece no estar afectada por la concentración de clorofila *a* en la columna de agua (Fernández-Alías *et al.*, 2021), aunque podría deberse a complejas interacciones entre los controles *top-down* y *bottom-up* (Fernández-Alías *et al.*, 2021, 2022).

Si bien el análisis de asociación entre la abundancia de escifozoos y la concentración de clorofila *a* no ha resultado significativo (Fig. 7.9), sí que ha ocurrido una importante reducción del p-valor desde el cambio del estado trófico de 2016 (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2019a; Mercado *et al.*, 2021; Fernández-Alías *et al.*, 2022). Esta reducción del p-valor se debe a que, aunque los niveles promedio de clorofila *a* dentro del Mar Menor se han incrementado, la fase medusa de las tres especies y las éfiras de *C. tuberculata* han mantenido una pauta por la que se encontraban presentes, fundamentalmente, cuando la concentración de clorofila *a* era inferior a los 2 µg/l. Sin embargo, los periodos de crisis distrófica en los que se registra una gran concentración de clorofila *a* en el Mar Menor han sido, hasta la fecha, de corta duración y han presentado cierta restricción espacial (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2019a; Fernández-Alías *et al.*, 2022) y esto dificulta que pueda alcanzarse un p-valor significativo por el método de CFD y *bootstrap* (tabla 7.3). Si no se considera esta reducción en el p-valor como un artefacto matemático, los dos posibles escenarios para esa reducción son o bien que el control *top-down* ejercido por las proliferaciones masivas de escifozoos sobre el fitoplancton mantiene una baja concentración de clorofila *a* cuando estas ocurren, o bien que los escifozoos son incapaces de proliferar masivamente en un escenario de control *bottom-up*.

El equilibrio entre el control *top-down* y *bottom-up* existente entre los escifozoos y los diferentes grupos fitoplanctónicos es frágil, y lo es particularmente en ecosistemas donde se está desarrollando un proceso de eutrofización (Boero *et al.*, 2008; Fernández-Alías *et al.*, 2021, 2022). Durante las primeras etapas de estos procesos, la producción primaria todavía se encuentra dirigida hacia el sistema bentónico (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2020b) y se ve complementada por el control *top-down* que ejercen los escifozoos (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2002) de un modo sinérgico. Los fondos del Mar Menor, antes de que comenzasen a desencadenarse crisis distróficas de forma habitual, se encontraban tapizados por praderas

de macroalgas y fanerógamas que fijaban nutrientes y aportaban un sustrato sólido para la fijación de los pólipos de *C. tuberculata* (Astorga *et al.*, 2012; Pérez-Ruzafa *et al.*, 2012). Estas praderas, complementando su actuación con la fijación de nutrientes por medio de las zooxantelas simbiotas de *C. tuberculata* y la depredación de esta sobre el fitoplancton, eran capaces de desplazar competitivamente a este último grupo (Kikinger, 1992; Pérez-Ruzafa *et al.*, 2002; Enrique-Navarro *et al.*, 2021).

Tabla 7.3. Porcentaje de datos cuya concentración de clorofila *a* es inferior a 2 µg/l, f(2) en la Ecuación 7.2, (columna de clorofila *a*), y distribución de frecuencia acumulada (CFD) ponderada por la abundancia de escifozoos, tanto en fase medusa como éfira, para el citado intervalo, g(2) en la Ecuación 7.4.

| Porcentaje de datos con una concentración de clorofila <i>a</i> de 0-2 µg/l | | | | | | | |
|---|--------------------|--------------------------------|-------|-----------------------|-------|-------------------------|-------|
| | Clorofila <i>a</i> | <i>Cotylorhiza tuberculata</i> | | <i>Aurelia solida</i> | | <i>Rhizostoma pulmo</i> | |
| | | Medusa | Éfira | Medusa | Éfira | Medusa | Éfira |
| Completo | 69.51 | 97.35 | 98.41 | 96.19 | 97.93 | 98.40 | 95.25 |
| Periodo 1 | 99.16 | 99.83 | 100 | 100 | 100 | 99.57 | 100 |
| Periodo 2 | 80.33 | 99.77 | 98.98 | 92.71 | 99.67 | 99.28 | 93.87 |
| Periodo 3 | 56.91 | 96.06 | 97.41 | 94.57 | 90.12 | 99.39 | 93.86 |
| Precrisis | 85.31 | 98.53 | 98.97 | 99.83 | 99.84 | 96.39 | 97.37 |
| Crisis | 45.93 | 91.79 | 84.56 | 90.77 | 51.13 | 89.93 | 68.29 |

En el año 2016 esta situación cambió de forma drástica debido a una proliferación masiva de fitoplancton que impidió la llegada de luz al lecho marino (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2019a). Privadas de luz y, por tanto, de la capacidad de realizar la fotosíntesis, las praderas marinas en profundidades superiores a los 3 m sufrieron una mortandad masiva (Belando *et al.*, 2017). Ese año también se registró un descenso en la abundancia de *C. tuberculata* (Figs. 7.3 y 7.5) probablemente asociado al mismo factor, debido a la necesidad de los pólipos de esta especie de incorporar zooxantelas dependientes de la luz para estrobrilar (Kikinger, 1992; Prieto *et al.*, 2010). La desaparición de estas praderas vegetales no supuso, sin embargo, una desaparición del sustrato sólido sobre el que podrían haberse fijado las plánulas de *C. tuberculata*, ya que también se produjo una mortandad de organismos bentónicos como los moluscos (Olga Sánchez-Fernández, com. Pers.), cuyas conchas vacías pueden ser utilizadas para la fijación de los pólipos (Astorga *et al.*, 2012; Franco, 2016; van Walraven *et al.*, 2020). Por lo tanto, no se puede establecer una conexión directa entre la desaparición de las praderas y el cambio de patrón de dominancia en la fracción de zooplancton gelatinoso de *C. tuberculata* hacia *A. solida* (Fig. 7.5). Sin embargo, las crisis distróficas ocurridas con posterioridad a la de 2016 se caracterizaron por bolsas de hipoxia en las capas bajas de la columna de agua (Fernández-Alías *et al.*, 2022) y, bajo estas condiciones, la fase bentónica de *A. solida* tiene ventajas competitivas frente a las de *R.*

pulmo y *C. tuberculata* (Ishii *et al.*, 2008). Además, estas crisis distróficas han ocurrido de forma recurrente durante el verano (Fernández-Alías *et al.*, 2022), periodo en el que se produce la estrobilación de los pólipos de *C. tuberculata* (Figs. 7.3, 7.5 y 7.9), e impiden la llegada de la luz al fondo de la laguna por lo que, si comprometen la viabilidad de las zooxantelas, pueden llegar a inhibir dicha estrobilación.

La segregación temporal de las proliferaciones de *A. solida* y del fitoplancton, junto con la posibilidad de que una proliferación de este último evite un *bloom* de *C. tuberculata*, parece indicativo de que el sistema se encuentra bajo un control *bottom-up* (Fernández-Alías *et al.*, 2022). Pero, al mismo tiempo, tanto la fase medusa de *C. tuberculata* como de *R. pulmo* tienen a las diatomeas como parte fundamental de su dieta (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2002), mientras que hemos encontrado diatomeas del género *Coscinodiscus* C.G. Ehrenberg, 1839 atrapadas en los filamentos gástricos de una *A. solida* madura y, en los muestreos de zooplankton analizados en Fernández-Alías *et al.* (2022), aparecieron éfiras de *C. tuberculata* con la cavidad estomacal repleta de diatomeas de este mismo género (Fig. 7.10). Por lo tanto, se puede observar que existe un equilibrio entre los dos tipos de control ecosistémico y que pequeñas variaciones en el sistema modifican cuál de los grupos se ve beneficiado. Estas variaciones incluyen, entre otras, la presión depredadora sobre las fases de pólipo, éfira y plánula (Ishii *et al.*, 2004; Takao *et al.*, 2014; Kuplik *et al.*, 2015), o que la fase éfira sea incapaz de alcanzar la fase medusa (Astorga *et al.*, 2012). En el presente trabajo se han encontrado picos de éfiras que no se ven continuados por una población de ejemplares en fase medusa (Figura 7.3), indicando una mortalidad de las éfiras (natural o por depredación) y, en resumen, una interrupción del ciclo de vida.

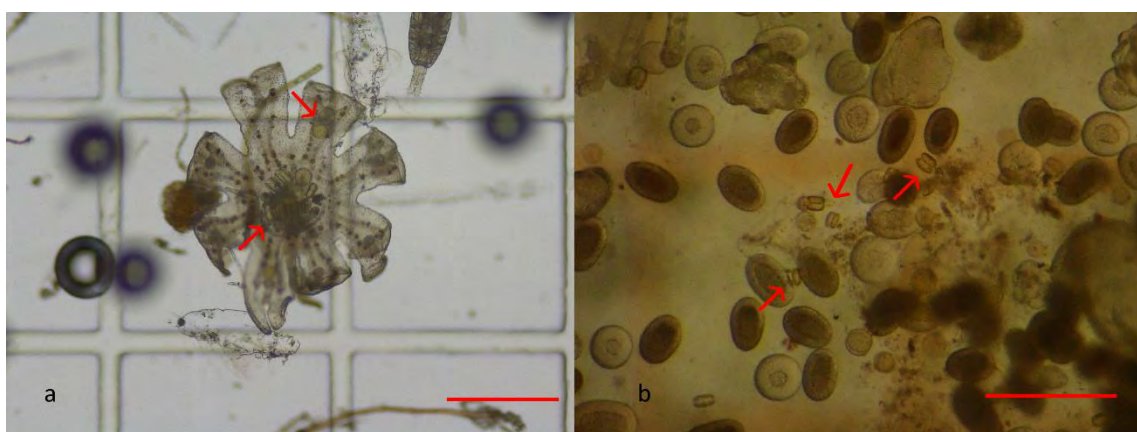


Figura 7.10. a) Éfira de *Cotylorhiza tuberculata* con el sistema digestivo lleno de diatomeas del género *Coscinodiscus*. b) Plánulas de *Aurelia solida* y diatomeas del género *Coscinodiscus* atrapadas en los filamentos gástricos de una *A. solida* madura. Las flechas rojas indican la presencia de *Coscinodiscus*. Barras de escala 500 μ m. Fotografías: a) Teresa Montaña-Barroso, b) Alfredo Fernández-Alías.



La interrupción del ciclo de vida durante una temporada puede tener consecuencias más allá de que no se desarrolle una proliferación masiva ese año debido a que existen especies donde los pólipos experimentan mortandades tras el proceso de estrobilación (Prieto *et al.*, 2010) y otras en las que, si bien no se produce esta mortandad, sí se da una reducción del potencial de reproducción asexual tras varias generaciones (Chi *et al.*, 2022). Por lo tanto, la mortalidad de la fase éfira puede comprometer las proliferaciones masivas durante varios años consecutivos.

7.2. La imprevisibilidad de las proliferaciones de los escifozoos

Las proliferaciones masivas de escifozoos son descritas generalmente en términos negativos debido a las interferencias que su aparición provoca sobre determinadas actividades humanas. Aunque la magnitud del impacto socioeconómico de las interferencias no suele abordarse en los estudios científicos (Bosch-Belmar *et al.*, 2020), aquellos que lo hacen estiman que las capturas de las pesquerías tradicionales pueden descender hasta en un 25.3%, cayendo su valor en un 33.7% y superándose, únicamente considerando las pesquerías en Corea, los 200 millones de dólares en pérdidas por temporada de proliferación de medusas verdaderas (Kim *et al.*, 2012). El sector turístico, por su parte, ha estimado las pérdidas asociadas al descenso de visitantes por culpa de las proliferaciones de medusas en el Reino Unido en 1200 dólares día⁻¹ km⁻¹ (Kennerley *et al.*, 2022), mientras que el veraneante promedio que visita la costa española estaría dispuesto a pagar hasta 3.20 € por día si esto garantiza un menor riesgo de encontrar medusas en la playa (Nunes *et al.*, 2015).

Sin embargo, las medusas verdaderas también aportan servicios ecosistémicos tales como el control de la calidad del agua durante los procesos de eutrofización (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2002; Fernández-Alías *et al.*, 2022, 2023a). Además, la posibilidad de utilizarlas para la alimentación humana ha promovido la aparición de industrias emergentes de pesca y acuicultura enfocadas en los escifozoos (Hsieh *et al.*, 2001; Omori & Nanako, 2001; Purcell *et al.*, 2007; Nishikawa *et al.*, 2015; Khong *et al.*, 2016; Brotz *et al.*, 2017; Leone *et al.*, 2019), la búsqueda de biomoléculas los ha posicionado como organismos de interés en farmacología y medicina (Zimmer, 2005; Sugahara *et al.*, 2006; De Rinaldis *et al.*, 2021; De Domenico *et al.*, 2023; Sudirman *et al.*, 2023) y, debido a la eficiencia energética de su mecanismo natatorio, el estudio de su biomecánica tiene interés para el desarrollo de vehículos de navegación operados en remoto (Gemmell *et al.*, 2013, 2015, 2021; Costello *et al.*, 2021).

Desde las primeras investigaciones en esta materia surgió la percepción de que las proliferaciones de medusas estaban incrementando tanto en frecuencia como en intensidad, llevando a la construcción de un marco conceptual que unía estas

proliferaciones a la progresiva degradación de los océanos (Pauly *et al.*, 1998, 2008; Arai, 2001; Parsons & Lalli, 2002; Purcell 2005, 2012; Purcell *et al.*, 2007; Richardson *et al.*, 2009), y resaltando el papel de la sobrepesca, el cambio climático, la traslocación de especies, la eutrofización y la modificación del hábitat como fuerzas de cambio fundamentales en la regresión hacia composiciones específicas similares a las del océano en el Cámbrico, periodo en el que estas se encontraban dominadas por organismos de vida corta como las medusas verdaderas (Fig. 7.11) (Pauly *et al.*, 1998, 2008; Parsons & Lalli, 2002; Richardson *et al.*, 2009).

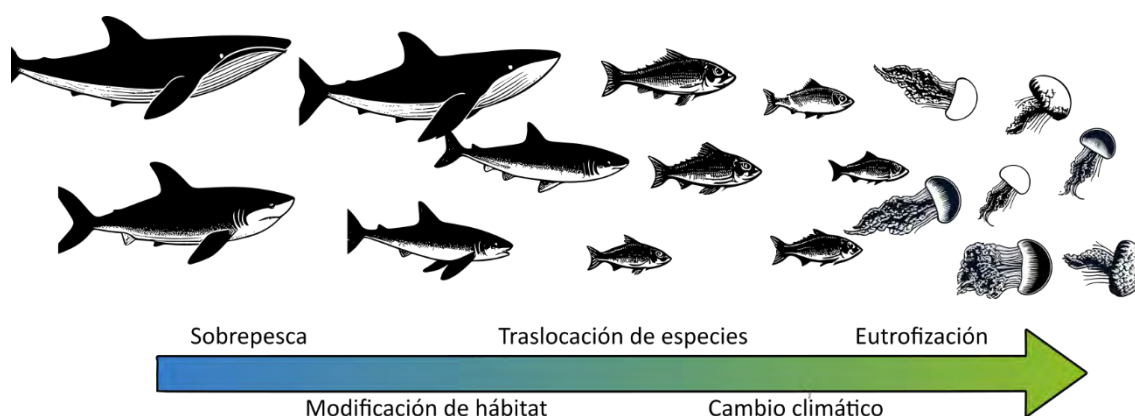


Figura 7.11. Marco conceptual del cambio en las especies clave controlando las redes tróficas marinas en un proceso de regresión hacia composiciones específicas típicas del Cámbrico debido a la degradación de los océanos. Basada en Pauly *et al.* (2008).

Si bien este marco conceptual no está exento de controversia, en la clase Scyphozoa, la cual concentra los eventos de proliferación masiva, se ha producido un incremento en el porcentaje de especies para las que se ha detectado al menos uno de estos eventos durante la década de 2010 a 2019 (Fernández-Alías *et al.*, 2021) y, aunque podría argumentarse que, más que un incremento real (Brotz *et al.*, 2012), esto podría estar asociado con un mayor esfuerzo de muestreo (Pitt *et al.*, 2018), esta clase presenta la mayor parte de las especies comestibles del zooplancton gelatinoso y tanto el volumen como el valor de las capturas aumenta anualmente (Brotz, 2016).

De las variables propuestas inicialmente, la temperatura es la que más destaca, probablemente como consecuencia de la estacionalidad con la que aparecen las diferentes especies de escifozoos (Fernández-Alías *et al.*, 2021, 2023a). Se ha demostrado que esta variable tiene una influencia directa sobre el ciclo de vida de los escifozoos al modificar la tasa de reproducción asexual, disparar el proceso de estrobilación o al regular la transición de éfira a medusa (Prieto *et al.*, 2010; Fuentes *et al.*, 2011; Fuchs *et al.*, 2014; Brekhanman *et al.*, 2015; Fernández-Alías *et al.*, 2023a), como ya se ha mencionado anteriormente. Este efecto, evidente en estudios de corta duración (Fernández-Alías *et al.*, 2020; Gueroun *et*

al., 2020; Leoni *et al.*, 2021a), queda opacado al aumentar la resolución temporal (van Walraven *et al.*, 2015; Stone *et al.*, 2019), indicando que podría tratarse de una condición necesaria, pero no suficiente, para desencadenar un evento de proliferación masiva de escifozoos (Fernández-Alías *et al.*, 2021). En esta línea, se ha demostrado que el control térmico del ciclo de vida de los escifozoos no presente grandes modificaciones frente a cambios en el régimen de anomalía térmica (Fernández-Alías *et al.*, 2023a), pero una mayor duración de las temperaturas propicias para el desarrollo de la fase medusa podría aumentar la duración de los *blooms* (Ruiz *et al.*, 2012; Edelist *et al.*, 2020; Leoni *et al.*, 2021b). Estas consideraciones abren más preguntas acerca de cómo varía interanualmente la intensidad de las proliferaciones de medusas con relación a la oscilación térmica.

Estas cuestiones alcanzan su cenit al considerar que, pese a la aceptación general del marco conceptual y después de más de treinta años de esfuerzo de investigación combinado (sistemas de monitorización, trabajos empíricos de campo y laboratorio, modelado, etc.), todavía no somos capaces de responder a la pregunta clave que formulan los usuarios: “¿Habrá medusas el próximo verano?”. Existen muchas implicaciones socioeconómicas asociadas a la falta de capacidad para proporcionar una respuesta. Un buen ejemplo podría ser el de la pesquería de la medusa bala de cañón en México. En este país, el gobierno nacional promovió y desarrolló una industria de pesquería de escifozoos ante la expectativa de una producción estable y duradera para, sin embargo, experimentar un colapso de la población que pudo estar asociado a la sobrepesca o a la variabilidad natural de las proliferaciones (López-Martínez & Álvarez-Tello, 2013; Girón-Nava *et al.*, 2015; Brotz *et al.*, 2021). Mejorar la calidad de las previsiones de estos eventos de *bloom* por medio de las metodologías habituales, considerando que hasta la fecha no se ha conseguido anticipar ni una sola de estas proliferaciones masivas, parece poco probable. Por ello, en nuestro trabajo nos hemos centrado en particular tanto en aquellos aspectos que generalmente reciben menos atención (*e.g.* depredación sobre estadios larvarios, parasitismo o competencia interespecífica), como en fuentes de variabilidad que habitualmente se mencionan como promotores de las proliferaciones, pero que también pueden producir un estrés fisiológico cuando no son las adecuadas (*e.g.* temperatura, disponibilidad de alimento o salinidad). Todos estos factores afectan al desarrollo del ciclo de vida de los escifozoos y, consecuentemente, a la intensidad de los afloramientos.

7.2.1 Control de la “montaña rusa sin fin” de los escifozoos

En el marco conceptual de transición hacia un océano dominado por medusas se proponían una serie de mecanismos interrelacionados basados en cómo, gracias a sus características biológicas, las medusas sorteaban cualquier tipo de control sobre sus poblaciones, incrementándose así su ventaja frente a otros organismos marinos (Richardson *et al.*, 2009). Sin embargo, los sistemas de monitorización de larga escala temporal normalmente detectan periodos en los que, inexplicablemente, las poblaciones de medusas verdaderas



no han estado presentes. En el caso de la laguna costera del Mar Menor, las poblaciones de *Cotylorhiza tuberculata* y *Rhizostoma pulmo* colapsaron de forma repentina tras dos décadas en las que los factores recogidos en el marco conceptual parecían beneficiarles (Fernández-Alías *et al.*, 2022, 2023a). En el mar de Wadden (Países Bajos), otro ecosistema eutrofizado monitorizado, los años de proliferación se alternan con periodos donde la abundancia, inexplicablemente, es escasa o, directamente, alguna de las especies de escifozoos se ausenta (van Walraven *et al.*, 2015).

Los escifozoos presentan de forma habitual un ciclo de vida bipartito en el que las fases bentónica y planctónica se alternan (Hamner & Dawson, 2009). A lo largo del mismo, las expansiones numéricas de la población pueden ocurrir en diferentes etapas: una única medusa hembra puede albergar de miles a varios millones de plánulas (Kikinger, 1992; Lucas, 1996), la población de pólipos puede doblarse o quintuplicarse en el plazo de un mes si las condiciones de temperatura y alimento son óptimas (Lucas *et al.*, 2012; Wang *et al.*, 2015) y cada estróbilo puede liberar de 1 a 30 éfiras (Di Camilo *et al.*, 2010; Fuentes *et al.*, 2011; Lucas *et al.*, 2012). Esto se traduce en que, cuando las condiciones son ideales y en ausencia de ningún tipo de mortalidad (natural, por pesca o por depredación), un único ejemplar en fase medusa puede generar una descendencia que oscila entre un mínimo de 2×10^3 (≈ 1 medusa $\times 1000$ plánulas/medusa $\times 2$ pólipos/plánula $\times 1$ éfira/pólipo) y un máximo de 1.5×10^8 medusas verdaderas (≈ 1 medusa $\times 10^6$ plánulas/medusa $\times 5$ pólipos/plánula $\times 30$ éfiras/pólipo) en un único año (Fig. 7.12, flechas negras). Por lo tanto, las grandes variaciones interanuales de abundancia en la fase medusa de los escifozoos solo pueden explicarse por la existencia de complejas interacciones que regulan, bien como promotores (Fig. 7.12, flechas verdes) o bien como inhibidores (Fig. 7.12, flechas rojas), la dinámica de sus poblaciones actuando en las diferentes etapas del ciclo de vida.

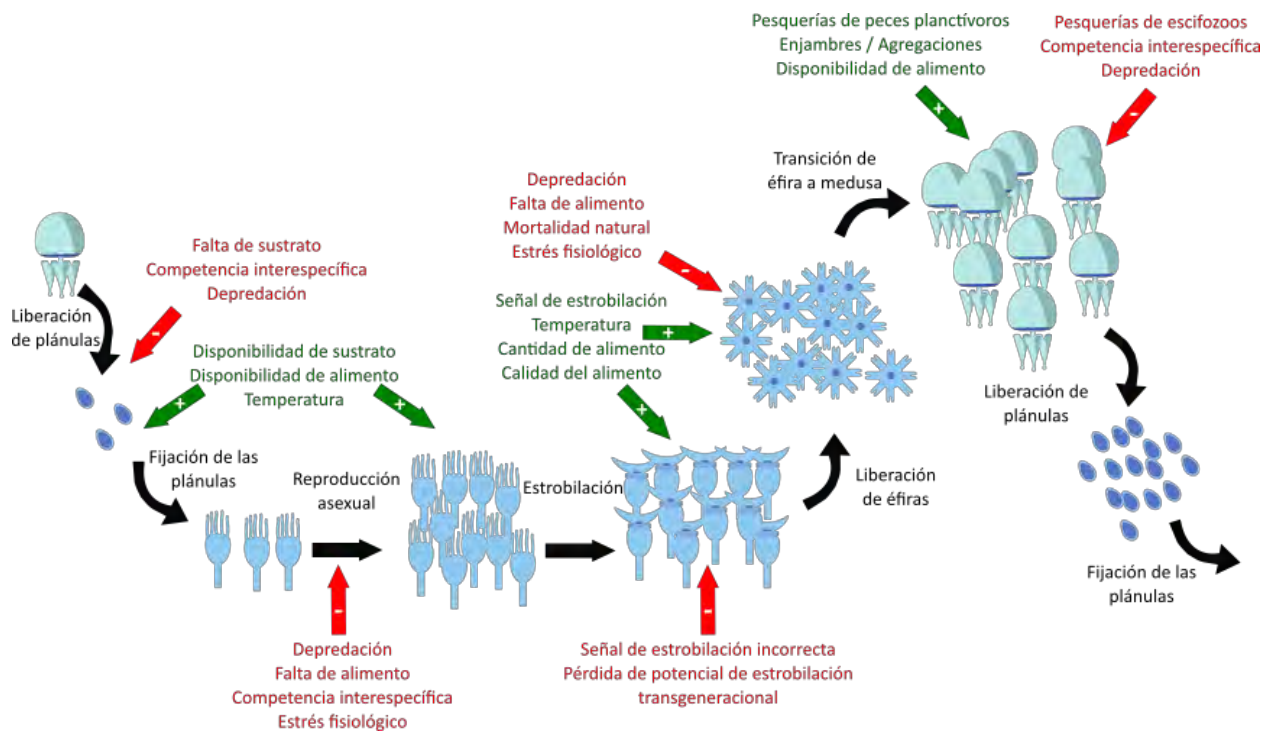


Figura 7.12. Ciclo de vida de los escifozoos (flechas negras), con los factores promotores (flechas verdes con signo positivo) e inhibidores (flechas rojas con signo negativo) (Fernández-Alías, 2024).

7.2.1.1. Fase plánula

Las plánulas de los escifozoos pueden fijarse sobre una amplia variedad de sustratos duros, naturales o artificiales, entre los que se incluyen las conchas marinas, el hormigón, el plástico, el vidrio, la madera, los cabos, las fanerógamas, las macroalgas o las rocas entre otros, modificándose la eficacia en función de la especie de escifozoo, el tipo de sustrato o la orientación de este (Miyake *et al.*, 2002; Holst & Jarms, 2007; Malej *et al.*, 2012; Marques *et al.*, 2015; Franco, 2016; Gambill *et al.*, 2018; van Walraven *et al.*, 2020). Tanto la fijación como la reversión del estado de quiste (*excystment*) de la plánula se encuentran regulados por factores como la temperatura, la salinidad o la luz. La eficacia de ambos procesos, en ausencia de competencia por el sustrato y depredación, se reduce desde un máximo del 60% en las condiciones más favorables hasta un 0% en progresión hacia condiciones desfavorables (Prieto *et al.*, 2010; Franco, 2016; Gambill *et al.*, 2018; Feng *et al.*, 2021; Gueroun *et al.*, 2021; Holst *et al.*, 2023). La fijación de las plánulas debe ocurrir en los primeros días después de la liberación de las plánulas ya que, incluso cuando las condiciones son favorables y en ausencia de competidores o depredadores, se produce una reducción significativa en la eficacia si se fuerza a las plánulas a permanecer en la columna de agua durante un tiempo prolongado (Gambill *et al.*, 2018). Sin embargo, aunque de cara a la construcción de modelos predictivos de proliferaciones de escifozoos no deberíamos ignorar ni a los competidores ni a los depredadores, este es un aspecto al que no se ha prestado la atención necesaria.



Boughton *et al.* (2023) demostraron por medio de un estudio de campo en el que las plánulas de *Aurelia aurita* debían competir con las presentes de forma natural en la fijación sobre paneles de PVC que estas eran más eficaces si se eliminaba a la competencia de forma manual. En experimentos de laboratorio se ha demostrado que los ctenóforos, las ascidias y los bivalvos pueden consumir plánulas con una ratio de 10-25, 20 y 40 plánulas $\text{ind}^{-1} \text{h}^{-1}$, respectivamente (Javidpour *et al.*, 2009; Kuplik *et al.*, 2015) y, aunque no se ha cuantificado, esta depredación también puede darse por parte de otros pólipos de escifozoos (Gröndahl, 1988a, b). En base a estas observaciones, Franco (2016) propuso que las plánulas no conseguían fijarse sobre las ostras cuando estas estaban vivas debido a que eran eliminadas durante el proceso. Marques *et al.* (2015) también encontraron que los pólipos no se desarrollaban sobre las conchas de las ostras producidas por acuicultura en la laguna de Thau (Francia), pero en este caso los investigadores asociaron este evento a que las ostras se retiran del agua en periodos de 6 horas cuando los acuicultores simulan el efecto de la marea. Al contrario que en las observaciones de Franco (2016) y Marques *et al.* (2015), en Malej *et al.* (2012) se proporcionan fotografías de pólipos de *Aurelia* sp. sobre conchas de ostras vivas, pero en este ejemplo no se puede determinar si esta presencia se debe a una fijación directa de las plánulas sobre las conchas o si la presencia de pólipos se ha producido con posterioridad por medio de reproducción asexual y de la motilidad de los pólipos (Feng *et al.*, 2017; Zang *et al.*, 2023).

7.2.1.2. Fase pólipo

Tras la fijación de las plánulas, los pólipos emergen en un proceso llamado *excystment*, desarrollan tentáculos y adquieren su morfología típica, pero el proceso puede verse afectado negativamente cuando el pólipo no dispone de suficiente alimento o cuando las condiciones termohalinas no son adecuadas (Holst *et al.*, 2023). Los pólipos de nueva formación pueden colonizar el sustrato a través de siete modos diferentes de reproducción asexual (Schariti *et al.*, 2014; Wang *et al.*, 2023a) y, de forma general, la ratio de reproducción, capaz de producir de 8 a 30 pólipos a partir del parental (Purcell *et al.*, 2012), es mayor en las especies capaces de reproducirse asexualmente por más de una vía (Schariti *et al.*, 2014).

Los escifopólipos presentan una alta tolerancia térmica y salina, pero la ratio de reproducción asexual decae rápidamente cuando las condiciones no son óptimas y, si se supera el umbral de la tolerancia, pueden producirse mortalidades masivas de la fase bentónica (Purcell *et al.*, 1999, 2012; Prieto *et al.*, 2010; Treible & Condon, 2019). Como resultado evolutivo, las diferentes especies de escifozoos han maximizado la ratio de reproducción sexual de la fase pólipo en aquellas temperaturas en las que su fase plánula se encuentra en la columna de agua (Prieto *et al.*, 2010; Purcell *et al.*, 2012; Schariti *et al.*, 2014; Treible & Condon, 2019). Los escifopólipos también son capaces de soportar las condiciones de ayuno, pero si la falta de alimento se combina con las temperaturas



propicias para la reproducción asexual se produce un incremento de la mortalidad que, posiblemente, se explique debido al incremento en la demanda metabólica (Zang *et al.*, 2023).

En el medio natural, los escifopólipos se enfrentan a competencia interespecífica por la comida y el espacio, a la depredación y al estrés fisiológico, aunque pueden encontrar sinergias con otros organismos debido a la construcción de estructuras duras que aumenten la disponibilidad de sustrato (Feng *et al.*, 2017, 2021; Marques *et al.*, 2019; Zang *et al.*, 2023). Los organismos que compiten de forma eficiente con los escifopólipos, matándolos y desplazándolos de los sustratos rígidos, son aquellos que tienen una superficie blanda o mucosa que no resulta apropiada para el desarrollo de los pólipos (Zang *et al.*, 2023). Este primer grupo se compone fundamentalmente de ascidias, aunque existen algunas excepciones ya que los pólipos de *Aurelia* sp. han sido observados creciendo sobre determinadas ascidias solitarias (Miyake *et al.*, 2002; Feng *et al.*, 2017; Rekstad *et al.*, 2021). Un segundo grupo de organismos son los que tienen una superficie ramificada o cubierta de espinas. Dentro de este aparecen especies que nunca proporcionan un sustrato apropiado para la fijación de los pólipos y otras que pueden proporcionarlo eventualmente tal y como ocurre en el caso del endurecimiento de los tubos de barro producidos por los anfípodos (Miyake *et al.*, 2002). El tercer grupo incluye a los bivalvos, los tubos calcáreos de los poliquetos, los balanos y, de forma general, a cualquier organismo cuyas estructuras duras incrementen la disponibilidad de sustrato al que pueden unirse los escifopólipos (Miyake *et al.*, 2002; Rekstad *et al.*, 2021; Zang *et al.*, 2023). Los depredadores de los escifopólipos incluyen crustáceos, nudibranquios y gasterópodos, superando las ratios de consumo los 300 pólipos $\text{ind}^{-1} \text{día}^{-1}$ (Arai, 2005; Takao *et al.*, 2014; Feng *et al.*, 2017; Tang *et al.*, 2021). La depredación intragrupo por parte de los escifopólipos también se ha registrado al cultivar varias especies conjuntamente (Tang *et al.*, 2020). El balance entre la reproducción asexual, la competencia, la depredación y el estrés fisiológico puede beneficiar a los pólipos de los escifozoos durante las primeras etapas de colonización de un sustrato desnudo (Feng *et al.*, 2021; Boughton *et al.*, 2023), pero a lo largo de los meses esto se ve revertido dando lugar a reducciones en la densidad de pólipos e incluso a la desaparición de colonias completas (Henroth & Gröndahl, 1983; Feng *et al.*, 2017, 2021).

7.2.1.3. Fase estróbilo y post-estróbilo

El proceso de estrobilación se dispara por señalización física o química y, si bien no se comprende completamente, sí que se ha resaltado que las hormonas que estarían implicadas, cuya expresión tiene una fuerte regulación térmica en la fase pólipo (Fuchs *et al.*, 2014; Brekhman *et al.*, 2015; Ge *et al.*, 2022), guardan semejanza estructural con ciertos compuestos utilizados en acuarios para inducir químicamente el proceso (Spangenberg, 1965; Helm, 2018). La temperatura debe actuar de forma coordinada con otros compuestos para inducir la estrobilación: en los ecosistemas tropicales con poca oscilación



térmica, la salinidad actúa como disparador del proceso (Lucas *et al.*, 2012; Helm, 2018), las especies con zooxantelas simbiotas necesitan tanto de su presencia como de la exposición a la luz en un régimen térmico adecuado para estrobrilar (Kikinger, 1992; Prieto *et al.*, 2010; Schiariti *et al.*, 2014) y, de forma general, todos los escifozoos tienen que cumplir los requerimientos de alimentación para que el proceso tenga lugar (Wang *et al.*, 2015; Zang *et al.*, 2023). En las especies no portadoras de zooxantelas, donde la luz y los simbiotas no son un requisito, la microbiota juega un papel importante en el proceso de estrobrilación, produciéndose un bloqueo de la expresión de los genes implicados cuando está ausente (Jensen *et al.*, 2023).

La aparición estacional de la fase medusa que se produce en la mayoría de las especies de escifozoos es indicativa de la regulación térmica del proceso (Holst, 2012; Fernández-Alías *et al.*, 2021), pero existen registros de éfiras apareciendo fuera del marco térmico adecuado para su desarrollo posterior (Fernández-Alías *et al.*, 2023a). La señalización incorrecta del proceso de estrobrilación puede suponer un problema para completar el ciclo de vida de forma adecuada ya que este es un proceso estresante para la fase bentónica. En la mayoría de las especies, el diámetro del cáliz del pólipo se reduce con posterioridad a la liberación de las éfiras (Feng *et al.*, 2017) y la recuperación del remanente no está garantizada. En el caso de *C. tuberculata*, los pólipos sufren una mortandad masiva tras la estrobrilación (Kikinger, 1992; Prieto *et al.*, 2010), mientras que los pólipos de *Cyanea nozakii* Kishinouye, 1891, *Rhopilema esculentum* Kishinouye, 1891, y *Nemopilema nomurai* Kishinouye, 1922 fueron incapaces de recuperar su tamaño original y terminaron por desaparecer en el experimento de campo llevado a cabo por Feng *et al.* (2017). Por el contrario, *R. pulmo* es capaz de regenerar los tentáculos transcurridas dos semanas desde la estrobrilación (Fuentes *et al.*, 2011), y *Rhopilema nomadica* Galil, Spanier & Ferguson, 1990 puede producir varios eventos de estrobrilación mientras continúa reproduciéndose asexualmente (Lotan *et al.*, 1992). Debido a esto, algunas especies de escifozoos se han podido mantener durante años en acuarios (Lucas *et al.*, 2012), pero su capacidad de reproducirse asexualmente puede reducirse con el paso de las generaciones (Chi *et al.*, 2022). Sin embargo, Holst (2012) observó que *Cyanea capillata* (Linnaeus, 1758) producía más éfiras por pólipo al aumentar la edad de estos, aunque no evaluó si estas éfiras eran capaces de completar el ciclo alcanzando la fase medusa y el efecto global del mantenimiento de los pólipos durante años sobre la dinámica poblacional es desconocido.

7.2.1.4. Fase éfira

Normalmente no nos referimos a las éfiras como una etapa que afecte a la magnitud de las proliferaciones masivas, pero existen registros de picos de éfiras que concluyen abruptamente debido a la mortalidad masiva de estas, limitando o incluso provocando que la fase medusa no aparezca (Fernández-Alías *et al.*, 2023a). Esto ocurre cuando la estrobrilación se produce fuera del rango térmico apropiado para el desarrollo de las éfiras

debido a la existencia de umbrales, superiores e inferiores, más allá de los cuáles se bloquea la transición desde la fase éfira a la fase medusa (Astorga *et al.*, 2012; Fernández-Alías *et al.*, 2023a).

La transición desde la fase éfira a la fase medusa implica un crecimiento somático, la fusión de los ocho brazos petaloides por la extensión de la umbrela, el desarrollo del sistema gástrico, los brazos orales y los tentáculos en un proceso cuya duración oscila entre los 10 y los 150 días en función de la especie y de las condiciones ambientales (Fuentes *et al.*, 2011; Astorga *et al.*, 2012; Fernández-Alías *et al.*, 2020, 2023a; Gueroun *et al.*, 2020). Durante este periodo, las éfiras se encuentran expuestas a la mortalidad natural y a la depredación intragrupo por parte de escifopólipos, otras éfiras y ejemplares en fase medusa (Carrizo *et al.*, 2016; Avian *et al.*, 2021; Stoltenberg *et al.*, 2021; Wang *et al.*, 2023b). Para mantener la ratio de crecimiento de las éfiras y aumentar la probabilidad de completar la transición hasta la fase medusa, los requerimientos nutricionales tienen que alcanzarse tanto en cantidad como en calidad del alimento (Chambel *et al.*, 2016; Miranda *et al.*, 2016; Ballesteros *et al.*, 2022).

La mortalidad de esta etapa no suele investigarse, pero no sería de extrañar que, al producirse, afecte a la intensidad de las proliferaciones. En los eventos de *blooms* más llamativos de entre los producidos en el Mar Menor, las éfiras de *C. tuberculata* han visto su mortalidad limitada al 5%, pero el promedio de esta se sitúa alrededor del 70% afectando de este modo a la densidad de la fase medusa (Fernández-Alías *et al.*, 2023a). En el caso de las medusas luna, *Aurelia* spp., el mínimo de mortalidad registrado para la fase éfira supera el 70%, el promedio se encuentra por encima del 90% y el máximo llega a superar el 99% de mortalidad (Ishii *et al.*, 2004; Fernández-Alías *et al.*, 2023a). Los factores que con mayor probabilidad producen mortalidad en esta fase son el estrés fisiológico y la depredación (Carrizo *et al.*, 2016; Stoltenberg *et al.*, 2021; Fernández-Alías *et al.*, 2023a), pero también se debe considerar que la ausencia de microbiota produce unas éfiras deformadas (Jensen *et al.*, 2023) cuyo correcto desarrollo parece improbable.

7.2.1.5. Fase medusa

Las primeras observaciones de ejemplares en fase medusa pueden ser indicadoras de una proliferación masiva fuera de costa que todavía no ha sido arrastrada por efecto del viento o de las mareas (Zavodnik, 1987; Keesing *et al.*, 2016), una señal temprana de una proliferación masiva o un conato de afloramiento que no ha tenido éxito (Fernández-Alías *et al.*, 2023a). La importancia de la fase medusa va más allá de los servicios ecosistémicos e interferencias que pueden derivarse de sus proliferaciones masivas ya que en esta fase, una hembra madura puede transportar varios millones de plánulas (Kikinger, 1992; Lucas, 1996). En esta fase, además, los ejemplares pueden acumularse en eventos de enjambre o agregaciones y, aunque el sentido biológico de las mismas no se ha esclarecido, sí que se



ha sugerido que las densidades alcanzadas pueden facilitar la reproducción sexual y servir como defensa frente a los depredadores (Hamner & Dawson, 2009; Fernández-Alías *et al.*, 2021).

En esta línea, los escifozoos siempre han sido considerados como un final de cadena, pero es probable que su papel dentro de la red trófica se haya subestimado al analizar los contenidos estomacales de depredadores potenciales dado que las tasas de digestión de sus tejidos son muy elevadas y no quedan restos sólidos de los mismos a las pocas horas de ser consumidos (Ates, 1988; Arai *et al.*, 2003; Hays *et al.*, 2018). Los análisis más recientes, los cuales cuentan con una mayor cantidad de contenidos estomacales analizados, observaciones directas, análisis de isótopos estables, *metabarcoding* del ADN del contenido estomacal y grabaciones de cámaras acopladas a depredadores potenciales, han incrementado de forma importante el conocimiento que tenemos acerca de la depredación sobre el zooplancton gelatinoso (Hays *et al.*, 2018). La amplia variedad de organismos capaces de alimentarse de la fase medusa de los escifozoos incluye anémonas, corales, estrellas de mar, ofiuras, holoturias, balanos, anfípodos, decápodos, peces, pájaros voladores, pingüinos, tortugas y otros escifozoos en fase medusa (Ates, 1988, 2017; Arai, 2005; Titelman *et al.*, 2007; Heaslip *et al.*, 2012; Thiebot *et al.*, 2016, 2017; McInnes *et al.*, 2017; Hays *et al.*, 2018; Wang *et al.*, 2023b).

Parte del interés en estudiar las conexiones tróficas de las medusas verdaderas deriva del papel que pueden jugar los escifozoos como hospedadores intermedios de parásitos comunes en peces explotados comercialmente (Browne, 2014; Kondo *et al.*, 2016; Motta *et al.*, 2023). Esta etapa del desarrollo de los escifozoos puede albergar parásitos cuyos ciclos de vida se desarrollan en un único hospedador, tales como los anfípodos o las anémonas, y parásitos con múltiples hospedadores a lo largo de su ciclo de vida, entre los que se incluyen algunas clases del filo de los platelmintos (Arai, 2005; D'Ambra and Graham, 2009; Díaz Briz *et al.*, 2012; Browne, 2014). La alta prevalencia de los parásitos en la fase medusa de los escifozoos sugiere que buena parte del ciclo de vida de los primeros pueda ocurrir en los segundos (Díaz Briz *et al.*, 2012) ya que se benefician de la protección de las células urticantes de los tentáculos, el transporte por parte de las medusas y ven facilitada la captura de alimento (Sal Moyano *et al.*, 2012; Gonçalves *et al.*, 2022), pero el efecto de los parásitos sobre el ciclo de vida de los escifozoos es prácticamente desconocido (D'Ambra & Graham, 2009). Estas infecciones pueden ser importantes ya que, en los pocos casos estudiados, han reducido el desarrollo somático, el tamaño gonadal y la producción de huevos en la fase medusa (Chiaverano *et al.*, 2015).

El último factor cuya actuación se ha observado sobre la fase medusa de los escifozoos son las pesquerías, las cuales pueden beneficiar o perjudicar a los individuos de esta clase en función de cuál sea la especie objetivo (Lynam *et al.*, 2006; Brotz, 2016). La sobrepesca de especies planctívoras ha desencadenado, en algunas localizaciones, un cambio en el



sistema que ha beneficiado a las poblaciones de escifozoos (Lynam *et al.*, 2006), pero no se ha detectado un incremento en las medusas verdaderas cuando otra población de peces planctívoros ha reemplazado a la original (Schwartzlose *et al.*, 1999). De esta forma, los peces filtradores se benefician del colapso de las poblaciones de peces depredadores (Mullon *et al.*, 2005) sin que esto suponga beneficio alguno para los escifozoos (Richardson *et al.*, 2009). Estos ejemplos indican, en cualquier caso, que el sistema tiene una alta complejidad.

Los escifozoos también son objetivo de determinadas pesquerías y, por lo tanto, se debe discutir el efecto de estas sobre la dinámica de sus poblaciones. De hecho, las pesquerías de escifozoos están ganando importancia a nivel mundial con más de 20 países declarando sus actividades y con las descargas anuales superando los 7.5×10^8 kg (Brotz, 2016; Brotz *et al.*, 2017), aunque la parametrización de las especies, necesaria para implementar programas de pesca sostenible, solamente se ha realizado para determinadas especies y hábitats (Palomares & Pauly, 2008; Brotz, 2016; Fernández-Alías *et al.*, 2020; López-Martínez *et al.*, 2020; Leoni *et al.*, 2021a; Behera *et al.*, 2022). Por lo tanto, no resulta sorprendente que se haya considerado la sobrepesca como la causa principal del colapso de las poblaciones de los escifozoos *Rhopilema esculentum* en China (Dong *et al.*, 2014) o *Stomolophus meleagris* Agassiz, 1860 en México (Brotz *et al.*, 2021). Sin embargo, no debemos obviar que las poblaciones fluctúan de forma natural y que este es uno de los principales retos para establecer pesquerías de escifozoos que resulten productivas en el largo plazo. Por ejemplo, para mantener la productividad económica de la pesca de *R. esculentum* en China se desarrolló un programa de reintroducción de ejemplares que incrementase, o al menos mantuviese, el volumen de capturas en previsión de un eventual colapso de la población debido a la sobrepesca (Dong *et al.*, 2009). Contrasta con estos dos ejemplos el colapso de la medusa huevo frito, *C. tuberculata*, en el Mar Menor, ya que este se produjo una vez se había suspendido el programa de retirada de ejemplares (Fernández-Alías *et al.*, 2022, 2023a), sugiriendo que la sobrepesca no puede ser el motivo exclusivo detrás de estos colapsos.

7.2.1.6. El ciclo de vida no metagénico

Los escifozoos, sin embargo, no requieren de un ciclo metagénico o bipartito para proliferar de forma masiva (Hamner & Dawson, 2009), siendo las especies holopelágicas de medusa verdadera más relevantes, *Pelagia noctiluca* y *Periphylla periphylla* (Péron & Lesueur, 1810), capaces de realizar eventos de *bloom*. Es probable que el conjunto de factores que afecta a su ciclo de vida sea similar al que se ha descrito anteriormente, pero la ausencia de fase bentónica en estas especies justifica la inclusión de una sección adicional para discutir las transiciones desde la fase plánula a la fase éfira (*P. noctiluca*) o desde huevos fecundados a medusa (*P. periphylla*).



El acéfalo luminiscente, *P. noctiluca*, es una de las especies de escifozoo más destacables del Mediterráneo occidental (Canepa *et al.*, 2014). Ha sido avistada en el Mar Menor, aunque no se ha detectado que cierre su ciclo de vida ni se ha establecido en el mismo. Esta especie carece de fase bentónica y las plánulas se transforman directamente en éfiras (Canepa *et al.*, 2014; Ramondenc *et al.*, 2019; Ballesteros *et al.*, 2021). Los ejemplares en fase medusa pueden sobrevivir durante más de un año (Lilley *et al.*, 2014b), presentan diferentes picos de reproducción a lo largo de su desarrollo (Milisenda *et al.*, 2018), y exhiben un patrón heterogéneo de proliferación y de variabilidad espacial a lo largo del mar Mediterráneo (Marambio *et al.*, 2021; Pastor-Nieto *et al.*, 2021). La dinámica poblacional parece seguir un patrón estacional regular (Benedetti-Cecchi *et al.*, 2015) en el que el periodo reproductor se adapta al marco térmico más adecuado para la transición de plánula a éfira (Rosa *et al.*, 2013; Milisenda *et al.*, 2018). Es probable que esta estacionalidad sea resultado del proceso evolutivo de la especie dado que la supervivencia larvaria en el proceso de transición desde la fase plánula a la fase éfira se reduce desde el 50% hasta el 12% cuando las condiciones térmicas no son adecuadas (Rosa *et al.*, 2013). Sin embargo, durante el periodo reproductivo, cuando mayor es el tamaño de las gónadas de *P. noctiluca* (Milisenda *et al.*, 2018), se ha observado que determinados peces se alimentan selectivamente de estos órganos, los cuales tienen mayor valor nutricional que los tejidos somáticos (Milisenda *et al.*, 2014). Finalmente, durante la fase éfira, tal y como sucede en las especies con ciclo de vida bipartito, deben alcanzarse los requerimientos alimenticios, tanto en calidad como en cantidad, para que el desarrollo hasta la fase medusa sea el adecuado (Ballesteros *et al.*, 2022).

7.2.1.7. Efecto combinado de los puntos de control sobre el ciclo de vida

La anticipación de las proliferaciones masivas de escifozoos se ve extremadamente limitada debido a que la “montaña rusa sin fin” de las medusas tiene una fuerte regulación por parte de unas condiciones externas que rara vez se monitorizan. La magnitud de la conexión entre la fijación de las plánulas, el desarrollo de los pólipos y el tamaño de la población en la fase medusa es desconocida para todas las escalas espaciales y temporales (Gibbons *et al.*, 2016), pero se puede inferir que un bloqueo del ciclo de vida, en cualquiera de las etapas y por cualquiera de los factores mencionados anteriormente, puede comprometer la viabilidad de las proliferaciones futuras y que, al mismo tiempo, los escifozoos tienen potencial para incrementar el número de individuos en órdenes de magnitud desde decenas hasta millones a lo largo de su ciclo de vida (Figura 7.12). Esto implica que el colapso de una población de escifozoos puede venir seguido de una recuperación explosiva solo con la supervivencia de unas pocas medusas en la temporada anterior o por la recepción de unos pocos individuos que regeneren la población. Ejemplos de ello son la recuperación de la población de *Mastigias* sp. Agassiz, 1862 en Jellyfish Lake (Palaos) (Martin *et al.*, 2006) o la recuperación de la población de *C. tuberculata* en el Mar Menor (Fernández-Alías & Pérez-Ruzafa, 2023). En el caso de *Mastigias* sp., el colapso de la



población se atribuyó a un calentamiento del agua por encima del umbral de tolerancia y la recuperación se asoció a un descenso de las temperaturas, ambos eventos producidos por El Niño/*Southern Oscillation* (ENSO) (Dawson *et al.*, 2001; Martin *et al.*, 2006). En el caso de *C. tuberculata*, el control sobre la población es parte de un complejo equilibrio entre la regulación *top-down* y la regulación *bottom-up* en el que el fitoplancton puede bloquear la llegada de luz al sustrato e inhibir la estrobilación, mientras que *C. tuberculata* se alimenta del fitoplancton y sus zooxantelas simbiotas compiten con este grupo mediante la fijación de nutrientes (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2002; Fernández-Alías *et al.*, 2020, 2022, 2023a; Fernández-Alías & Pérez-Ruzafa, 2023).

7.2.2. Principales retos y vías futuras de investigación

El pequeño tamaño y la fragilidad de las fases larvarias de los escifozoos, plánula, éfira y pólipo, junto con la dificultad de encontrarlas y monitorizar sus interacciones con los factores bióticos y abióticos, han limitado el número de estudios de campo sobre estas (Feng *et al.*, 2017; Marques *et al.*, 2019; Fernández-Alías *et al.*, 2020, 2023a; van Walraven *et al.*, 2020; Leoni *et al.*, 2021a; Boughton *et al.*, 2023; Zang *et al.*, 2023), aunque nuestro conocimiento de los factores que contribuyen a modular la intensidad de las proliferaciones se ha incrementado notablemente en los últimos años (Fernández-Alías, 2024).

Pese a este incremento, todavía estamos lejos de desarrollar herramientas realmente útiles en la anticipación de los eventos de *bloom* debido a que el número de especies para las que se ha estudiado el efecto de un factor determinado sobre alguno de sus procesos biológicos es limitado. A esto se debe sumar que las diferentes especies muestran respuestas asimétricas frente a un mismo estímulo (Purcell *et al.*, 1999b; Schiariti *et al.*, 2014; Feng *et al.*, 2017; Fernández-Alías *et al.*, 2021, 2023a), resaltando la necesidad de construir modelos especie-hábitat específicos (Fernández-Alías *et al.*, 2021) a la vez que restando fiabilidad a los análisis multiespecie de gran escala temporal y espacial (Brotz *et al.*, 2012; Condon *et al.*, 2013). Para afrontar los retos futuros que suponen las lagunas de conocimiento actuales y la variabilidad intrínseca al ciclo de vida de los escifozoos se propone una hoja de ruta sobre la que dirigir los próximos pasos de la investigación en este campo (Figura 7.13).

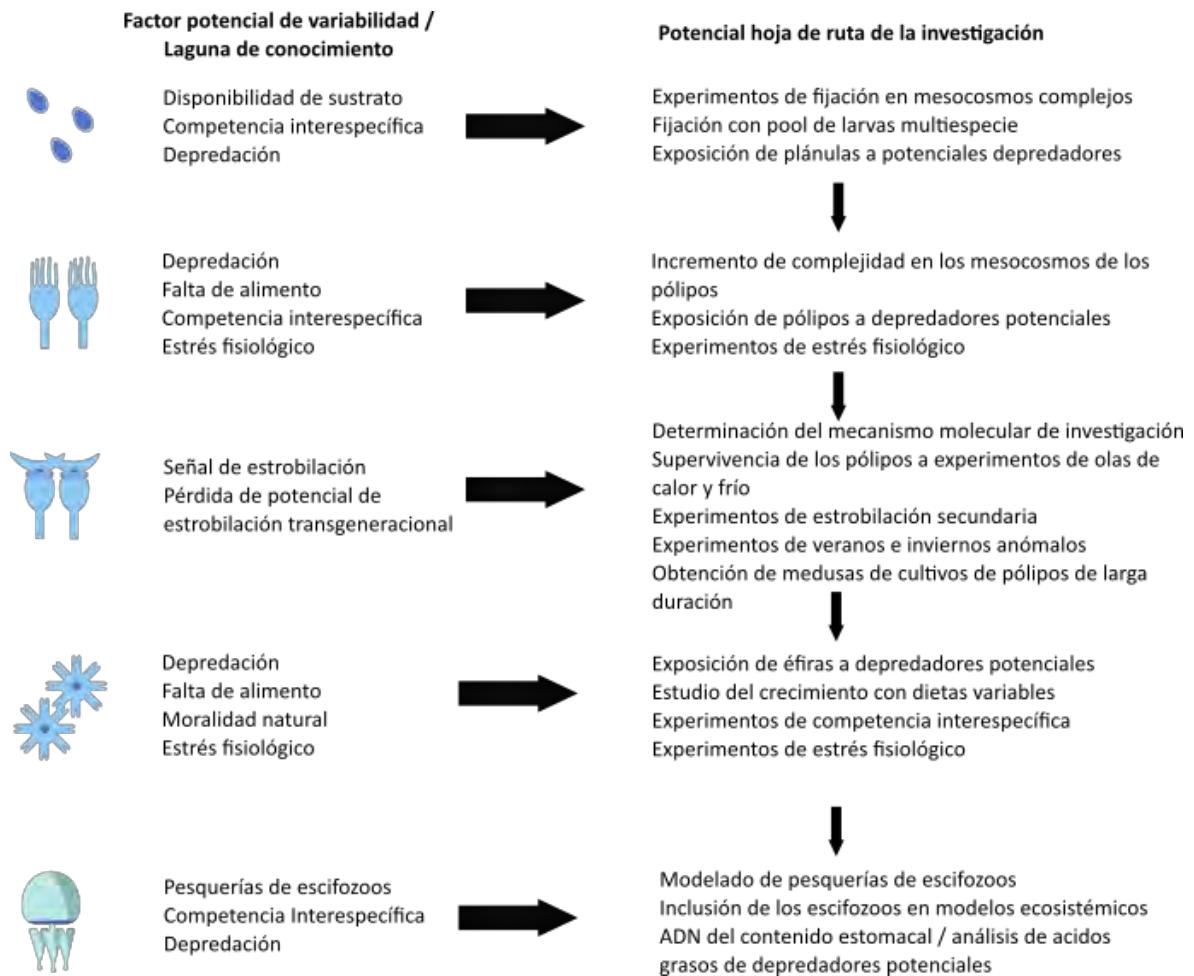


Figura 7.13. Factores principales de variabilidad en la abundancia de los escifozoos y lagunas de conocimiento junto con una potencial hoja de ruta de la investigación para abordar los retos futuros (Fernández-Alias, 2024).

7.2.2.1. Fase plánula

Como ya se ha comentado, la fase plánula puede verse afectada por estrés fisiológico, competencia interespecífica por el sustrato y depredación. De estos factores, el estrés fisiológico podría tener una menor importancia ya que, si bien se ha demostrado que cuando las condiciones ambientales no son óptimas se reduce el éxito en el proceso de fijación de las plánulas, estas son liberadas a la columna de agua generalmente cuando las condiciones para la fijación son favorables (Prieto *et al.*, 2010; Rosa *et al.*, 2013; Franco, 2016; Boughton *et al.*, 2023). Es decir, la competencia interespecífica y la depredación tienen un peso relativo superior al estrés fisiológico en el proceso de fijación de las plánulas. Para determinar la magnitud del efecto de estos dos factores sería importante analizar cómo afecta la competencia por el sustrato entre las plánulas y otros colonizadores, tanto potenciales por su presencia en el *pool* de larvas como anteriores, y el efecto que tiene la depredación sobre las plánulas en la densidad poblacional de los

pólipos.

Las plánulas son capaces de fijarse eficientemente sobre un sustrato desnudo (Prieto *et al.*, 2010; Franco, 2016; Boughton *et al.*, 2023; Holst *et al.*, 2023), pero la competencia por el sustrato es uno de los mejores ejemplos de competencia en la naturaleza (Dial & Roughgarden, 1998; Connolly & Roughgarden, 1999). El sustrato duro marino se encuentra normalmente colonizado por especies que poseen una fase adulta bentónica, pero, sin embargo, los diseños experimentales para la fijación de plánulas tienden a utilizar únicamente sustratos inertes. Los ejemplos de experimentos en los que se haya incluido algún organismo vivo como sustrato potencial son limitados, pero se puede aludir al realizado por Franco (2016), quien encontró que las plánulas de *C. tuberculata* eran incapaces de asentarse sobre las conchas de ostras si estas estaban vivas, o al trabajo de Feng *et al.* (2021), en el que las plánulas de *C. nozakii* fueron incapaces de fijarse sobre paneles con una alta cobertura de organismos bentónicos. Esto refleja una laguna en nuestro conocimiento e incide en la necesidad de realizar experimentos de fijación de plánulas en mesocosmos con sustratos desnudos y colonizados.

Las especies marinas con fases adultas bentónicas se reproducen en pulsos en los que las larvas son liberadas a la columna de agua, siendo arrastradas por las corrientes hasta que son capaces de asentarse nuevamente sobre un sustrato adecuado para completar su ciclo de vida (Gittings *et al.*, 1992; Cárdenas & Aranda, 2000). Por lo tanto, las plánulas de los escifozoos no se encuentran aisladas en el ecosistema, sino que deben competir con el conjunto de larvas presentes en la columna de agua por el sustrato (Boughton *et al.*, 2023). Esta competencia, evidente a nivel teórico, solo se ha puesto de manifiesto para una especie de escifozoo y en un único ecosistema (Boughton *et al.*, 2023), pero no ha sido nunca cuantificada. Esto resalta la necesidad de realizar experimentos incluyendo al conjunto de larvas presentes en la columna de agua en lugar de realizarlos únicamente con las plánulas.

Finalmente, aunque tenemos alguna evidencia del consumo de plánulas por parte de otros organismos (Javidpour *et al.*, 2009; Kuplik *et al.*, 2015), el efecto de la eliminación de las plánulas por parte de los depredadores sobre la dinámica poblacional es desconocido por la falta de experimentos al respecto, por lo que es importante que los diseños incluyan organismos que potencialmente puedan eliminar plánulas.

7.2.2.2. Fase pólipo

El conjunto de factores que enfrenta la fase pólipo es similar al de la fase plánula, pero, al contrario de lo que ocurre con esta última, al tener los pólipos una presencia perenne en la mayoría de las estrategias vitales de las diferentes especies de escifozoos (Fernández-Alías *et al.*, 2021), el papel que juega el estrés fisiológico es mayor. De hecho, cuanto más



se aleja a las colonias de pólipos de sus condiciones óptimas, mayor es el descenso en su ratio de reproducción asexual y mayor es la tasa de mortalidad (Prieto *et al.*, 2010; Wang *et al.*, 2023a). Por lo tanto, cuando se construyen modelos de densidad poblacional de escifopólipos, es importante considerar dónde están los umbrales de tolerancia de la especie objetivo y durante cuánto tiempo van a estar expuestos a las condiciones desfavorables. La información de que disponemos acerca de estos umbrales se limita a unas pocas especies, pero es suficiente para determinar que los umbrales son especie-específicos (Purcell *et al.*, 1999b; Schiariti *et al.*, 2014). Por lo tanto, se debe conocer con anterioridad los umbrales, la reducción en la ratio de reproducción asexual y la supervivencia de las especies en condiciones desfavorables para aumentar la fiabilidad de los modelos.

También, como se viene diciendo, la mayoría de estos modelos de dinámica poblacional de escifopólipos se han construido sin considerar la presencia de competidores, potenciales sinergias o depredadores (Prieto *et al.*, 2010; Purcell *et al.*, 2012; Schiariti *et al.*, 2014; Treible & Condon, 2019), pero estas interacciones no pueden obviarse ya que el balance general puede resultar perjudicial para los escifozoos (Feng *et al.*, 2017; Zang *et al.*, 2023). Para comprender completamente cómo funciona la dinámica poblacional de estas especies en su fase bentónica debemos aumentar progresivamente la complejidad biológica de los mesocosmos en los que se realizan los experimentos de estrés fisiológico.

7.2.2.3. Fases estróbilo y post-estróbilo

La estrobilación en un proceso estresante para las poblaciones de pólipos (Feng *et al.*, 2017) y su recuperación posterior no está garantizada en todos los casos (Prieto *et al.*, 2010; Fuentes *et al.*, 2011; Feng *et al.*, 2017). En este contexto no está claro por qué determinadas condiciones, como podrían ser las olas de calor o de frío, disparan el proceso de estrobilación si la reversión a las condiciones normales podría afectar al correcto desarrollo de las éfiras hasta la fase medusa (Fernández-Alías *et al.*, 2023a). También se ha demostrado que el proceso de estrobilación y la producción de éfiras se ven afectados por el mínimo de temperatura registrado durante el invierno, la duración de esta estación, la velocidad con la que se alcanzan las temperaturas estivales del agua y la disponibilidad de alimento (Feng *et al.*, 2015a, 2015b; Loveridge *et al.*, 2021; Zang *et al.*, 2022), factores que necesitan de mayor investigación para mejorar nuestra capacidad de anticipar los eventos de *bloom*.

Una mayor comprensión del proceso de estrobilación podría alcanzarse de conseguir una descripción completa del mecanismo molecular que lo desencadena (Helm *et al.*, 2018), donde nuestro conocimiento se limita a determinados aspectos del género *Aurelia* (Fuchs *et al.*, 2014; Brekhman *et al.*, 2015; Khalturin *et al.*, 2019; Jensen *et al.*, 2023). De hecho, desconocemos incluso si el gen *CL390*, el más sobreexpresado durante el proceso de



estrobilación (Fuchs *et al.*, 2014; Brekhman *et al.*, 2015), se encuentra presente en alguna especie de escifozoo que no pertenezca este género. En la base de datos GenBank del centro nacional de información biotecnológica (*National Center for Biotechnology Information*, NCBI, www.ncbi.nlm.nih.gov/, accedido el 30/11/2023), únicamente hay depositadas 4 secuencias de ADN del gen que se traduce en esta proteína. Todas ellas pertenecen a *Aurelia*, y lanzando un *Basic Local Alignment Search Tool* (BLAST) contra la base de datos, utilizando los parámetros más permisivos, no se obtiene ninguna secuencia adicional (Fernández-Alías, no publicado). De las cuatro secuencias disponibles, solamente dos están acompañadas por una publicación, la secuenciada en Fuchs *et al.* (2014) y la de Brekhman *et al.* (2015). Además, estas dos secuencias se transcriben y traducen a proteínas que únicamente comparten un 68% de homología (Brekhman *et al.*, 2015) y cuyos genes se expresan bajo estímulos ambientales opuestos: un descenso térmico en la estirpe de *Aurelia* utilizada por Fuchs *et al.* (2014) y un ascenso en la utilizada por Brekhman *et al.* (2015). Esto pone de manifiesto que es necesario incrementar los análisis transcriptómicos a lo largo del ciclo de vida de las diferentes especies de escifozoos (Fernández-Alías, 2024).

Finalmente, las poblaciones de pólipos sufren un decaimiento en la ratio de reproducción asexual cuando son mantenidas durante varias generaciones en acuario, pero esto puede estar asociado a una mayor producción de éfiras por pólipo (Chi *et al.*, 2022; Holst *et al.*, 2023) y el balance global de los cultivos de larga duración sobre la producción de éfiras no está claro. Además, hemos observado cómo las fases medusa de *C. tuberculata*, *R. pulmo* y *Aurelia* sp. producidas a partir de pólipos mantenidos en acuario durante varias generaciones realizaban las pulsaciones contráctiles con las que se impulsan y desplazan de forma anómala o, directamente, no las realizaban en absoluto dejándose mover por el sistema de corrientes del acuario (Fernández-Alías, observación personal en las instalaciones del Oceanográfico de Valencia, febrero de 2023). Esto sugiere que la renovación de las poblaciones bentónicas es necesaria para no interferir con el correcto desarrollo del ciclo de vida.

7.2.2.4. Fase éfira

La transición de éfira a medusa dura de 10 a 150 días y la tasa promedio de éxito es inferior al 30% (Ishii *et al.*, 2004; Kawahara *et al.*, 2006; Fuentes *et al.*, 2011; Astorga *et al.*, 2012; Fernández-Alías *et al.*, 2020, 2023a; Gueroun *et al.*, 2020). En ese periodo, los dos factores de mayor relevancia que afectan a la mortalidad de la fase éfira son la depredación y el estrés fisiológico, pero la evidencia científica es limitada. Lo elevado de la tasa de digestión de los escifozoos en la fase medusa ha dificultado que esta se encuentre en los análisis de contenido estomacal (Arai *et al.*, 2003) y, debido a su menor tamaño, la detección de la fase éfira en estos análisis debería resultar más compleja. De hecho, la depredación sobre las éfiras únicamente se ha podido demostrar cuando, en experimentos en acuario, estas se han expuesto a depredadores potenciales, lo que podría traducirse en una subestima



del número de depredadores reales que enfrentan los escifozoos en esta fase. De acuerdo con la evidencia actual, se puede esperar que la composición de la comunidad planctónica sobre la que las éfiras pueden depredar afecte al correcto desarrollo de estas hasta la fase medusa (Chambel *et al.*, 2016; Miranda *et al.*, 2016; Ballesteros *et al.*, 2022), indicando la necesidad de monitorizar esta comunidad planctónica con las poblaciones de éfiras y medusas verdaderas, así como de realizar experimentos para determinar la dieta más apropiada para las éfiras. Finalmente, se ha observado la desaparición de la fase éfira cuando las temperaturas no resultan adecuadas (Fernández-Alías *et al.*, 2023a), pero no se ha discriminado si la causa principal de la mortalidad es la temperatura, la falta de alimento o la exposición durante un tiempo prolongado, en el que no se alcanza la fase medusa, a depredadores. Por lo tanto, es necesario realizar experimentos de estrés fisiológico para determinar la resiliencia de las éfiras a condiciones desfavorables.

7.2.2.5. Fase medusa

Una vez se desencadena un evento de *bloom*, el interés normalmente se dirige hacia el impacto socioeconómico que producirá la proliferación masiva y cómo mitigarlo (Bosch-Belmar *et al.*, 2020), prestando menos atención al efecto de este sobre futuros afloramientos. De hecho, el interés por el desarrollo de proliferaciones futuras parece haber despertado únicamente a raíz del nacimiento de una industria pesquera amenazada por la variabilidad interanual de abundancias en la fase medusa (Brotz *et al.*, 2017) y, aun así, todavía no se ha realizado el esfuerzo necesario para calcular los parámetros biológicos de los escifozoos que se requieren en la implementación de programas de pesca sostenible (Palomares & Pauly, 2008; Brotz, 2016; Fernández-Alías *et al.*, 2020; López-Martínez *et al.*, 2020; Leoni *et al.*, 2021a; Behera *et al.*, 2022).

Aunque se les ha considerado de forma general como un final de cadena trófica (Hays *et al.*, 2018), la fase medusa de los escifozoos no suele incluirse en los modelos de manejo ecosistémico (Pauly *et al.*, 2008), resultando incluso menos habitual la inclusión de las fases larvarias pese a su influencia sobre la abundancia de los estadios adultos. La inclusión de los escifozoos en modelos ecológicos es particularmente importante en ecosistemas pequeños y confinados dado que cuanto menor sea el tamaño del ecosistema, mayor es la importancia de los escifozoos como especie clave (Pauly *et al.*, 2008), hasta el punto de que, en lagunas costeras eutrofizadas como el Mar Menor, los escifozoos juegan un papel amortiguador de las crisis distróficas (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2002; Fernández-Alías *et al.*, 2022, 2023a). En esta línea, también es importante considerar que el papel trófico de los escifozoos cambia entre especies y, dentro de una misma especie, entre localidades y a lo largo de su desarrollo (Holst *et al.*, 2008; Marques *et al.*, 2020; Wang *et al.*, 2020; Leoni *et al.*, 2022). Para implementar de forma correcta estos modelos es necesario ampliar el esfuerzo de parametrización del crecimiento de los escifozoos y determinar las interacciones tróficas con los niveles superiores e inferiores.

8. Análisis y estudio de los efectos de las alteraciones en las comunidades biológicas del Mar Menor

La capacidad de respuesta del Mar Menor a las presiones antrópicas y a las derivadas del cambio climático depende de su heterogeneidad ambiental y de su complejidad ecológica. Como se ha señalado anteriormente, son precisamente las restricciones al intercambio de agua y a la colonización de especies impuestas por las golos las que contribuyen a mantener una elevada heterogeneidad hidrológica que se traduce en diversidad biológica y una compleja red trófica (Figs. 8.1 y 8.2). La interacción entre ambas y las distintas escalas espacio-temporales a las que se manifiestan dan lugar a mecanismos homeostáticos y de autorregulación, con múltiples vías para el flujo de energía, al relevo de unas especies clave por otras en el control *top-down* de la red trófica (como en el caso de la sucesión temporal que presentan las distintas especies de medusas y el ictioplancton en el sistema pelágico, canalizando la producción principalmente hacia el sistema bentónico, con una gran biomasa de filtradores, detritívoros y carroñeros que procesan y retienen buena parte de la producción, exportando parte de la biomasa fuera del sistema a través de las migraciones de peces e invertebrados, la pesca o el consumo por parte de aves acuáticas, y acumulando los excedentes en el sedimento) (Fig. 8.3).

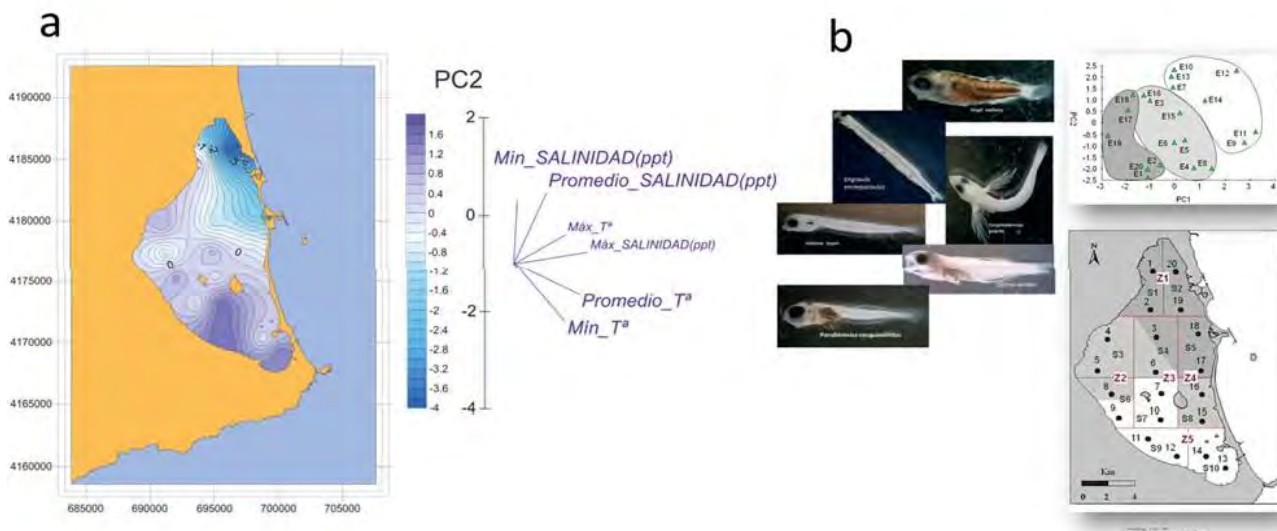


Figura 8.1. a) Caracterización de las distintas masas de agua en el Mar Menor en función de sus condiciones de salinidad y temperatura. b) caracterización de diferentes poblamientos en el ictioplancton del Mar Menor en base a la composición y abundancia de las especies de larvas de peces (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2004).

Todo ello constituiría el filtro, *sensu* Cloern (2001), que modula la respuesta a la eutrofización en las lagunas costeras, y en concreto en el Mar Menor (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2002, 2004, 2020).

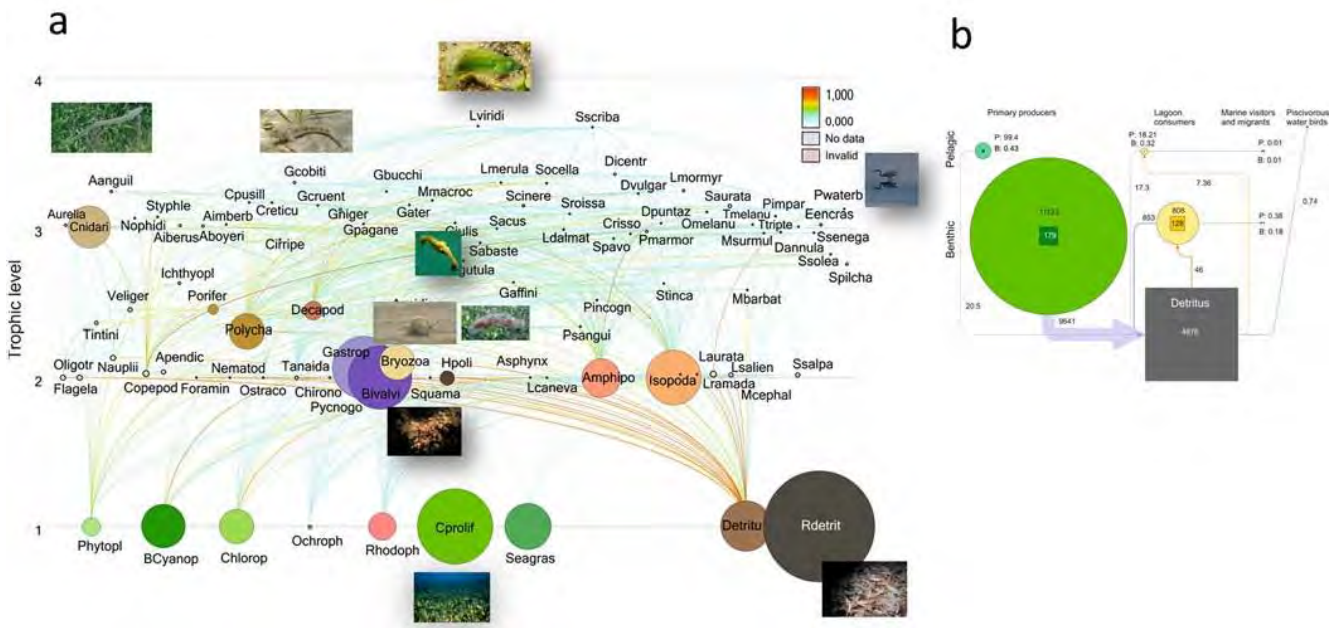


Figura 8.2. a) Flujos de energía e importancia relativa de los distintos grupos funcionales y taxonómicos en la red trófica del Mar Menor elaborada con el modelo Ecopath (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2020). b) Síntesis de los principales flujos de energía en la red trófica del Mar Menor (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2020).

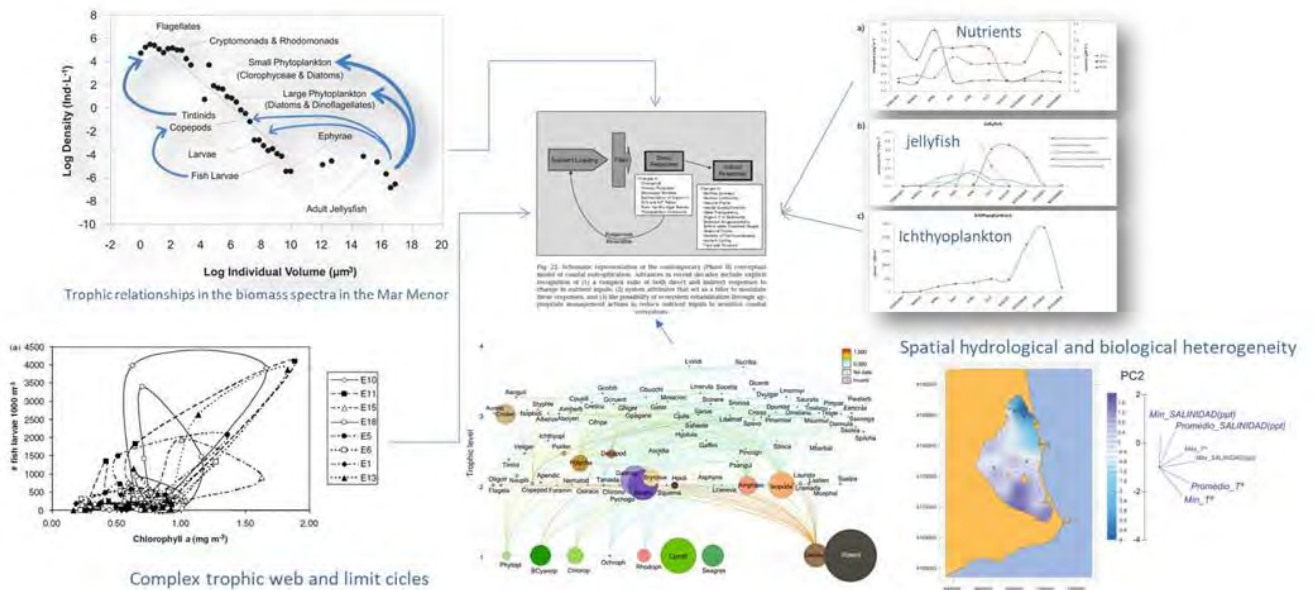


Figura 8.3. Procesos y factores que dan lugar a los complejos mecanismos de autorregulación que presenta el ecosistema del Mar Menor para enfrentarse y neutralizar los efectos de la eutrofización, desde el control *top-down* ejercido por las medusas y el ictioplancton y los sucesivos niveles tróficos sobre la red trófica pelágica (arriba a la izquierda) (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2002), la segregación temporal entre las distintas especies de medusas y el ictioplancton en su función reguladora (arriba derecha) (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2002, 2004; Fernández-Alías *et al.*, 2021), la heterogeneidad espacial de los ciclos límite reguladores (abajo-izquierda) (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2005a), la complejidad de la red trófica (abajo-centro) (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2020) a la propia heterogeneidad ambiental que ofrece el marco que permite la diversidad biológica del Mar Menor.



Todos estos mecanismos pueden perderse si se produce la homogeneización del sistema y si se pierden los gradientes y diferencias de salinidad entre el Mar Menor y el Mediterráneo. La aparición de especies invasoras, o simplemente de nuevos colonizadores, pueden ser un indicador de estas transformaciones, si bien deben ser puestos en el contexto de la propia idiosincrasia de las lagunas costeras, en las que, por su naturaleza, un elevado número de especies cambia entre años consecutivos. Desde que se dragó el canal del Estacio en los años 1970, el Mar Menor entró en un proceso de mediterraneización que puede verse agravado por actuaciones inadecuadas en las golas (Pérez-Ruzafa, 2019). Un cambio relativamente pequeño, de apenas 2 unidades en la media mensual de salinidad es relevante para muchas especies, pero los cambios pueden ser mucho más extremos en localidades específicas, especialmente en áreas poco profundas. La pérdida de las diferencias salinas con el mar Mediterráneo se están viendo también aceleradas por la entrada excesiva de aguas dulces o salobres desde la cuenca vertiente, especialmente desde que se aceleró la subida del nivel freático. Esto conduce a cambios importantes en la composición y estructura de las comunidades biológicas.

La capacidad de colonización y aclimatación de las especies marinas difiere dependiendo en gran medida de los valores de temperatura y la variabilidad ambiental. El cambio global está afectando a los organismos y a los sistemas marinos en múltiples niveles de organización y desafiando la sostenibilidad de las poblaciones de peces marinos y las pesquerías (Pörtner & Gutt, 2016; Cheung, 2018; Liang *et al.*, 2018b). En el informe correspondiente a los trabajos de monitorización de 2022 (Pérez-Ruzafa, 2023) ya se hizo una discusión acerca de las consecuencias de este tipo de alteraciones y de los principales cambios ocurridos en este contexto en el Mar Menor y los riesgos a los que está expuesto.

El mencionado proceso previo de mediterraneización del Mar Menor a raíz del dragado de El Estacio, permitió la colonización y el establecimiento de nuevas especies marinas como el alga *Caulerpa prolifera*, que cubrió toda la cuenca en pocos años, lo que llevó a la desaparición de las comunidades originales, la acumulación de materia orgánica y condiciones anóxicas en los sedimentos, y a un descenso importante en los rendimientos pesqueros (Pérez-Ruzafa *et al.*, 1987, 1989, 1991, 2006; Pérez-Ruzafa & Marcos, 1992, 1993). El número de especies de moluscos y peces se duplicó en solo 15 años (Pérez-Ruzafa *et al.*, 1987; Pérez-Ruzafa, 1989) en detrimento de las especies típicas de la laguna. Como parte del mismo proceso, otras especies alóctonas, como las ya citadas medusas *Cotylorhiza tuberculata* y *Rhizostoma pulmo*, entraron en la laguna desde el Mediterráneo a mediados de los años 1980 (Pérez-Ruzafa, 1989) y, después de un período de crecimiento más o menos lento de sus poblaciones, proliferaron masivamente como consecuencia de los cambios en el estado trófico de la laguna, causando serios problemas a la actividad turística entre otras (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2002). Además, esta mediterraneización de la laguna y, en general, una disminución en la salinidad puede implicar la pérdida de un



servicio de protección que brinda contra parásitos e infecciones de especies emblemáticas, como en el caso de la nacra, *Pinna nobilis*.

Con la tendencia de aumento que presenta la temperatura en los últimos años y el descenso de la salinidad, la lista de especies alóctonas o invasoras en el Mar Menor sigue creciendo, si bien algunas de ellas no llegan a mantener poblaciones estables. Dada la imprevisibilidad de las consecuencias de dichas colonizaciones en el funcionamiento lagunar, es conveniente mantener un sistema de alerta que permita su detección temprana.

8.1. Registro de nuevas especies alóctonas en el Mar Menor²

Uno de los principales retos actuales en la conservación y el manejo de los ecosistemas es el conocimiento y el control de las especies invasoras, muchas de ellas relacionadas con la extinción de otras especies y, en general, con la pérdida de servicios ecosistémicos (Çinar, 2013; Katsanevakis *et al.*, 2014; Giakoumi *et al.*, 2019). De acuerdo con la Agencia Europea de Medio Ambiente (European Environment Agency, EEA), en el año 2017, se habían registrado 1223 especies marinas no indígenas (Non-Indigenous Species, NIS) de las cuales aproximadamente el 81% (1039) fueron detectadas por primera vez entre los años 1949-2017. Según esta misma fuente, el número de NIS registrado por área geográfica alcanza su máximo exponente en el Mar Mediterráneo, donde actualmente se registran 838 NIS (69% del total), y donde el número ha aumentado, entre 2017-2019, a un ritmo de 8 especies por año (EEA, 2010; Zenetos & Galanidi, 2020). Entre las principales causas de expansión marítima de NIS encontramos la apertura de vías marítimas, la traslocación accidental (como *fouling* o en las aguas de lastre) y la acuicultura, reduciendo de este modo las barreras biogeográficas existentes (Çinar, 2013; Katsanevakis *et al.*, 2013). Además, debemos tener en cuenta que la expansión y distribución de NIS se ve afectada por el cambio climático (Occhipinti-Ambrogi, 2007).

Las lagunas costeras a menudo se comportan como eslabones intermedios en los procesos de colonización a gran escala de muchas NIS, ofreciendo a las especies oportunistas las condiciones ideales, comida abundante y una ausencia general de los depredadores y enfermedades presentes en el mar abierto (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2019a). Como ecosistemas de transición entre el mar y la tierra, son dinámicas, están relativamente aisladas del mar, presentan fuertes gradientes físicos, químicos y biológicos, y una elevada variabilidad espaciotemporal caracterizada por perturbaciones y fluctuaciones ambientales de origen tanto natural como antrópico (Barnes 1980; UNESCO 1981; Kjerfve 1994; Pérez-Ruzafa *et*

² Este capítulo se encuentra publicado en:

Sala-Mirete A., López E., Fernández-Alfías A., Sánchez-Fernández O., Marcos C. & Pérez-Ruzafa A., 2023. *Leodamas australiensis* (Hartmann-Schröder, 1979) (Polychaeta, Orbiniidae), a new alien species in the Mar Menor coastal lagoon (SE Spain). *BiolInvasions Records* 12 (4), 993-1013.



al. 2019a). Además, se encuentran entre los ecosistemas más productivos y valiosos del planeta (Anthony *et al.* 2009; Russi *et al.* 2013; Pérez-Ruzafa *et al.* 2019a). En este sentido, acogen una preeminente biodiversidad (EEA 2010; De Wit 2011) debido a una importante variedad de tipos de hábitats que permiten albergar las condiciones para que numerosas especies completen su ciclo de vida, las utilicen como refugio, o que sean utilizadas como zona de cría o alimentación por especies migradoras marinas (Sabetta *et al.* 2007; Vasconcelos *et al.* 2011; Pérez-Ruzafa *et al.* 2019a).

La colonización de las lagunas costeras por parte de especies alóctonas, de acuerdo con la teoría del confinamiento, implica un componente de aleatoriedad (Pérez-Ruzafa & Marcos, 1992, 1993; Pérez-Ruzafa *et al.*, 2019a). Dicho componente estocástico se debe a que existen, además de los gradientes mencionados y las diferencias hidrográficas entre el mar abierto y el ecosistema lagunar, unas restricciones a la colonización impuestas por los propios canales de comunicación entre ambos ecosistemas (Pérez-Ruzafa, 2015). Por otro lado, únicamente la entrada aleatoria de una especie en el ecosistema no garantiza el establecimiento de ésta en el mismo, siendo necesario que tenga capacidad de supervivencia y reproducción en la laguna y que encuentre un nicho ecológico disponible en la misma (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2019a). De este modo, las comunidades lagunares deben considerarse como el resultado de una combinación de las probabilidades de colonización de una especie y el balance coste-beneficio energético resultante de la adaptación, reproducción, ratio de crecimiento poblacional y de competencia entre especies en un ecosistema marcado por fluctuaciones ambientales y fuertes gradientes (Pérez-Ruzafa & Marcos, 1993). Esto dota a las lagunas costeras de una elevada heterogeneidad que puede verse reflejado en ejemplos como la macrofauna bentónica de la laguna de Venecia o el ictioplancton del Mar Menor donde se da una modificación aproximada, entre un año y el siguiente, del 40 % de las especies colonizadoras (Sigovini, 2011; Quispe, 2014; Pérez-Ruzafa *et al.*, 2019a). Las poblaciones lagunares las constituyen aquellas especies que, siendo capaces de adaptarse a las condiciones internas, se reproducen y encuentran un nicho ecológico en las lagunas, completando sus ciclos de vida en ellas.

En el caso del Mar Menor, la reducción de la salinidad y la suavización de las temperaturas extremas debido a las transformaciones y actividades humanas ha dado lugar, en las últimas décadas, a la colonización de la laguna por parte de especies no alóctonas que han modificado la ecología del ecosistema, reduciendo la dominancia de las especies autóctonas por competencia o depredación (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2002, 2012). Entre los colonizadores más relevantes encontramos especies de algas (como *Caulerpa prolifera*) (Pérez-Ruzafa *et al.*, 1991), cnidarios (*Cotylorhiza tuberculata* y *Rhizostoma pulmo*) (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2002; Fernández-Álías *et al.*, 2020) y, entre las más recientes, especies como el cnidario *Olindias muelleri* Haeckel, 1879 (Kousteni *et al.*, 2022), el crustáceo *Callinectes sapidus* Rathbun, 1896 (Fuentes *et al.*, 2019), el ctenóforo *Mnemiopsis leidyi* A. Agassiz,

1865 (Marambio *et al.*, 2013), los poliquetos *Branchiomma boholense* (Grube, 1878) (Román *et al.*, 2009), que ya ha establecido poblaciones permanentes, *Timarete caribous* (Grobe, 1859) (Sala-Mirete *et al.*, 2023) y *Perinereis linea* (Treadwell, 1936) (Arias *et al.*, 2013), el molusco anaspideo *Bursatella leachii* Blainville, 1817 (González-Wangüemert *et al.*, 2014), cuya explosión poblacional apenas se mantuvo un año, o el alga verde exótica detectada por Terradas-Fernández *et al.* (2022) y determinada como perteneciente al género *Batophora* J. Agardh.

Esto hace necesario que se mantenga un sistema de seguimiento permanente de los distintos grupos taxonómicos y funcionales presentes en el Mar Menor (véanse los capítulos de fauna bentónica y planctónica para consultar las metodologías de muestreo). Este sistema de monitorización, en el marco del proceso de eutrofización actual, se viene desarrollando en diferentes periodos desde el año 1997 (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2019b). A las especies que han colonizado la laguna en años recientes, algunas especialmente recogidas en el informe de 2023, como la medusa *Olindias muelleri* y el anélido poliqueto *Timarete caribous*, se han ido sumando otras estudiadas en nuestros seguimientos más recientes, como *Leodamas australiensis* (Hartmann-Schröder, 1979) o *Phyllorhiza punctata* von Lendenfeld, 1884 que fue ya citada como ocasional en la laguna en 2022 (Fernández-Álías *et al.*, 2022) y actualmente se ha redeterminado como lagunar (Fernández-Álías, 2024).

Dentro de los poliquetos, la familia Orbiniidae incluye más de 240 especies de tamaños comprendidos entre unos pocos milímetros y 30 cm, y son habitantes comunes de las comunidades bentónicas cercanas a la costa a lo largo de los márgenes continentales (Blake, 2017). Los orbínidos se dan en todo el mundo, siendo Asia (región asiática del Pacífico y región biogeográfica indopacífica) la zona más diversa en cuanto a especies, seguida del Pacífico norteamericano, y la costa atlántica norte y sudamericana. Las especies que tienen las distribuciones más amplias son *Scoloplos armiger* (Müller, 1776) y *Naineris laevigata* (Grube, 1855) (Costello *et al.*, 2017; Meca *et al.*, 2021). Los orbínidos viven en una amplia variedad de fondos blandos y se consideran bastante tolerantes al contenido de materia orgánica en los sedimentos y a amplios rangos de salinidad. Los miembros de esta familia pueden encontrarse en lodos, arenas o fondos mixtos, mostrando, en algunos casos (*S. armiger*) una moderada resistencia a la anoxia (Grieshaber, 1988; Meca *et al.*, 2021). Debido a su estilo de vida excavador, los orbínidos pueden resuspender capas de sedimento más profundas hacia la superficie o incluso en la columna de agua, contribuyendo a la mezcla continua de sedimentos (Giangrande *et al.*, 2002).

En el Mediterráneo, la familia Orbiniidae presenta 13 especies nativas, con un único representante del género *Leodamas* Kinberg, 1866, la subespecie *Leodamas chevalieri candiensis* (Harmelin, 1969).

En este estudio se registra por primera vez *Leodamas australiensis* en el mar Mediterráneo,



y en particular en el Mar Menor, España), y se revisan los datos de la especie en dicha laguna costera con el fin de describir su dinámica temporal, su distribución espacial y su interacción con especies autóctonas de orbitidos.

8.1.1. *Leodamas australiensis* (Hartmann-Schröder, 1979)

8.1.1.1. Sistemática

Familia ORBINIIDAE

Género *Leodamas* Kinberg, 1866

Leodamas australiensis (Hartmann-Schröder, 1979) (Fig. 8.4)

Sinonimias:

Scoloplos (Leodamas) rubra australiensis Hartmann-Schröder, 1979: 131-132, figs. 276-282

Leodamas dubia (non Tebble, 1955). Zhadan *et al.* (2015): 789-792, figs. 7A-K, 8A-K.

Leodamas australiensis (Hartmann-Schröder, 1979). Zhadan (2020): 471-473, fig. 11.

8.1.1.2. Material examinado

Se examinaron 160 ejemplares de *L. australiensis*: 1 individuo en 2006 en la localidad de Isla El Ciervo (código de muestra, iccy2_5/2006); 1 ejemplar en invierno de 2017 (muestra CiCy1_I/17); 2 individuos en verano del mismo año (muestra E14_V/17), y 71 en otoño (muestras e (indiv.): CiCy2_O/17 (3), E12B_O/17 (18), E13_O/17 (1), E15_O/17 (1), E16_O/17 (48)). Se encontró un total de 61 individuos en muestras del invierno de 2018 (muestras e (indiv.): CiCy1_I/18 (5), CiCy2_I/18 (3), E12B_I/18 (35), E13_I/18 (1), E16_I/18 (17)); 19 ejemplares en primavera de 2018 (muestras e (indiv.): CiCy1_P/18 (17), CiCy2_P/18 (1), E07_P/18 (1); y 5 en verano del mismo año (muestras e (indiv.): E12B_V/18 (2), E16_V/18 (3)).

8.1.1.3. Descripción

Gusanos pequeños; el espécimen más grande mide 45 mm de largo con 282 quetígeros (27 torácicos, 205 abdominales), y 1 mm de ancho al nivel medio del tórax. Cuerpo largo y estrecho, tórax aplanado dorso-ventralmente (Fig. 8.4A) y formado por 19-27 quetígeros, abdomen cilíndrico. Prostomio cónico y dividido en dos regiones, puntiagudo y con un órgano apical corto; ojos ausentes; con un único anillo peristomial sin quetas de longitud similar al primer quetígero; peristomio fusionado dorsalmente al prostomio (Fig. 8.4A). Las branquias aparecen por primera vez en el quetígero 6 (Fig. 8.4A); triangulares, con base ancha y puntas cónicas en el tórax; ciliadas en ambos lados, la ciliación no alcanza la punta (Fig. 8.4B); se alargan en el abdomen, ligeramente más largas que el lóbulo notopodial correspondiente. Notopodios torácicos que sólo presentan quetas capilares crenuladas, con un lóbulo postquetal pequeño y redondeado a partir del quetígero 3, mejor desarrollado a partir del quetígero 5 (Fig. 8.4C). Neuropodios torácicos con lóbulos

postquetales en forma de crestas bajas, con una proyección central digitiforme en los últimos segmentos del tórax (Figs. 8.4C, E); portan uncini o quetas con forma de gancho con el extremo distal ligeramente curvado; dispuestos en 5 filas verticales, la fila más anterior extendiéndose sólo desde la porción dorsal hasta la mitad del haz, la más posterior haciéndolo desde la zona ventral; uncini de la parte anterior y superior más gruesos que los de la parte media (Fig. 8.4E). Notopodios abdominales bajos, sostenidos por dos acículas delgadas de grosor similar al de las notoquetas capilares, con puntas ligeramente curvadas y no salientes (Fig. 8.4D, H); portan lóbulos foliáceos postquetales, siendo más largos hasta el extremo posterior; con 6-11 quetas capilares crenuladas y 1-2 quetas bifurcadas, con el eje liso y púas cónicas aproximadamente iguales (Fig. 8.4G). Neuropodios abdominales unilobulados y cónicos, sostenidos por una única acícula, mucho más gruesa, con un extremo visiblemente saliente curvado en diferentes grados, desde casi recto a 180°, dependiendo del metámero (Figs. 8.4F, H); con un lóbulo postcaudal digitiforme unido ventralmente al haz quetal y la mitad de largo que el lóbulo postcaudal notopodial correspondiente (Figs. 8.4D, H); todas las quetas como capilares crenulados, en número de 3-5. Pigidio desconocido.

8.1.1.4. Observaciones taxonómicas

Los Orbiniidae se distinguen de otros anélidos por un prostomio cónico o redondeado sin apéndices, cuerpo subdividido en tórax y abdomen, branquias dispuestas dorsalmente y lóbulos parapodiales en el abdomen, y un tipo único de quetas capilares crenuladas (Blake, 2017). Las revisiones más completas sobre esta familia han sido realizadas por Blake (2000, 2017, 2021) y, a escala regional, por López (2012).

Aunque el género *Leodamas* fue inicialmente considerado como un subgénero del género *Scoloplos* Blainville, 1828, Blake (2000) reestructuró la clasificación de los orbínidos y *Leodamas* pasó a considerarse un género válido. Tradicionalmente, *Leodamas* y *Scoloplos* se distinguían principalmente por la aparición de las branquias (en los metámeros torácicos 4-7 en el primero, en los metámeros 8 o posteriores en el segundo), y secundariamente por la presencia de hileras de numerosas y gruesas quetas en forma de gancho neuropodiales en el tórax de *Leodamas* en lugar de unas pocas uncini *intercalados* entre capilares crenulados en *Scoloplos*. Blake (2017) revisó el diagnóstico de los géneros y descartó la posición del primer par de branquias como carácter taxonómico importante. Según esto, en la actualidad se conocen un total de 33 especies de *Leodamas* en el mundo (Blake 2017, 2020, 2021; Sun *et al.* 2018), aunque la reevaluación de los caracteres sin duda aumentará el número, bien por nuevas descripciones o por la reubicación de algunas. Por ejemplo, dos especies mediterráneas, *Scoloplos haasi* (Monro, 1937) y *Scoloplos typicus* (Eisig, 1914), presentan gruesos uncini neuropodiales en el tórax. Los ejemplares aquí descritos no pertenecen a ninguna de estas tres especies debido a la presencia de acículas neuropodiales grandes y fuertemente curvadas en los quetíferos abdominales. Además, estos ejemplares pueden distinguirse de *S. haasi* y *S. typicus* por el inicio anterior de las



branquias (quetígero 6 en lugar de 13-14 en *S. typicus* o 22-25 en *S. haasi*) y por tener neuropodios abdominales unilobulados en lugar de bilobulados (López, 2012). *Leodamas chevalieri candiensis*, citada en el Mediterráneo, es una subespecie más parecida a nuestro ejemplares que tiene branquias desde el quetígero 6 y neuropodios abdominales con acículas grandes y sobresalientes, pero en esta subespecie las neuroacículas abdominales poseen puntas rectas, las uncini torácicos tienen una escultura fuertemente definida y los lóbulos neuropodiales torácicos carecen completamente de proyección postquetal (Harmelin, 1969). Hay que señalar que Harmelin informó de especímenes juveniles con una escultura más suave en los uncini torácicos y puntas curvadas en los uncini neuropodiales abdominales, pero el alcance de estas variaciones no fue ni representado gráficamente ni cuantificado.

Dentro de *Leodamas*, la presencia de acículas neuropodiales grandes y sobresalientes en los quetígeros abdominales no es un rasgo infrecuente y, aparte de *L. chevalieri candiensis*, *Leodamas cochleatus* (Ehlers, 1900), *Leodamas dendrocirris* (Day, 1967), *Leodamas gracilis* (Pillai, 1961) y *Leodamas hamatus* Dean & Blake, 2015 (Gallardo, 1968; Dean & Blake, 2015; Blake, 2017; Zhadan, 2020) tienen este tipo de acículas. Sin embargo, solo dos especies las tienen con las puntas muy curvadas como en los especímenes aquí descritos: *Leodamas dubius* (Tebble, 1955) y *L. australiensis*. *L. dubius* se describió originalmente en Ghana, en el Golfo de Guinea (Tebble, 1955) y posteriormente se ha descrito en varias localidades del Indo-Pacífico, como Vietnam (Gallardo, 1968), Tailandia (Eibye-Jacobsen, 2002) y Australia (Zhadan *et al.*, 2015). Sin embargo, en los especímenes de las dos últimas localidades, las branquias comienzan en el cartílago 6 y las notoquetas abdominales incluyen bifurcadas, por lo que Zhadan (2020), comparando el material australiano con la serie tipo de *L. dubius* y comprobando que en esta última las branquias bifurcadas estaban ausentes y las branquias comenzaban en el cartílago 7, los refirió a *L. australiensis*, una especie de Australia Occidental (Hartmann-Schröder, 1979). La identidad del material de Vietnam es difícil de establecer, pero se desconoce el origen de la especie. La identidad real del material de Vietnam ya que Gallardo (1968) sólo reportó fragmentos abdominales, que debido a su situación geográfica es probable que también pertenezcan a *L. australiensis*. A pesar de que la localidad tipo está más alejada, nuestros especímenes se ajustan mejor al diagnóstico de *L. australiensis*, por lo que se trata de la primera detección de esta especie fuera de la zona indopacífica.

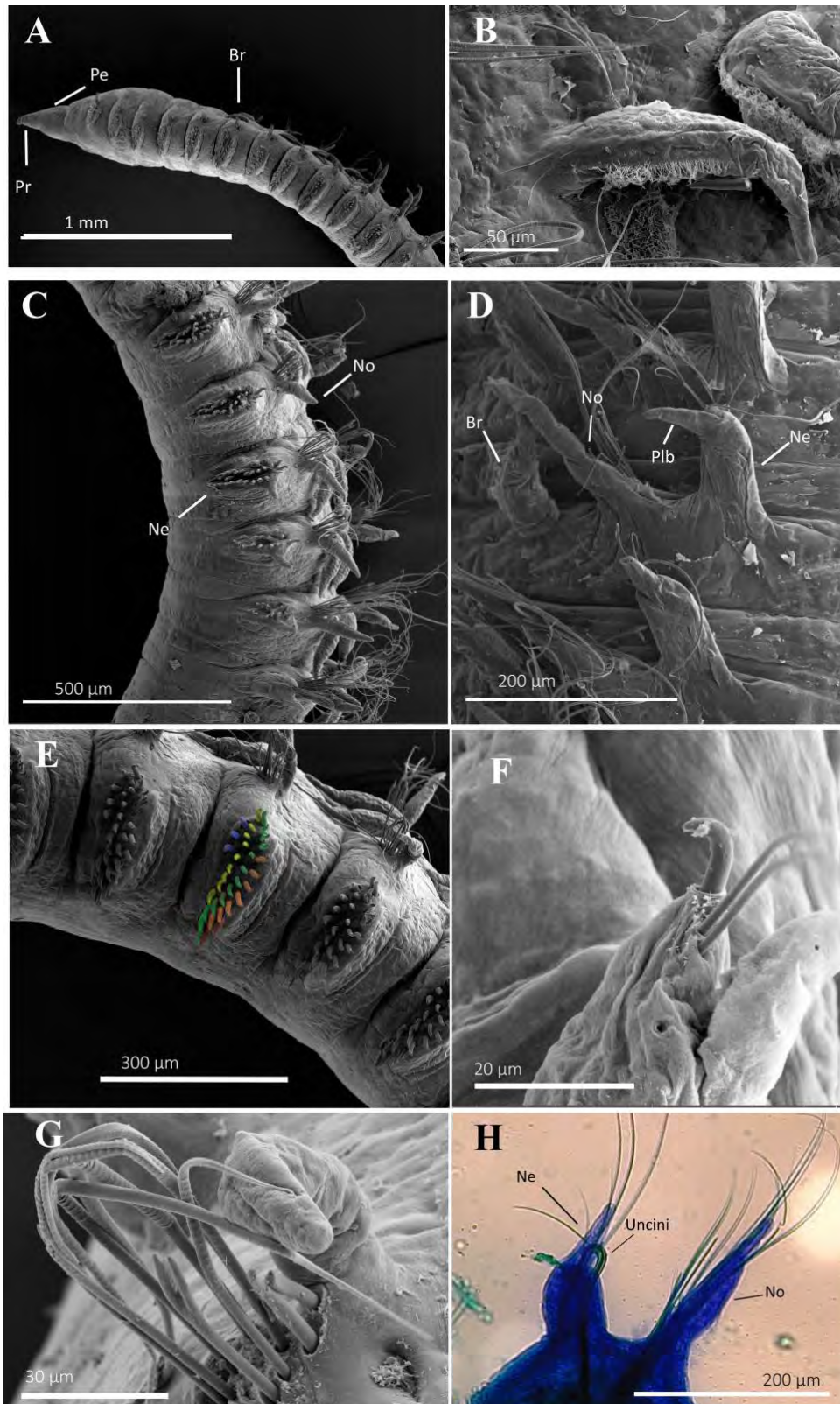


Figura 8.4. Micrografías tomadas a *Leodamas australiensis*. A. Región anterior. B. Detalle de las branquias torácicas. C. Transición de la región torácico-abdominal. D. Parapodio abdominal. E. Gancho torácico. F. Detalle de neuropodio abdominal. G. Detalle de neuropodio abdominal y sedas ahorquilladas. H. Preparación para microscopía óptica de un neuropodio abdominal con detalle del único con una curvatura de 180°.

8.1.1.5. Análisis molecular

El análisis molecular reveló que los especímenes aquí identificados como *L. australiensis* presentan una disimilitud de, al menos, el 9,5% con todos los demás miembros de la familia Orbiniidae que cuentan con una secuencia de ADNr 16S en GenBank. El árbol de proximidad confirma tres clados diferentes en el género *Leodamas* (Fig. 8.5). El primero incluye material de *L. australiensis* recogido en España, *Leodamas australiensis* de Australia y *Leodamas rubrus* (Webster, 1879); el segundo incluye *Leodamas tribulosus* (Ehlers, 1897), y el tercero incluye sólo dos secuencias de *L. acutissimus*. *Leodamas johnstonei* (Day, 1879) puede agruparse, de un modo más dudoso, con *L. australiensis* y *L. rubrus*. Dentro del primer clado, aparece una rama específica que diferencia los ejemplares de *L. australiensis* de España (Fig. 8.5), y las distancias genéticas con los ejemplares de *L. australiensis* de Australia y *L. rubrus* son del 10.4% y el 11.6%, respectivamente. Así pues, el análisis genético apoya al taxonómico e indica que nuestro individuo difiere de *L. australiensis* de la localidad tipo. Aunque el escaso número de secuencias consideradas hace difícil establecer conclusiones sólidas, cabe sospechar la existencia de un complejo de especies indopacíficas en torno a *L. australiensis*.

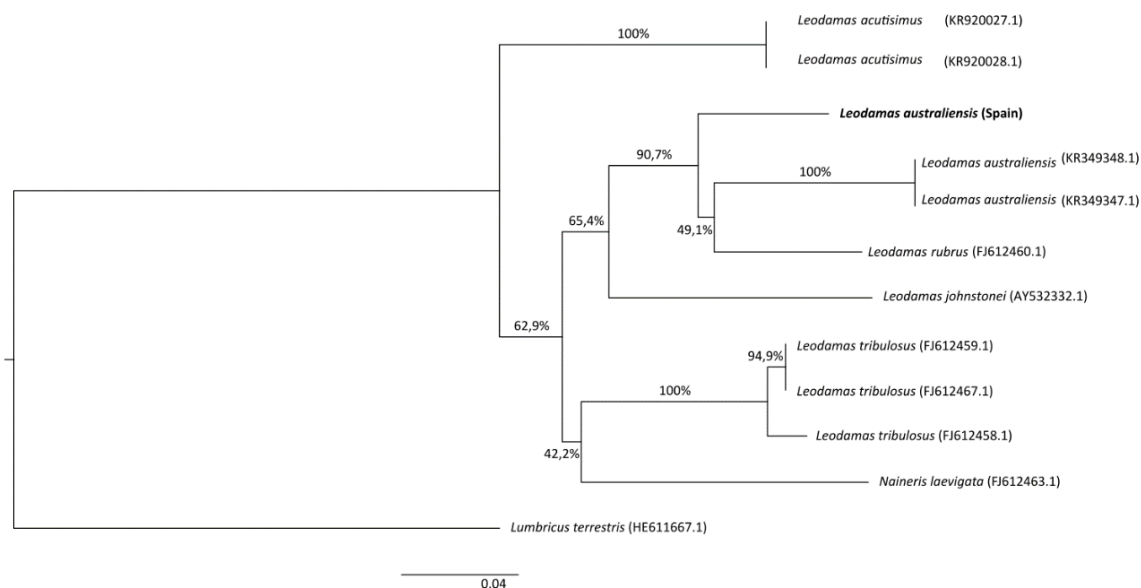


Figura 8.5. Árbol filogenético basado en la secuencia del gen 16S (Tabla 3.2). El árbol está dibujado a escala, con *Lumbricus terrestris* como secuencia raíz, y las longitudes de las ramas en las mismas unidades que las de las distancias evolutivas utilizadas para la inferencia del árbol filogenético. Los porcentajes indicados indican el soporte estadístico mediante análisis bootstrap con 1000 réplicas.

8.1.1.6. Ecología y distribución de la familia Orbiniidae en la laguna

En este estudio se identificaron un total de 1197 individuos de Orbiniidae, correspondientes a seis géneros (tabla 8.1). La especie más abundante fue *Protoaricia*



oerstedii (Claparède, 1868) (503 individuos), seguida de *Naineris laevigata* (345 ind.), *Leodamas australiensis* (160 ind.), *Phylo foetida* (Claparède, 1868) (138 ind.), *Scoloplos haasi* (20 ind.), *Scoloplos armiger* (17 ind.) y *Orbinia sertulata* (Savigny, 1822) (14 ind.). De todos los periodos de estudio, 2006 es el menos diverso, con sólo 4 especies. En el resto de los periodos, la riqueza de especies fue la misma (5), pero con diferente composición (tabla 8.1).

Tabla 8.1. Densidad media (ind/m²) ± desviación estándar de orbiniidos encontrados en el Mar Menor en los distintos periodos estudiados.

| Familia | Género | Especie | 1982-1989 | 2006 | 2017 | 2018 |
|-------------------|--------------------|---|---------------|---------------|---------------|---------------|
| Orbiniidae | <i>Leodamas</i> | <i>L. australiensis</i> (Hartmann-Schröder, 1979) | | 25 ± 0 | 264.3 ± 440.4 | 212.5 ± 280.2 |
| | <i>Naineris</i> | <i>N. laevigata</i> (Grube, 1855) | 75 ± 35.4 | 197.2 ± 302.9 | 54.2 ± 36.8 | 105 ± 122.4 |
| | <i>Orbinia</i> | <i>O. sertulata</i> (Savigny, 1822) | 50 ± 0 | | | 42.8 ± 23.8 |
| | <i>Phylo</i> | <i>P. foetida</i> (Claparède, 1868) | 175 ± 0 | 25 ± 0 | 73.7 ± 96.1 | 87.5 ± 131.9 |
| | <i>Protoaricia</i> | <i>P. oerstedii</i> (Claparède, 1864) | 204.7 ± 368.3 | 87.5 ± 79.3 | 236.4 ± 339.9 | 510 ± 620.7 |
| | <i>Scoloplos</i> | <i>S. armiger</i> (Müller, 1776) | 68.7 ± 59.9 | | | |
| | | <i>S. haasi</i> (Monro, 1937) | | | | 125 ± 168.3 |

N. laevigata, *P. foetida* y *P. oerstedii* estuvieron presentes en todos los periodos de estudio (1982-1988, 2006, 2017, 2018) (Fig. 8.6, tabla 8.1). *N. laevigata* fue dominante en 2006, con una densidad media de 197.2 ind/m², mientras que *P. oerstedii*, mostró el mayor valor de densidad media y dominancia en 2018 (510 ind/m²). *P. foetida* mostró su mayor densidad media en 1982-1989 (175 ind/m²), pero no fue el orbínido dominante en ningún periodo de estudio. Otras especies y géneros que se recolectaron en 1982-1988 no se encontraron en otros periodos. Por ejemplo, *O. sertulata*, que mostró densidades relativamente más bajas con respecto a las otras especies, se recolectó en el periodo 1982-1988 (50 ind/m²) y en 2018 (42.8 ind/m²), pero no en los periodos centrales; y *S. armiger* solo se encontró en 1982-1988 (68.5 ind/m²). *S. haasi* solo se identificó en el periodo de 2017 (125 ind/m²). En el caso de *L. australiensis*, se identificó por primera vez en 2006 con una densidad baja (25 ind/m²).

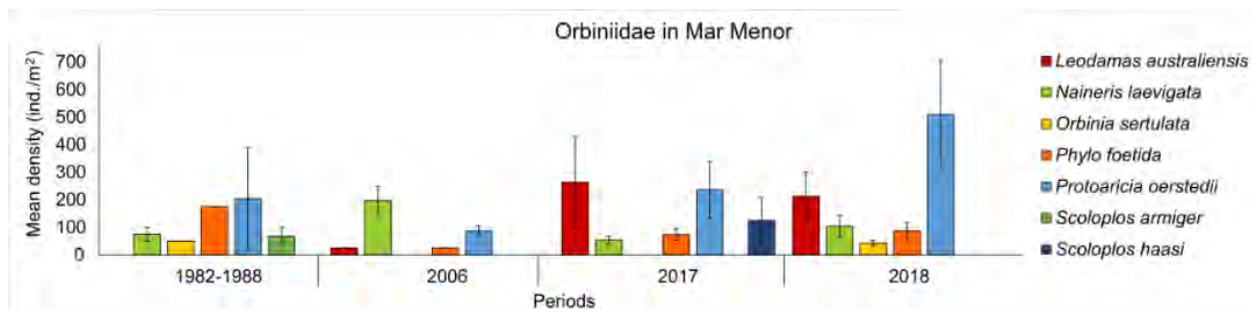


Figura 8.6. Densidad media (ind./m²) de las diferentes especies de orbiniidos encontradas en los diferentes periodos de estudio. Las barras de error representan los valores de error estándar.

En cuanto a la distribución de orbínidos en las comunidades, los fondos rocosos (ML_ROCK, WI-IL-ROCK y DOCKS) solo presentaron individuos de *N. laevigata* y *P. oerstedii*. La primera especie también se presentó en fondos blandos, bien en praderas monoespecíficas de *Caulerpa prolifera* (CA) o en fondos fangosos sin praderas (MUD) (Fig. 8.7). Todas las demás especies sólo se encontraron en fondos blandos. *O. sertulata*, *P. foetida*, *S. armiger* y *S. haasi* se encontraron en todas las biocenosis de este tipo (MUD, CA, CACY, CY y SAND). Sin embargo, *L. australiensis* fue frecuente en fondos fangosos sin praderas (MUD), en praderas monoespecíficas de *C. prolifera* (CA) y en praderas monoespecíficas de *C. nodosa* (CY) y estuvo ausente de los fondos arenosos sin praderas (SAND) y de las praderas mixtas *C. prolifera*-*C. nodosa* (CACY) (Fig. 8.7).

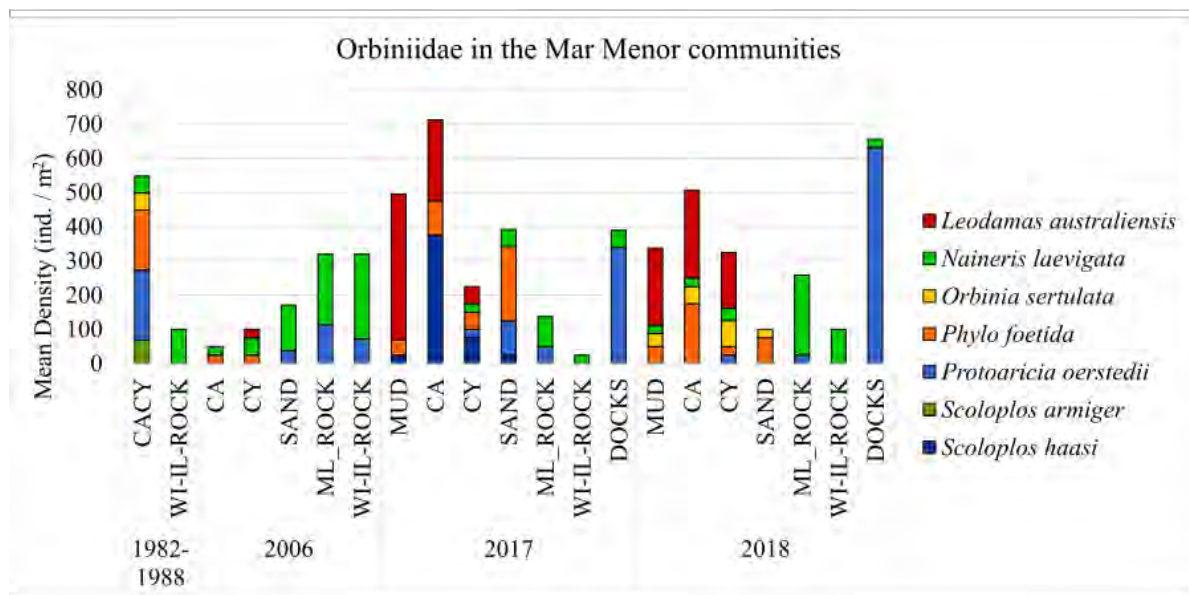


Figura 8.7. Densidad media acumulada de orbínidos en el Mar Menor en diferentes comunidades para todo el periodo estudiado. Fondos de fango sin praderas marinas (MUD); praderas monoespecíficas de *C. prolifera* (CA); praderas mixtas de *C. prolifera*-*C. nodosa*; praderas monoespecíficas de *C. nodosa* (CY); fondos arenosos sin praderas marinas (SAND); rocas litorales medias (ML_ROCKS); rocas infralitorales bien iluminadas (WI-IL-ROCKS); rocas infralitorales someras protegidas, mal iluminadas en pilares bajo muelles (DOCKS).

Centrándonos en la dinámica temporal y estacional de *L. australiensis* en los tres periodos en los que fue encontrada, destaca que fue recolectada por primera vez durante la primavera de 2006 en la isla del Ciervo, mostrando una densidad poblacional de 25 ind/m² (Figs. 8.8 y 8.9). Durante el invierno de 2017 se encontró en el mismo punto la misma densidad que en 2006. Sin embargo, en 2017 la especie se expandió a una estación con fondos fangosos sin vegetación en la zona 4, donde mostró un claro aumento de la densidad media que alcanzó un máximo en otoño de 1200 ind/m² (Figs. 8.8 y 8.9, tabla 8.2). Para el siguiente periodo (2018), se produjo un claro descenso de la densidad media de esta especie, pasando de valores medios de 305 ind/m² durante el invierno a valores de 62.5 ind/m² en verano del mismo año, finalizando sin encontrar individuos en otoño (Fig. 8.9). No obstante, se observó que *L. australiensis* se expandió a la zona 3 en primavera del mismo año (Fig. 8.8, tabla 8.2).

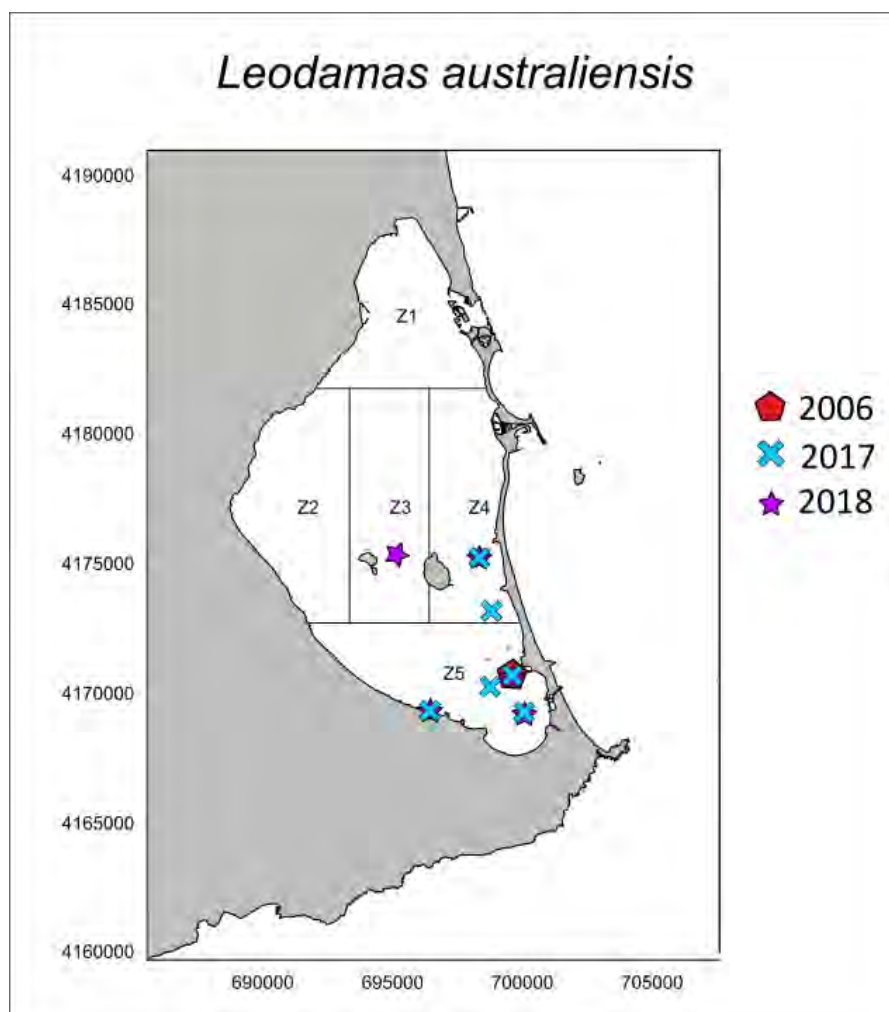


Figura 8.8. Presencia de *Leodamas australiensis* en las diferentes zonas del Mar Menor durante los periodos estudiados.

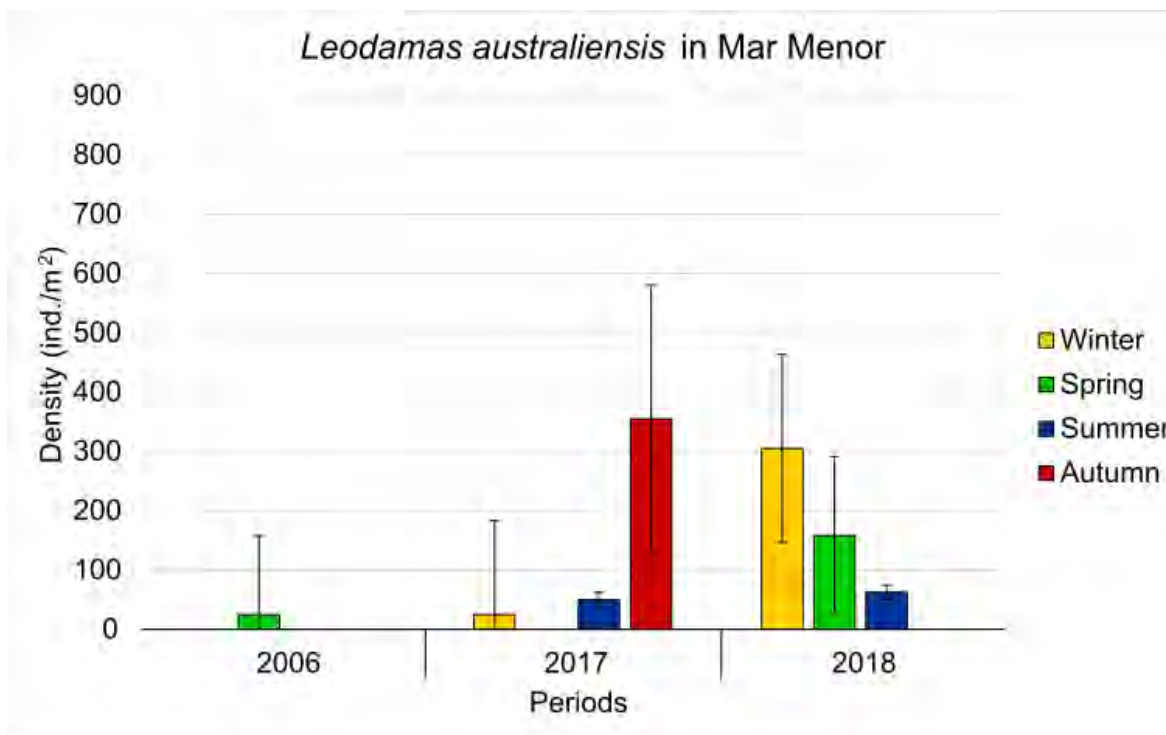


Figura 8.9. Densidad media estacional de *Leodamas australiensis* en el Mar Menor durante los años 2006, 2017 y 2018.

Tabla 8.2. Densidad media de *Leodamas australiensis* (ind/m² ± error estándar) en los diferentes periodos estudiados (2006, 2017, 2018) y zonas (Z) dentro de la laguna del Mar Menor.

| Zona | | | |
|------------|--------|---------------|---------------|
| Año | Z3 | Z4 | Z5 |
| 2006 | | | 25 ± 0 |
| 2017 | | 830.9 ± 587.5 | 125 ± 81.7 |
| 2018 | 25 ± 0 | 247.5 ± 175 | 317.7 ± 120.1 |

8.1.1. 7. Discusión

La región mediterránea es una de las que cuenta con un mayor número de especies de poliquetos exóticos identificadas, la mayoría de ellas trasladadas como consecuencia del transporte marítimo (Nunes *et al.*, 2014). No sólo el número de especies reportadas es elevado (154), sino que 71 de ellas ya se consideraban establecidas en el momento del presente estudio (Zenetos *et al.*, 2010; 2012; 2022; Zenetos & Galanidi, 2020). Sin embargo, un gran número de las especies observadas siguen siendo tratadas como posibles observaciones casuales o invasoras dudosas, dificultando el estudio de las implicaciones



sobre el ecosistema en el que fueron encontradas (Langeneck *et al.*, 2020; Zenetos & Galanidi, 2020; Zenetos *et al.*, 2022).

En base a la dinámica poblacional de *L. australiensis* en el Mar Menor, se puede considerar que es una "especie establecida" en el sentido de Occhipinti-Ambrogi & Galil (2004) y Zenetos *et al.* (2010), con capacidad para mantener esta población a lo largo del tiempo. Sin embargo, en el último periodo de este estudio de seguimiento del estado del Mar Menor, la población de *L. australiensis* disminuyó y no se recolectó ningún individuo en las campañas de otoño de 2018. Este resultado no significa que la especie haya desaparecido, ya que varias especies nativas pueden encontrarse en algunos periodos y en otros no, haciendo que la composición de especies de los poblamientos cambie de un año a otro en un 40-50% (Sigovini, 2011; Quispe, 2014). Por lo tanto, es importante continuar con estudios de la dinámica a largo plazo de los poblamientos bentónicos de la laguna con el fin de confirmar el estatus de esta especie y su peso específico en las comunidades.

Las lagunas costeras son ecosistemas de transición en los que, debido a su restringida conectividad con el mar adyacente, la colonización desde el mar juega un factor importante en la composición de especies (Pérez-Ruzafa & Marcos, 1992, 1993). La baja probabilidad en las tasas de colonización típica de la mayoría de las lagunas (Ghezzeo *et al.*, 2015; Pérez-Ruzafa *et al.*, 2019c) introduce un componente aleatorio en la composición de especies del poblamiento lagunar y determina los gradientes espaciales y la variabilidad interanual dentro de la misma cuenca y con respecto a otras lagunas costeras (Guelorget & Perthuisot, 1983; Sigovini, 2011; Pérez-Ruzafa *et al.*, 2019b). Por este motivo, las primeras observaciones de especies invasoras suelen ocurrir cerca de las golas, y posteriormente se expanden dentro de la laguna. Las observaciones de este capítulo corroboran esta idea. La primera aparición de *L. australiensis* se produjo en la isla de El Ciervo, en la primavera de 2006, cerca de la gola de Marchamalo, en la cubeta sur de la laguna. A pesar de que la zona 5 del Mar Menor es la más aislada en cuanto a los flujos principales de circulación de la laguna (Pérez-Ruzafa & Marcos, 1993), tiene la característica de ser la zona con mayor salinidad y temperatura, seguida de las zonas Z3 y Z4 (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2005a, b). Después del primer registro, la especie se extendió a estas zonas adyacentes y aumentó su densidad poblacional, resultando en una expansión hacia la región sur de la laguna en los últimos periodos de este estudio. A pesar de ello, el vector de transporte de esta especie sigue siendo desconocido y, aunque no se puede descartar el transporte marítimo a través del canal de Suez para explicar su introducción en el Mediterráneo, esto no parece probable. Las larvas de orbínicos tienden a pasar poco tiempo en estado planctónico (López, 2012) y son malos candidatos para ser traslocados en el agua de lastre, mientras que los adultos son típicos habitantes de fondos blandos y no se encuentran en las comunidades incrustantes en los cascos de los barcos. Una hipótesis alternativa es la expansión del área de distribución debida al calentamiento progresivo de las aguas mediterráneas, como se ha descrito para otros grupos marinos como los crustáceos (García



Raso *et al.*, 2013) o los peces (Azzurro *et al.*, 2019), aunque la distancia entre el área de entrada original y el Mar Menor es lo suficientemente grande como para que esta explicación sea también cuestionable. El hallazgo de nuevas localidades mediterráneas en las que esté presente la especie ayudaría a explicar el proceso.

A pesar de su consideración como especie alóctona, *L. australiensis* no ha dado muestras de desplazar o afectar por competencia a especies autóctonas de Orbiniidae en el Mar Menor. Especies comunes como *N. laevigata*, *P. foetida* o *P. oerstedii* no han modificado su dinámica interanual tras la aparición de *L. australiensis* en 2006. Analizando las comunidades en las que aparecían estas tres especies, así como su importancia en las mismas, no existen evidencias de exclusión competitiva por parte de *L. australiensis* hacia ninguna de ellas, ya que en los años en los que aparecieron coexistieron en comunidades de fondos blandos con vegetación (CA y CY), así como en zonas fangosas sin praderas (MUD). No obstante, los rangos temporales incluidos en este estudio son diferentes y es difícil demostrar una relación directa entre la presencia de *L. australiensis* y otros orbínidos en el Mar Menor.

Se sabe que en algunas lagunas costeras la dinámica interanual de los poblamientos y comunidades hace que su composición específica cambie casi a la mitad de un año a otro (Sigovini 2011; Quispe 2014). Los resultados de este estudio corroboran esta idea, ya que mientras algunas especies de orbínidos mantienen una dinámica aparentemente estable, *S. armiger*, *S. haasi* y *O. sertulata* emergen y desaparecen alternativamente. *L. australiensis* también parece mostrar dicha dinámica, ya que no se recolectó ningún individuo durante el periodo de 2018. Esto pone de manifiesto la necesidad de poner en marcha un programa de seguimiento que dure un mínimo de tiempo en estos ecosistemas sometidos a estrés natural, lo que permitiría describir mejor su dinámica interanual. Este tipo de investigación podrá establecer si esta o cualquier otra especie invasora detectada en el Mar Menor (Román *et al.* 2009; Arias *et al.* 2013) representan una observación casual o, más bien al contrario, una población establecida con un gran rango temporal de variabilidad.

A pesar de su consideración como especie aulóctona, *L. australiensis* no ha demostrado desplazar o afectar por competencia a especies autóctonas de Orbiniidae en el Mar Menor. Especies comunes como *Naineris laevigata* (Grube, 1855), *Phylo foetida* (Claparède, 1868) o *Protoaricia oerstedii* (Claparède, 1864) no cambiaron su dinámica interanual tras la aparición de *L. australiensis* en 2006. Analizando las comunidades en las que se dieron estas tres especies, así como su importancia en ellas, no hay evidencia de exclusión competitiva por parte de *L. australiensis* hacia ninguna de estas dos, ya que en los años en los que aparecieron coexistieron en comunidades de fondos blandos con vegetación (CA y CY), así como en zonas fangosas sin praderas (MUD). Sin embargo, los rangos temporales incluidos en este estudio son tan diferentes que es difícil demostrar una relación directa entre la presencia de *L. australiensis* y otros orbínidos en el Mar Menor.

9. Evolución de las entradas de metales pesados y su distribución en el Mar Menor durante los últimos 3000 años^{3,4}

La eutrofización es uno de los problemas que mayor preocupación causa actualmente en el Mar Menor como principal riesgo para el mantenimiento, tanto de su producción pesquera como de su calidad ambiental y de las aguas, con las consiguientes consecuencias económicas. Sin embargo, la presión de las actividades humanas no es reciente siendo la más antigua la actividad minera registrada desde la época romana, hace unos 3.500 años. Esta actividad alcanzó su máxima intensidad en el siglo XX, aportando metales pesados a los sedimentos de la laguna durante casi 30 siglos.

La importancia del tema y la creciente reactivación de la preocupación social por los efectos de la presencia de metales pesados en los sedimentos hace recomendable revisar la evolución espaciotemporal de los principales metales pesados en el Mar Menor y su estado actual. Para ello se han utilizado datos de 272 muestras de sedimentos superficiales obtenidas durante los últimos 40 años por nuestro grupo de investigación en diversos trabajos, planes de seguimiento y proyectos de investigación, que incluyen, además, dos testigos profundos de sedimentos que cubren la historia total de la laguna (c. 6.500 años AP). Adicionalmente, se ha analizado su incidencia en la red trófica lagunar a partir de los trabajos realizados por diversos autores y publicados en la bibliografía (para más detalles, ver apartado 3.4.1).

Los patrones observados en la sedimentación, características de los sedimentos y contenido de metales pesados responden a la interacción compleja, a veces sinérgica y a veces opuesta, entre las condiciones climáticas, la producción biológica y las actividades humanas, siendo la minería la principal responsable de los aportes de Pb, Zn y Cd y las actividades portuarias de Cu. Las altas relaciones Fe/Al, Ti/Al y Zr/Al identifican períodos de actividad minera, mientras que los períodos de condiciones climáticas áridas y

³ Trabajo realizado en colaboración con los investigadores Laurent Dezileau³, María José Martínez-Sánchez², Carmen Pérez-Sirvent², María Pérez-Marcos⁴, Ulrich von Grafenstein⁵

² Department of Agricultural Chemistry, Geology and Soil Science and Regional Campus of International Excellence "Mare Nostrum", University of Murcia, 30100 Spain.

³ Laboratoire de Morphodynamique Continentale et Côtière, UMR CNRS 6143 M2C, Université de Caen-Normandie, France.

⁴ Laboratory of Biological Control and Ecosystem Services, Institute for Agricultural and Environmental Research and Development of Murcia (IMIDA), La Alberca, 30150 Spain.

⁵ Laboratoire des Sciences du Climat et de l'Environnement, CNRS/CEA, Saclay, France

⁴ Este trabajo ha sido publicado en Pérez-Ruzafa A., Dezileau L., Martínez-Sánchez M.J., Pérez-Sirvent C., Pérez-Marcos M., Von Grafenstein U. & Marcos C., 2023. Long-term sediment records reveal over three thousand years of heavy metal inputs in the Mar Menor coastal lagoon (SE Spain). *Science of The Total Environment* 902, 166417. doi:10.1016/j.scitotenv.2023.166417



deforestación que han aumentado los procesos de erosión en la cuenca de drenaje y la concentración de limos en los sedimentos de la laguna están determinados por altos índices de Zr/Rb y, en menor medida, por las relaciones Zr/Al y Si/Al. Tras el cese de los vertidos directos a la laguna en la década de 1950, la evolución reciente de la concentración de metales pesados y su redistribución espacial estaría determinada por procesos hidrográficos y biogeoquímicos, la solubilidad de los diferentes elementos y las obras costeras en puertos y playas. El factor de bioconcentración disminuye a lo largo de los niveles de la red trófica, lo que sugiere que el ecosistema lagunar brinda un servicio importante al retener metales pesados en el sedimento, impidiendo en gran medida su biodisponibilidad, pero acciones que impliquen resuspensión o cambios en las condiciones del sedimento representarían un riesgo para los organismos y, a través de la red trófica, podrían serlo para la salud de las personas, por lo que resulta especialmente importante no realizar actividades que alteren las condiciones del sedimento indiscriminadamente y sin un diseño y seguimiento cuidadoso de cualquier actuación.

Detectar y evaluar los efectos de la contaminación en este tipo de ambientes es complejo, ya que las lagunas costeras son sistemas naturalmente estresados como consecuencia de su alta variabilidad espaciotemporal y fisicoquímica (Barnes, 1980; UNESCO, 1981; Kjerfve, 1994; Elliott & Quintino, 2007; Pérez-Ruzafa *et al.*, 2007). Las especies que viven en ellos son tolerantes a este estrés, adaptando su fisiología y comportamiento a una amplia gama de fluctuaciones. Así, al asumir que las comunidades lagunares tienen características similares a las de áreas contaminadas que sufren estrés antrópico, la consecuencia es que es muy difícil encontrar indicadores biológicos de ellas capaces de diferenciar entre estados de estrés natural y cultural (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2018). Este hecho, que ha sido denominado la “paradoja de la calidad estuarina” (Dauvin, 2007; Elliot & Quintino, 2007; Dauvin & Ruellet, 2009), insiste en la necesidad de conocer con precisión los elementos y procesos que rigen el funcionamiento de las lagunas costeras, las relaciones causa-efecto que se establecen y los factores y acciones que producen en ellas estrés ambiental y contaminación. Al mismo tiempo, cabe señalar que entre los servicios ecosistémicos que brindan las lagunas costeras se encuentra la capacidad de eliminar o reducir muchos de estos contaminantes de la circulación en las redes tróficas, principalmente reteniéndolos en el sedimento en formas insolubles o no biodisponibles (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2019b; Vázquez-Botello *et al.*, 2020).

Como se ha comentado, los impactos que sufre el Mar Menor no son recientes y, aunque con diferente intensidad y consecuencias, se remontan a hace más de 3.000 años, cuando aparecieron en sus orillas los primeros asentamientos humanos de cierta importancia (Lillo, 1978; Pérez-Ruzafa *et al.*, 1987). Desde entonces, las presiones humanas se han ido superponiendo y sumando sus efectos sobre un ecosistema que, por su carácter semicerrado, poco profundo y transicional, es particularmente frágil y vulnerable (Pérez-Ruzafa & Marcos, 2019).



El mayor impacto ambiental y más antiguo se debió a la actividad minera en las montañas circundantes de Cartagena-La Unión, que se inició con las primeras colonias fenicias hace unos 3.500 años, y se desarrolló bajo el dominio cartaginés y romano, principalmente con la explotación de cobre (Cu), estaño (Sn), zinc (Zn), plata (Ag), plomo (Pb), hierro (Fe) y manganeso (Mn) (Eiroa, 1986; Fernández Gutiérrez, 1986; Manteca *et al.*, 2005).

Paralelamente, los cambios en el uso del suelo y la vegetación desde las primeras etapas de la colonización humana (Azua *et al.*, 2020) y, sobre todo, la deforestación ocurrida durante la Alta Edad Media en todo el entorno de la laguna, determinaron una importante desestructuración del suelo, reflejada en un aumento de las tasas de erosión y sedimentación, principalmente de materiales finos, hacia el fondo del Mar Menor. Este efecto de contaminación y colmatación se aceleró notablemente a principios del siglo XX, debido principalmente a la intensa minería de la Sierra de Cartagena en aquella época (García Dory & Maldonado, 1980), provocando finalmente una disminución de la superficie y batimetría de la laguna (Pérez-Ruzafa *et al.*, 1987, 1991).

Los vertidos mineros a la laguna alcanzaron un punto de inflexión cuando, en la década de 1950, los habitantes y veraneantes del pueblo costero de Los Urrutias se movilizaron contra ellos (Pérez-Ruzafa & Marcos, 2019). Paralelamente, en este período se produjo una importante transformación del sector minero, con el inicio de la gran minería a cielo abierto y la centralización de la actividad en la vertiente mediterránea, desviando vertidos de relaves a la bahía de Portmán, con importantes consecuencias bien conocidas para la bahía (Pérez-Sirvent *et al.*, 2018; Baza-Varas *et al.*, 2021; Bourrin *et al.*, 2021).

Sin embargo, aunque cesaron los vertidos directos en la laguna, los niveles de metales pesados acumulados en sus sedimentos alcanzaron concentraciones tan elevadas que, en la década de 1970, la minera Peñarroya se planteó su reexplotación (Simonneau, 1973), aunque esta iniciativa no fue finalmente llevada a cabo. Simonneau (1973) estimó que había unos 25 millones de toneladas de sedimentos mineros en el fondo de la laguna. Valoró que el contenido de metales del fondo marino del Mar Menor podría alcanzar hasta 2.000 mg/kg de Pb, 3.000 mg/kg de Zn y un 5% de Fe en los sedimentos finos más superficiales de la cuenca norte, mientras que en la parte sur, donde se ubican los principales cursos de agua esporádicos que transportan residuos minerales en sus avenidas, estos valores podrían superar los 5000 mg/kg de Pb y Zn, y por encima del 10% de Fe en las proximidades de la orilla interior de la laguna (Simonneau, 1973). En la última década del siglo XX, 25 años después del cese de la minería, se estimaba que aún quedaban 26.080, 1202, 1328 y 1.48 kt de Fe, Pb, Zn y Ag, respectivamente, en forma de residuos minerales (incluyendo gossan) (Manteca & Ovejero, 1992). Actualmente, algunos estudios demuestran que estas concentraciones persisten en los suelos y sedimentos, y la erosión y los aportes de los esporádicos cursos de agua que tributan a la laguna, facilitados por un clima de lluvias típicamente torrenciales, siguen incorporando estos compuestos al medio

acuático en mayor o menor medida (Conesa *et al.*, 2010; Martínez-López, 2021).

El creciente nivel de metales pesados en sedimentos y ecosistemas, especialmente en estuarios y áreas semicerradas, se considera uno de los problemas más graves y globales debido a su toxicidad y persistencia (Varol & Şen, 2012). Sin embargo, en el Mar Menor no se encuentran en cantidades relevantes en la columna de agua ni en los niveles más altos de la red trófica y, hasta el momento, no se han detectado problemas de salud. Sin embargo, la amenaza es real y, en los últimos años, probablemente debido al aumento de las actividades costeras y las obras de mantenimiento de las playas, así como a la disponibilidad de más estudios locales, el activismo social ha vuelto a centrar la atención en los riesgos de contaminación por metales pesados en la laguna.

El objetivo de este capítulo es revisar la distribución y evolución espacio-temporal de los principales metales pesados presentes en la laguna, analizar los factores ambientales y humanos que los determinan y su bioacumulación en la red trófica.

9.1. Evolución a largo plazo de la estructura de los sedimentos y de las tasas de sedimentación y concentración de metales pesados durante los últimos 6500 años

La evolución de la estructura de los sedimentos, las tasas de sedimentación y la concentración de metales pesados en el Mar Menor durante los últimos 6.550 años se ha estudiado utilizando dos testigos de 4 m de largo tomados en las zonas más profundas de la laguna (véase el apartado 3.4 de este informe). Los valores más altos y las mayores fluctuaciones de los indicadores biogeoquímicos se encuentran en el testigo MM1. La mayor amplitud de las oscilaciones en este testigo se puede explicar por sus condiciones hidrodinámicas con respecto al testigo MM2. La ubicación de MM1, en la parte central y más profunda de la cuenca, coincide actualmente con el centro del giro principal del sistema circulatorio lagunar, mientras que MM2 se encuentra más cerca del banco de arena y más expuesto, tanto a las corrientes circulatorias periféricas (García-Oliva *et al.*, 2018), y a tormentas que frecuentemente han roto la barra de arena (Dezileau *et al.*, 2011) (Fig. 3.11). En consecuencia, se consideró que el testigo MM1 representa mejor las condiciones internas de la laguna y la relación con los aportes terrestres, que son la principal fuente de la fracción de sedimentos finos y metales pesados. Por este motivo, se han utilizado los datos de este testigo para analizar la relación y dinámica de las diferentes variables.

9.1.1 Evolución a largo plazo de la estructura de los sedimentos

En las capas superiores de los testigos, el porcentaje de arena disminuye desde las proximidades de la barrera lagunar hasta el centro de la laguna según un gradiente de



influencia marina. Sin embargo, esta situación ha sido diferente a lo largo de la historia del Mar Menor. El testigo MM1 está dominado por la fracción arenosa en los primeros mil años de la secuencia (entre 5.200 y 4.300 años AP), tras el cierre y estabilización de la barra arenosa que separa la laguna del Mediterráneo. El testigo MM2 ha seguido la evolución contraria, siendo de naturaleza fangosa (franco arcilloso limoso o franco limoso) durante los primeros dos mil años. Esto indica que en los primeros mil años de la historia reciente del Mar Menor la zona principal de sedimentación con bajo hidrodinamismo se situaría en el área más cercana a la actual barra arenosa que constituye La Manga, mientras que la actual cuenca central de la laguna sería probablemente entonces una zona de lavado, en la parte interior (límite terrestre) de la laguna.

Después de ese período, MM1 evolucionó progresivamente hacia texturas más fangosas, mostrando períodos fuertemente fangosos entre 3.950-3.100 años AP y 950-150 años AP (Figs. 9.1 y 9.2). En cambio, hace tres mil años, el MM2 comenzó a aumentar en la fracción arenosa, lo que se ha intensificado durante los últimos mil años, con fluctuaciones asociadas a tormentas en el Mediterráneo que rompieron la barra de arena aumentando la comunicación entre la laguna y el mar. Los principales picos de arenas gruesas se dan alrededor de 290, 255, 210, 170, 150, 60, 40 y 5 cm, con valores superiores al 20% de arena, lo que, junto con valores elevados de Si/Al (>12) y Zr /Al (>2,5), se interpreta como un aporte significativo de arena de origen marino. Ambos testigos, MM1 y MM2, mostraron una granulometría más equilibrada entre 2.750 y 3.000 años AP y en los últimos 150 años.

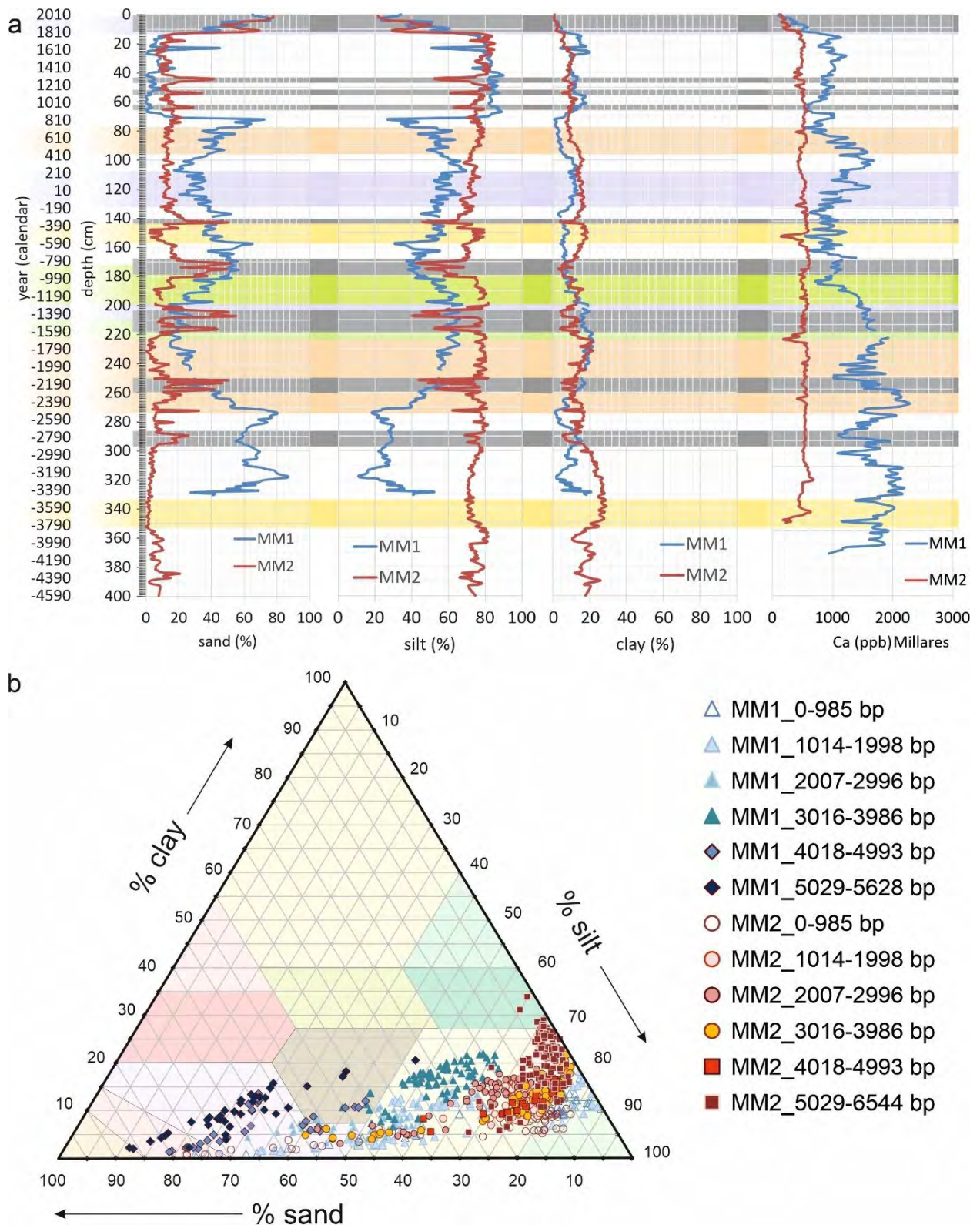


Figura 9.1. a) Perfiles verticales de los contenidos de arena, limo, arcilla y Ca en los testigos MM1 y MM2. También se indica la edad estimada de los sedimentos. Las bandas horizontales de color corresponden a las principales condiciones ambientales relacionadas con el clima y las actividades humanas o el estado geomorfológico de la laguna según la figura 3.12. Las bandas grises marcan las principales variaciones de la fracción de arena en el testigo MM2; b) Triángulo textural que muestra la evolución temporal de las texturas de los sedimentos en los testigos MM1 y MM2.

Las tasas de sedimentación en el testigo MM2 también han fluctuado a lo largo del tiempo (Fig. 3.12), con picos de 2 mm/año en 3.750 años BP, y otros picos entre 1 y 1.5 mm/año en los periodos 5.750-5.500 años BP, 2.150-1.950 años BP y 1.500-1.350 años BP. Durante los últimos 150 años muestran un nuevo aumento, acercándose a 0.9 mm/año.

Estos picos en las tasas de sedimentación coinciden cronológicamente con el cierre de la barra de arena que separaba la cubeta interior del Mediterráneo y con periodos de deforestación en la Edad del Bronce durante el periodo del Argar, el inicio de la colonización romana, la intensificación de las explotaciones mineras y un nuevo periodo de deforestación, que afectó principalmente a los pinares, la reactivación de la minería en los siglos XVII y XIX y, posteriormente, las obras costeras con vertidos de arena en las playas desde finales del siglo XX.

9.1.3 Evolución histórica de la composición elemental y de la concentración de metales pesados

9.1.3.1 Variabilidad a largo plazo de la asociación de elementos y su relación con la estructura de los sedimentos

Los resultados del análisis de correlación de Spearman en el testigo MM1 mostraron dos grupos principales de variables, correlacionadas negativamente entre sí ($\rho=-0.37$; $p=0.0001$), y con sólo ocho pares de variables altamente correlacionadas y significativas ($p<0.05$) (Fig. 9.2). Todas las variables dentro de cada uno de los clusters principales respectivos mostraron una correlación positiva. El primer cluster consiste en los niveles de Ca y las variables con correlación significativa, relación Arena vs Si/Al ($\rho=0.74$; $p<0.05$), relación Zr/Al vs Zr/Rb ($\rho=0.72$; $p<0.05$). El segundo cluster consiste en otros dos, siendo uno las variables Br y Sr junto con las correlaciones significativas por pares, S vs. Cl ($\rho=0.66$; $p<0.05$), Ti/Al vs. Fe/Al ($\rho=0.92$; $p<0.05$), y el otro las tasas de sedimentación, Zr, limo, Nb, Y, Rb y las correlaciones significativas por pares arcilla vs. Si ($\rho=0.67$; $p<0,05$), Ti vs. Fe ($\rho=0.97$; $p<0.05$), Zn vs. Pb ($\rho=0.84$; $p<0.05$), y Al vs. K ($\rho=0.96$; $p<0.05$) (Fig. 9.2).

La inclusión de Ca y arena en el mismo cluster principal puede explicarse por el hecho de que esta fracción granulométrica consiste principalmente en conchas de foraminíferos, sin embargo, la baja correlación y la falta de significación puede deberse a que otras fuentes de carbonato cálcico también contribuyen a la concentración de Ca en los sedimentos a través de la escorrentía y la precipitación *in situ* durante los periodos cálidos.

Los análisis realizados sobre el testigo MM2 mantienen los dos grupos principales y las correlaciones significativas entre las relaciones Zn vs. Pb ($\rho=0.85$; $p<0.05$) y Zr/Al vs. Zr/Rb ($\rho=0.87$; $p<0.05$) y Ti/Al vs. Fe/Al ($\rho=0.91$; $p<0.05$), pero incluyen algunas diferencias, por ejemplo, respecto al Ca, que se incluye en el mismo grupo que las tasas de sedimentación.

Además, en este testigo, la arcilla y metales pesados y las correlaciones entre Al vs. Si ($\rho=0.98$; $p<0.05$), Fe vs. Rb ($\rho=0.90$; $p<0.05$) y S vs. Br ($\rho=0.49$; $p<0.05$) son significativas (Fig. 9.3).

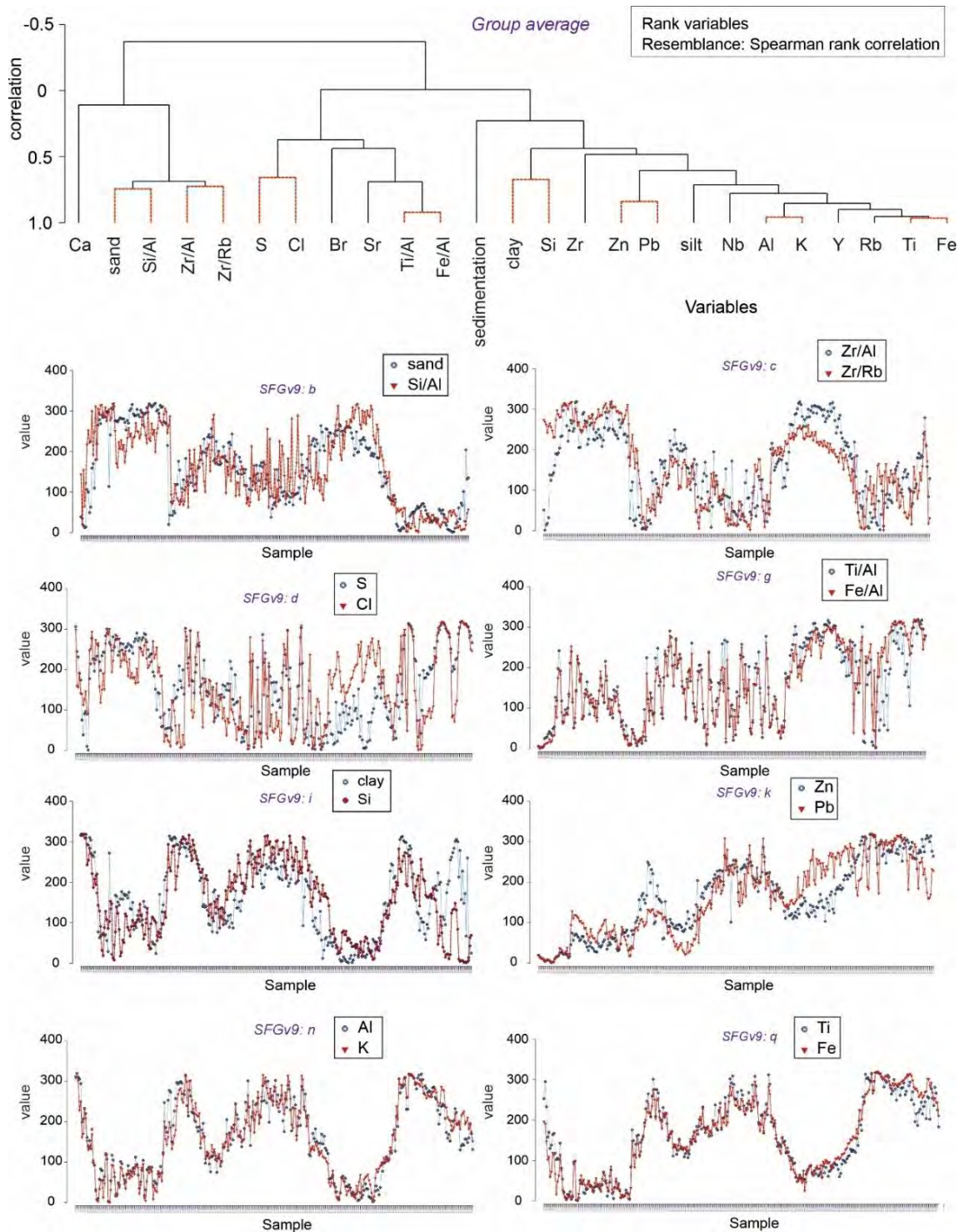


Figura 9.2. Análisis de clúster de las variables geoquímicas consideradas a partir de la matriz de correlación de rangos de Spearman realizada en el testigo MM1, y correlogramas de los pares de variables con correlaciones superiores a 0.5 y nivel de significación $p<0.05$. Las muestras en el eje x están ordenadas cronológicamente de izquierda (presente) a derecha (6.500 años AP).

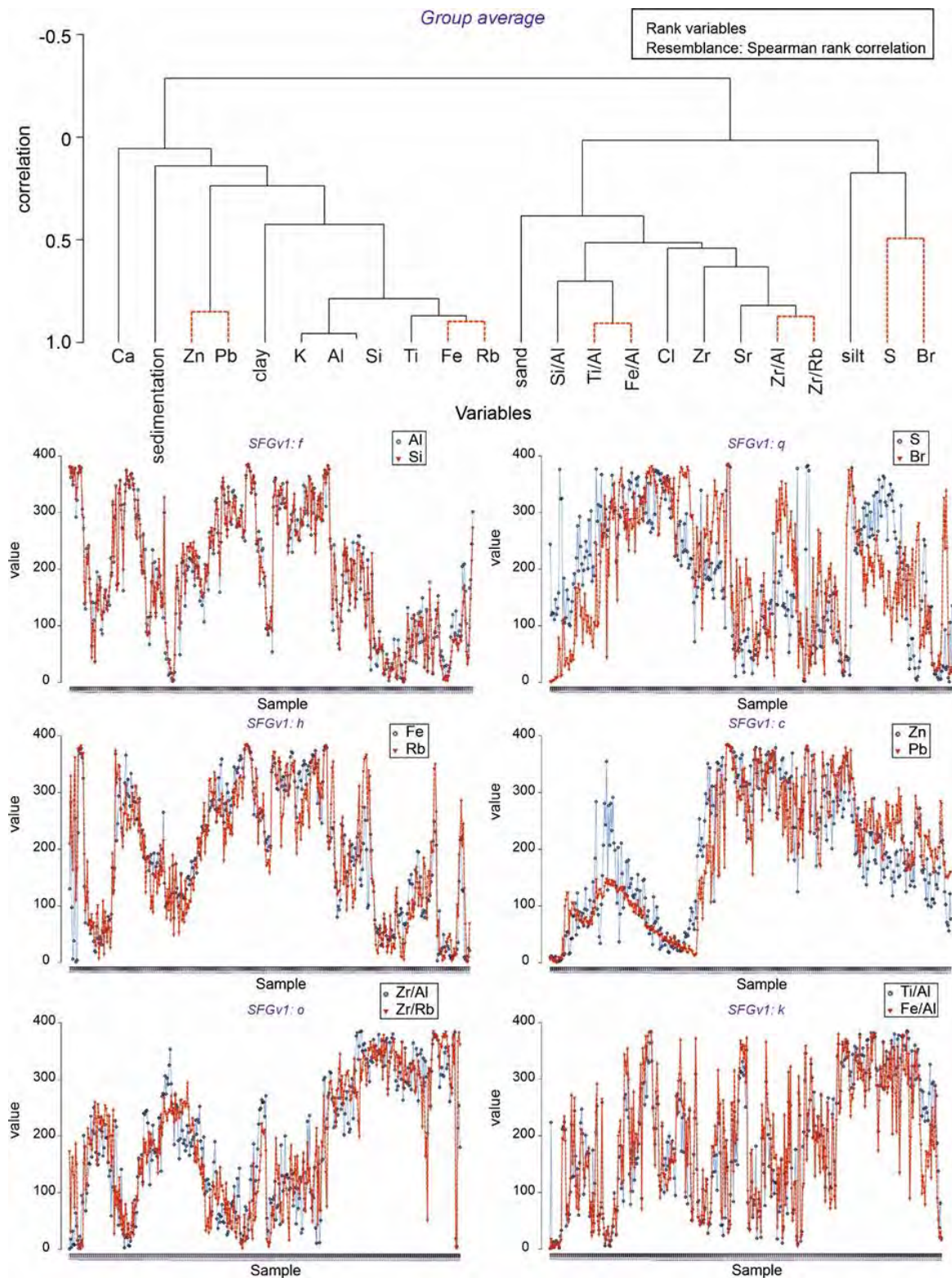


Figura 9.3. Análisis de clúster de las variables geoquímicas consideradas a partir de la matriz de correlación de rangos de Spearman realizada en el testigo MM2, y correlogramas de los pares de variables con correlaciones superiores a 0.5 y nivel de significación $p < 0.05$. Las muestras en el eje x están ordenadas cronológicamente de izquierda (presente) a derecha (6.500 años AP).

Las figuras 9.4 y 9.5 muestran los registros XRF de MM1 y MM2 con las variaciones a lo largo del testigo de los principales metales y ratios elementales (la variación en la concentración de Nb, Ti, Y y Rb, utilizados como indicadores de aportes terrestres en condiciones áridas cálidas, se muestran en la figura 9.6; todos ellos muestran un comportamiento similar al Al y Fe).

El testigo MM1, situado en el centro de la laguna, es más sensible a los cambios en la composición de los diferentes elementos y ratios. La relación Ti/Al (Fig. 9.4) muestra dos picos principales, el primero, cronológico, con un valor de 14.33, se produce en el centímetro 289.5 (4.961 años AP), y el segundo, y más alto, presenta un valor de 26.7 en la capa superior. Un pico notable pero mucho más pequeño, con un valor máximo de 6.25, se observa entre los centímetros 87 y 71 (1.550 y 1.372 años BP). Este patrón coincide con el índice Fe/Al (rango de correlación de Spearman $r=0.92$, Fig. 9.2), con un primer pico de 122.43 en el centímetro 289.5, un segundo pico de 83.36 entre los centímetros 91 y 66 cm, y un valor máximo de 590.77 en el centímetro 1 (Fig. 9.4a).

La variación de la relación Zr/Al también muestra un primer máximo relevante en el centímetro 289,5, con un valor de 58,02, dos periodos de máximos entre los 200 y 72 cm con un valor destacado de 26,5 en el centímetro 84, y finalmente su pico más alto de 86,98 en el centímetro 1.

La relación Si/Al también tuvo máximos en los mismos periodos, pero con un patrón de intensidades diferente. Entre los centímetros 334.5 y 269.5 hubo un periodo de valores altos con un máximo de 149.27 en el centímetro 289.5. El último periodo con un máximo notable también tuvo lugar en el centímetro 1, alcanzando 40.73.

El patrón mostrado por la relación Zr/Rb fue más variable, con periodos de valores medios altos y bajos mucho más largos en el tiempo, afectando a ambos testigos, pero principalmente a MM1.

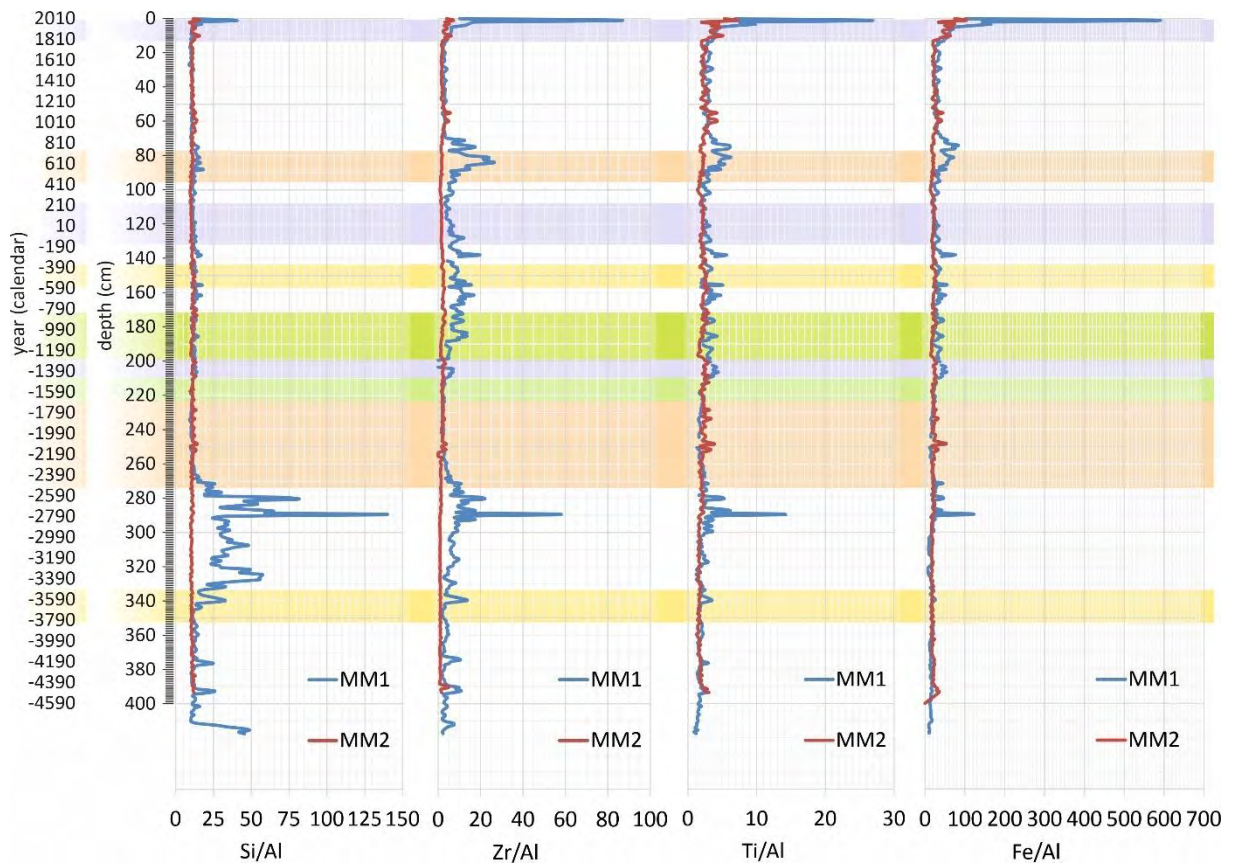


Figura 9.4. Registros XRF de los testigos MM1 y MM2 con las variaciones a lo largo del testigo de las relaciones Si/Al, Zr/Al, Ti/Al y Fe/Al.

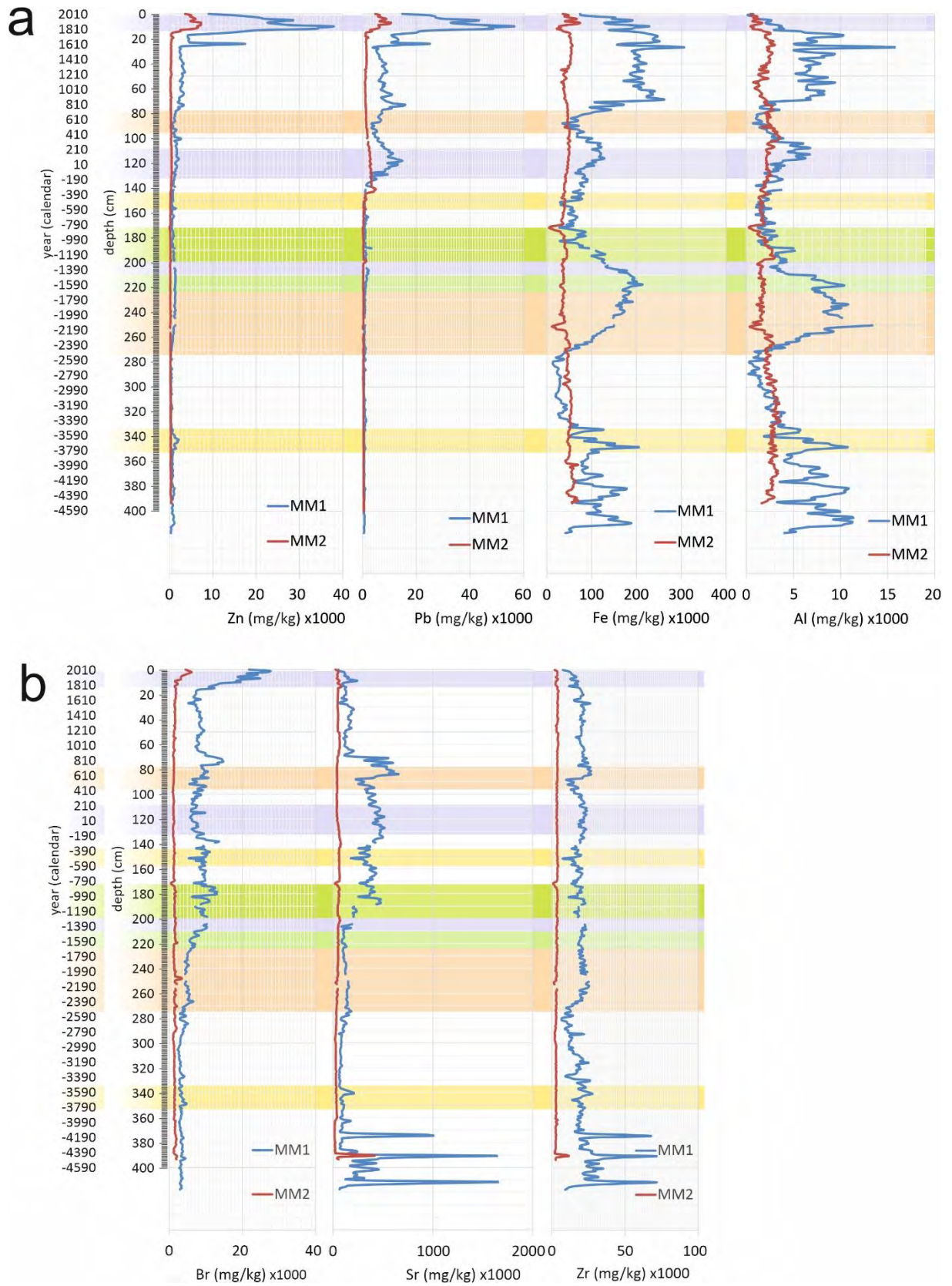


Figura 9.5. Registros XRF de los testigos MM1 y MM2 con las variaciones a lo largo del testigo de a: concentraciones de Zn, Pb, Fe y Al, y b: concentraciones de Br, Sr y Zr.

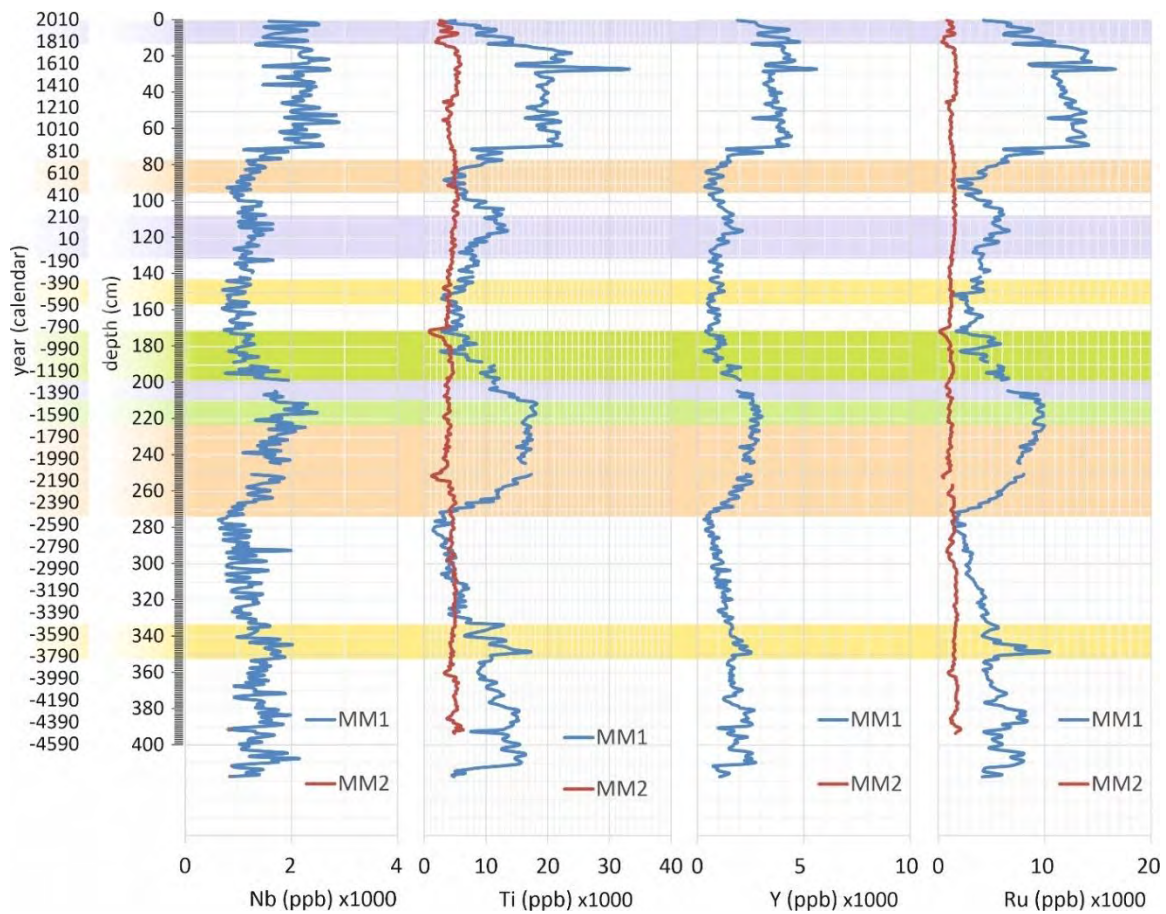


Figura 9.6. Variaciones a lo largo de los testigos MM1 y MM2 de las concentraciones de Nb, Ti, Y y Rb, utilizados como indicadores de las entradas terrestres bajo condiciones de un clima árido y cálido.

9.1.3.2 Patrones multivariantes en las relaciones entre las características de los sedimentos y los contenidos de metales pesados durante los últimos 6500 años

Los dos primeros ejes del análisis de componentes principales (PCA) realizado sobre la matriz de características sedimentológicas y concentraciones de elementos de los testigos MM1 y MM2 (Fig. 9.7a), incluyendo ratios elementales y tasas de sedimentación, explica el 60.64% de la varianza total. El análisis discrimina ambos testigos a lo largo del eje 1, que explica el 36.63% de la varianza, con el testigo MM1 en la parte positiva, determinada por una mayor concentración de todos los elementos analizados, principalmente Zr, S, Br y Cl, y MM2 en la parte negativa, determinada por una menor concentración elemental y mayores contenidos de limo y arcilla. El segundo eje explica un 24.02% adicional de la varianza y está determinado en la parte positiva por mayores contenidos de arena y valores más altos de las relaciones Zr/Rb, Zr/Al, Ti/Al, Si/Al y Fe/Al, y en la parte negativa por mayores contenidos de limo, arcilla, Al y K y tasas de sedimentación. La disposición de las muestras sugiere cierta influencia cronológica en el gradiente del eje 2, con los niveles más recientes en la parte positiva.

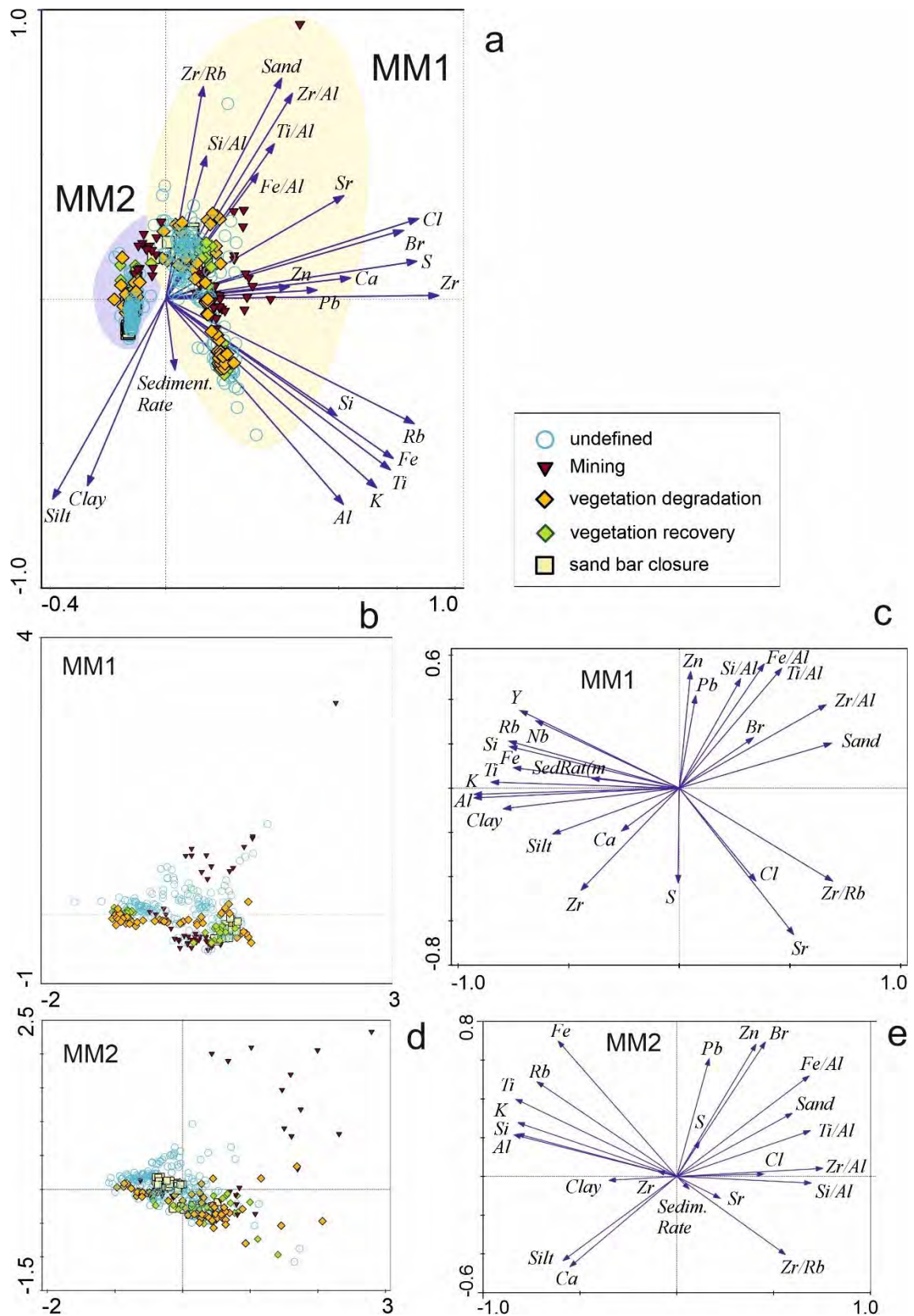


Figura 9.7. Diagramas de ordenación del análisis PCA realizado sobre la matriz MM1 y MM2 de las variables sedimentológicas y concentración de elementos, incluyendo ratios elementales y tasas de sedimentación. A: análisis conjuntos; b-e: resultados de los análisis PCA realizados para ambos testigos por separado y utilizando la secuencia cronológica como covariable.

Las figuras 9.7b-e muestran los resultados de los análisis PCA realizados para ambos testigos por separado y utilizando la secuencia cronológica como covariable. Los dos primeros ejes de estos análisis explican el 59.84% y el 56.74% de la varianza de los testigos MM1 y MM2, respectivamente. La cronología de las muestras por sí sola explicaría un 1.29% y un 2.12% adicional de la varianza respectivamente, indicando la existencia de una tendencia temporal creciente en la mayoría de las variables principales.

Las secciones del testigo MM1 mostraron segregación a lo largo del eje 1 (44.21% de la varianza explicada), determinada por altos valores de contenido en arena y ratios elementales en la parte positiva, y por un alto contenido en fracciones de arcilla y limo, Al, K, Ti, Si y Fe en la parte negativa. Las ratios elementales (Fe/Al, Si/Al, Ti/Al), y las concentraciones de Zn y Pb marcan la segregación a lo largo de la parte positiva del eje 2 (15.63%), mientras la relación Zr/Rb y las concentraciones de Sr, Zr, Cl y S determinan la distribución a lo largo de la parte negativa. De este modo, este eje segrega principalmente los periodos de mayor actividad minera.

El análisis PCA realizado en el testigo MM2 muestra resultados similares (Figs. 9.7d-e), con una diferenciación más clara entre los aportes debidos a las actividades mineras y a la degradación de la vegetación. La segregación de las muestras se observa a lo largo del eje 1 (39.36%), dominado por las relaciones Zr/Al y Si/Al en la parte positiva. El segundo eje (17.38%) está determinado principalmente por el Zn, Br, Fe y Pb en la parte positiva y la composición de limo y arcilla en la parte negativa. El Zr/Rb y el contenido en limo están relacionados principalmente con la degradación de la vegetación en la cuenca de la laguna y el Fe/Al y el Ti/Al con las actividades mineras. Las tasas de sedimentación muestran poca influencia en ambos análisis, especialmente en MM2, lo que indica la influencia similar de ambos procesos.

9.1.3.3 Efecto de las actividades humanas y las condiciones climáticas en la evolución a largo plazo de la concentración de metales pesados en los sedimentos de la laguna

Los análisis PERMANOVA mostraron diferencias significativas entre ambos testigos para el factor Ambiente y su interacción, indicando que cada testigo se comportó de forma diferente bajo las distintas condiciones ambientales. La comparación por pares indica que existen diferencias significativas entre todas las condiciones ambientales y las actividades humanas definidas en la secuencia estratigráfica, excepto para los niveles de vegetación degradada vs. recuperación de la vegetación en el testigo MM1 (tabla 9.1).



Tabla 9.1. Resultados de los análisis de PERMANOVA realizados en las secuencias de testigos MM1 y MM2 para las variables sedimentológicas. Los caracteres en **negrita** indican diferencias significativas.

| Source | df | SS | MS | Pseudo-F | P(perm) |
|---|-------|---------------|--------|----------|---------------|
| Core (Co) | 1 | 3041 | 3041 | 219.35 | 0.0001 |
| Environment (En) | 4 | 740.45 | 185.11 | 13 | 0.0001 |
| CoxEn | 4 | 507.77 | 126.94 | 9 | 0.0001 |
| Residual | 694 | 9621.7 | 14 | | |
| Total | 703 | 16169 | | | |
| PAIR-WISE TESTS | | | | | |
| Within level 'MM1' of factor 'Core' | | | | | |
| Groups | t | P(perm) | | | |
| undefined vs. mining | 3.831 | 0.0001 | | | |
| undefined vs. degraded vegetation | 2.451 | 0.0017 | | | |
| undefined vs. sand bar closure | 2.647 | 0.0007 | | | |
| undefined vs. vegetation recovery | 1.975 | 0.0118 | | | |
| mining vs. degraded vegetation | 3.748 | 0.0001 | | | |
| mining vs. sand bar closure | 2.36 | 0.0028 | | | |
| mining vs. vegetation recovery | 2.693 | 0.0003 | | | |
| degraded vegetation vs. sand bar closure | 3.339 | 0.0004 | | | |
| degraded vegetation vs. vegetation recovery | 1.336 | 0.1577 | | | |
| sand bar closure vs. vegetation recovery | 3.318 | 0.0005 | | | |
| Within level 'MM2' of factor 'Core' | | | | | |
| Groups | t | P(perm) | | | |
| undefined vs. mining | 6.064 | 0.0001 | | | |
| undefined vs. degraded vegetation | 4.463 | 0.0001 | | | |
| undefined vs. sand bar closure | 4.516 | 0.0001 | | | |
| undefined vs. vegetation recovery | 4.497 | 0.0001 | | | |
| mining vs. degraded vegetation | 4.137 | 0.0001 | | | |
| mining vs. sand bar closure | 5.431 | 0.0001 | | | |
| mining vs. vegetation recovery | 2.353 | 0.0045 | | | |
| degraded vegetation vs. sand bar closure | 4.333 | 0.0001 | | | |
| degraded vegetation vs. vegetation recovery | 2.649 | 0.0014 | | | |
| sand bar closure vs. vegetation recovery | 6.074 | 0.0001 | | | |

El análisis Simper realizado sobre la matriz normalizada de concentración de elementos, ratios elementales y tasas de sedimentación, muestra que los periodos con actividad minera son los más diferenciados del resto (distancia cuadrática media=39.04), caracterizados por los contenidos de Zn (14.35%) y Pb (11.22%) y por los ratios Ti/Al (11.1%) y Zr/Al (7.63%).

Las actividades mineras se diferencian de los otros periodos por mayores concentraciones

de Zn, Fe/Al, Pb, Ti/Al y Zr/Al. Estas variables explican más del 40% de la varianza acumulada en las diferencias con los otros periodos, con pequeñas fluctuaciones dependiendo del periodo considerado. Los periodos de vegetación degradada coinciden con las mayores tasas medias de sedimentación (10.99 ± 0.61 mm/año), diferenciando estos periodos de los de recuperación de la vegetación (9.74 ± 0.74 mm/año) y cierre de la barra arenosa que constituye La Manga (8.36 ± 0.42 mm/año) o periodos indefinidos, que mostraron las menores tasas de sedimentación (6.61 ± 0.16 mm/año).

El periodo posterior al cierre de la barra arenosa se caracteriza por los niveles más altos de arcilla y Cl, altos niveles de Zr/Rb (3.39 ± 0.18) y los valores más bajos de Rb (3081.55 ± 279.73), Pb (635.70 ± 37.86), Nb (1290.41 ± 45.49), S ($11.635,53 \pm 602,29$), Fe ($66.202,72 \pm 4556,00$) y Fe/Al ($22,07 \pm 0,91$).

9.2. Evolución reciente y distribución espacial de la concentración de metales pesados en los sedimentos superficiales

La recopilación de datos y muestras analizadas durante los últimos 40 años (apartado 3.5.1) muestra una gran variabilidad espacio-temporal de los sedimentos superficiales de la laguna del Mar Menor. El análisis de PERMANOVA mostró diferencias significativas en los contenidos de metales entre periodos, zonas y su interacción ($p < 0,05$) (Figs. 9.8-9.10 y tabla 9.2).

En la década de 1980, la única zona que mostró diferencias significativas con todas las demás fue la Z5 ($p < 0.0001$). Los metales que alcanzaron las mayores concentraciones en esta época fueron Fe, Zn y Pb, con valores medios superiores a 66.988, 4833 y 4438 mg/kg, respectivamente, todos ellos en la cuenca sur. Los tres mostraron un descenso significativo en los periodos 2002-2015 y 2016-2021, principalmente en dicha cuenca. Respecto a estos mismos metales pesados, en los periodos 2002-2015 y 2016-2021, la cuenca sur (Z5) solo mostró diferencias significativas con la cuenca norte (Z1, $p = 0.005$) y la parte oeste de la laguna (Z2, $p = 0.007$). La Z2, en 2002-2015, también difiere de las zonas 3 y 4 ($p < 0.005$). Finalmente, en el último periodo estudiado, las zonas norte y oeste (Z1 y Z2) difieren significativamente de las zonas centro y sur ($p = 0.0001$), siendo la zona este (Z4) indistinguible del resto de zonas.

No hay datos de otros oligoelementos como el Hg y el As, potencialmente muy tóxicos, en la década de 1980, pero en el periodo 2002-2015 sí están presentes, aunque en concentraciones muy bajas. El Arsénico alcanzó sus mayores concentraciones en 2009, con un máximo de 128.4 mg/kg en la rambla de la Carrasquilla, y el Hg alcanzó su valor más alto en 2017, con 0.46 mg/kg en la isla de El Ciervo, ambos en la cuenca sur (CARM, 2019).

En el periodo de 1980, el Cu llegó a su valor medio más alto en la zona Z5 (60.40 ± 3.47 mg/kg). En el periodo 2002-2015, se alcanzó en la zona Z4 (87.82 ± 31.64 mg/kg). En este periodo, los valores puntuales máximos de este metal se detectaron en las zonas de influencia de los puertos deportivos, siendo de 211.77 mg/kg en la zona Z4, próxima al canal de El Estacio que alberga el principal puerto deportivo del Mar Menor, y de 75.32 mg/kg, en la Z1, próxima al puerto pesquero y deportivo de Lo Pagán. En el periodo 2016-2021, sus concentraciones disminuyeron hasta un valor medio máximo en la laguna de 19.53 ± 9.32 mg/kg en la zona Z4, próxima al puerto deportivo El Estacio.

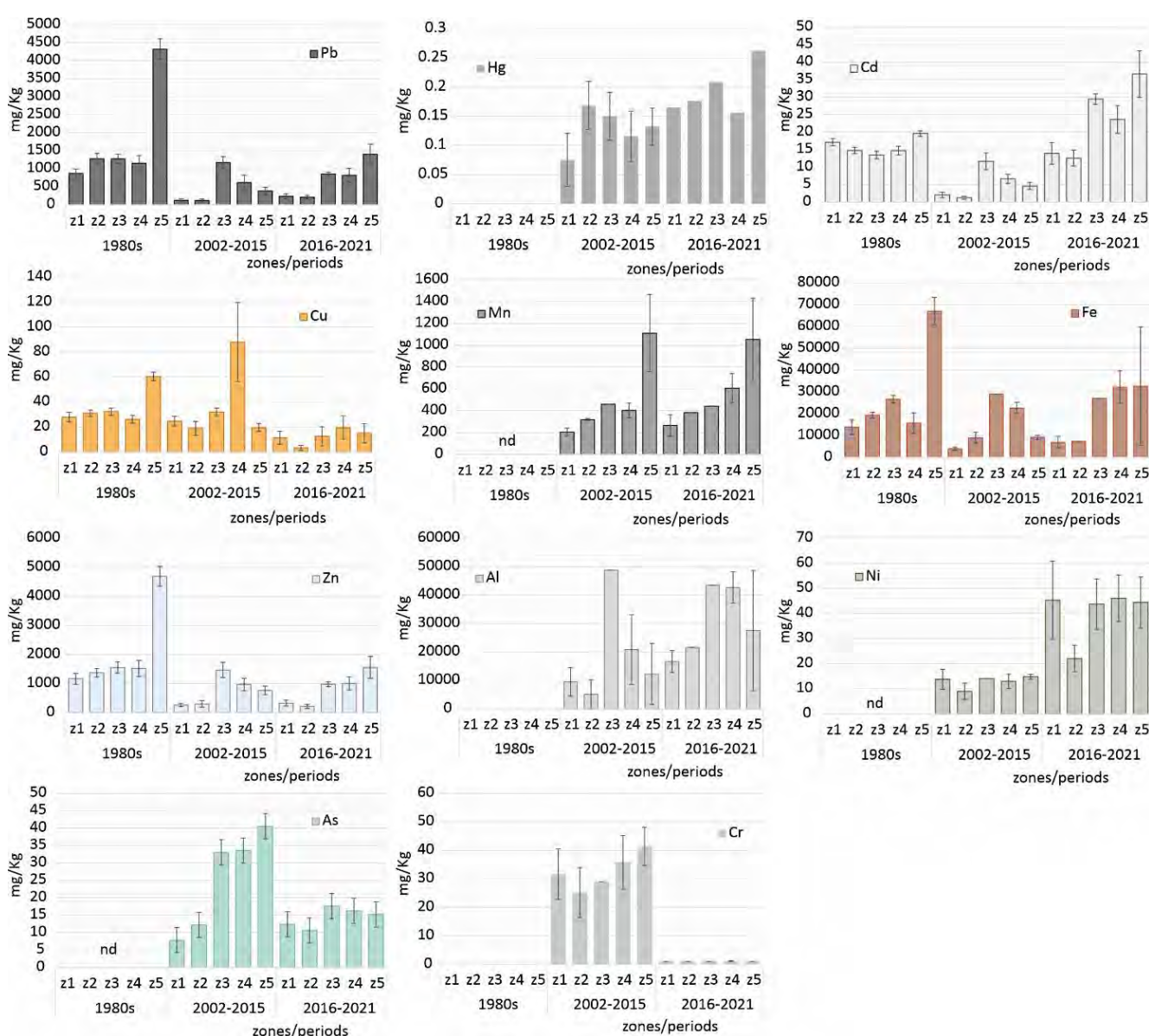


Figura 9.8. Valores medios y errores estándar de las concentraciones de metales pesados en las cinco zonas en las que se ha dividido el Mar Menor para su estudio entre los años 1980 y 2021.

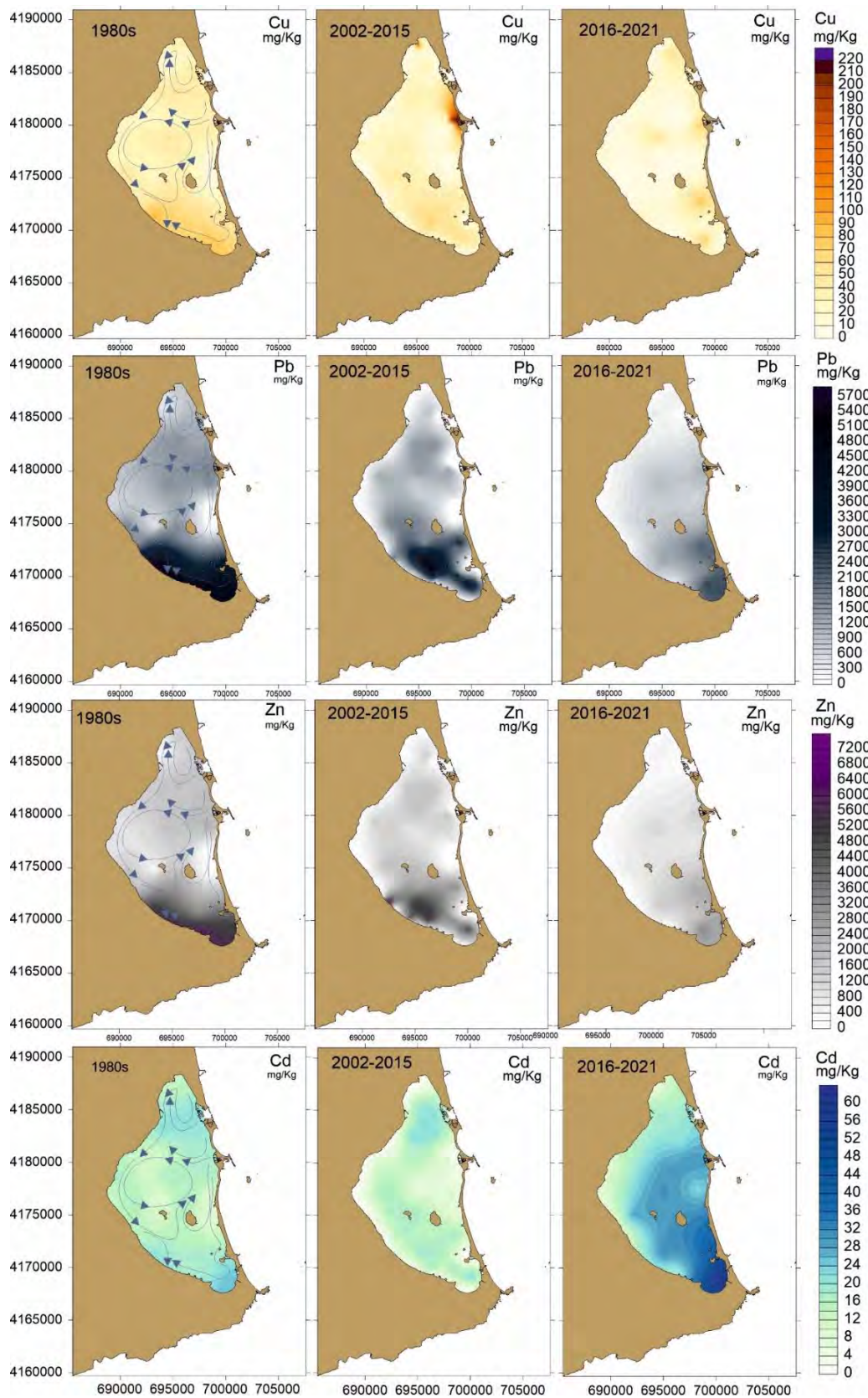


Figura 9.9. Evolución de la distribución espacial de algunos de los principales metales pesados (Cu, Pb, Zn y Cd) presentes en los sedimentos del Mar Menor, desde la década de 1980 hasta 2016-2021.

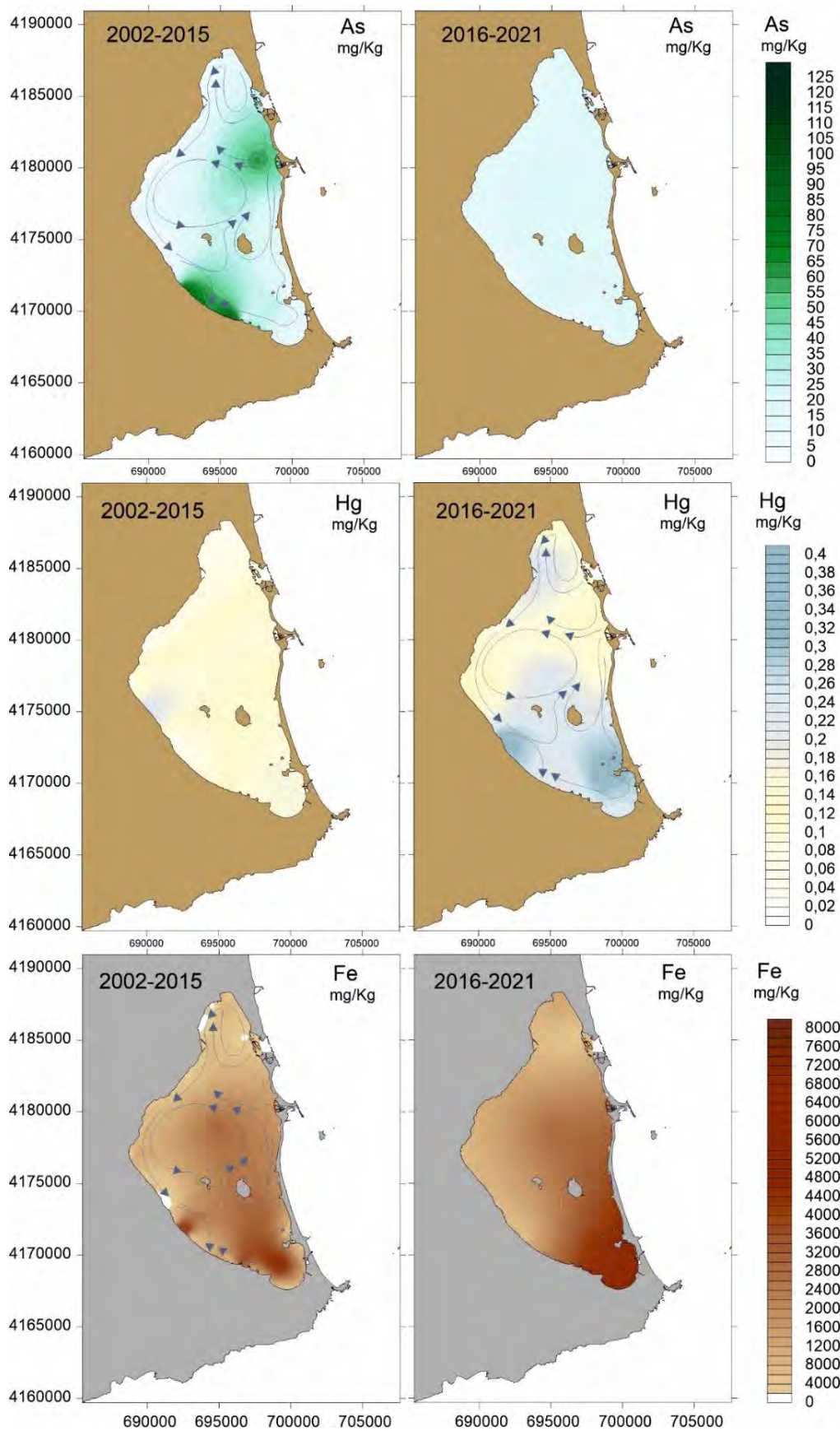


Figura 9.10. Evolución de la distribución espacial de algunos de los principales metales pesados (As, Hg y Fe) presentes en los sedimentos del Mar Menor, para los periodos 2002-2015 y 2016-2021.

Tabla 9.2. Resultados del Permanova realizado sobre la matriz de metales pesados (Cd, Cu, Pb, Zn) en los sedimentos superficiales utilizando los factores Periodo (Pe) y zona (zo). Las cifras en negrita indican diferencias significativas ($p < 0.05$). En las comparaciones por pares, sólo se muestran los resultados significativos y marginalmente significativos (*).

| Source | df | SS | MS | Pseudo-F | P(MC) |
|--------|-----|--------|--------|----------|---------------|
| Pe | 2 | 109.4 | 54.702 | 23.762 | 0.0001 |
| zo | 4 | 72.425 | 18.106 | 7.8652 | 0.0001 |
| Pexzo | 8 | 39.913 | 4.9892 | 2.1673 | 0.0121 |
| Res | 132 | 303.87 | 2.3021 | | |
| Total | 146 | 611.46 | | | |

PAIR-WISE TESTS

Term 'Pexzo' for pairs of levels of factor 'zone'

Within level '1980s' of factor 'Period'

| Groups | t | P(MC) |
|--------|--------|---------------|
| z1, z5 | 8.5072 | 0.0001 |
| z2, z5 | 8.3616 | 0.0001 |
| z3, z5 | 7.8838 | 0.0001 |
| z4, z5 | 5.9635 | 0.0001 |

Within level '2002-2015' of factor 'Period'

| Groups | t | P(MC) |
|--------|--------|---------------|
| z1, z3 | 2.761 | 0.0026 |
| z1, z4 | 2.1413 | 0.013 |
| z1, z5 | 2.6681 | 0.0048 |
| z2, z3 | 2.8077 | 0.0037 |
| z2, z4 | 2.4968 | 0.0043 |
| z2, z5 | 2.6766 | 0.0071 |

Within level '2016-2021' of factor 'Period'

| Groups | t | P(MC) |
|--------|--------|---------------|
| z1, z3 | 2.7488 | 0.0354 |
| z1, z5 | 2.3799 | 0.0535* |
| z2, z3 | 3.3865 | 0.0106 |
| z2, z5 | 3.1753 | 0.011 |

En general, las zonas con mayores concentraciones de metales se encuentran en la ribera sur interior, donde se localizan las principales ramblas (especialmente la rambla de El Beal que es la principal entrada de residuos mineros desde la época fenicia) y en las zonas de sedimentación del centro de la cubeta sur, al sur de las islas Perdiguera y El Barón. Las únicas excepciones son el Cd, que tiende a acumularse sólo en las zonas más profundas de la laguna, en el centro de los principales giros circulatorios, y el Cu, asociado principalmente al canal y al puerto deportivo de El Estacio. Esto puede deberse a la relativa movilidad del Cd en el medio marino (Neff, 2002) y a la relación del Cu con las actividades portuarias y el uso de pinturas antiincrustantes (Drude De Lacerda, 1994).

Dado que los vertidos mineros a la laguna cesaron en la década de 1950, no cabía esperar incrementos significativos en los niveles de metales pesados relacionados con esta actividad en los años posteriores, aunque en la práctica se observan variaciones en función del metal considerado. Así, mientras que la mayoría de los metales principales (Pb, Zn, Fe) y el As tienden a ver reducidas sus concentraciones máximas, el Cd muestra un claro incremento en las zonas más profundas y en la cuenca sur, coincidiendo con el centro de los grandes giros circulatorios. El aumento diferencial de unos metales frente a otros en el último periodo considerado podría estar relacionado con el hecho de que en la última década se han roturado amplias zonas de la parte sur del Mar Menor, próximas a las antiguas zonas mineras. Los elementos más solubles, o ligados a las fracciones más finas del suelo, serían más fácilmente transportados hacia la laguna por los vientos y las aguas de escorrentía.

Por su parte, en el periodo 2002-2015, el Hg alcanzó su máxima concentración media en la Z2 (0.17 ± 0.08 mg/kg), con una concentración local máxima (0.59 mg/kg) al sur del curso de agua de El Albuñón. En 2016-2019, aunque el valor máximo en la laguna fue inferior (0.35 mg/kg, también en Z2), este metal aparece más distribuido por toda la cuenca, alcanzando valores medios de 0.26 ± 0.03 y 0.21 ± 0.04 mg/kg en las zonas Z5 y Z3, respectivamente (Fig. 9.9).

El ACP realizado sobre los valores medios en las 5 zonas durante los tres periodos estudiados muestra claramente la evolución espacio-temporal de los principales metales analizados (Fig. 9.11). Los dos primeros ejes explican el 91.42% de la variabilidad de los datos. El eje 1, con un 69.5% de la varianza explicada, separa claramente los tres metales especialmente ligados a la actividad minera y concentrados principalmente en la parte sur de la laguna en los años 1980, cuando ya habían cesado los vertidos directos a la laguna, pero la minería seguía activa. Las concentraciones han ido disminuyendo y homogeneizándose en toda la laguna a lo largo de las tres décadas siguientes. Por su parte, el eje 2, que explica un 24.47% adicional de la varianza, discrimina claramente el

comportamiento del Cu, especialmente presente en la zona Z4 durante el periodo 2002-2015, en el extremo positivo, y el del Cd, con valores muy bajos en los años 80, pero cuya presencia aumenta drásticamente en el periodo 2016-2021, en un claro gradiente espacial, desde la zona Z5, donde alcanza la máxima concentración, hacia las zonas Z3, Z4, Z2, y Z1.

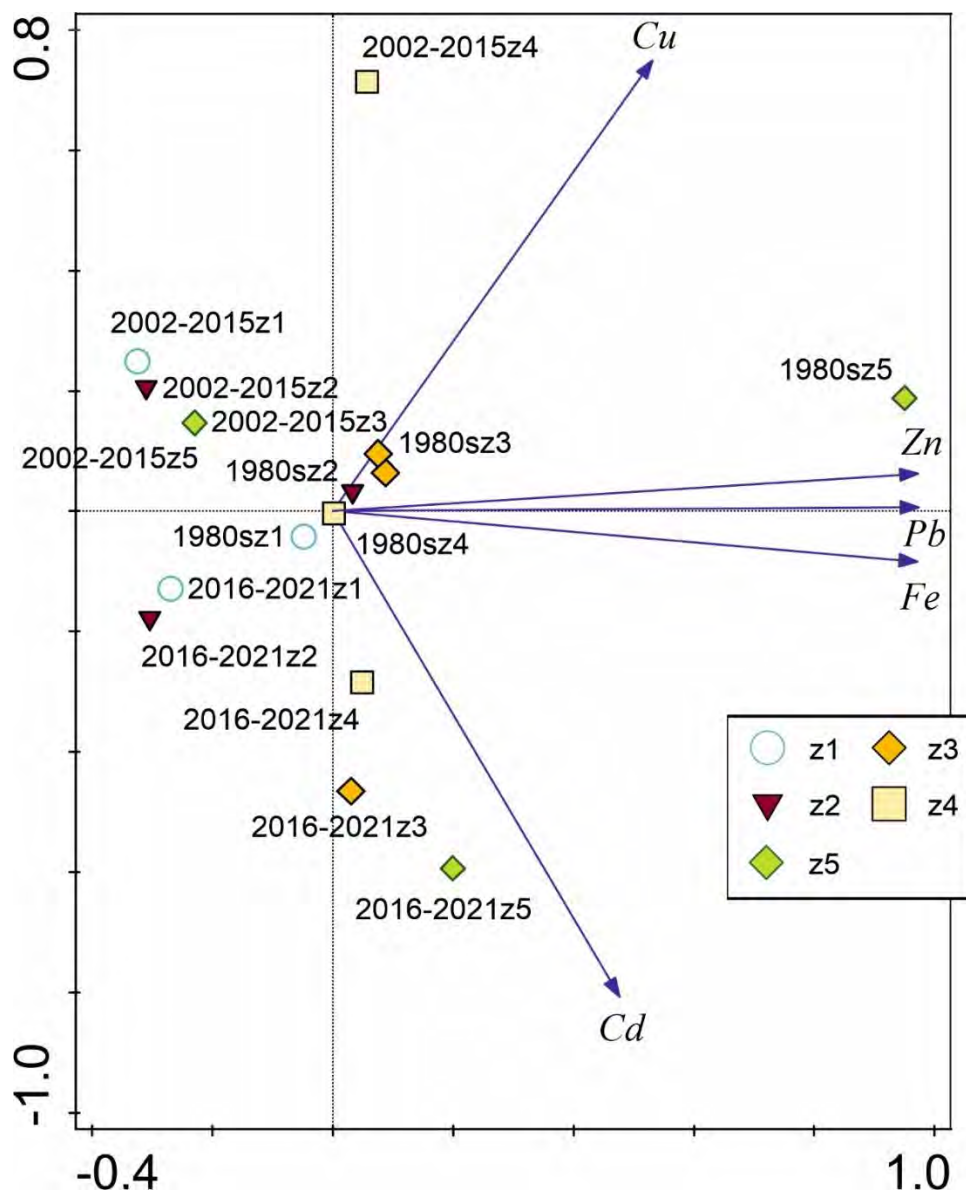


Figura 9.11. Representación de los valores medios de concentración de metales pesados en las cinco zonas definidas para la laguna del Mar Menor en los tres periodos de estudio sobre el espacio definido por los dos primeros ejes del ACP realizado.

Los modelos de regresión lineal con selección de variables hacia delante y hacia atrás realizados para cada metal, utilizando la textura del sedimento y el contenido en materia orgánica, muestran una relación positiva de las fracciones finas del sedimento con la mayoría de los metales (tabla 9.3). El contenido en materia orgánica sólo se selecciona, con

un coeficiente negativo, en el modelo explicativo de las concentraciones de Pb. Las fracciones de sedimentos más gruesos, como las arenas finas, sólo aparecen seleccionadas, con coeficientes positivos, en los modelos para Cu y Cd. Además, el Fe no muestra una relación significativa con ninguna de las variables sedimentarias.

El análisis de estas relaciones requiere más estudios. Por un lado, algunos metales como el As o el Cr muestran pocos casos en los que se haya medido su concentración al mismo tiempo que las características del sedimento. Por otro lado, existe una importante covariación entre la distribución espacial de las muestras y los contenidos de materia orgánica y fracción fina de los sedimentos.

Tabla 9.3. Coeficientes y valor de significación de las variables explicativas seleccionadas mediante modelos de regresión lineal con selección de variables hacia delante y hacia atrás realizados para cada metal utilizando como variables independientes la textura y el contenido en materia orgánica de los sedimentos. Los caracteres en negrita indican diferencias significativas.

| Metal | n | Materia orgánica | Arenas finas | Limos gruesos | Limos finos | arcillas | adj.mult. R ² |
|-------|----|-------------------------|----------------------|------------------|----------------------|----------------------|--------------------------|
| Pb | 61 | -122.72; p=0.002 | - | - | 79.48; p=0 | 32.75; p=0.01 | 0.658 |
| As | 7 | - | - | - | 1.01; p=0.001 | - | 0.868 |
| Cd | 47 | - | 0.16; p=0 | - | - | 0.34; p=0 | 0.738 |
| Cr | 4 | - | - | - | - | 0.61; p=0.009 | 0.925 |
| Cu | 46 | - | 0.56; p=0.033 | 3.79; p=0 | - | - | 0.579 |
| Fe | 21 | - | - | - | - | 1634; p=0.09 | 0.134 |
| Zn | 64 | - | - | - | 68.89; p=0 | - | 0.598 |

9.3. Metales pesados en los organismos y tasas de bioacumulación

La bioacumulación de diferentes metales pesados en los organismos tiende a ser diferente en las distintas partes del cuerpo. Navarro *et al.* (2010) encontraron una mayor concentración de Cu y Zn en el hígado de 8 cormoranes encontrados muertos en La Manga ($30.33 \pm 10.16 \mu\text{g/g}$ y $105.56 \pm 23.10 \mu\text{g/g}$, respectivamente), mientras que el Pb se concentró preferentemente en las plumas ($22.51 \pm 20.07 \mu\text{g/g}$) y el Cd en el riñón ($0.70 \pm 0.51 \mu\text{g/g}$). Los niveles de Pb hallados en los principales órganos acumuladores (riñón, hígado y plumas) superaron los encontrados en individuos del mismo género, o incluso de la misma especie, procedentes de otras localizaciones geográficas.

Los valores también pueden mostrar diferencias entre distintas especies, tanto a nivel de bioconcentración (considerada aquí como la concentración media en una determinada especie o nivel trófico frente a la concentración media en los sedimentos del Mar Menor), como a nivel del metal que preferentemente se bioacumula, aunque pueden encontrarse

regularidades en función del nivel trófico.

Los productores primarios, en el nivel trófico 1, tienden a acumular principalmente Pb (Fig. 9.12). El biofilm sobre *Cymodocea nodosa* presentó los máximos de Zn ($7047 \pm 99 \mu\text{g/g ps}$), Pb ($8972 \pm 84.9 \mu\text{g/g ps}$), Cu ($130.1 \pm 9.4 \mu\text{g/g ps}$) y Cd ($12.49 \pm 2.59 \mu\text{g/g ps}$) en las zonas de desembocadura de los cauces de las ramblas de El Beal y Ponce, en el sur de la laguna (Marín Guirao *et al.*, 2005b, 2008), aunque existen diferencias no explicadas entre los datos de ambos estudios.

En el caso de los invertebrados bentónicos del Mar Menor, el Cu es el metal que más tiende a acumularse, multiplicando por 16 veces la concentración encontrada en el sedimento en el caso del gasterópodo *Hexaplex trunculus* ($358.21 \pm 50.79 \mu\text{g/g}$ de peso fresco (pf)). Los valores de concentración local más elevados para otros metales se han descrito para los bivalvos filtradores *Ostrea edulis* ($9441.4 \pm 46.5 \mu\text{g/g ps}$ de Zn) y *Venerupis aurea* ($886.5 \pm 29.0 \mu\text{g/g ps}$ de Pb), y el anélido *Sipunculus nudus* ($24.03 \pm 0.1 \mu\text{g/g ps}$ de Cd) (Marín-Guirao *et al.*, 2008; Albaladejo *et al.*, 2009). En cualquier caso, las comparaciones entre publicaciones no pueden ser directas, ya que las concentraciones medidas por los diferentes autores están referidas en unos casos a peso húmedo (ph) y en otros a peso seco (ps) (Cresson *et al.*, 2017).

En peces, los valores más altos se han citado en *Salaria pavo* ($88.8 \pm 0.9 \mu\text{g/g ps}$ de Zn), *Syngnathus abaster* ($43.5 \pm 0.1 \mu\text{g/g ps}$ de Pb y $21.0 \pm 0.2 \mu\text{g/g ps}$ de Cu), *Mullus barbatus* ($1.12 \pm 0.05 \mu\text{g/g ps}$ de Cd), *Lythognathus mormyrus* ($61 \mu\text{g/g ps}$ de Fe) y *Anguilla anguilla* ($6.6 \mu\text{g/g ph}$ de Mn) (Marín-Guirao *et al.*, 2008; Albaladejo *et al.*, 2009). Cabe añadir el dato de $5.00 \pm 0.34 \mu\text{g/g ph}$ de Se medido por Romero *et al.* (2020) en el hígado de *Anguilla anguilla*.

En general, las concentraciones máximas de Cd y Pb encontradas en organismos se han mantenido relativamente constantes, o incluso inferiores, en los diferentes estudios durante las últimas décadas, excepto en el caso del As que mostró cierto incremento (María-Cervantes *et al.*, 2008; Marín-Guirao *et al.*, 2008; León *et al.*, 2021). Sin embargo, estos datos no siempre son comparables debido a la heterogeneidad en la distribución de los elementos y a la no coincidencia de los lugares de muestreo.

No existe un patrón espacial constante y definido en la concentración de metales pesados en organismos, más allá de la observación de que los valores, en general, son más elevados en la zona sur del Mar Menor, particularmente en las zonas de influencia de las ramblas que vierten esporádicamente agua y sedimentos a la laguna (León *et al.*, 2021). Los valores absolutos deben analizarse con precaución, ya que los diferentes trabajos publicados no muestrean aleatoriamente, sino que tienden a concentrarse donde se espera encontrar mayores concentraciones. El análisis de todos los datos publicados frente a los valores

medios de los sedimentos muestra que el factor de bioconcentración tiende a ser mayor para el Pb en los productores primarios (incluido el biofilm) que en los otros niveles tróficos. El Cd, Cu y Zn tienden a ser bioconcentrados por herbívoros y filtradores. Por el contrario, los niveles tróficos superiores, incluyendo gasterópodos, crustáceos y peces, tienden a mostrar factores de bioconcentración bajos (Fig. 9.12).

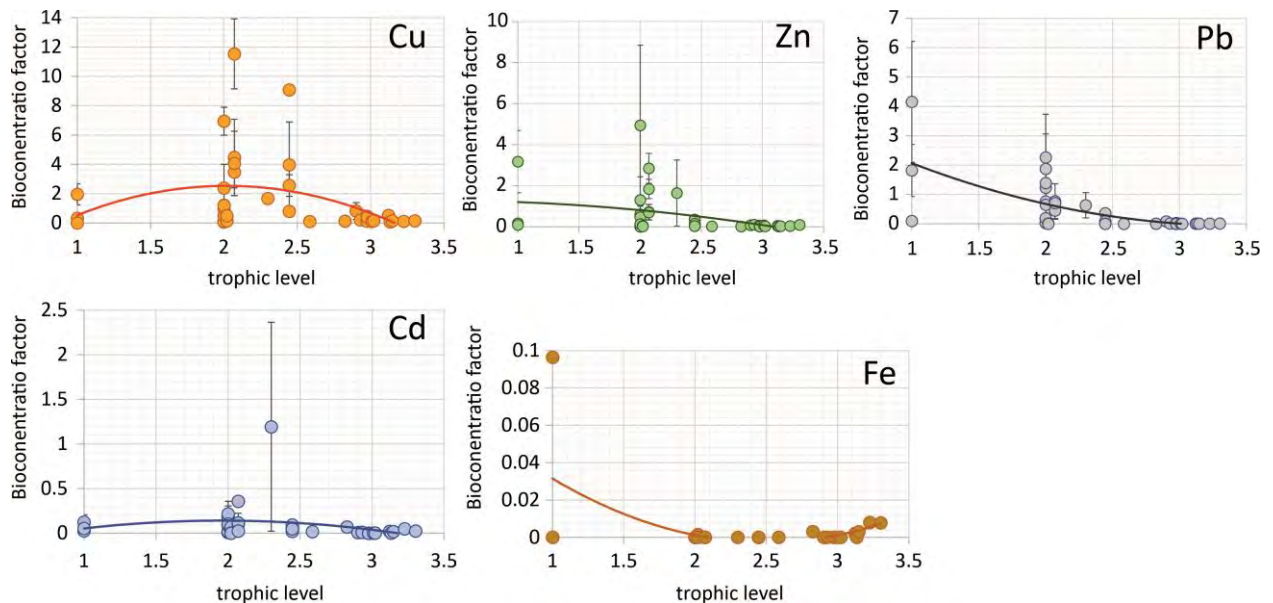


Figura 9.12. Factor de bioconcentración medio de los principales metales pesados analizados en las especies del Mar Menor en relación con el nivel trófico que ocupan en la red trófica. Este factor se ha obtenido a partir de datos publicados en la literatura científica y se refiere a los valores medios medidos en los sedimentos de todo el Mar Menor en el periodo 2002-2017.

9.4. Discusión

9.4.1 Condiciones ambientales, procesos de sedimentación y evolución histórica de los metales pesados en el Mar Menor en relación con los cambios climáticos y las actividades humanas

El Mar Menor viene experimentando un complejo proceso de transformación desde hace más de 5.500 años, tras la última desecación en torno a los 6.500 años AP y la última consolidación de la actual barra arenosa que lo aísla del Mediterráneo. Estas transformaciones se han intensificado y acelerado en épocas más recientes, en la misma línea que otros impactos de origen humano sobre el ecosistema. El funcionamiento del ecosistema se ha visto comprometido por los cambios que han sufrido los parámetros ambientales y las comunidades biológicas que afectan a su heterogeneidad ambiental y ponen en riesgo de sus capacidades homeostáticas y reguladoras (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2018,

2019b). En este contexto, se encuadran los cambios ocurridos en las propiedades y composición del sustrato.

Las principales fuerzas que han modelado la naturaleza de los sedimentos y su distribución en la laguna han sido su aislamiento-conexión con el mar Mediterráneo, el régimen climático (precipitaciones y erosión eólica), la cubierta vegetal de la cuenca vertiente y las actividades humanas, principalmente las de deforestación, desmonte y minería. En conjunto, producen un escenario complejo, especialmente notable cuando existen sinergias entre varios factores.

Los cambios en la estructura de los sedimentos encontrados en los testigos MM1 y MM2, y la alternancia entre el predominio de fracciones finas o arenosas en cada uno de ellos, dependiendo del periodo considerado, están determinados por la influencia marina, que ha cambiado en función de la formación de la barra de arena y la apertura de los canales de comunicación con el mar abierto. Esto se ve reforzado por los cambios mostrados también en la riqueza de especies de moluscos observada en los testigos, con una fauna malacológica empobrecida en determinados periodos, lo que indica una baja influencia marina que aumentó progresivamente alcanzando un máximo en la riqueza de especies alrededor de 4.250 años BP, cuando el intercambio entre la laguna y el mar alcanzó un nuevo máximo probablemente debido a la apertura de golas (Dezileau *et al.*, 2016).

La concentración de metales pesados en los sedimentos es el resultado del equilibrio entre las tasas de entrada y deposición y el flujo de metales detríticos, dependiendo este último de los cambios en las condiciones redox y la concentración de oxígeno del agua del fondo y de los sedimentos (Shaw *et al.*, 1990). En algunos estudios, en entornos lagunares y estuarios, las variaciones en la fase sólida de Mn, Ni y Cu a lo largo del testigo se han atribuido a cambios en las condiciones redox que acompañan a los cambios en la paleoproductividad del agua superficial (Finney *et al.*, 1988).

El titanio se considera representativo de la fracción detrítica terrígena de los sedimentos y un indicador de reducción, en términos relativos, del material biogénico frente a los aportes terrígenos (Shaw *et al.*, 1990). En la cuenca oriental del Mediterráneo, en aguas costeras, se han asociado valores altos del índice Ti/Al con polvo eólico del norte de África (Sahara) rico en Ti, generalmente procedente de margas (Lourens *et al.*, 2001; Larrasoaña *et al.*, 2003), mientras que valores bajos vendrían determinados por el predominio de aportes de Al, asociado a minerales aluminosilicatados terrígenos, y por tanto generalmente también ligado a fuentes superficiales fluviales o de escorrentía de origen terrígeno, enmascarando los aportes de polvo eólico (Köhler *et al.*, 2008). Como en el caso de la relación Ti/Al, los valores máximos de la relación Fe/Al en el Mar Menor son hasta 4 órdenes de magnitud superiores a los observados en otras zonas del Mediterráneo y a los registrados para el polvo africano (Köhler *et al.*, 2008). En el caso del Mar Menor, la

principal fuente de Fe es la arcilla roja terrígena que constituye los suelos de la cuenca vertiente.

Del mismo modo, el Nb suele estar correlacionado positivamente con los elementos que representan los materiales arcillosos (Al_2O_3 , Fe_2O_3), y negativamente con el SiO_2 , que comprende la arena eólica (Liu *et al.*, 2022). Por su parte, el Rb en los sedimentos oceánicos también está vinculado a los aportes de erosión terrígenos y materiales arcillosos (Slukovskii & Svetov, 2016).

En este contexto, el drástico declive que siguió a los altos picos en las relaciones Si/Al, Zr/Al, Ti/Al o Fe/Al que se produjeron entre 5500 y 4550 años AP coincidió con cambios climáticos, una importante falta de precipitaciones y una crisis de aridez a mediados del Holoceno en el suroeste de Europa (Navarro-Hervás *et al.*, 2012) que condujo a un rápido proceso de deforestación durante la Edad del Bronce que probablemente incrementó la erosión de los suelos nativos durante las esporádicas lluvias torrenciales. Esto concuerda con las correlaciones negativas que muestran estos índices con el Nb, Y y Rb, como indicadores de aportes terrestres en condiciones áridas. Sin embargo, en el caso del Mar Menor, las interpretaciones son complejas ya que la ausencia de cursos de agua permanentes, la proximidad al norte de África y la influencia de los vientos procedentes del Sahara, así como el régimen hídrico torrencial típico de las zonas semiáridas, hacen que algunos factores muestren sinergias en unas ocasiones y efectos antagónicos en otras.

Al mismo tiempo, los procesos climáticos interactúan con los procesos biológicos en las aguas de la laguna, de modo que los aumentos en la producción primaria, que pueden coincidir con temperaturas más elevadas y aportes de nutrientes procedentes de la erosión eólica, aumentarían también la materia orgánica de los sedimentos, mientras que las proliferaciones de diatomeas, con valvas silíceas, y de foraminíferos, con sus conchas carbonatadas, aumentarían las fracciones arenosas, así como los contenidos de Si y Ca en los sedimentos. De hecho, existe una correlación significativa entre los índices Ti/Al y Fe/Al y, en general, estos cambios climáticos coinciden también con una disminución drástica de la fracción arenosa de los sedimentos en el centro de la laguna y con el aumento de elementos como Fe, Al, Nb, Ti, Y, Rb y Zr. Durante este periodo, se alcanza igualmente la máxima concentración de Ca en el sedimento, probablemente también influida por la precipitación espontánea en condiciones de aguas someras y cálidas. En la actualidad, en el Mar Menor pueden observarse afloramientos submarinos con formaciones rocosas planas de costra caliza y agregados detríticos soldados por carbonato cálcico.

Generalmente, las proporciones Si/Al y Fe/Al, que representarían variaciones de hematites y goethita, suelen considerarse indicadores de aportes terrígenos (Köeler *et al.*, 2008). Sin embargo, aun asumiendo que el aporte de silicio también pudiera ser mayoritariamente de origen terrígeno en algunas zonas geográficas, sus fluctuaciones en el ecosistema lagunar



podrían estar determinadas, como se ha comentado, por su utilización por parte de las diatomeas, de modo que los cambios en esta relación y su comparación con los patrones de Ti/Al podrían sugerir cambios en las condiciones tróficas de la laguna que condujeran a la proliferación del fitoplancton. Así, las relaciones Si/Al y Zr/Al son consideradas en las zonas lagunares como las que mejor discriminan entre las zonas de origen marino frente a las de cuenca de drenaje (Dezileau *et al.*, 2011; Sabatier *et al.*, 2012; Raji *et al.*, 2015). El alto valor de la relación Zr/Al y Si/Al podría explicarse por la presencia de minerales pesados (como el zircón) o de minerales de cuarzo, respectivamente, de la arena marina. En el Mar Menor, las relaciones Si/Al y Zr/Al tienen la misma evolución a lo largo de los testigos, especialmente en los tres primeros metros (Dezileau *et al.*, 2016).

De hecho, las correlaciones entre los *clusters* que incluyen Ca, arena y la relación Si/Al y las relaciones Ti/Al y Fe/Al son negativas, lo que sugiere que pueden ser indicadores de alternancia de periodos, con mayor escorrentía y aportes terrígenos o con dominancia de la producción biológica y las altas temperaturas, en un contexto en el que la baja población humana en la zona en esos periodos hacía prácticamente inexistente la eutrofización antropogénica.

El patrón seguido por el aumento de la concentración de Zn y Pb es claramente diferente al de Al y Fe. Aunque existen algunos picos coincidentes una vez iniciada la explotación minera, estos se deben posiblemente a la escorrentía superficial o a la deposición eólica, que afecta tanto a los residuos mineros como a la erosión del suelo, especialmente en periodos áridos con posibles lluvias torrenciales ocasionales. Estas coincidencias son inexistentes antes del inicio de las explotaciones mineras.

El inicio de la minería suele datarse a mediados del siglo II a.C. (Mangas & Orejas, 1999; Bellón Aguilera, 2009) y se observa claramente en el incremento de Pb y Zn en el segmento de testigo datado en -190 a.C. Sin embargo, los registros sedimentológicos en el testigo MM1 muestran pequeños incrementos de Zn ya en torno al 3600 a.C. y de nuevo al inicio de la Edad del Bronce, en torno al 2300 a.C., que se prolongarían hasta el 1000 a.C.

9.4.2 Variación espacio-temporal actual de los metales pesados en los sedimentos superficiales de la laguna

En el Mar Menor, los cambios en los sedimentos superficiales en las últimas tres décadas, principalmente en la franja costera pero también en zonas más profundas, por efecto del oleaje y las corrientes, tienen también mucho que ver con los dragados y depósitos de arena realizados, principalmente para la regeneración y mantenimiento de las playas. Estas obras costeras tienen el doble efecto de redistribuir las arenas y aumentar el contenido de partículas finas de tamaño arcilla y materia orgánica tanto en las zonas dragadas como en las bombeadas, alterando los procesos biogeoquímicos (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2006). En este



contexto, la cuenca de la laguna se ha visto afectada por movimientos de sedimentos en las zonas más profundas en función de las corrientes, con zonas que han sido erosionadas, aumentando su profundidad y otras donde se han producido acumulaciones, haciéndose menos profundas (Erena *et al.*, 2020).

Nuestros datos sobre la distribución espacial de los valores máximos de concentración de metales pesados en la laguna concuerdan y son coherentes con los aportados por Sanchiz *et al.* (2000), Marín-Guirao *et al.* (2005a, 2008) o Albaladejo *et al.* (2009). Sin embargo, el hecho de que nuestros registros se hayan obtenido en diferentes proyectos, con diferentes objetivos a lo largo de varias décadas, introduce heterogeneidad en los muestreos, tanto espacial como en los metales analizados y las variables ambientales medidas en cada ocasión, lo que impide aproximaciones experimentales más robustas. Esta heterogeneidad también se encuentra en los datos bibliográficos, tanto en las publicaciones realizadas en el Mar Menor como en otras lagunas, lo que dificulta una revisión más profunda basada en meta-análisis.

La distribución de los metales pesados analizados depende de la actividad antropogénica y de la forma en que son transportados por las corrientes marinas, en función de su solubilidad o de su unión a partículas en suspensión. Así, el Cu muestra patrones espaciales y temporales ligados a su uso en pinturas antiincrustantes y, por tanto, a la localización de las principales zonas portuarias y a las normativas que han regulado su uso. El Pb y el Zn están relacionados con la actividad minera. El Fe y el Al están más relacionados con la naturaleza de los materiales del suelo y los procesos de erosión ligados a las condiciones climáticas y a las actividades agrícolas o de deforestación. Además, el cambio de usos en el entorno del Mar Menor, como la introducción de cultivos de regadío principalmente en la cuenca sur, ha inducido nuevos movimientos de suelo y, muy posiblemente, el uso de nuevas sustancias como fertilizantes o plaguicidas que pueden contener una composición diferente de elementos (Pérez-Ruzafa, 2016).

Los principales cauces con influencia minera que afectan al Mar Menor, como son las ramblas de El Beal, Ponce y La Carrasquilla, siguen siendo zonas especialmente afectadas por la acumulación de sedimentos ricos en residuos mineros, que llegan hasta la orilla de la laguna, aportando sedimentos con altos contenidos en Pb total (200-4016 mg/kg) con un valor medio de Pb bioasimilable del 7.3% del total; Zn (200-6000 mg/kg) con una concentración media que alcanza los 4604 mg/kg, y una fracción bioasimilable del 2.7% de media; Cu (50-300 mg/kg), con una concentración media de 55 mg/kg y un valor bioasimilable medio del 2.2%; y Cd con valores máximos que alcanzan los 30 mg/kg y un valor medio de 4.4 mg/kg, aunque los autores señalan que este último metal presentó un valor medio de asimilabilidad entre el 7% y el 48% del total, poniendo de manifiesto el riesgo ambiental de este elemento (García-García, 2004; Navarro *et al.*, 2008; García-Lorenzo *et al.*, 2014). Posteriormente, Conesa *et al.* (2011), en los suelos de la llanura aluvial



de la rambla de El Beal, a menos de 700 metros de la ribera del Mar Menor, obtuvieron concentraciones medias aún más elevadas, alcanzando 7655 mg/kg de Pb, 9205 mg/kg de Zn, 106 mg/kg de Cu, 23.5 mg/kg de Cd y 2639 mg/kg de Mn (ver también Navarro *et al.*, 2012; García-Lorenzo *et al.*, 2012).

Más recientemente, Martínez-López *et al.* (2019) analizaron los valores e interacciones de As, Fe y Mn en las ramblas que desembocan en la laguna, destacando la importancia de la composición mineralógica de los suelos como factor determinante en la movilidad de los metales traza estudiados. La acidez del suelo puede movilizar el As asociado a carbonatos y ser retenido por minerales insolubles como sulfuros y jarositas. Según este trabajo, el arsénico particulado que entra en la laguna del Mar Menor a través de las ramblas sería susceptible de movilización cuando el contenido en materia orgánica es elevado (Martínez-López *et al.*, 2019). En este contexto, la marcada dispersión observada hacia el norte de la laguna desde el cauce de El Beal en el periodo 2002 a 2017 coincidiría con los años críticos del proceso de eutrofización, mientras que en 2018 estos valores fueron significativamente menores, coincidiendo con el año en el que el Mar Menor mostró una sensible recuperación tras la reducción temporal de los aportes de agua cargada de nutrientes procedentes de la cuenca (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2019a). La desaparición de las praderas de macrófitos dominadas por *Caulerpa prolifera* debido a la primera crisis distrófica (Belandro *et al.*, 2017) expuso a los sedimentos, con alta carga de materia orgánica, anóxicos y con contenido en sulfuro de hidrógeno, a la movilización, mientras que la oxigenación de la capa superficial del sedimento y la disminución de la producción de sulfhídrico, que provocaría la colonización por comunidades faunísticas en los dos años siguientes, favorecerían su retención.

Además, la deposición y acumulación de metales se verá fuertemente afectada por las características de los sedimentos, principalmente por su granulometría. Los sedimentos finos, con una mayor relación superficie/volumen, tendrán una mayor capacidad de retención que las arenas y, por tanto, la acumulación de metales en el fondo de las lagunas también puede ser consecuencia de la distribución y movimientos de los sedimentos finos (Drude de Lacerda, 1994).

En nuestro trabajo, los modelos de regresión muestran que las fracciones más finas de los sedimentos, como los limos finos y las arcillas, son las que mejor explican la concentración de la mayoría de los metales pesados, como Pb, As, Cd, Fe y Zn. Sólo en el caso del Cu y el Cd desempeñan un papel relevante las fracciones medias, como los limos gruesos o las arenas finas. La capacidad de dispersión de los distintos metales responde probablemente a una compleja relación entre su solubilidad y su unión a las fracciones finas del sedimento y la capacidad de lavado y arrastre de las distintas fracciones granulométricas por las aguas en función de la intensidad de las corrientes y escorrentías en periodos de lluvias torrenciales. Esto podría explicar que elementos más solubles como el Cd muestren cierta

asociación con granulometrías moderadamente gruesas. El contenido en materia orgánica no está relacionado con la concentración de ningún metal, excepto en el caso del Pb, con el que existe una fuerte relación negativa.

Por otra parte, el alto contenido de materia orgánica en los sedimentos de la cuenca central del Mar Menor da lugar a condiciones anóxicas y producción de sulfuros, ligados principalmente a las praderas mixtas de *Caulerpa prolifera*-*Cymodocea nodosa*, dominadas por *C. prolifera* que tiene una contribución muy baja a la red trófica (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2012, 2020). En estas condiciones, el Cd, Hg y Pb pueden tender a formar sulfuros metálicos poco solubles, contribuyendo a su retención en sedimentos como se ha observado en el estuario del Escalda (Millward & Turner, 2009), e impidiendo su incorporación a las redes tróficas.

En este sentido, el Mar Menor presta uno de sus grandes servicios ecosistémicos al retener estos metales en los limos y arcillas del sedimento, impidiendo en gran medida su biodisponibilidad. Sin embargo, hay que tener en cuenta que, en general, cuando las partículas finas del sedimento se resuspenden, podrían dispersar metales en la columna de agua con disponibilidad potencial para su captación por la biota, por ejemplo, metales como Cu, Cd o Pb se encontraron en ecosistemas costeros tropicales interactuando con materia orgánica y otros soportes geoquímicos aumentando su biodisponibilidad (Beraldi *et al.*, 2019). Este es precisamente uno de los principales riesgos de un dragado inadecuado o de la resuspensión de sedimentos, siendo fundamental no alterar las condiciones que permiten la baja solubilidad y biodisponibilidad de los metales en la laguna (Pérez-Ruzafa & Marcos, 2019).

También debe considerarse el comportamiento químico de los distintos elementos y su solubilidad en agua, su constante específica de adsorción con partículas flotantes y sedimentos o la constante de solubilidad de los nuevos complejos metálicos formados con las especies químicas presentes en el agua de la laguna. La fracción de un determinado metal en la fase disuelta respecto a su concentración en partículas en suspensión disminuye en función de su coeficiente de partición (KD), desde Cd ($KD \approx 103$) > Zn ($KD \approx 104$) > Cu ($KD \approx 106$) > Hg y Pb ($KD \approx 107$) (Millward & Turner, 2009). Además, la alta especificidad del Cu por los grupos funcionales carboxilo y polifenólicos y la elevada constante de estabilidad de los complejos de Cd y cloro favorecerán la permanencia de estos metales en solución frente a metales como el Fe y el Cr con alta afinidad por partículas inorgánicas con rápidas velocidades de sedimentación (Drude de Lacerda, 1994). Por lo tanto, cuando se miden en la columna de agua en aguas costeras, el Hg y el Pb muestran un comportamiento no conservativo al disminuir rápidamente su concentración desde la fuente puntual (Millward & Turner, 2009). Esto significa que los mapas de distribución superficial en sedimentos, en el caso de metales como Pb, Hg, Fe y Cr también estarán más concentrados cerca de las fuentes de entrada, y el gradiente de dispersión será más pronunciado. Sin embargo, en el

caso de metales como el Cd será más difícil de determinar, ya que se encuentra principalmente en la fase disuelta y se dispersará rápidamente. El hecho de que el Cu mostrara una concentración elevada muy cerca de los puertos en el periodo 2002-2015 probablemente indica que su principal entrada tuvo lugar dentro de los puertos, limitando su dispersión.

Por consiguiente, los riesgos para la integridad de los ecosistemas, la supervivencia de los organismos y la salud humana dependen de la toxicidad de los metales y de su concentración en el medio ambiente, solubilidad y biodisponibilidad, que pueden regularse mediante las condiciones fisicoquímicas de los sedimentos y el agua. Algunos metales como el Cr, el Mn, el Fe y el Se son oligoelementos esenciales, necesarios en concentraciones adecuadas, aunque algunos de ellos pueden ser tóxicos en concentraciones elevadas. La preocupación por el contenido de metales pesados en los sedimentos de la laguna y su potencial incorporación a la red trófica ha ido en aumento en el Mar Menor hasta la actualidad y ha sido objeto de numerosos estudios de investigación sobre los organismos que habitan en la laguna (De León *et al.*, 1982; Auernheimer *et al.*, 1984, 1996; Sanchiz *et al.*, 2000; Marín-Guirao *et al.*, 2005a, 2005b, 2007, 2008; Conesa & Jimenez-Cárceles, 2007; Albadalejo *et al.*, 2009; María-Cervantes *et al.*, 2009; Conesa *et al.*, 2010; Dassenakis *et al.*, 2010; Navarro *et al.*, 2010; Tsakovski *et al.*, 2012; García & Muñoz-Vera, 2015; Muñoz-Vera *et al.*, 2015, 2016; Serrano *et al.*, 2019; Romero *et al.*, 2020).

Al comparar los niveles de metales pesados con los de otras lagunas costeras, se encuentra una gran variabilidad de situaciones, dependiendo de las características y actividades humanas desarrolladas en cada zona geográfica. Los estudios sobre contaminación por metales pesados en lagunas costeras y estuarios son abundantes y muchos de ellos establecen comparaciones entre ecosistemas (Pavoni *et al.*, 1987; Matteucci *et al.*, 2005; Accornero *et al.*, 2007; Bloundi *et al.*, 2008; Arienzo *et al.*, 2013; Signa *et al.*, 2013; Maanan *et al.*, 2015; Liang *et al.*, 2018; Leone *et al.*, 2020; Yu *et al.*, 2020; Zoidou & Sylaios, 2021; El Zrelli *et al.*, 2021; Ben Mna *et al.*, 2021; Chouikh *et al.*, 2021; Reyes-Márquez *et al.*, 2023; Yapi *et al.*, 2023). En este contexto, en comparación con otras lagunas y estuarios de la bibliografía, los datos de nuestro estudio muestran que el Mar Menor destaca principalmente por sus niveles de Pb. Con una media estimada de 538.67 mg/kg, es la laguna con mayor concentración de este metal, sólo comparable a la zona industrial de la Laguna de Venecia, que alcanza los 401.0 mg/kg (Accornero *et al.*, 2008). Otras lagunas con altos niveles de este metal son Thau (88.0 mg/kg) o Berre-Vaine (64 mg/kg) (Accornero *et al.*, 2008) en el sur de Francia, en la costa mediterránea. La laguna de Venecia también destaca por altas concentraciones de Cd (20.34 mg/kg) y Zn (2940.0 mg/kg) (Accornero *et al.*, 2008).

El Mar Menor también destaca por su concentración de Mn (509.4 mg/kg), superior a las de la Bahía de Cádiz y alrededores (330.3-448.0 mg/kg) (Rodríguez-Barroso *et al.*, 2010).

Los niveles de Zn del Mar Menor (786.2 mg/kg) están por debajo de los de Venecia, pero superan ampliamente los de otras lagunas como Píalassa Baiona (352.7 mg/kg) (Arienzo *et al.*, 2013) o las cinco lagunas que conforman el delta del Po donde el valor máximo alcanza los 152 mg/kg (Zonta *et al.*, 2019). Por el contrario, los niveles de Cr en el Mar Menor (11.42 mg/kg) están muy por debajo de los de la mayoría de lagunas como Berre (147.0 mg/kg), Berre Vaine (112.0 mg/kg) (Accornero *et al.*, 2008), las del delta del Po (104 mg/kg) (Zonta *et al.*, 2019), Vístula (91 mg/kg), Nador (55 mg/kg) o Venecia (25.8 mg/kg) (Accornero *et al.*, 2008). Asimismo, las concentraciones de Ni en el Mar Menor (29.7 mg/kg) son relativamente bajas en comparación con las del delta del Po (89 mg/kg), Vístula (39 mg/kg), Berre (36 mg/kg) o Venecia (33.4 mg/kg) (Accornero *et al.*, 2008; Zonta *et al.*, 2019). Los niveles de Hg (0.2 mg/kg) se encuentran entre los más bajos de todas las lagunas, siendo Píalassa Baiona, con 56.3 mg/kg (Matteucci *et al.* 2005), o la zona industrial de Venecia con 13.07 mg/kg (Accornero *et al.*, 2008), las lagunas que presentan las mayores concentraciones. A pesar del gran número de puertos deportivos construidos en el Mar Menor, los niveles de Cu en sedimentos (26.4 mg/kg), son también relativamente bajos en comparación con Thau (173 mg/kg), Venecia (129.4 mg/kg), Prevost (80 mg/kg), Maugio (70 mg/kg), Delta del Po (54 mg/kg), Bages (36 mg/kg), Sidi Moussa, (37 mg/kg), Berre Veine (37 mg/kg), Manzalah (34.4 mg/kg), Berre (31.04 mg/kg), Baccares (30 mg/kg) o Leucate (29 mg/kg), (Accornero *et al.*, 2008; Arienzo *et al.*, 2013; Zonta *et al.*, 2019), e incluso son inferiores a las de algunas áreas protegidas como el área protegida costera de Essaouira en la costa atlántica de Marruecos (29.5 µg/g ps) (Chouikh *et al.*, 2021). La concentración de Fe en los sedimentos del Mar Menor, aunque muy elevada (12,617.9 mg/kg) es, sin embargo, muy inferior a la de Venecia (77,390.0 mg/kg) (Pavoni *et al.*, 1987), siendo éste un metal poco analizado en otras lagunas.

9.4.3. Metales pesados en la biota del Mar Menor y su comparación con otras lagunas

En el caso de la biota es más difícil encontrar trabajos con los que se puedan establecer comparaciones. Sin embargo, la concentración de algunos metales encontrada en algunos organismos del Mar Menor puede considerarse elevada, como es el caso de la concentración media de As encontrada por León *et al.* (2021) en *Hexaplex trunculus trunculus* (544.8 mg/kg ps). El Arsénico, considerado cancerígeno, mutagénico y teratogénico y que puede causar problemas de salud, se encuentra en altas concentraciones en las laderas de la sierra minera y en los suelos de la ribera sur del Mar Menor, donde se han medido hasta 5000 mg/kg de As (Martínez-López *et al.*, 2020).

Los niveles de Cd encontrados por Marin-Guirao *et al.* (2008) en *Sipunculus (Sipunculus) nudus* (24.03 mg/kg ps) son también elevados, pero sólo en ejemplares tomados en la desembocadura de la rambla que vierte residuos mineros, mientras que en otras localidades apenas alcanzan los 0.2 mg/kg ps. En otras especies, la concentración media se mantiene por debajo de 2 mg/kg ps, con los niveles más altos en moluscos filtradores como



Venerupis aurea (2.2 mg/kg ps; Marín-Guirao *et al.*, 2008), *Ostrea edulis* (1.9 ± 0.5 mg/kg ps; De León *et al.*, 1982; Marín-Guirao *et al.*, 2008; Benedicto *et al.*, 2009), *Pinna nobilis* (1.7 mg/kg pf; Rodríguez-Puente *et al.*, 2001), o *Ruditapes decussatus* (1.1 mg/kg pf; María-Cervantes *et al.*, 2009). Estos valores están en el mismo orden de magnitud que los encontrados para *Venerupis* sp. en la pequeña laguna de Fondo Porto en Sicilia (1.4 mg/kg ps; Signa *et al.*, 2013).

La concentración media de Cu también es alta en los moluscos *Hexaples trunculus* (319.6 ± 33.7 mg/kg ps, De León *et al.*, 1982), *Ostrea edulis* (106.2 ± 14.6 mg/kg ps; De León *et al.*, 1982; Marín-Guirao *et al.*, 2008; Benedicto *et al.*, 2009) y, en menor medida, en el decápodo *Palaemon serratus* (61.3 ± 10.8 mg/kg ps; De León *et al.*, 1982; Marín-Guirao *et al.*, 2008) y el pez *Syngnathus abaster* (12.4 mg/kg ps; De León *et al.*, 1982; Marín-Guirao *et al.*, 2008). Todas estas altas concentraciones medias vienen determinadas por los valores más elevados en los individuos muestreados próximos a la rambla principal que vierte residuos mineros, aunque en nuestro trabajo el Cu está actualmente más relacionado con la proximidad a puertos deportivos. Sin embargo, llama la atención que el Cu muestre valores muy bajos en un detritívoro muy activo alimentándose de sedimentos como *Holothuria poli*, en el que sólo alcanza concentraciones de 1.1 ± 0.1 mg/kg ps (León *et al.*, 2021). En peces, en general, el valor medio de Cu es de 4.3 ± 0.7 mg/kg pf). En el Mar Menor, el mugílido *Chelon auratus*, por ejemplo, alcanzó 2.8 ± 4.9 µg/g ps (De León *et al.*, 1982; Fernández *et al.*, datos no publicados), valor inferior al máximo medido en este grupo de peces en la laguna de Manzala, en Egipto (5.4 mg/kg ps), Fogliano (4.5 mg/kg ph) o el golfo de Gabes en Túnez (6.3 mg/kg ps), pero superior al de Caprolace (0.7 mg/kg ph) (Leone *et al.*, 2020).

Los niveles de Hg son muy inferiores a los detectados en la mayoría de las demás lagunas. El valor más alto en el Mar Menor se encuentra de nuevo en *Hexaplex trunculus* (0.1 mg/kg ps, De León *et al.*, 1982), y en el salmonete *Chelon auratus* (0.01 mg/kg ps), mientras que en las lagunas sicilianas la misma especie (denominada *Liza aurata*) alcanza 4.1 mg/kg ph, y en Ghar El Melh en Túnez *Mugil cephalus* alcanza 0.3 mg/kg pf (Leone *et al.*, 2020).

El Pb también alcanza niveles elevados en moluscos filtradores, con una media para las diferentes especies estudiadas en el Mar Menor de 572.2 ± 318.7 mg/kg ps (De León *et al.*, 1982; Rodríguez_Puente, 2001; Marín-Guirao *et al.*, 2008; Benedicto *et al.*, 2009). Sin embargo, este valor es significativamente inferior en peces en general (5.4 ± 1.4 mg/kg ps), siendo de 2.3 ± 2.6 mg/kg ps en *Chelon auratus* y de 3.5 ± 0.5 mg/kg ps en *Mugil cephalus* (De León *et al.*, 1982; Sánchez Bassols, 2008; Fernández *et al.*, inédito), valores inferiores o similares a los encontrados en el salmonete *Liza ramada* de la laguna de El Serv (5.0 ± 6.2 mg/kg ps), y a los encontrados en *L. ramada* y *Mugil cephalus* en Manzala en Egipto (4.6 ± 6.2 mg/kg ps y 3.15 mg/kg ps, respectivamente) (Leone *et al.*, 2020).



En el Mar Menor, los macrófitos bentónicos parecen tener una alta capacidad para acumular metales. Las concentraciones de Pb en *Cymododea nodosa* alcanzan una media de 1348.24 mg/kg ps, el Zn puede llegar hasta 7047 mg/kg ps, y el Cd hasta 9.4 mg/kg ps (Sanchiz *et al.*, 2000; Marín-Guirao *et al.*, 2005b, 2008; Serrano *et al.*, 2019). Estos niveles son muy superiores a los máximos encontrados en *C. nodosa*, por ejemplo, en las aguas tunecinas o en la laguna de Bizerte, donde se alcanzan 190 µg/g ps de Pb y 257 µg/g ps de Zn, y en la laguna de Ghar El Melh donde llegan a 123 µg/g ps de Pb y 240 µg/g ps de Zn, o en el Golfo de Tesalónica, donde se encuentran 18.24 µg/g ps de Pb, 342.7 µg/g ps de Zn o 0.86 µg/g ps de Cd (Malea *et al.*, 2013). Sin embargo, la concentración de Cd en la misma especie de macrófito alcanza los 12 mg/kg ps en la laguna de Bizerte (Zakhama-Sraieb *et al.*, 2019), similares a las del Mar Menor. No obstante, a diferencia del Pb, y a pesar de la elevada concentración encontrada en esta planta, el Cd muestra un factor de bioconcentración muy bajo en *Cymodocea nodosa* en el Mar Menor (0.12). Para otros metales, los factores de bioconcentración reportados también para esta especie en el Golfo de Tesalónica por Malea *et al.* (2013), hasta 3.4 para Mn, 2.85 para Zn, 2.6 para Cu, 0.92 para Pb, 0.95 para Co y entre 17.4 y 78 para Cd, excepto en este último caso, son similares a los calculados en nuestro trabajo para esta especie en el Mar Menor.

Los niveles de Mn (1186.75 mg/kg) encontrados en la fanerógama *Cymodocea nodosa* en el Mar Menor, en términos generales, son también elevados. Son superiores a los encontrados para esta especie en el Golfo de Tesalónica, donde se encuentran 561.9 µg/g ps de Mn (Malea *et al.*, 2013), aunque inferiores a los encontrados en otros macrófitos de lagunas brasileñas como Piratininga e Itaipu. La primera recibe grandes cantidades de residuos orgánicos sin tratar y sufre frecuentes episodios de anoxia y altas concentraciones de H₂S, mientras que la segunda está mejor conectada con el mar y sólo sufre anoxia en la zona más profunda (Drude de Lacerda *et al.*, 1992). En Piratininga, *Ruppia maritima* alcanzó concentraciones de 1800 mg/kg y *Cladophora* sp. de 2900 mg/kg, mientras que en Itaipu, *Chara* sp. alcanzó concentraciones de Mn de hasta 10.400 µg/g. De hecho, en general, las mayores concentraciones de metales pesados en macrófitos fueron observadas en Itaipú, laguna que presentó el menor contenido total de metales en los sedimentos pero con una mayor fracción de estos metales débilmente ligados a los mismos y, por tanto, más biodisponibles, mostrando que el bajo potencial redox es el principal factor que mantiene los metales en formas no biodisponibles, posiblemente como sulfuros refractarios y complejos órgano-metálicos (Drude de Lacerda *et al.*, 1992).

Respecto al Cu, se han detectado en concentraciones de 30.20 mg/kg pd en *C. nodosa* en el Mar Menor, habiéndose encontrado valores de 44.9 µg/g ps en el Golfo de Tesalónica (Malea *et al.*, 2013), o 22 mg/kg pd en las lagunas de Bizerte y Ghar El Melh, aunque este metal puede alcanzar concentraciones en la misma especie de 193.5 mg/kg pd en zonas portuarias (Zakhama-Sraieb *et al.*, 2019).



En el caso del alga bentónica *Caulerpa prolifera*, se refuerza la idea de la alta capacidad de los macrófitos para acumular Pb, habiéndose proporcionado datos promedio de Pb de 526.5 ± 257.4 mg/kg ps para esta especie en el Mar Menor (Sanchiz *et al.*, 2000; Benedicto *et al.*, 2009).

En general, a pesar de los elevados valores encontrados en los sedimentos, no es fácil encontrar un patrón en las comparaciones de las concentraciones de Cd, Cu, Pb y Zn en la biota del Mar Menor, respecto a las reportadas en otras zonas.

De hecho, estas comparaciones deben tomarse con cautela. Por ejemplo, los valores más altos dados para *C. nodosa* por Marín-Guirao *et al.* (2008) en el Mar Menor corresponden a la biopelícula, no a la planta en sí que tiene valores un orden de magnitud inferiores, y la mayoría de los trabajos en la bibliografía no suelen especificar el grado de epifitismo encontrado en sus especímenes o si se eliminan las epífitas antes del análisis. Además, en los estudios del Mar Menor hay una marcada tendencia a muestrear en la desembocadura del curso de agua por el que entraron directamente los residuos mineros y que sigue transportando metales pesados durante los episodios de lluvias intensas. Pero estos datos no pueden generalizarse a toda la laguna. Por último, algunos trabajos expresan el contenido en metales de la fauna sin especificar si los individuos han sido previamente eviscerados y eliminados los restos de sedimentos del tubo digestivo.

En cualquier caso, la detección de concentraciones elevadas en los organismos debe ser un aviso de riesgos potenciales, pero estos deben considerarse con la debida cautela. En general, como era de esperar, en zonas contaminadas la concentración de Cu en especies como *Capitulum mitella*, *Balanus amphitrite* o *Semibalanus balanoides*, puede alcanzar valores de 545 µg/g ps, 3472 µg/g ps y 3750 µg/g ps, respectivamente, pero en regiones supuestamente no contaminadas los niveles de Cu también pueden ser relativamente altos, por ejemplo, en el copépodo *Anomalocera patersoni* puede alcanzar valores elevados como 41.9 µg/g ps. Del mismo modo, el anfípodo *Orchestia gammarellus* puede alcanzar concentraciones de 392 µg/g ps y 139 µg/g ps de Zn y Cu, respectivamente, en zonas muy contaminadas como Restronguet Creek (Inglaterra), pero en zonas remotas, poco pobladas y supuestamente no contaminadas, como Millport (Escocia), también se han detectado igualmente valores de 188 µg/g ps y 77.5 µg/g ps, en *Orchestia gammarellus*, o de 80.6 µg/g ps y 110 µg/g ps en *Palaemon elegans* (Rainbow, 2002), respectivamente, para los mismos metales.

Por lo tanto, una consideración importante podría ser que la toxicidad está relacionada con una concentración umbral de metal metabólicamente disponible y no con la concentración total de metal acumulado (Rainbow, 2002). Así, la transferencia de metales traza en la cadena trófica puede ser significativa para los invertebrados acuáticos, pero esta transferencia está controlada no sólo por la cantidad de metal acumulado en la presa, sino



también por su forma fisicoquímica, que a su vez resulta del proceso fisiológico de detoxificación favorecido por la especie presa (Rainbow, 2002). Esto podría explicar la tendencia general decreciente del factor de bioconcentración en el Mar Menor en los niveles superiores de la red trófica.

Además, la absorción de metales por los organismos puede ser muy diferente en función de las condiciones del sustrato o de la columna de agua, independientemente de la concentración de dichos metales. De hecho, experimentos de laboratorio sobre la asimilación pasiva de Cu y Zn por plantas muertas de *C. nodosa* han demostrado que la absorción de metales puede ser muy diferente dependiendo de las condiciones del medio, independientemente de la concentración en la solución acuosa (Sánchez *et al.*, 1999). Los resultados mostraron que el pH de la solución afectaba significativamente a la absorción, aumentando a medida que disminuía el pH y siendo máxima a un valor de pH de 4.5. Además, se produce una absorción competitiva, absorbiéndose el Cu preferentemente al Zn (Sánchez *et al.*, 1999).

En este contexto, el comportamiento de cada metal puede ser diferente. También se ha demostrado que la formación de sulfuros metálicos y la formación de complejos orgánicos son aspectos muy importantes en términos de reducción de la toxicidad. El Cu se asocia principalmente a la fase oxidable, mientras que el Zn y el Pb se asocian principalmente a la fase reducible (Fernandes, 1997). Kouassi *et al.* (2018) también observaron que el Cu, Pb, Co y Ni formaban principalmente complejos inertes en los sedimentos, mientras que el Zn formaba complejos lábiles. Debido a esto, ambos trabajos consideran al Zn como el elemento con mayor riesgo para la biota en sus respectivos estudios (Fernandes, 1997; Kouassi *et al.* 2018). Kouassi, *et al.* (2018) consideraron igualmente que el Co y el Ni suponen un riesgo medio, y el Cu y el Pb un riesgo bajo en la laguna de Ebrie en Costa de Marfil.

Como se ha comentado antes, el bajo potencial redox también es considerado una de las principales variables que mantiene los metales en formas no biodisponibles, posiblemente como sulfuros refractarios y complejos órgano-metálicos en sedimentos (Drude de Lacerda *et al.*, 1992).

De forma similar, en la laguna de Antinioti, en la isla de Corfú (Grecia), se observó que el Cd y el Zn ligados a partículas grandes eran menos propensos a la desorción que cuando están ligados a partículas más pequeñas, facilitando en este caso su captación. En los sedimentos, los procesos diagenéticos eran los responsables de los cambios postdeposicionales en las formas de los metales (especialmente Fe, Mn y Cd). Así, cualquier intervención que introduzca cambios en las condiciones físico-químicas puede dar lugar a la liberación de metales, con implicaciones negativas en la calidad ecológica de una laguna (Botsou *et al.*, 2019).



La importancia de la estructura del sedimento también se ha demostrado en las lagunas del Delta del Po, donde el porcentaje de partículas finas ($d < 16 \mu\text{m}$), influyó fuertemente en las concentraciones de algunos elementos traza (Cu, Pb, Zn), mientras que otros como As, Cr, Hg o Ni, fueron menos dependientes de la distribución granulométrica. En este caso, se consideró que el Ni puede ser de interés ecotoxicológico debido a su potencial movilidad y que, por tanto, los cambios en las condiciones redox debido a episodios de hipoxia/anoxia pueden inducir la liberación de Ni de los sedimentos (Zonta *et al.*, 2019).

Las elevadas concentraciones de los diferentes elementos en los sedimentos, tras más de 3500 años de aportes continuados de metales pesados procedentes de la minería en el Mar Menor, contrastan con su bajo impacto en la red trófica, que muestra FBC decrecientes a medida que se asciende en el nivel trófico. Esto pone de manifiesto el extraordinario servicio ecosistémico que presta el ecosistema lagunar, reteniendo los metales pesados en los sedimentos y evitando su transmisión y bioacumulación a través de los organismos, preservando la salud humana y permitiendo la explotación pesquera, siendo los peces el principal recurso explotado.

A pesar del papel fundamental de los procesos implicados en este servicio, los mecanismos por los que tiene lugar no están suficientemente estudiados. Sería muy importante conocer con mayor detalle los procesos biogeoquímicos que determinan la biosolubilidad de los metales en un medio complejo en el que intervienen la captación diferencial de la vegetación, desde microfitobentos a macroalgas y fanerógamas, el papel diferencial que juega la materia orgánica a distintos niveles de concentración de oxígeno o sulfuros y condiciones redox, y su interacción con los carbonatos y el hierro presentes en los sedimentos. Muchos de estos componentes operan de forma sinérgica, pero otros son antagónicos y el predominio de unos sobre otros puede ser determinante de los riesgos potenciales para los organismos y la salud humana. Sólo con un conocimiento detallado de estos procesos se puede evaluar el riesgo real del dragado de sedimentos y de las obras costeras para el mantenimiento de playas o infraestructuras portuarias.

Poco más tarde de la denuncia social de los efectos de la actividad minera sobre la calidad de vida en la laguna en la década de 1950 (Pérez-Beltrán, 1953; Pérez-Ródenas, 1953; Lozano, 1953), esta preocupación se diluyó tras el cese de los vertidos en el Mar Menor en la década de 1960 y tras el cese de la actividad minera en la década de 1970. De hecho, en el trabajo de Velasco *et al.* (2016) no aparece entre los riesgos para la integridad ecológica del ecosistema y los bienes y servicios que proporciona, considerados por las partes interesadas. Sin embargo, como se muestra en este trabajo, la preocupación científica por el efecto de los residuos acumulados en suelos y sedimentos ha seguido presente, e incluso se han analizado posibles medidas de remediación, como la posibilidad de utilizar consorcios de microalgas en fotobiorreactores para la eliminación de estos metales

pesados (Gil-Izquierdo *et al.*, 2021).

Aunque en el proceso de construcción de los planes de gobernanza, los residuos mineros se encuentran entre las presiones ambientales a considerar y se mencionan medidas para la recuperación de antiguas zonas mineras y la forestación de sierras contra la erosión (García-Ayllón, 2018), actualmente la prioridad de las actuaciones se centra principalmente en los usos agrícolas debido a los problemas de eutrofización que se hicieron socialmente visibles en 2016. La prácticamente inexistente incidencia de efectos nocivos derivados de los metales pesados entre los residentes y visitantes del Mar Menor ha influido, muy probablemente, en que desde que cesaron los vertidos directos a la laguna, durante muchos años no se hayan producido reclamaciones relevantes desde el punto de vista social y que los riesgos potenciales no hayan sido considerados seriamente en las políticas de gestión del Mar Menor. Sin embargo, el interés científico se ha mantenido a lo largo de los años y, recientemente, con el cambio del estado trófico de la laguna, se ha reavivado la preocupación social, aunque la preocupación sanitaria se ha centrado más en el efecto de los suelos residuales mineros sobre las poblaciones asentadas en las laderas de la sierra minera. Como resultado, se han comenzado a plantear algunas actuaciones, y la Ley 3/2020, de “Recuperación y protección del Mar Menor” (LRPMM, 2020) incluye un artículo sobre “ordenación y ordenación minera” (Art. 75) que prevé la identificación, desmantelamiento y restauración de instalaciones mineras abandonadas y lugares afectados por minería metálica con potencial impacto ambiental para el Mar Menor, con tres líneas de actuación, sobre estructuras e instalaciones mineras, sobre suelos contaminados por la minería en las proximidades de la población y sobre los escurrimientos de metales pesados en las ramblas que vierten al Mar Menor. Además, la ley establece redes de vigilancia, control y seguimiento, incluido el control de la presencia de metales pesados en el pescado. Sin embargo, hasta ahora, las diversas normativas y herramientas de protección ambiental existentes no han funcionado adecuadamente para evitar los crecientes impactos sobre esta laguna costera cerrada, donde las presiones que ha venido sufriendo por la actividad humana a lo largo de su historia (minería, turismo de masas, construcción de puertos e infraestructuras costeras, dragado de sedimentos y vertidos de arena, ampliación de canales de comunicación con mar abierto, agricultura) se han ido sumando a los anteriores. En este contexto, hace algunos años se desarrolló una Inversión Territorial Integrada (ITI) del Mar Menor, como un modelo innovador de estrategia integrada de gestión de zonas costeras (GIZC) y un nuevo modelo de gobernanza de la laguna y su cuenca para superar las carencias de los anteriores sistemas de gestión (García-Ayllón, 2018), pero no se ha avanzado mucho desde entonces, en un ambiente más preocupado por ideologías e intereses políticos que por la gestión a largo plazo.



9.5. Conclusiones

La configuración actual de la laguna costera del Mar Menor se inició tras un proceso de desecación hace 6.500 años y pasó por una primera fase de aumento de corrientes o escurrimientos en la zona interior de la laguna y aumento de la sedimentación en las zonas cercanas al mar. Este periodo se prolongó hasta el año 4.300 BP, una vez completada la formación de la barra arenosa que la separa del Mediterráneo. A partir de entonces, se produjo un progresivo aumento de la influencia marina, que culminó hacia 4200 años AP. Desde entonces, se puede asumir una configuración lagunar como la actual, con diferentes grados de influencia marina y alternando períodos de mayor sedimentación de materiales finos con picos en los períodos 3.950-3.100 años AP y 950-150 años AP. La influencia marina, asociada a las tormentas, ha ido aumentando en los últimos mil años, y en particular en los últimos 200 años, donde se han sumado las intervenciones humanas sobre la barra de arena, creando o ampliando vías de comunicación con el mar abierto.

Las tasas de sedimentación están asociadas, a lo largo de la historia de la laguna, a aportes de Al y Fe, así como a otros indicadores de aportes terrígenos (Ti, Nb, Si/Al, Fe/Al) y coinciden con el aislamiento de la laguna del mar abierto, los periodos de deforestación en la época argárica y el inicio de la colonización romana, y la intensificación de la actividad minera en los siglos XVII y XIX. Un pico reciente en las tasas de sedimentación, que ya no se encuentra asociado con aportes terrígenos, está relacionado con los trabajos de vertido de arena en las playas durante los últimos 30 años.

Los altos ratios Fe/Al, Ti/Al y Zr/Al identifican periodos de actividad minera, estando relacionados con altas concentraciones de Pb y Zn, mientras que periodos de condiciones climáticas áridas y deforestación que incrementarían procesos erosivos en la cuenca de drenaje están determinados por altos ratios Zr/Rb, y en menor medida Zr/Al y Si/Al, y al aumento de las concentraciones de limo. Los aportes de Pb, Zn y Cd proceden de la actividad minera y sus mayores concentraciones se sitúan en las proximidades de las ramblas procedentes de la sierra minera. La mayor solubilidad del Cd lo convierte en el metal pesado asociado a la minería de mayor dispersión reciente en toda la laguna y el único que continúa aumentando en concentración, debido a la continua socavación de los suelos en la cuenca minera.

Los primeros aumentos de los niveles de Pb en los sedimentos, que estarían relacionados con las primeras explotaciones mineras intensivas, se detectan ya en el 1460 a.C., en el último periodo del Argar, y se consolidan hacia el 1380 a.C., para luego disminuir y volver a aumentar significativamente hacia el 290 a.C. tras la conquista romana de Cartago Nova, con intensa actividad entre el 275 a.C. y el 50 a.C. Finalmente, los niveles máximos se alcanzan con las explotaciones mineras de la era industrial entre 1855 y 1967 y, desde



entonces, han ido disminuyendo hasta la actualidad. Sin embargo, los datos sedimentológicos muestran aumentos en los niveles de Zn ya en el 3600 a.C. y en la Edad del Bronce Temprano, alrededor del 2300 a.C., continuando hasta el 1000 a.C., lo que podría indicar una actividad minera incipiente antes de lo que se suponía anteriormente.

El Cu parece estar muy relacionado con la actividad portuaria náutica y su uso en pinturas antiincrustantes. Esto explica su notable incremento y distribución en el periodo 2002-2015 y su descenso en 2016-2021 tras la prohibición de su uso con este fin. El As y el Hg son contaminantes sin un origen claro y con un patrón temporal diferente, que necesitan un seguimiento especial por los riesgos para la salud que pueden suponer.

La dinámica y distribución de los metales pesados en los sedimentos lagunares es resultado de aportes asociados a las actividades humanas que los generan (actividad minera y portuaria), climatología (que determina el arrastre superficial por escorrentía durante los episodios de lluvia), obras costeras (con el aporte del dragado de lodos y arenas, que movilizan metales de los estratos inferiores o entierran las capas superiores de sedimentos), y la redistribución dentro de la laguna debido a la hidrodinámica. Los cambios en la batimetría detectados en estudios recientes también sugieren erosión y redistribución de los sedimentos superficiales. Los aportes de sedimentos para la regeneración de playas o el aumento de las tasas de sedimentación debido a las precipitaciones desde el cese de la actividad minera pueden explicar la progresiva disminución de la concentración de metales como el Pb en la capa superior de sedimentos, aunque todavía se producen aportes de metales mineros debido al arrastre de minerales desde relaves que quedan en el lecho de las ramblas del sur de la laguna, incrementados por la limpieza de terrenos para uso agrícola en los últimos años en una zona relativamente afectada por la antigua minería.

El proceso de eutrofización, y la dinámica asociada de las praderas de macrófitos con el aumento de materia orgánica en los sedimentos, o la recuperación de los equilibrios ecológicos, la reoxigenación de la capa superficial de los sedimentos y la recolonización del fondo por la fauna, pueden influir en la movilidad de algunos metales, como el As, favoreciendo su dispersión o retención, respectivamente.

El factor de bioconcentración relativamente bajo encontrado en los niveles tróficos de la red alimentaria del Mar Menor sugiere que la laguna proporciona un importante servicio ecosistémico al retener metales pesados en el sedimento, impidiendo en gran medida su biodisponibilidad, pero la alta concentración acumulada en los sedimentos y encontrada en algunos especímenes en la literatura, especialmente en individuos recolectados en las cercanías de la principal fuente de aporte de desechos mineros, muestran que existe un riesgo real. El comportamiento y la biodisponibilidad de los metales depende en gran medida de las condiciones redox, el pH, el contenido de materia orgánica y la estructura granulométrica del sedimento, y estos efectos pueden ser diferentes según los metales.



Por lo tanto, una gestión inadecuada de las playas y el dragado o la resuspensión de sedimentos de forma indiscriminada o con métodos o tiempos inadecuados pueden tener consecuencias importantes. La consideración de los procesos biogeoquímicos en las decisiones de manejo es fundamental para no alterar las condiciones que permiten la baja solubilidad y biodisponibilidad de los metales.

Aún queda mucho trabajo por hacer para comprender los procesos biogeoquímicos que determinan la biodisponibilidad y los mecanismos de bioconcentración o detoxificación de los metales en un entorno complejo en el que muchos factores operan de forma sinérgica, pero otros son antagónicos. Parte de este conocimiento podría obtenerse del meta-análisis de los numerosos trabajos publicados en diferentes lagunas costeras, estuarios y ambientes marinos pero, dada la gran cantidad de factores involucrados, también serán necesarios estudios en mesocosmos donde las diferentes condiciones ambientales de la columna de agua y el sedimento, o las propias comunidades biológicas que contribuyen a la bioturbación de los sedimentos o a los procesos de asimilación, puedan controlarse en diseños experimentales. Sólo con un conocimiento detallado de estos procesos será posible evaluar el riesgo real de las intervenciones humanas en zonas sensibles a la contaminación por metales pesados y diseñar medidas adecuadas de prevención y/o restauración.

10. Conclusiones globales

En los últimos años, el interés despertado por la crisis distrófica sufrida por el Mar Menor en 2016 se ha traducido en un incremento notable de las publicaciones en revistas científicas centradas o que hacen referencia a esta laguna costera en general y dicho proceso en particular. En más de 50 artículos participan investigadores de centros de investigación y universidades de fuera de España, y se incluyen investigaciones no solo relacionadas con el funcionamiento ecológico de la laguna, sino con aspectos como la salud, la legislación o la economía. No obstante, hay que decir que algunas de estas publicaciones no están basadas en campañas específicas de muestreo, sino en datos descargados de páginas web de acceso abierto, no siempre contrastados y sin un conocimiento o puesta en contexto de las singularidades de la laguna.

Es evidente que la correcta gestión de un ambiente tan importante, ecológica y socio-económicamente, como el Mar Menor, ha de realizarse no sólo desde el punto de vista natural sino también considerando que es un patrimonio y recurso económico de la Región de Murcia. Compatibilizar estos valores implica un conocimiento amplio y profundo del funcionamiento de su sistema ecológico y la toma de medidas coherentes con las aspiraciones de conservación de su patrimonio natural y cultural, desarrollo económico y disfrute que genera. Para poder hacer diagnósticos acertados y precisos es imprescindible que dicho conocimiento incluya la evolución histórica del ecosistema y disponer de series de datos largas que permitan poner en el contexto adecuado los cambios que se estén observando en un momento dado, para así poder diferenciar las etapas de la sucesión ecológica, la idiosincrasia de los mecanismos que operan en las lagunas costeras y la variabilidad inherente a todo sistema natural, de los impactos producidos por la actividad humana o el cambio climático. Esto sólo es posible si se cuenta con un sistema de monitorización, con un diseño experimental de muestreo adecuado a las preguntas que se pretende responder, que recoja datos relativos a los principales parámetros indicativos de la calidad de agua, de los factores que determinan su hidrodinámica y el funcionamiento y dinámica de sus ecosistemas y poblaciones constituyentes y que, a su vez, pueda integrarse en los sistemas de seguimiento ambiental, climáticos y socio-económicos de la cuenca vertiente.

Debemos ser conscientes de que muchas de las afirmaciones que se han hecho y se siguen haciendo sobre el Mar Menor, incluso desde centros de investigación, al estar realizadas desde una visión sesgada de la historia reciente de la laguna y del funcionamiento de las lagunas costeras, no solo no han ayudado a resolver los problemas y centrar las soluciones, sino que han contribuido a desenfocarlo y crear confusión social y en las administraciones responsables de su solución. Algunas, como cuando se afirmó en la década de 1979 que el canal de El Estacio ayudaba a reducir los riesgos de una

contaminación urbana y agrícola en auge, o en los años 1990 que las medusas eran consecuencia del cambio climático y no de los vertidos de la rambla del Albuñón o, ya tras la crisis de 2016, sobre la importancia de las praderas de *Caulerpa* para el ecosistema o sobre la importancia de unos nutrientes sobre otros y las actividades que los originan, pueden tener apariencia de razonables y podrían serlo en otras lagunas y contextos, pero extrapolan verdades a medias e ignoran el papel que realmente tienen en el Mar Menor. Como consecuencia, en el caso de la eutrofización, treinta años después de la identificación del problema, y siete desde que la crisis distrófica se hizo patente, las medidas estructurales que permitirían reducir al mínimo las presiones aún están pendientes de ser tomadas.

Como hemos venido insistiendo en informes previos, aunque las lagunas costeras son ecosistemas altamente productivos y propensas a sufrir crisis distróficas, algunas como el Mar Menor pueden mantener una alta calidad de agua durante décadas a pesar de recibir una alta carga de nutrientes. Sin embargo, cuando las presiones son excesivas, el sistema colapsa y pierde su equilibrio abruptamente, siguiendo en principio los pasos tradicionales del proceso de eutrofización. Esto implica no solo la pérdida de calidad del agua, sino también la desaparición de las praderas de macrófitos en las zonas profundas.

La recuperación después de un proceso de eutrofización generalmente se considera difícil y larga, aún incluso tras eliminar la entrada de nutrientes. Sin embargo, en el Mar Menor, después de la adopción de medidas que llevaron a la reducción de los aportes de nutrientes un año después de la crisis de 2016, la recuperación de los equilibrios fue más rápida de lo que podría esperarse. En dos años la calidad de las condiciones en la columna de agua y las comunidades bentónicas se habían recuperado muy sensiblemente. Una prueba de ello es que, a pesar de los episodios de lluvias torrenciales y los temporales de viento que afectaron momentáneamente a la turbidez de la columna de agua y provocaron descensos significativos de salinidad a finales de octubre de 2018, el sistema mostró una capacidad de recuperación rápida y estos eventos no se tradujeron en incrementos ni en fluctuaciones de las concentraciones de clorofila a, que se mantuvieron en los mínimos históricos. La desaparición temporal de la pradera densa dominada por *Caulerpa prolifera* supuso una oportunidad para los poblamientos bentónicos de fondos blandos que no soportaban las condiciones de anoxia que dicha pradera produce. Incluso, tras los efectos destructivos de la DANA de septiembre de 2019, el ecosistema fue capaz de recuperar sus equilibrios en menos de un mes y ofrecer un buen estado durante 2020.

Sin embargo, desde enero de 2019, volvieron a detectarse concentraciones más elevadas de nitratos en la zona de influencia de la rambla de El Albuñón, vinculados, probablemente, a la aparición de nuevos desagües, tanto por la propia rambla como por otros cauces situados inmediatamente al norte de la misma y relacionados en muchos casos con un nivel alto del freático que llena los tramos bajos de los cauces y aflora en diversas playas o a bombeos desde sótanos y aguas urbanas. En los distintos informes presentados durante



2018 y 2019 se recogía la importancia de cortar dichas descargas y poder anticipar y prevenir dichas situaciones en el futuro ya que, de continuar dichos aportes, podía ponerse en peligro el estado de las aguas y probablemente truncarse el proceso de recuperación, como así sucedió en 2021. Seguimos insistiendo en estos aspectos y repitiéndolos en este informe, porque siguen vigentes y no será posible controlar la eutrofización si no se tienen en cuenta.

Los eventos de hipoxia ocurridos durante el mes de agosto de 2021 en el Mar Menor, y en particular la mortandad anormal de peces observada los días 15, 16, y 17 de ese mes, se enmarcaron en el contexto de un episodio clásico de crisis distrófica producido por un proceso de eutrofización. Estos procesos son considerados como una de las principales amenazas de los ecosistemas acuáticos que se inician con el aporte excesivo de nutrientes y materia orgánica al ecosistema y que implica un desequilibrio energético en el sistema.

La elevada carga de nutrientes que está llegando al Mar Menor por su ribera interior induce el desarrollo masivo de algas nitrófilas de crecimiento rápido que generan acúmulos que se descomponen en las zonas de playa, dando lugar a materia orgánica particulada y disuelta y enfangamientos que reducen la calidad del baño y de las aguas y agravan seriamente el proceso de eutrofización. Este material particulado es transportado por las corrientes y concentrado en las capas profundas de la columna de agua, en el centro de los giros circulatorios y frente a las golgas, sumándose a las concentraciones de clorofila *a* procedentes del fitoplancton y dando lugar a bolsas de hipoxia. Como se insistía ya en el informe de 2021, es muy importante que los protocolos de retirada de biomasa estén previstos desde el invierno y que operen con eficacia antes de que dichos materiales se descompongan. Cabe destacar que, en el año 2022, estas actuaciones funcionaron con mayor intensidad y eficacia que en años anteriores y sus efectos permitieron el mantenimiento de las condiciones ambientales del ecosistema y de la calidad de baño de las playas durante el verano.

Durante todo el verano de 2023, la dinámica de afluencia de agua dulce cargada de nutrientes se ha mantenido, alternándose las situaciones en las que el protagonismo se concentra en la rambla de El Albuñón con las situaciones en las que las entradas son más difusas a lo largo de la costa entre los Urrutias y los Nietos. Los patrones observados dependen del nutriente y de las condiciones hidrológicas en función de las precipitaciones, las recargas del freático y del funcionamiento de la estación de bombeo junto al Albuñón, estando los fosfatos especialmente vinculados a zonas con influencia urbana y los nitratos más asociados a aguas procedentes de escorrentías de las zonas agrícolas y aguas subterráneas que no interactúan con zonas urbanas, poniéndose de manifiesto la falta de medidas adecuadas de gestión del agua en la cuenca vertiente y la ausencia de infraestructuras que permitan controlar las entradas.

Los picos de subida y el posterior descenso de las concentraciones de nutrientes, que han tenido lugar en 2023, han ido asociados nuevamente a proliferaciones, más o menos puntuales, de los productores primarios, que consumen los nutrientes y los mantienen bajos, pero que los convierten en materia orgánica que termina descomponiéndose cuando las tasas de producción son mayores a las de consumo por parte de los detritívoros. El retraso en el inicio de las actuaciones y la menor intensidad con la que se han desarrollado las tareas de retirada de biomasa en las playas en invierno y primavera de 2023 empeoraron la calidad del baño, produciendo acumulaciones y descomposición en algunas playas, particularmente en Los Urrutias (Fig. 10.1), explicando también los picos de acumulación de clorofila *a* en las capas profundas de la columna de agua. Afortunadamente, la reactivación de los protocolos de retirada de biomasa y el descenso de los aportes de agua y nutrientes desde la cuenca vertiente por la escasez de lluvias permitieron que el ecosistema recuperara en cierta medida sus equilibrios y no se desencadenaran los procesos que condujeron a la crisis de 2021.

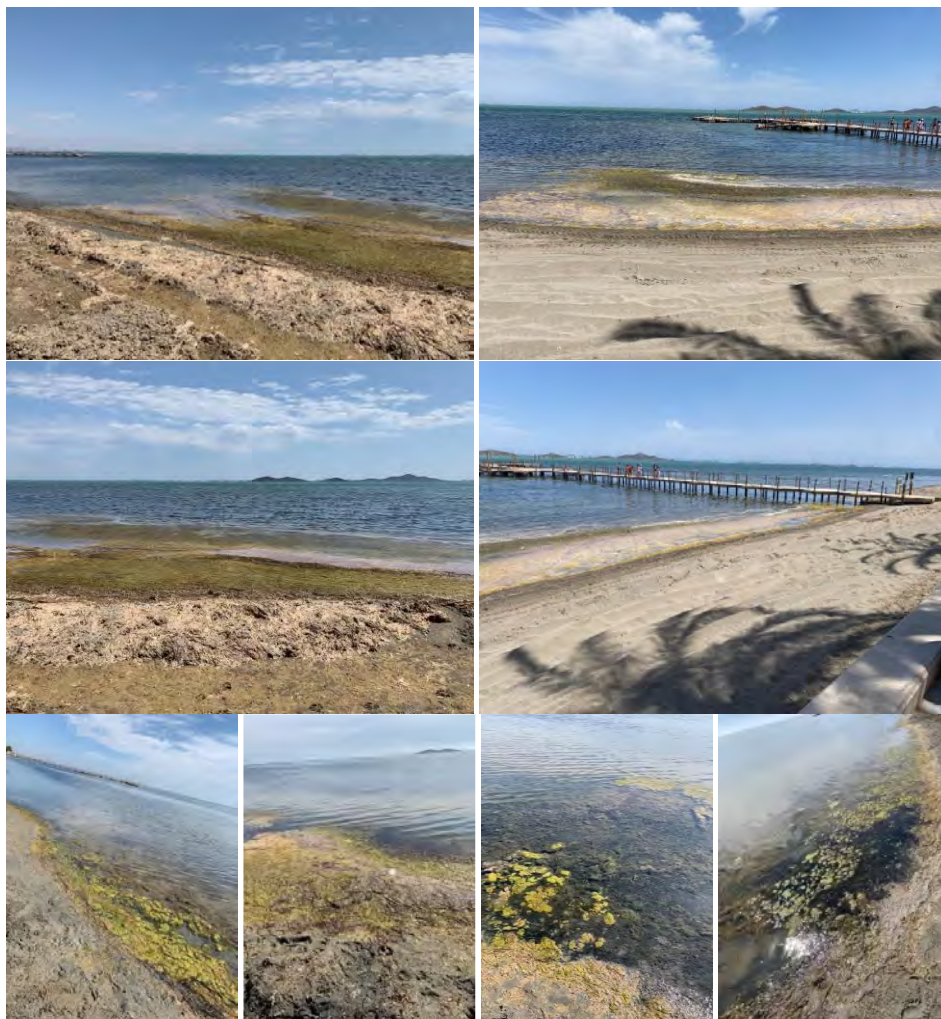


Figura 10.1. Acumulación de algas y formación de fangos tras su descomposición en distintos momentos de finales de invierno y durante la primavera en la zona de Los Urrutias (fotos aportadas por los vecinos).

Aunque en los años 2022 y 2023 no han tenido lugar eventos de hipoxia como los que ocurrieron en 2019 y 2021, sí ha habido situaciones locales ocasionales que han activado las alarmas y en los que la relación N/P ha vuelto a estar dominada por el P, aumentando los riesgos de que ocurran estos fenómenos.

De hecho, aunque los valores medios de oxígeno se han mantenido por encima de saturación durante la mayor parte de la primavera y el verano, con valores absolutos por encima de 4 mg/L (es decir, sin problemas de hipoxia), durante todo 2023 se ha observado una tendencia a la bajada continua de los valores medios absolutos de oxígeno, que han pasado progresivamente de 8.8 mg/l en febrero a 5.78 mg/l en septiembre (Fig. 5.31). En el mes de mayo ya se empezaron a detectar descensos de la concentración de oxígeno en las áreas próximas a las acumulaciones de algas y de descomposición de materia orgánica, en las principales zonas de entrada de agua y nutrientes y en las encañizadas, cuando se observó resuspensión de sedimentos (Fig. 5.33).

Afortunadamente, a pesar de las bolsas de turbidez que se han formado en determinados momentos, y de las bajadas puntuales en áreas más o menos extensas del fondo de la laguna (Fig. 5.34), en el verano de 2023 no se han registrado eventos de hipoxia.

Evidentemente, y como estos hechos sugieren, estos problemas se verán muy reducidos si realmente se controla y cesa la entrada de agua dulce y nutrientes.

La transparencia de la columna de agua, durante 2023, también se ha mantenido en niveles relativamente buenos, presentando los mejores valores desde el inicio de la crisis (Fig. 5.37), aunque con fluctuaciones y con áreas más sensibles a la pérdida de calidad del agua como las afectadas por la cuenca de drenaje del Albuñón (Figs. 5.38 - 5.40).

Además, como se ha observado otros años, en el informe de primavera se resaltó también la subida de los valores de turbidez en la zona de influencia de las encañizadas asociadas a bajada de oxígeno, lo que nuevamente alerta de la importancia de que cualquier tarea de mantenimiento del calado de las encañizadas deba realizarse en los periodos de finales de otoño-invierno, cuando el metabolismo lagunar y la demanda de oxígeno son más bajos y su solubilidad más alta, y aprovechando las corrientes de salida.

Igualmente, en distintas ocasiones, particularmente en abril y mayo, se han observado eventos de turbidez relacionados con la mancha blanquecina que se vienen produciendo con cierta regularidad desde que el nivel del freático comenzó a ser un problema a partir de finales de 2018. Dicha mancha, provocada por las entradas de agua desde la ribera interna, particularmente por la cuenca de El Albuñón, coincide básicamente con la distribución superficial de los valores de turbidez (Fig. 5.40). Este tipo de manchas, aunque

en ocasiones va asociado a proliferaciones de cianobacterias y son conocidas como aguas blancas (*White Waters*) o aguas lechosas (*milky waters*) en otras lagunas (por ejemplo en Venecia donde han dado lugar a mortandades de peces)⁵, sin embargo, en el caso del Mar Menor, si bien aún no se ha realizado una determinación precisa, las observaciones preliminares de los componentes que presentan indican que se trata de materiales inorgánicos de muy pequeño diámetro, lo que propicia su mantenimiento en la columna de agua durante largos periodos sin que sedimenten (Fco. Torrella, com. pers.).

Durante el verano de 2023 se detectaron ocasionalmente manchas de turbidez en las capas profundas frente al canal de El Estacio y en la ribera interna de la cubeta central (Fig. 5.41).

El estudio del ictioplancton ha mostrado una reducción muy importante en la abundancia total de huevos y de larvas de peces lo que probablemente esté relacionado con un descenso en la productividad biológica del sistema, por un lado, debida a la reducción observada en la entrada de nutrientes y los bajos valores de concentración de clorofila *a* como indicador de la abundancia de fitoplancton. Tampoco puede descartarse el efecto negativo que cabe esperar de la baja salinidad que se viene arrastrando desde 2016, lo que reduce los gradientes con el Mediterráneo. Por otro lado, el aumento de la diversidad de familias, como la representación de la familia Labridae, sugiere también un sistema más estructurado y, por tanto, menos productivo. La multiplicidad de factores que intervienen en las relaciones entre complejidad y productividad de todo ecosistema, y las singularidades que presenta el Mar Menor a este respecto, hacen que estos aspectos deban ser estudiados con el máximo detalle para poder encontrar el equilibrio adecuado entre los rendimientos pesqueros y la integridad ecológica de la laguna.

En este contexto, las medusas han mostrado en 2023 concentraciones comparables a las de los momentos de máxima proliferación, que tuvieron lugar en los años 2011-2012, habiendo contribuido muy probablemente este año también al mantenimiento de la calidad de las aguas y a las bajas concentraciones de clorofila *a* a pesar de las altas temperaturas y la concentración de nutrientes. 2023 se ha caracterizado, además, por la incorporación de una nueva especie de origen indo-pacífico, *Phyllorhiza punctata*, a las poblaciones que han venido ejerciendo este papel durante las últimas décadas. Esta especie cerró ya su ciclo biológico en el Mar Menor en 2022. Mientras las otras tres especies *A. solida*, *R. pulmo* y *C. tuberculata*, han mostrado siempre una segregación temporal, con la primera presente en invierno y primavera, la segunda entre el final de la primavera y el comienzo del verano y *C. tuberculata* en verano y otoño, *P. punctata*, ahora

⁵ www.ilfattoquotidiano.it/2023/02/15/moria-di-pesci-a-venezia-le-immagini-del-fenomeno-misterioso-in-laguna-e-nella-zona-di-portogruaro/7066361/
www.ansa.it/veneto/notizie/2023/02/15/pesci-morti-galleggiano-nei-rii-e-allarme-a-venezia_23d7b4cd-0fb4-43a2-a2c3-9de0606e7c5a.html
www.veneziatoday.it/cronaca/pesci-morti-laguna-venezia-riunione-comune-22-luglio-2013.html

comparte estacionalidad con *C. tuberculata*.

Además de la segregación temporal, las distintas especies ocupan también zonas de distribución distintas dentro del Mar Menor. Nuestros trabajos muestran un efecto directo de los patrones estacionales de temperatura en las distintas fases del ciclo de vida de las medusas, particularmente del momento en el que se produce la estrobilación, es decir, el paso de la fase pólipo, bentónica, a la pelágica con la formación de éfiras. Sin embargo, aunque la temperatura y la amplitud térmica regulan el ciclo de vida, estas condiciones no garantizan por sí mismas el desarrollo de una proliferación masiva. El que dichas proliferaciones lleguen a producirse puede depender de otros factores, como la disponibilidad de alimento o condiciones térmicas particulares (por ejemplo, bajadas bruscas de temperatura) tras haberse producido la estrobilación. El hecho de que los eventos de mayor o menor intensidad de las proliferaciones sean distintos en las distintas especies depende de en qué momento y cómo afectan a las distintas fases del ciclo de vida las olas de frío o calor, las condiciones de luz o la concentración de oxígeno a cada una de ellas. Por ejemplo, *A. solida* es capaz de tolerar mucho mejor que *R. pulmo* y *C. tuberculata* las crisis de hipoxia en las capas profundas de la columna de agua. De hecho, los eventos de este tipo tienden a producirse en verano e impiden la llegada de la luz al fondo de la laguna por lo que, si comprometen la viabilidad de las zooxantelas, pueden llegar a inhibir la estrobilación de los pólipos de *C. tuberculata* (Figs. 7.3, 7.5 y 7.8). Por otro lado, una mortandad elevada en la fase pólipo tras la estrobilación, seguida de una mortalidad también alta en la fase éfira, ya sea por anomalías térmicas o por depredación, puede hacer que no haya proliferaciones masivas durante varios años consecutivos.

La complejidad de las interacciones entre factores que regulan, estimulando o inhibiendo, la transición entre las sucesivas fases del ciclo de vida de las distintas especies de medusas hace que la anticipación de las proliferaciones masivas de escifozoos sea siempre difícil y pasa, necesariamente, por tener monitorizados dichos factores y seguir utilizando los datos de los seguimientos para profundizar en su relación con la dinámica de las poblaciones.

Finalmente, los sistemas de monitorización, además de los parámetros que requieren un seguimiento continuado y con resolución espacio-temporal relativamente alta, deben abordar otros problemas ambientales que puedan suponer riesgos para la integridad ecológica del ecosistema o para la salud y actividades humanas. Dichos problemas pueden sobrevenir de manera ocasional y más o menos imprevista o actuar a escalas temporales más altas, pero tanto en un caso como en otro, conviene disponer de información de referencia, seguimientos más o menos regulares y sistemas de alerta adecuados. Este es el caso de la colonización por parte de especies invasoras alóctonas o, a otro nivel, de las concentraciones de metales pesados.

En lo que se refiere a las especies invasoras, las incluidas en los sucesivos informes de



seguimiento, como las medusas *Olindias muelleri* y *Phyllorhiza punctata* o los anélidos poliquetos *Timarete caribous* y *Leodamas australiensis*, no parecen haber tenido, al menos de momento, efectos negativos sobre otras especies o sobre las comunidades, por lo que su papel en el ecosistema sería asimilable al del elevado porcentaje de especies que siendo mediterráneas colonizan aleatoriamente la laguna o incluso llegan a establecer poblaciones más o menos estables, pasando a formar parte de los mecanismos reguladores de las redes tróficas. Hay otras, sin embargo, que sí llegan a transformar radicalmente el funcionamiento de la laguna. Tal es el caso, entre las mediterráneas, de la colonización por parte del alga *Caulerpa prolifera* o, entre las tropicales, del cangrejo azul *Callinectes sapidus*, cuyo efecto, más allá del desplazamiento del cangrejo autóctono *Carcinus aesturarii*, está aún por evaluar.

En lo que se refiere a la presencia de metales pesados en los sedimentos, el Pb se remonta ya al 1460 a.C., al final del periodo argárico. Por su parte, los datos sedimentológicos muestran aumentos en los niveles de Zn ya en el 3600 a.C. y en la Edad del Bronce Temprano, alrededor del 2300 a.C., lo que podría indicar una actividad minera incipiente anterior a lo generalmente considerado. El Cu sin embargo es mucho más reciente y parece estar muy relacionado con la actividad portuaria y náutica y su uso en pinturas antiincrustantes, observándose un incremento en el periodo 2002-2015 y una disminución en 2016-2021 tras la prohibición de su uso en los tratamientos del casco de las embarcaciones. Por su parte, el As y el Hg son contaminantes sin un origen claro y con un patrón temporal diferente, que requerirían un seguimiento especial por los riesgos para la salud que pueden suponer.

A pesar de que aún se producen aportes de metales pesados debido al arrastre de minerales a través de las ramblas del sur de la laguna, la concentración de metales como el Fe, Zn y Pb en la capa superior de sedimentos ha mostrado una progresiva disminución, mientras otros, como el As, presentan menos información y han sufrido una redistribución. Los cambios observados dependen de la solubilidad de cada metal y estarían relacionados con los aportes de sedimentos para la regeneración de playas, el aumento de las tasas de sedimentación desde las cuencas vertientes no afectadas por la minería debido a las precipitaciones desde el cese de la actividad minera y a la redistribución de los sedimentos dentro de la laguna, e incluso con su exportación al exterior debido al hidrodinamismo e intercambios con el Mediterráneo.

El hecho de que el factor de bioconcentración observado a través de los niveles tróficos de la red alimentaria sea relativamente bajo, sugiere que el Mar Menor proporciona un importante servicio ecosistémico al retener metales pesados en el sedimento, impidiendo en gran medida su biodisponibilidad. Sin embargo, la alta concentración acumulada en los sedimentos y encontrada en algunos especímenes en la literatura, especialmente en individuos recolectados en las cercanías de la principal fuente de aporte de desechos



mineros, hacen que no deban ignorarse los riesgos y sea recomendable una monitorización más o menos regular y que cualquier actuación que afecte a las condiciones biogeoquímicas de los sedimentos controle estos aspectos.

Como ya se ha puesto de manifiesto en los anteriores informes, hay que insistir en que el Mar Menor sigue inmerso en un proceso de eutrofización dinámico, que no es un estado fijo y estático, sino que es heterogéneo espacialmente y que oscila, avanza o retrocede dependiendo de las condiciones ambientales y meteorológicas, la estación del año y de las actividades humanas y medidas de gestión adoptadas. Es importante ser conscientes de que dicha dinámica puede revertirse o minimizarse si se actúa de forma drástica sobre las descargas de agua de baja salinidad y alta concentración de nutrientes. Ello implica tomar medidas efectivas y urgentes, tanto en las prácticas agrícolas como en cualquier otro uso que se desarrolle en la cuenca de drenaje y en la laguna, con los correspondientes códigos de buenas prácticas y un planeamiento espacial adecuado.

El futuro del Mar Menor va a depender de que las medidas que se adopten sean las adecuadas y de que se haga antes de que la situación pueda ser irreversible. Hay que ser conscientes de que, tras la crisis distrófica de 2016, las medidas que se tomaron en ese momento fueron erróneas, ya que se basaron en desmontar las únicas infraestructuras que podían conducir las salmueras y en restricciones al tratamiento del agua, de modo que la imposibilidad de realizar desalobración condujo a una drástica reducción de la extracción de agua del freático que sin este proceso resultaba inutilizable para riego. Aunque la reducción inicial en la entrada de agua y nutrientes que esto supuso permitió una recuperación franca del ecosistema durante 2018, la ausencia de medidas estructurales estables hizo que los efectos fueran pasajeros, haciéndose patente que el problema no estaba resuelto y las medidas a medio plazo resultarían contraproducentes. La falta de extracción de agua, el aumento en la frecuencia de lluvias torrenciales y la ausencia de infraestructuras de gestión del agua han supuesto que el nivel freático se sitúe ya en la cuenca vertiente por encima de los 16 m sobre el nivel del mar y que la presión que ejerce se traduzca en un incremento continuado de la entrada de aguas y nutrientes que ahora lo hacen superficial y subsuperficialmente por numerosos puntos de la ribera interna de la laguna. En estas entradas, el fósforo ha vuelto a dejar de ser limitante de la producción biológica lo que se traduce en el incremento de episodios de crisis distróficas, con eventos de hipoxia y mortandad de organismos cuando las condiciones climáticas, especialmente en los meses de verano, actúan sinérgicamente, como los ocurridos cuando se produjo la entrada masiva de aguas de escorrentía durante la DANA de septiembre de 2019.

La aplicación de medidas como el mantenimiento de zonas naturales, filtros verdes, establecimiento de setos, planificación de cultivos, regulaciones en el abonado, etc., son importantes y necesarias, pero no suficientes. Si se quiere compatibilizar un sector primario como el agrícola y el uso urbano del perímetro lagunar, con las normativas que sean

necesarias, con una actividad pesquera tradicional y un turismo de calidad basado en la naturaleza y con la integridad ecológica del ecosistema, en un contexto de crecimiento azul y pacto verde europeo, es imprescindible disponer de infraestructuras que permitan la gestión del agua y la anticipación de los problemas, el control de las aguas de escorrentía y la separación de urbanas y pluviales, su extracción del freático, su tratamiento y reutilización de modo que se optimicen los recursos hídricos y se eviten las entradas al Mar Menor (Fig. 10.1).

Debe insistirse también en que la capacidad de respuesta del Mar Menor a la eutrofización implica, no solo que no lleguen nutrientes en exceso, sino además que no lleguen aguas hipohalinas. La baja salinidad, como consecuencia de las entradas de agua desde la cuenca vertiente, está suponiendo una homogeneización de las características hidrográficas de la laguna, un riesgo que favorece la colonización de especies alóctonas y parásitos de especies emblemáticas y un debilitamiento de las capacidades homeostáticas y de autorregulación del ecosistema.

La recuperación de la integridad ecológica del Mar Menor sólo será posible si se dispone de una infraestructura que permita extraer agua del freático y rebajarlo por debajo del nivel del mar, conducir y tratar esas aguas y las salmueras, eliminando los nutrientes y reutilizando las aguas sin que viertan a la laguna (Fig. 10.2). Todo ello, contando con sistemas de control que permitan mantener los equilibrios necesarios en los que se minimicen tanto las entradas del freático a la laguna, como la intrusión marina al acuífero. Estas infraestructuras ya existen en parte debido a que han venido siendo las utilizadas por la actividad agrícola, que es la actividad con mayor requerimientos y capacidad de utilizar el agua, pero deben complementarse con las que son necesarias para la conducción y tratamiento de las salmueras y el agua reutilizable. Es por ello que dicha actividad agrícola puede pasar de estar en el origen a ser una parte fundamental de la solución del proceso de eutrofización iniciado en los años 1990. Todos los usos, agrícolas, pesqueros, urbanos, recreativos y turísticos, deben contar con la correspondiente zonación territorial y con medidas reguladoras bien diseñadas y estrictas en su cumplimiento, en función de su naturaleza y los impactos que producen, pero, a su vez, con la flexibilidad necesaria para su adaptación a las circunstancias climáticas, ecológicas y socio-económicas y la información científica disponible en cada momento. Solo contando con ello y con las infraestructuras necesarias será posible el mantenimiento y la armonización de actividades productivas como la pesca y la agricultura, que garantizan la seguridad alimentaria, con actividades como el turismo basado en la naturaleza, y la integridad ecológica del ecosistema, en un contexto de crecimiento azul y pacto verde. Sin estas medidas estructurales, ninguna de las actividades, ni la integridad ecológica serán posibles, al menos en los niveles de calidad deseables.

Medidas a adoptar

Se necesitan normas de gestión de las actividades, pero éstas, siendo necesarias no serán suficientes y urge un plan de gestión del agua y una regulación no sólo de los vertidos, sino también de los niveles freáticos. Mantener la vigilancia sobre los vertidos es esencial, pero, sobre todo, anticiparse a ellos y evitarlos.



Figura 10.1. Principales presiones y medidas de gestión necesarias en el entorno del Mar Menor.

Podemos concluir que abordar el problema requiere enfoques multidisciplinares, pero si se quiere compatibilizar un sector primario como la agricultura con la normativa necesaria, con una actividad pesquera tradicional y un turismo de calidad basado en la naturaleza y con la integridad ecológica del ecosistema, en un contexto de crecimiento azul y de "green deal", son imprescindibles infraestructuras de gestión del agua, que en gran medida ya existen en el sector agrícola, que permiten extraer agua de las aguas subterráneas, canalizarla, extraer y desnitrificar las salmueras y reutilizarla sin que lleguen a la laguna excedentes de ningún tipo.

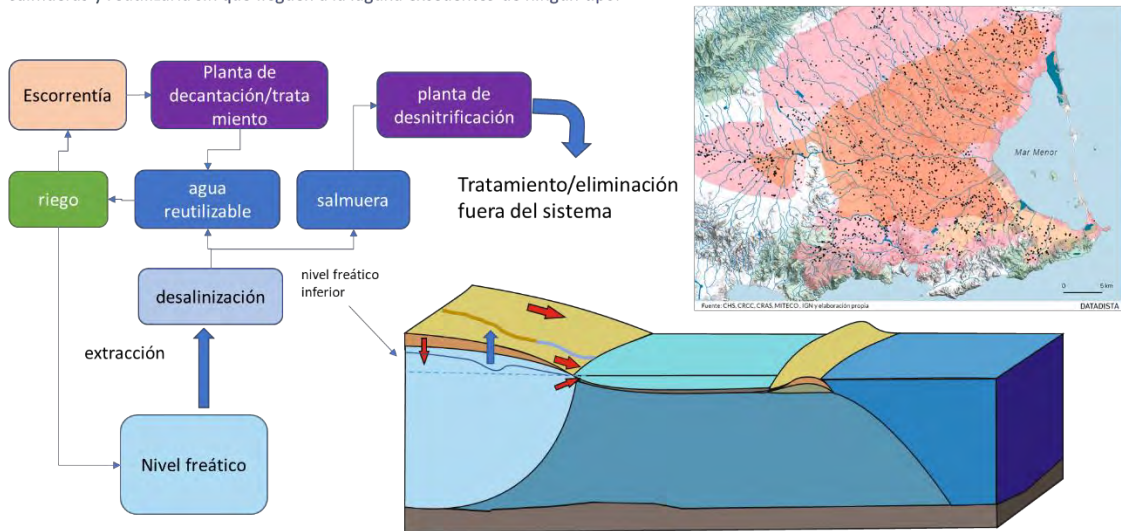


Figura 10.2. Esquema del plan e infraestructuras para la gestión de las aguas en la cuenca vertiente y freático del Campo de Cartagena necesarios para el mantenimiento de la integridad ecológica del ecosistema del Mar Menor.

En este sentido, es muy importante el consenso social, técnico y político y que se adopten las medidas con los especialistas en hidrogeología, en colaboración con los sectores activos en la cuenca, y poder utilizar las infraestructuras disponibles para reducir el nivel freático al menos entre 1.5 y 2 metros al nivel de la ribera interna de la laguna. Ante una situación que está clara y diagnosticada desde hace años, es urgente avanzar en la toma de decisiones y la ejecución de actuaciones para la gestión y control del agua, sin las cuales la solución del problema y la compatibilidad de las actividades en la cuenca y la integridad ecológica del Mar Menor no serán posibles.



11. BIBLIOGRAFÍA

- Accornero A., Gnerre R. & Manfra L., 2007. Sediment Concentrations of Trace Metals in the Berre Lagoon (France): An Assessment of Contamination. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 54 (3), 372–385. doi:10.1007/s00244-007-9049-6
- Álvarez-Rogel J., Jiménez-Cárceles F.J. & Nicolás C.E., 2006. Phosphorus and Nitrogen content in the water of a coastal wetland in the Mar Menor lagoon (SE Spain): Relationships with effluents from urban and agricultural areas. *Water, Air, and Soil Pollution* 173 (1-4), 21–38.
- Anderson M.J., 2005. *PERMANOVA: a FORTRAN Computer Program for Permutational Multivariate Analysis of Variance*. University of Auckland, Auckland.
- Anthony A., Atwood J., August P., Byron C., Cobb S., Foster C., Fry A., Gold A., Hagos K., Heffner L., Kellog D.Q., Lellis-Dibble K., Opaluch J.J., Oviatt C., Pfeiffer-Herbert A., Rohr N., Smith L., Smythe T., Swift J., Vinhateiro N., 2009. Coastal lagoons and climate change: ecological and social ramifications in U.S. Atlantic and Gulf coast ecosystems. *Ecology and Society* 14 (1), 8. [online] <http://www.Ecologyandsociety.org/vol14/iss1/art8/>.
- Arai M.N., 2001. Pelagic coelenterates and eutrophication: A review. *Hydrobiologia* 451, 69–87. doi:10.1023/A:1011840123140
- Arai M.N., 2005. Predation on pelagic coelenterates: a review. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 85 (3), 523-536.
- Arai M.N., Welch D.W., Dunsmuir A.L., Jacobs M.C. & Ladouceur A.R., 2003. Digestion of pelagic Ctenophora and Cnidaria by fish. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 60 (7), 825-829.
- Ardura A. & Planes S., 2017. Rapid assessment of non-indigenous species in the era of the eDNA barcoding: A Mediterranean case study. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 188, 81-87. doi:10.1016/j.ecss.2017.02.004
- Arias A., Richter A., Anadón N. & Glasby C.J., 2013. Revealing polychaetes invasion patterns: Identification, reproduction and potential risks of the Korean ragworm, *Perineris lineata* (Tradwell, 1936), in the Western Mediterranean. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 131, 117-128. doi:10.1016/j.ecss.2013.03.017
- Arienzo M., Masuccio A.A. & Ferrara L., 2013. Evaluation of Sediment Contamination by Heavy Metals, Organochlorinated Pesticides, and Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the Berre Coastal Lagoon (Southeast France). *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 65 (3), 396–406. doi:10.1007/s00244-013-9915-3
- Astorga D., Ruiz J. & Prieto L., 2012. Ecological aspects of early life stages of *Cotylorhiza tuberculata* (Scyphozoa: Rhizostomae) affecting its pelagic population success. *Hydrobiologia* 690, 141-155. doi:10.1007/s10750-012-1036-x
- Ates R.M.L., 1988. Medusivorous fishes, A review. *Zoologische Mededelingen* 62 (3), 29–42.
- Ates R.M., 2017. Benthic scavengers and predators of jellyfish, material for a review. *Plankton and Benthos Research* 12 (1), 71-77.
- Atzori G., López E., Addis P., Sabatini A. & Cabiddu S., 2016. First record of the alien polychaete *Naineris setosa* (Scolecida; Orbiniidae) in Tyrrhenian Sea (Western Mediterranean). *Marine Biodiversity Records* 9 (5). doi:10.1186/s41200-016-0017-6
- Auernheimer C., Llavador F. & Piña J.A., 1984. Chemical minority elements in bivalve shells – a natural model (Mar Menor, Spain). *Archives des Sciences* 37 (3), 317-331.
- Auernheimer C., Chinchon S. & Piña J.A., 1996. Lead pollution in bivalve shells. Mar Menor, Spain.



- Archives des Sciences* 49 (2), 87-98.
- Avian M., Motta G., Prodan M., Tordoni E., Macaluso V., Beran A., Goruppi A., Bacaro G. & Tirelli V., 2021. Asexual reproduction and strobilation of *Sanderia malayensis* (Scyphozoa, Pelagiidae) in relation to temperature: experimental evidence and implications. *Diversity* 13 (2), 37. doi:10.3390/d13020037
- Azuara J., Lebreton V., Dezileau L., Pérez Ruzafa A. & Combourieu-Nebout N., 2020. Middle and Late Holocene vegetation history of the Murcia region from a new high-resolution pollen sequence from the Mar Menor lagoon. *Journal of Archaeological Science: Reports* 31, 102353. doi:10.1016/j.jasrep.2020.102353
- Azzurro E., Sbragaglia V., Cerri J., Bariche M., Bolognini L., Ben Souissi J., Busoni G., Coco S., Chryssanthi A., Fanelli E., Ghanem R., Garrabou J., Gianni F., Grati F., Kolutari J., Letterio G., Lipej L., Mazzoldi C., Milone N., Pannacciulli F., Pešić A., Samuel-Rhoads Y., Saponari L., Tomanic J., Topçu N.E., Vargiu G. & Moschella P., 2019. Climate change, biological invasions, and the shifting distribution of Mediterranean fishes: A large-scale survey based on local ecological knowledge. *Global Change Biology* 25 (8), 2779-2792. doi:10.1111/gcb.14670
- Ballesteros A., Östman C., Santín A., Marambio M., Narda M. & Gili J.M., 2021. Cnidome and morphological features of *Pelagia noctiluca* (Cnidaria: Scyphozoa) throughout the different life cycle stages. *Frontiers in Marine Science* 8, 714503. doi:10.3389/fmars.2021.714503
- Ballesteros A., Paez D., Santín A., García A., Martín Y., Alonso E., Jourdan E. & Gili J.M., 2022. Successful culture of *Pelagia noctiluca* (Cnidaria: Scyphozoa) over time: a continuous supply of the holoplanktonic jellyfish for research and industrial applications. *Frontiers in Marine Science* 9, 911383. doi:10.3389/fmars.2022.911383
- Båmstedt U., 2023. Life history traits of the deep-water medusa *Periphylla periphylla* as revealed through failure and recovery of recruitment. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 282, 108205. doi:10.1016/j.ecss.2022.108205
- Båmstedt U., Sötje I., Tiemann H. & Martinussen M.B., 2020. Fecundity and early life of the deep-water jellyfish *Periphylla periphylla*. *Journal of Plankton Research* 42 (1), 87–101. doi:10.1093/plankt/fbz076
- Barnes R.S.K., 1980. *Coastal lagoons. The natural history of a neglected habitat*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Bayha K.M., Graham W.M., Higgins III J.E. & Fletcher H.A., 2012. Predation potential of the jellyfish *Drymonema larsoni* Bayha & Dawson (Scyphozoa: Drymonematidae) on the moon jellyfish *Aurelia* sp. in the northern Gulf of Mexico. *Hydrobiologia* 690, 189–197. doi:10.1007/s10750-012-1038-8
- Baza-Varas A., Canals M., Frigola J., Cerdà-Doménech M., Rodés N., Tarrés M. & Sánchez-Vidal A., 2021. Multiproxy characterization of sedimentary facies in a submarine sulphide mine tailings dumping site and their environmental significance: The study case of Portmán Bay (SE Spain). *Science of the Total Environment* 810, 151183. doi:10.1016/j.scitotenv.2021.151183.
- Behera P.R., Jishnudev M.A., Ghosh S. & Saravanan R., 2022. Biometry and size distribution of *Crambionella annandalei* and *Chrysaora* spp. along the coast of Andhra Pradesh, India. *Aquatic Ecology* 56, 227-237. doi:10.1007/s10452-021-09911-z
- Belando M.D., Bernardeau-Esteller J., García-Muñoz R., Ramos-Segura A., Santos-Echeandía J., García-Moreno P., Carreño F. & Ruiz J.M., 2017. *Evaluación del estado de conservación de las praderas de Cymodocea nodosa en la laguna costera del Mar Menor. 2014-2016*. Informe del Instituto Español de Oceanografía y la Asociación de Naturalistas del Sureste, Murcia. 157pp.



- Bellido J.J., Baez J.C., Souviron-Priego L., Ferri-Yanez F., Salas C., López J.A. & Real R., 2020. Atmospheric indices allow anticipating the incidence of jellyfish coastal swarms. *Mediterranean Marine Science* 21 (2), 289-297. doi:10.12681/mms.20983
- Bellón Aguilera J., 2009. Minería y metalurgia en el área de Carthago Nova: modelos de ocupación del territorio desde la república hasta el principado de Augusto en finca Petén (Mazarrón, Murcia). *Arqueología y Territorio* 6, 165-177.
- Ben Mna H., Helali M.A., Oueslati W., Amri S. & Aleya L., 2021. Spatial distribution, contamination assessment and potential ecological risk of some trace metals in the surface sediments of the Gulf of Tunis, North Tunisia. *Marine Pollution Bulletin* 170, 112608. doi:10.1016/j.marpolbul.2021.112608
- Benedetti-Cecchi L., Canepa A., Fuentes V., Tamburello L., Purcell J. E., Piraino S., Roberts J., Boero F. & Halpin P., 2015. Deterministic factors overwhelm stochastic environmental fluctuations as drivers of jellyfish outbreaks. *PLoS One* 10 (10), e0141060. doi:10.1371/journal.pone.0141060
- Benedicto J., Marín-Guirao L. & Guerrero J., 2009. Contaminación por metales y compuestos organoestánicos en el Mar Menor. En: *El Mar Menor. Estado actual del conocimiento científico*. Fundación Instituto Euromediterráneo del Agua/Fundación Cluster, Murcia, 203-237.
- Beraldi G.Q.F., Eduardo de Rezende C., Gomes de Almeida M., Carvalho C., Drude de Lacerda L., Nascimento de Farias R., Vidal M., Souza M.D.P. & Molisani M.M., 2019. Assessment of a coastal lagoon metal distribution through natural and anthropogenic processes (SE, Brazil). *Marine Pollution Bulletin* 146, 552-561. doi:10.1016/j.marpolbul.2019.07.007
- Blake J.A., 2000. A new genus and species of polychaete worm (Family Orbiniidae) from methane seeps in the Gulf of Mexico, interrelationships of the genera of Orbiniidae. *Cahiers de Biologie Marine* 41, 435-449.
- Blake J.A., 2017. Polychaeta Orbiniidae from Antarctica, the Southern Ocean, the abyssal Pacific Ocean, and off South America. *Zootaxa* 4218, 1-145. doi:10.11646/zootaxa.4218.1.1
- Blake J.A., 2020. New species and records of deep-water Orbiniidae (Annelida, Polychaeta) from the Eastern Pacific continental slope, abyssal Pacific Ocean, and the South China Sea. *Zootaxa* 4730, 1-61. doi:10.11646/zootaxa.4730.1.1
- Blake J.A., 2021. New species and records of Orbiniidae (Annelida, Polychaeta) from continental shelf and slope depths of the Western North Atlantic Ocean. *Zootaxa* 4930, 1-123. doi:10.11646/zootaxa.4930.1.1
- Blake J.A. & Giangrande A., 2011. *Naineris setosa* (Verrill) Polychaeta, Orbiniidae), an American subtropical-tropical polychaete collected from an aquaculture facility in Brindisi (Adriatic Sea, Italy): A possible alien species. *Italian Journal of Zoology* 78, 20-26. doi:10.1080/11250003.2011.577982
- Blouidi M.K., Duplay J. & Quaranta G., 2008. Heavy metal contamination of coastal lagoon sediments by anthropogenic activities: the case of Nador (East Morocco). *Environmental Geology* 56 (5), 833-843. doi:10.1007/s00254-007-1184-x
- Boero F., Bouillon J., Gravili C., Miglietta M.P., Parsons T. & Piraino S., 2008. Gelatinous plankton: irregularities rule the world (sometimes). *Marine Ecology Progress Series* 356, 299-310. doi:10.3354/meps07368
- Bonnet D., Molinero J.C., Schohn T. & Daly Yahia M.N., 2012. Seasonal changes in the population dynamics of *Aurelia aurita* in Thau lagoon. *Cahiers de Biologie Marine* 53, 343-347.
- Bosch-Belmar M., Milisenda G., Basso L., Doyle T.K., Leone A. & Piraino S., 2020. Jellyfish impacts on marine aquaculture and fisheries. *Reviews in Fisheries Science & Aquaculture* 29 (2), 242-259.



doi:10.1080/23308249.2020.1806201

- Botsou F., Karageorgis A.P., Paraskevopoulou V., Dassenakis M. & Scoullou M., 2019. Critical Processes of Trace Metals Mobility in Transitional Waters: Implications from the Remote, Antinioti Lagoon, Corfu Island, Greece. *Journal of Marine Science and Engineering* 7 (9), 307. doi:10.3390/jmse7090307
- Boudouresque C.F. & Verlaque M., 2012. An overview of species introduction and invasion processes in marine and coastal lagoon habitats. *Cahiers de Biologie Marine* 53, 309-317
- Boughton J., Hirst A.G., Lucas C.H. & Spencer M., 2023. Negative and positive interspecific interactions involving jellyfish polyps in marine sessile communities. *PeerJ* 11, e14846. doi:10.7717/peerj.14846
- Bourrin F., Uusõue M., Canals M., Sánchez-Vidal A., Aubert D., Menniti C. & Klar J., 2021. Release of particles and metals into seawater following sediment resuspension of a coastal mine tailings disposal off Portman Bay, Southern Spain. *Environmental Science and Pollution Research* 28, 47973–47990. doi:10.1007/s11356-021-14006-1
- Brekman V., Malik A., Haas B., Sher N. & Lotan T., 2015. Transcriptome profiling of the dynamic life cycle of the scyphozoan jellyfish *Aurelia aurita*. *BMC Genomics* 16 (1), 74. doi:10.1186/s12864-015-1320-z
- Bronk Ramsey C., 2001. Development of the Radiocarbon calibration program OxCal. *Radiocarbon* 43, 355–363.
- Bronk Ramsey C., 2008. Deposition models for chronological records. *Quaternary Sci. Rev.* 27, 42–60. doi:10.1016/j.quascirev.2007.01.019
- Brotz, L. (2016). *Jellyfish fisheries of the world*. PhD Thesis, University of British Columbia.
- Brotz L., Cheung W.W.L., Kleisner K., Pakhomov E. & Pauly D., 2012. Increasing jellyfish populations: trends in large marine ecosystems. *Hydrobiologia* 690, 3-20. doi:10.1007/s10750-012-1039-7
- Brotz L., Schiariti A., López-Martínez J., Álvarez-Tello J., Peggy Hsieh Y.H., Jones R.P., Quiñones J., Dong Z., Morandini AC., Preciado M., Laaz E. & Mianzan H., 2017. Jellyfish fisheries in the Americas: origin, state of the art, and perspectives on new fishing grounds. *Reviews in fish biology and fisheries* 27, 1-29. doi:10.1007/s11160-016-9445-y
- Brotz L., Cisneros-Montemayor A.M. & Cisneros-Mata M.Á., 2021. The race for jellyfish: Winners and losers in Mexico's Gulf of California. *Marine Policy* 134, 104775. doi:10.1016/j.marpol.2021.104775
- Browne J.G., 2014. *Parasites of jellyfish in eastern Australia*. PhD Thesis, Griffith University.
- Buccolieri A., Buccolieri G., Cardellicchio N., Dell'Atti A., Di Leo A. & Maci A., 2006. Heavy metals in marine sediments of Taranto Gulf (Ionian Sea, Southern Italy). *Marine Chemistry* 99, 227–235. doi:10.1016/j.marchem.2005.09.009
- Buchanan J.B., 1984. Sediment Analysis. En: Holme N.A. & McIntyre A.D. (Eds.), *Methods for the Study of Marine Benthos*. Blackwell, Oxford, 41-65.
- Cabidu S., Addis P., Palmas F. & Pusceddu A., 2020. First record of *Dyspanopeus sayi* (Smith, 1869) (Decapoda: Brachyura; Panopeidae) in a Sardinian coastal lagoon (western Mediterranean, Italy). *BiolInvasions Records* 9 (1), 74-82. doi:10.3391/bir.2020.9.1.10
- Canepa A., Fuentes V., Sabatés A., Piraino S., Boero F. & Gili J.M., 2014. *Pelagia noctiluca* in the Mediterranean Sea. In: Pitt K.A. & Lucas C.H. (Eds.), *Jellyfish Blooms*. Springer, Netherlands: 237–266. doi:10.1007/978-94-007-7015-7
- Cárdenas E.B. & Aranda D.A., 2000. A review of reproductive patterns of bivalve mollusks from Mexico. *Bulletin of Marine Science* 66 (1), 13-27.



- CARM, 2019. *Análisis de las concentraciones de metales pesados en la masa de agua y sedimentos en la laguna del Mar Menor, a través del estudio de los datos resultantes de las mediciones disponibles en las estaciones de seguimiento de la Red de Control y Vigilancia de la Calidad de las Aguas Litorales de la Región de Murcia*. D.G de Medio Ambiente y Mar Menor de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia, 52 pp.
- Carrizo S.S., Schiariti A., Nagata R.M. & Morandini A.C., 2016. Preliminary observations on ephyrae predation by *Lychnorhiza lucerna* medusa (Scyphozoa; Rhizostomeae). *Der Zoologische Garten* 85 (1-2), 74-83.
- Castro-Aguirre J.L., 1986. *Estudios sistemáticos y ecológicos de la ictiofauna del sistema estuarino-lagunar Tuxpam-Tampamachoco, Veracruz, México*. Tesis Doctoral. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Cecere E., Alabiso G., Carlucci R., Petrocelli A. & Verlaque M., 2016a. Fate of two invasive or potentially invasive alien seaweeds in a central Mediterranean transitional water system: Failure and success. *Botanica Marina* 59, 451-462. doi:10.1515/bot-2016-0053
- Cecere E., Petrocelli A., Belmonte M., Portacci G. & Rubino F., 2016b. Activities and vectors responsible for the biological pollution in the Taranto seas (Mediterranean Sea, Southern Italy): a review. *Environmental Science Pollution Research International* 23, 12797-12810. doi:10.1007/s11356-015-5056-8
- Chambel J., Araújo T., Mendes C., Miranda F., Cândia L., Maranhão P. & Pedrosa R., 2016. New marine ornamental species: the potential of Moon jellyfish *Aurelia aurita*. *Frontiers in Marine Science Conference Abstract: IMMR| International Meeting on Marine Research*. doi:10.3389/conf.FMARS.2016.04.00047
- Chi X., Mueller-Navarra D.C., Hylander S., Sommer U. & Javidpour J., 2019. Food quality matters: Interplay among food quality, food quantity and temperature affecting life history traits of *Aurelia aurita* (Cnidaria: Scyphozoa) polyps. *Science of the Total Environment* 656, 1280-1288. doi:10.1016/j.scitotenv.2018.11.469
- Chi X., Zhang F. & Sun S., 2022. Transgenerational effects and temperature variation alter life history traits of the moon jellyfish. *Frontiers in Marine Science* 9, 913654. doi:10.3389/fmars.2022.913654
- Chiaverano L.M., Graham W.M. & Costello J.H., 2015. Parasites alter behavior, reproductive output, and growth patterns of *Aurelia* medusae in a marine lake. *Marine Ecology Progress Series* 540, 87-98. doi:10.3354/meps11513
- Chouikh N., Gillet P., Langston W.J., Cheggour M., Maarouf A., El Hachimi Y. & Mouabad A., 2021. Spatial and temporal assessment of metals contamination in the surface sediments of biogenic intertidal reefs of *Sabellaria alveolata* (Annelida: Polychaeta) from Essaouira protected coastal area (Atlantic coast of Morocco). *Regional Studies in Marine Science* 48, 101998. doi:10.1016/J.RSMA.2021.101998
- Ciechowski J.D., 1981. Ictioplancton. En: D. Boltovskoy (Ed.). *Atlas del zooplancton del Atlántico Sudoccidental*. Contribución del Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero. Publicación Especial Nº 365. Mar de Plata: 829-860.
- Çinar M.E., 2013. Alien polychaete species worldwide: current status and their impacts. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 93, 1257-1278. doi:10.1017/S0025315412001646.
- Çinar M.E., Bilecenoğlu M., Yokeş M.B., Öztürk B., Taşkin E., Bakir K., Doğan A. & Açık Ş., 2021. Current status (as of end of 2020) of marine alien species in Turkey. *PLoS ONE* 16 (5), e0251086.



- doi:10.1371/journal.pone.0251086
- Ciriaco S., Faresi L. & Segarich M., 2021. Observations on the Feeding of *Drymonema dalmatinum* in the Gulf of Trieste. *Diversity* 13 (4), 163. doi:10.3390/d13040163
- Clarke K.R., Gorley R.N., Somerfield P.J. & Warwick R.M., 2014. *Change in Marine Communities: An Approach to Statistical Analysis and Interpretation*. Plymouth: PRIMER-E.
- Cloern J.E., 2001. Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *Marine Ecology Progress Series* 210, 223–253.
- Coll M., Piroddi C., Steenbeek J., Kaschner K., Ben Rais Lasram F., Aguzzi J., Ballesteros E., Bianchi C.N., Corbera J., Dailianis T., Danovaro R., Estrada M., Froggia C., Galil B.S., Gasol J.M., Gertwagen R., Gil J., Guilhaumon F., Kesner-Reyes K., Kitsos M.S., Koukouras A., Lampadariou N., Laxamana E., López-Fe de la Cuadra C.M., Lotze H.K., Martin D., Mouillot D., Oro D., Raicevich S., Rius-Barile J., Saiz-Salinas J.I., 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). doi:10.1371/journal.pone.0011842
- Condomines M., Tanguy J. & Michaud V. 1995. Magma dynamics at Mt Etna: constraints from U-Th-Ra-Pb radioactive disequilibria and Sr isotopes in historical lavas. *Earth Planet. Sci. Lett.* 132, 25-41. doi:10.1016/0012-821X(95)00052-E
- Condon R.H., Duarte C.M., Pitt K.A., Robinson K.L., Lucas C.H., Sutherland K.R., Mianzan H.W., Bogeberg M., Purcell J.E., Decker M.B., Uye S., Madin L.P., Brodeur R.D., Haddock S.H.D., Malej A., Parry G.D., Eriksen E., Quiñones J., Acha M., Harvey M., Arthur, J.M. & Graham W.M., 2013. Recurrent jellyfish blooms are a consequence of global oscillations. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 110 (3), 1000-1005. doi:10.1073/pnas.1210920110
- Conesa H.M. & Jiménez-Cárceles F., 2007. The Mar Menor lagoon (SE Spain): A singular natural ecosystem threatened by human activities. *Marine Pollution Bulletin* 54, 839–849. doi:10.1016/j.marpolbul.2007.05.007
- Conesa H.M., Jiménez-Cárceles F., María-Cervantes A., González-Alcaraz M.N., Egea-Nicolas C. & Alvarez-Rogel J., 2010. Heavy metal contamination caused by mining activities in the Mar Menor lagoon (SE Spain). En: Pérez X.L.O. & Vázquez F.M. (Eds.), *Biogeochemistry and pedogenetic process in saltmarsh and mangrove systems*. Nova Science Publishers, New York, 253-269.
- Conesa H.M., María-Cervantes A., Álvarez-Rogel J. & González-Alcaraz M.N., 2011. Influence of soil properties on trace element availability and plant accumulation in a Mediterranean salt marsh polluted by mining wastes: Implications for phytomanagement. *Science of the Total Environment* 409, 4470-4479. doi:10.1016/j.scitotenv.2011.07.049
- Connolly S.R. & Roughgarden J., 1999. Theory of marine communities: competition, predation, and recruitment-dependent interaction strength. *Ecological Monographs* 69 (3), 277-296.
- Costello M.J., Tsai P., Wong P.S., Kwok Lun Cheung A., Basher Z. & Chaudhary C., 2017. Marine biogeographic realms and species endemism. *Nature Communications* 8, 1057. doi:10.1038/s41467-017-01121-2
- Costello J.H., Colin S.P., Dabiri J.O., Gemmill B.J., Lucas K.N. & Sutherland K.R., 2021. The hydrodynamics of jellyfish swimming. *Annual Review of Marine Science* 13, 375-396. doi:10.1146/annurev-marine-031120-091442
- Cresson P., Travers-Trolet M., Rouquette M., Timmerman C.-A., Giraldo C., Lefebvre S. & Ernande B., 2017. Underestimation of chemical contamination in marine fish muscle tissue can be reduced by considering variable wet: dry weight ratios. *Marine Pollution Bulletin* 123 (1-2), 279–285. doi:10.1016/j.marpolbul.20



- Crooks J.A., Chang A.L. & Ruíz G.M., 2011. Aquatic pollution increases the relative success of invasive species. *Biological Invasions* 13, 165-176. doi:10.1007/S10530-010-9799-3
- D'Ambra I. & Graham W.M., 2009. Early developmental sequence of an anthozoan parasite of the jellyfish *Aurelia* sp. 5 in an isolated marine lake (Mljet, Croatia). *Annales: Series Historia Naturalis* 19 (2), 59-64.
- Dassenakis M., Garcia G., Diamantopoulou E., Girona J.D., García-Marín E.M., Filippi G. & Fioraki V., 2010. The impact of mining activities on the hypersaline Mar Menor lagoon. *Desalination and Water Treatment* 13, 282–289. doi:10.5004/dwt.2010.1036
- Dauvin J.C., 2007. Paradox of estuarine quality: benthic indicators and indices, consensus or debate for the future. *Marine Pollution Bulletin* 55, 271–281. doi:10.1016/j.marpolbul.2006.08.017
- Dauvin J.C. & Ruellet T., 2009. The estuarine quality paradox: Is it possible to define an ecological quality status for specific modified and naturally stressed estuarine ecosystems? *Marine Pollution Bulletin* 59, 38-47. doi:10.1016/j.marpolbul.2008.11.008
- De Domenico S., De Rinaldis G., Mammone M., Bosch-Belmar M., Piraino S. & Leone A., 2023. The Zooxanthellate Jellyfish Holobiont *Cassiopea andromeda*, a Source of Soluble Bioactive Compounds. *Marine Drugs* 21 (5), 272. doi:10.3390/md21050272
- De León A.R., Guerrero J. & Faraco F., 1982. Evolution of the pollution of the coastal lagoon of Mar Menor. *VI Journées Étud. Pollution, C.I.E.S.M.*, Cannes, 355-358.
- De Rinaldis G., Leone A., De Domenico S., Bosch-Belmar M., Slizyte R., Milisenda G., Santucci A., Albano C. & Piraino S., 2021. Biochemical characterization of *Cassiopea andromeda* (Forsskål, 1775), another red sea jellyfish in the western mediterranean sea. *Marine Drugs* 19 (9), 498. doi:10.3390/md19090498
- Dean H.K. & Blake J.A., 2015. The Orbiniidae (Annelida: Polychaeta) of Pacific Costa Rica. *Zootaxa* 3956, 183–198. doi:10.11646/zootaxa.3956.2.2
- Dezileau L., Sabatier P., Blanchemanche P., Joly B., Swingedouw D., Cassou C., Castaings J., Martinez P. & Von Grafenstein U., 2011. Intense storm activity during the Little Ice Age on the French Mediterranean coast. *Paleogeography, Paleoclimatology, Paleoecology* 299, 289–297. doi:10.1016/j.palaeo.2010.11.009
- Dezileau L., Pérez-Ruzafa A., Blanchemanche P., Degeai J.P., Raji O., Martinez P., Marcos C. & Von Grafenstein U., 2016. Extreme storms during the last 6500 years from lagoonal sedimentary archives in the Mar Menor (SE Spain). *Climate of the Past* 12 (6), 1389–1400. doi:10.5194/cp-12-1389-2016
- Di Camillo C.G., Betti F., Bo M., Martinelli M., Puce S. & Bavestrello G., 2010. Contribution to the understanding of seasonal cycle of *Aurelia aurita* (Cnidaria: Scyphozoa) scyphopolyps in the northern Adriatic Sea. *Journal of Marine Biological Association of the United Kingdom* 90 (6), 1105–1110. doi:10.1017/S0025315409000848
- Dial R. & Roughgarden J., 1998. Theory of marine communities: the intermediate disturbance hypothesis. *Ecology* 79 (4), 1412-1424.
- Dobson J.Y., Fonfría E.S., Palacios R., Blasco E. & Bordehore C., 2023. Citizen science effectively monitors biogeographical and phenological patterns of jellyfish. *Ocean & Coastal Management* 242, 106668. doi:10.1016/j.ocecoaman.2023.106668
- Dong J., Jiang L.X., Tan K.F., Liu H.Y., Purcell J.E., Li P.J. & Ye C.C., 2009. Stock enhancement of the edible jellyfish (*Rhopilema esculentum* Kishinouye) in Liaodong Bay, China: A review. *Hydrobiologia* 616, 113–118. doi:10.1007/s10750-008-9592-9
- Dong Z., Liu D. & Keesing J.K., 2014. Contrasting trends in populations of *Rhopilema esculentum* and



- Aurelia aurita* in Chinese waters. En: Pitt K.A. & Lucas C. (Eds), *Jellyfish blooms*, Springer, Dordrecht. doi:10.1007/978-94-007-7015-7_9
- Drude De Lacerda L., 1994. Biogeochemistry of Heavy Metals in Coastal Lagoons. En: Kjerfve B. (Ed.), *Coastal Lagoon Processes*. Elsevier Oceanography Series, 60, 221-241.
- Drude de Lacerda L., Fernandez M.A., Calazans C.F. & Tanizaki K.F., 1992. Bioavailability of heavy metals in sediments of two coastal lagoons in Rio de Janeiro, Brazil. *Hydrobiologia* 228 (1), 65–70. doi:10.1007/bf00006477
- Duchafour P., 1975. *Manual de Edafología*. Toray-Masson, Barcelona.
- Edelist D., Guy-Haim T., Kuplik Z., Zuckerman N., Nemoy P. & Angel D.L., 2020. Phenological shift in swarming patterns of *Rhopilema nomadica* in the Eastern Mediterranean Sea. *Journal of Plankton Research* 42 (2), 211-219. doi:10.1093/plankt/fbaa008
- Eibye-Jacobsen D., 2002. The Orbiniidae (Annelida: Polychaeta) of the BIOSHELF project, Andaman Sea, Thailand. *Phuket Marine Biological Center Special Publication* 24, 77-99
- Eiroa J.J., 1986. Aproximación a los modelos sociales de la Edad del Bronce en el Sureste. En: Mas J. (Ed.), *Historia de Cartagena*, 2. Ed. Mediterráneo, Murcia, 353-404.
- El Ati Hellal M., Hellal F., El Khemissi Z., Jebali R. & Dachraoui M., 2010. Trace Metals in Algae and Sediments from the North-Eastern Tunisian Lagoons. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 86 (2), 194–198. doi:10.1007/s00128-010-0175-x
- El Zrelli R., Yacoubi L., Wakkaf T., Castet S., Grégoire M., Mansour L., Courjault-Radé P. & Rabaoui L., 2021. Surface sediment enrichment with trace metals in a heavily human-impacted lagoon (Bizerte Lagoon, Southern Mediterranean Sea): Spatial distribution, ecological risk assessment, and implications for environmental protection. *Marine Pollution Bulletin* 169, 112512. doi:10.1016/j.marpolbul.2021.112512
- Eleftheriou A., 2013. *Methods for the Study of Marine Benthos*. John Wiley & Sons Ltd, West Sussex, UK, 494 pp.
- Elliott M. & Quintino V., 2007. The Estuarine Quality Paradox, environmental homeostasis and the difficulty of detecting anthropogenic stress in naturally stressed areas. *Marine Pollution Bulletin* 54 (6), 640-645. doi:10.1016/j.marpolbul.2007.02.003.
- Enrique-Navarro A., Huertas I.E., León Cobo M.J. & Prieto L., 2021. Impact of ocean warming and ocean acidification on asexual reproduction and statolith formation of the symbiotic jellyfish *Cotylorhiza tuberculata*. *Plos one* 16 (8), e0254983. doi:10.1371/journal.pone.0254983_
- Erena M., Domínguez J.A., Atenza J.F., García-Galiano S., Soria J. & Pérez-Ruzafa A., 2020. Bathymetry Time Series Using High Spatial Resolution Satellite Images. *Water* 12 (2), 531. doi:10.3390/w12020531
- Escarria E., Beltrán-León B.S. & Giraldo A., 2006. Ictioplancton superficial de la cuenca del Océano Pacífico colombiano. Nota científica. *Investigaciones Marinas* 34 (2), 169-173.
- Fan Y., Zhou W., Hou X., Kong X., Chen N. & Burr G.S., 2021. Indication of new climatic proxy by loess iodine variation. *Quaternary Science Reviews* 251, 106720. doi:10.1016/j.quascirev.2020.106720
- Felsenstein J., 1985. Confidence limits on phylogenies: An approach using the bootstrap. *Evolution* 39, 783-791.
- Feng S., Zhang F., Sun S., Wang S. & Li C., 2015a. Effects of duration at low temperature on asexual reproduction in polyps of the scyphozoan *Nemopilema nomurai* (Scyphozoa: Rhizostomeae). *Hydrobiologia* 754, 97-111. doi:10.1007/s10750-015-2173-9
- Feng S., Zhang G.T., Sun S., Zhang F., Wang S.W. & Liu M.T., 2015b. Effects of temperature regime



- and food supply on asexual reproduction in *Cyanea nozakii* and *Nemopilema nomurai*. *Hydrobiologia*, 754, 201-214. Doi:10.1007/s10750-015-2279-0
- Feng S., Wang S.W., Zhang G.T., Sun S. & Zhang F., 2017. Selective suppression of in situ proliferation of scyphozoan polyps by biofouling. *Marine Pollution Bulletin* 114 (2), 1046-1056. doi:10.1016/j.marpolbul.2016.10.062
- Feng S., Lin J., Sun S., Zhang F., Li C. & Xian W., 2020. Combined effects of seasonal warming and hyposalinity on strobilation of *Nemopilema nomurai* polyps. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 524, 151316. doi:10.1016/j.jembe.2020.151316
- Feng S., Lin J., Uye S.I., Sun S. & Zhang F., 2021. Effects of salinity, light intensity and biofouling on planula settlement and subsequent development to polyps in *Cyanea nozakii* (Cnidaria: Scyphozoa). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 542, 151608. doi:10.1016/j.jembe.2021.151608
- Fernandes H.M., 1997. Heavy metal distribution in sediments and ecological risk assessment: The role of diagenetic processes in reducing metal toxicity in bottom sediments. *Environmental Pollution* 97 (3), 317–325. doi:10.1016/s0269-7491(97)00004-3
- Fernández-Alías A., 2024. *Ecología de escifozoos*. Tesis de Doctorado, Universidad de Murcia.
- Fernández-Alías A. & Pérez-Ruzafa A., 2023. *Estado de las poblaciones de medusas en el Mar Menor (Actualización 6 de julio 2023)*. Report of the “Ecología y Ordenación de Ecosistemas Marinos Costeros” Research Group. Department of Ecology and Hydrology, University of Murcia, Spain. https://canalmarmenor.carm.es/wp-content/uploads/Estado-poblaciones-de-Medusas_06-Julio-2023.pdf
- Fernández-Alías A., Marcos C., Quispe J.I., Sabah S. & Pérez-Ruzafa A., 2020. Population dynamics and growth in three scyphozoan jellyfishes, and their relationship with environmental conditions in a coastal lagoon. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 243, 106901. doi:10.1016/j.ecss.2020.106901
- Fernández-Alías A., Marcos C. & Perez-Ruzafa A., 2021. Larger scyphozoan species dwelling in temperate, shallow waters show higher blooming potential. *Marine Pollution Bulletin* 173, 113100. doi:10.1016/j.marpolbul.2021.113100
- Fernández-Alías A., Montañó-Barroso T., Conde-Cañó M.R., Manchado-Pérez S., López-Galindo C., Quispe-Becerra J.I., Marcos C. & Pérez-Ruzafa A., 2022. Nutrient overload promotes the transition from top-down to bottom-up control and triggers dystrophic crises in a Mediterranean coastal lagoon. *Science of The Total Environment* 157388. doi:10.1016/j.scitotenv.2022.157388
- Fernández-Alías A., Molinero J.C., Quispe-Becerra J. I., Bonnet D., Marcos C. & Pérez-Ruzafa A., 2023a. Phenology of scyphozoan jellyfish species in a eutrophication and climate change context. *Marine Pollution Bulletin* 194, 115286. doi:10.1016/j.marpolbul.2023.115286
- Fernández-Alías A., Marcos C. & Pérez-Ruzafa A., 2023b. Reconstructing the Biogeographic History of the Genus *Aurelia* Lamarck, 1816 (Cnidaria, Scyphozoa), and Reassessing the Nonindigenous Status of *A. solida* and *A. coerulea* in the Mediterranean Sea. *Diversity* 15 (12), 1181. doi:10.3390/d15121181
- Fernández Gutiérrez J.C., 1986. Síntesis geológica del Sureste español. En: Mas J. (Ed.), *Historia de Cartagena*, 2. Ed. Mediterráneo, Murcia, 45-112.
- Finney B.P., Lyle M.W. & Heath G.R., 1988. Sedimentation at MANOP Site H (eastern equatorial Pacific) over the past 400,000 years: Climatically induced redox variations and their effects on transition metal cycling. *Paleoceanography* 3 (2), 169–189. doi:10.1029/pa003i002p00169



- Flores-Coto C. & Álvarez-Cadena J.N., 1980. Estudios preliminares de distribución y abundancia del ictioplancton en la Laguna de Términos, Campeche. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología* 7 (2), 67-78.
- Flores-Coto C., Ducoing V., Zavala-García F., Velarde A. & Méndez S., 1986. Efecto de la marea en el paso de las larvas de algunas especies de la familia Clupeidae (Pisces), en la Boca del Carmen, Laguna de Términos, Campeche, México. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología* 14 (1), 53-68.
- Fosså J.H., 1992. Mass occurrence of *Periphylla periphylla* (Scyphozoa, Coronatae) in a Norwegian fjord. *Sarsia* 77 (3-4), 237-251. doi:10.1080/00364827.1992.10413509
- Franco I., 2016. 20 años de seguimiento e investigación sobre las poblaciones de medusas en el Mar Menor: Experimentos de laboratorio En: León V.M. & Bellido J.M. (Eds), *Mar Menor: una laguna singular y sensible. Evaluación científica de su estado*. Madrid, Instituto Español de Oceanografía, Ministerio de Economía y Competitividad, 133-156.
- Fu Z., Xing Y., Gu Z., Liu C. & Chen S., 2019. Effects of temperature, salinity and dissolved oxygen on excystment of podocysts in the edible jellyfish *Rhopilema esculentum* Kishinouye, 1891. *Indian J. Fish* 66 (4), 69-77. doi:10.21077/ijf.2019.66.4.91762-09
- Fuchs B., Wang W., Graspentner S., Li Y., Insua S., Herbst E., Dirksen P., Böhm A.M., Hemmrich G., Sommer F., Domazet-Lošo T., Klostermeier U.C., Anton-Erxleben F., Rosenstiel P., Bosch T.C.G. & Khalturin K., 2014. Regulation of Polyp-to-Jellyfish Transition in *Aurelia aurita*. *Current Biology* 24, 263–273. doi:10.1016/j.cub.2013.12.003
- Fuentes V., Straehler-Pohl I., Atienza D., Franco I., Tilves U., Gentile M., Acevedo M., Olariaga A. & Gili J.M., 2011. Life cycle of the jellyfish *Rhizostoma pulmo* (Scyphozoa: Rhizostomeae) and its distribution, seasonality and inter-annual variability along the Catalan coast and the Mar Menor (Spain, NW Mediterranean). *Marine Biology* 158 (10), 2247-2266. doi:10.1007/s00227-011-1730-7
- Galil B.S., Marchini A., Occhipinti-Ambrogi A. & Ojaveer H., 2017. The Enlargement of the Suez Canal – Erythraean Introductions and Management Challenges. *Managing Biological Invasions* 8, 141-152. doi:10.3391/mbi.2017.8.2.02
- Galil B.S., Marchini A. & Occhipinti-Ambrogi A., 2018. Mare Nostrum, Mare Quod Invasitur – The History of Bioinvasions in the Mediterranean Sea. En: Queiroz A.I. & Pooley S. (Eds.), *Histories of Bioinvasions in the Mediterranean*. Springer International Publishing, Cham, Switzerland, 21-49.
- Gallardo V.A., 1968. Polychaeta from the Bay of Nha Trang, South Viet Nam. *Naga Report* 4, 35-279
- Gambill M., McNaughton S.L., Kreuz M. & Peck M.A., 2018. Temperature-dependent settlement of planula larvae of two scyphozoan jellyfish from the North Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 201, 64-71. doi:10.1016/j.ecss.2016.08.042
- Gamito S., Gilabert J., Marcos C. Pérez-Ruzafa A., 2005. Effects of Changing Environmental Conditions on Lagoon Ecology. En: Gönenç I.E. & Wolflin J.P. (Eds.), *Coastal Lagoons: Ecosystem Processes and Modeling for Sustainable Use and Development*. CRC Press, Boca Ratón, Florida, 193-229
- García-Ayllon S., 2018. The Integrated Territorial Investment (ITI) of the Mar Menor as a model for the future in the comprehensive management of enclosed coastal seas. *Ocean & Coastal Management* 166, 82-97. doi:10.1016/j.ocecoaman.2018.05.004.
- García Dory M.A. & Maldonado J.L., 1980. La degradación ambiental del Mar Menor. *Progress in Water Technology* 12 (4), 481-499.
- García-Fernández G. & Muñoz-Vera A., 2015. Characterization and evolution of the sediments of a



- Mediterranean coastal lagoon located next to a former mining area. *Marine Pollution Bulletin* 100 (1), 249-263. doi:10.1016/j.marpolbul.2015.08.042
- García-García C., 2004. *Impacto y riesgo medioambiental en los residuos minerometalúrgicos de la Sierra de Cartagena-La Unión*. PhD, Polytechnic University of Cartagena, Spain.
- García-Lorenzo M.L., Pérez-Sirvent C., Martínez-Sánchez M.J. & Molina-Ruiz J., 2012. Trace elements contamination in an abandoned mining site in a semiarid zone. *Journal of Geochemical Exploration* 113, 23-35. doi: 10.1016/j.gexplo.2011.07.001
- García-Lorenzo M.L., Pérez-Sirvent C., Molina-Ruiz J. & Martínez-Sánchez M.J., 2014. Mobility indices for the assessment of metal contamination in soils affected by old mining activities. *Journal of Geochemical Exploration* 147, 117-129. doi:10.1016/j.gexplo.2014.06.012
- García-Oliva M., Pérez-Ruzafa A., Umgiesser G., McKiver W., Ghezze M., De Pascalis F. & Marcos C., 2018. Assessing the Hydrodynamic Response of the Mar Menor Lagoon to Dredging Inlets Interventions through Numerical Modelling. *Water* 10 (7), 959. doi:10.3390/w10070959
- García-Pintado J., Martínez-Mena M., Barberá G.G., Albaladejo J. & Castillo V.M., 2007. Anthropogenic nutrient sources and loads from a Mediterranean catchment into a coastal lagoon: Mar Menor, Spain. *Science of the Total Environment* 373 (1): 220-239.
- García Raso J.E., Salmerón F., Baro J., Marina P. & Abelló P., 2013. The tropical African hermit crab *Pagurus mbizi* (Crustacea, Decapoda, Paguridae) in the Western Mediterranean Sea: a new alien species or filling gaps in the knowledge of the distribution? *Mediterranean Marine Science* 15 (1), 172-178. doi:10.12681/mms.530
- Ge J., Chen X., Liu C., Tan J., Bian L., Chen L. & Chen S., 2022. Metabolomics provide insights into the endogenous mechanism of strobilation in the scyphozoan jellyfish *Rhopilema esculentum*. *Journal of Oceanology and Limnology* 40 (1), 226-234. doi:10.1007/s00343-021-0252-5
- Gemmell B.J., Costello J.H., Colin S.P., Stewart C.J., Dabiri J.O., Tafti D. & Priya S., 2013. Passive energy recapture in jellyfish contributes to propulsive advantage over other metazoans. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 110 (44), 17904–17909. doi:10.1073/pnas.1306983110
- Gemmell B.J., Colin S.P., Costello J.H. & Dabiri J.O., 2015. Suction-based propulsion as a basis for efficient animal swimming. *Nature communications* 6 (1), 8790. doi:10.1038/ncomms9790
- Gemmell B.J., Du Clos K.T., Colin S.P., Sutherland K.R. & Costello J.H., 2021. The most efficient metazoan swimmer creates a 'virtual wall' to enhance performance. *Proceedings of the Royal Society B* 288 (1942), 20202494. doi:10.1098/rspb.2020.2494
- Ghezze M., De Pascalis F., Umgiesser G., Zemlyš P., Sigovini M., Marcos C. & Pérez-Ruzafa A., 2015. Connectivity in three European coastal lagoons. *Estuaries and Coasts* 38, 1764-1781. doi:10.1007/s12237-014-9908-0
- Giakoumi S., Katsanevakis S., Albano P.G., Azurro E., Cardoso A.C., Cebrian E., Deidun A., Edelist D., Francour P., Jimenez C., Mačić V., Occhipinti-Ambrogi A., Rilov G. & Sghaier Y.R., 2019. Management priorities for marine invasive species. *Science of the Total Environment* 686, 976-982. doi:10.1016/j.scitotenv.2019.06.282
- Giangrande A., Montresor M., Cavallo A. & Licciano M., 2002. Influence of *Naineris laevigata* (Polychaeta: Orbiniidae) on vertical grain size distribution, and dinoflagellate resting stages in the sediment. *Journal of Sea Research* 47, 97-108.
- Gibbons M.J., Boero F. & Brotz L., 2016. We should not assume that fishing jellyfish will solve our jellyfish problem. *ICES Journal of Marine Science* 73 (4), 1012-1018. doi:10.1093/icesjms/fsv255
- Gilbert J., 2001. Seasonal plankton dynamics in a Mediterranean hypersaline coastal lagoon: the



- Mar Menor. *Journal of Plankton Research* 23(2), 207-218
- Gil-Izquierdo A., Pedreño M.A., Montoro-García S., Tárraga-Martínez M., Iglesias P., Ferreres F., Barceló D., Nuñez-Delicado E. & Gabaldón J.A., 2021. A sustainable approach by using microalgae to minimize the eutrophication process of Mar Menor lagoon. *Science of The Total Environment* 758, 143613. doi:10.1016/j.scitotenv.2020.143613
- Girón-Nava A., López-Sagástegui C. & Aburto-Oropeza O., 2015. On the conditions of the 2012 cannonball jellyfish (*Stomolophus meleagris*) bloom in Golfo de Santa Clara: a fishery opportunity? *Fisheries Management and Ecology* 22 (3), 261-264. doi:10.1111/fme.12115
- Golberg E., 1963. *Geochronology with Lead-210, chapter Radioactive Dating*. International Atomic Energy Agency, 121–131.
- Goldstein J. & Steiner U.K., 2020. Ecological drivers of jellyfish blooms—The complex life history of a ‘well-known’ medusa (*Aurelia aurita*). *Journal of Animal Ecology* 89 (3), 910-920. doi:10.1111/1365-2656.13147
- Gonçalves G.R.L., Wolf M.R., Antunes M., Amorim F.W., Negreiros-Fransozo M.L. & Leão Castilho A., 2022. Ontogenetic niche specialization of the spider crab *Libinia ferreirae* associated with the medusa *Lychnorhiza lucerna*. *Current Zoology* 68 (5), 549-559. doi:10.1093/cz/zoab095
- González-Wangüemert M., Domínguez-Godino J., Giménez-Casalduero F. & Serrão E.A., 2014. Genetic signature of a recent invasion: The ragged sea hare *Bursatella leachii* in Mar Menor (SE Spain). *Biochemical Systematics and Ecology* 54, 123-129. doi:10.1016/j.bse.2014.01.008.
- Grieshaber M., 1988. Adaptation of the polychaete worm *Scoloplos armiger* to hypoxic conditions. *Marine Biology* 99, 215-222
- Griffiths F.B., Fleminger B.K. & Vannucci M., 1976. Shipboard and curating techniques. En: Stedman H.F. (Ed.), *Zooplankton Fixation and Preservation*. Paris, UNESCO Press: 17-31.
- Gröndahl F., 1988a. A comparative ecological study on the scyphozoans *Aurelia aurita*, *Cyanea capillata* and *C. lamarckii* in the Gullmar Fjord, western Sweden, 1982 to 1986. *Marine Biology* 97 (4), 541-550.
- Gröndahl F., 1988b. Interactions between polyps of *Aurelia aurita* and planktonic larvae of scyphozoans: An experimental study. *Marine ecology progress series. Oldendorf* 45 (1), 87-93.
- Guelorget O. & Perthuisot J.P., 1983. Le domaine paralique. Expressions géologiques, biologiques et économiques du confinement. *Travaux du Laboratoire de Géologie* 16, 1-136.
- Gueroun S.M., Molinero J.C., Piraino S. & Dali Yahia M.N., 2020. Population dynamics and predatory impact of the alien jellyfish *Aurelia solida* (Cnidaria, Scyphozoa) in the Bizerte Lagoon (southwestern Mediterranean Sea). *Mediterranean Marine Science* 21 (1), 22-35. doi:10.12681/mms.17358
- Gueroun S.K.M., Torres T.M., Dos Santos A., Vasco-Rodrigues N., Canning-Clode J. & Andrade C., 2021. *Catostylus tagi* (Class: Scyphozoa, Order: Discomedusae, Suborder: Rhizostomida, Family: Catostylidae) life cycle and first insight into its ecology. *PeerJ* 9, e12056. doi:10.7717/peerj.12056
- Hamner W.M. & Dawson M.N., 2009. A review and synthesis on the systematics and evolution of jellyfish blooms: advantageous aggregations and adaptive assemblages. *Hydrobiologia* 616 (1), 161-191. doi:10.1007/s10750-008-9620-9
- Harmelin J.G., 1969. Contribution à l'étude de l'endofaune des prairies d'*Halophila stipulacea* de Méditerranée orientale. *Recueil des Travaux de la Station Marine d'Endoume* 45, 305-320
- Hartmann-Schröder G., 1979. Die Polychaeten der tropischen Nordwestküste Australiens (zwischen Derby im Norden und Port Hedland im Süden). En: Hartmann-Schröder G. & Hartmann G. (Eds.),



- Zur Kenntnis des Eulitorals der australischen Küsten unter besonder Berücksichtigung der Polychaeten und Ostracoden (Teil 2 und Teil 3). *Mitteilungen aus dem Hamburgischen zoologischen Museum und Institut* 76, 77–218
- Hays G.C., Doyle T.K. & Houghton J.D., 2018. A paradigm shift in the trophic importance of jellyfish?. *Trends in ecology & evolution* 33 (11), 874-884. doi:10.1016/j.tree.2018.09.001
- Heaslip S.G., Iverson S.J., Bowen W.D. & James M.C., 2012. Jellyfish support high energy intake of leatherback sea turtles (*Dermochelys coriacea*): video evidence from animal-borne cameras. *PLoS one* 7 (3), e33259. doi:10.1371/journal.pone.0033259
- Helm R.R., 2018. Evolution and development of scyphozoan jellyfish. *Biological Reviews* 93 (2), 1228-1250. doi:10.1111/brv.12393
- Hernroth L. & Gröndahl F., 1983. On the biology of *Aurelia aurita* (L.) 1. Release and growth of *Aurelia aurita* (L.) ephyrae in the Gullmar Fjord, Western Sweden, 1982 – 83. *Ophelia* 22 (2), 189–199. doi:10.1080/00785326.1983.10426595
- Holst S., 2012. Effects of climate warming on strobilation and ephyra production of North Sea scyphozoan jellyfish. En: Purcell J., Mianzan H. & Frost J.R. (Eds.), *Jellyfish Blooms IV. Interactions with humans and fisheries*. Springer, Dordrecht, 127-140. doi:10.1007/s10750-012-1043-y
- Holst S. & Jarms G., 2007. Substrate choice and settlement preferences of planula larvae of five Scyphozoa (Cnidaria) from German Bight, North Sea. *Marine Biology* 151, 863-871. doi:10.1007/s00227-006-0530-y
- Holst S., Sötje I., Tiemann H. & Jarms G., 2007. Life cycle of the rhizostome jellyfish *Rhizostoma octopus* (L.) (Scyphozoa, Rhizostomeae), with studies on cnidocysts and statoliths. *Marine Biology* 151, 1695-1710. doi:10.1007/s00227-006-0594-8
- Holst S., Kaiser L.R. & Sötje I., 2023. Planula settlement and polyp morphogenesis in two bloom forming jellyfish species of the genus *Cyanea* Péron and Lesueur, 1810 and effects of abiotic factors on planulocysts. *Marine Biology* 171 (1), 1-21. doi:10.1007/s00227-023-04315-z
- Hsieh Y.P., Leong F.M. & Rudloe J., 2001. Jellyfish as food. En: Purcell J.E., Graham W.M. & Dumont H.J. (Eds.), *Jellyfish Blooms: Ecological and Societal Importance*. Springer, Dordrecht, 11-17.
- Ishii H., Kojima S. & Tanaka Y., 2004. Survivorship and production of *Aurelia aurita* ephyrae in the innermost part of Tokyo Bay, Japan. *Plankton Biology and Ecology* 51 (1), 26-35.
- Ishii H., Ohba T. & Kobayashi T., 2008. Effects of low dissolved oxygen on planula settlement, polyp growth and asexual reproduction of *Aurelia aurita*. *Plankton and Benthos Research* 3 (Supplement), 107-113. doi:10.3800/pbr.3.107
- Jarms G., Båmstedt U., Tiemann H., Martinussen M.B., Fosså J.H. & Høisæter T., 1999. The holopelagic life cycle of the deep-sea medusa *Periphylla periphylla* (Scyphozoa, Coronatae). *Sarsia* 84 (1), 55-65. doi:10.1080/00364827.1999.10420451
- Javidpour J., Molinero J.C., Lehmann A., Hansen T. & Sommer U., 2009. Annual assessment of the predation of *Mnemiopsis leidyi* in a new invaded environment, the Kiel Fjord (Western Baltic Sea): a matter of concern? *Journal of Plankton Research* 31 (7), 729-738. doi:10.1093/plankt/fbp021
- Jensen N., Weiland-Bräuer N., Joel S., Chibani C.M. & Schmitz R.A., 2023. The Life Cycle of *Aurelia aurita* Depends on the Presence of a Microbiome in Polyps Prior to Onset of Strobilation. *Microbiology Spectrum* 11 (4), e00262-23. doi:10.1128/spectrum.00262-23
- Kanazawa J., 1983. A method of predicting the bioconcentration potential of pesticides by using fish. *JARQ* 17 (3), 173-179.
- Katsanevakis S., Wallentinus I., Zenetos A., Leppäkoski E., Çinar M.E., Oztürk B., Grabowski M.,



- Golani D. & Cardoso A.C., 2014. Impacts of invasive alien species on ecosystem services and biodiversity. *Aquatic Invasions* 9, 391-423, doi:10.3391/ai.2014.9.4.01
- Katsanevakis S., Poursanidis D., Hoffman R., Rizgalla J., Rothman S., Levitt-Barmats Y., Hadjioannou L., Trkov D., Garmendia J., Rizzo M., Bartolo A., Bariche M., Tomas F., Kleitou P., Schembri P., Kletou D., Tiralongo F., Pergent C., Pergent G., Azzurro E., Bilecenoglu M., Lodola A., Ballesteros E., Gerovasileiou V., Verlaque M., Occhipinti-Ambrogi A., Kytinou E., Dailianis T., Ferrario J., Crocetta F., Jimenez C., Evans J., Ragkousis M., Lipej L., Borg J., Dimitriadis C., Chatzigeorgiou G., Albano P., Kalogirou S., Bazairi H., Espinosa F., Ben Souissi J., Tsiamis K., Badalamenti F., Langeneck J., Noel P., Deidun A., Marchini A., Skouradakis G., Royo L., Sini M., Bianchi C., Sghaier Y., Ghanem R., Doumpas N., Zaouali J., Tsirintanis K., Papadakis O., Morri C., Cinar M., Terrados J., Insacco G., Zava B., Soufi-Kechaou E., Piazzì L., Ben Amor K., Andriotis E., Gambi M., Ben mor M., Garrabou J., Linares C., Fortič A., Digenis M., Cebrian E., Fourn M., Zotou M., Castriota L., Di Martino V., Rosso A., Pipitone C., Falautano M., García M., Zakhama-Sraieb R., Khamassi F., Mannino A., Ktari M., Kosma I., Rifi M., Karachle V., Yapici S., Bos A., Balistreri P., Ramos-Esplá A., Tempesti J., Inglese O., Giovos I., Damalas D., Benhissoune S., Huseyinoglu M., Rjiba-Bahri W., Santamaría J., Orlando-Bonaca M., Izquierdo A., Stamouli C., Montefalcone M., Cerim H., Golo R., Tsioli S., Orfanidis S., Michailidis N., Gaglioti M., Taskin E., Mancuso E., Žunec A., Cvitković I., Filiz H., Sanfilippo R., Siapatis A., Mavrič B., Karaa S., Türker A., Monniot F., Verdura J., El Ouamari N., Selfati M. & Zenetos A., 2020. Unpublished Mediterranean records of marine alien and cryptogenic species. *BioInvasions Records* 9, 165-182, doi:10.3391/bir.2020.9.2.01
- Kawahara M., Uye S.I., Ohtsu K. & Iizumi H., 2006. Unusual population explosion of the giant jellyfish *Nemopilema nomurai* (Scyphozoa: Rhizostomeae) in East Asian waters. *Marine Ecology Progress Series* 307, 161-173.
- Keesing J.K., Gershwin L.A., Trew T., Strzelecki J., Bearham D., Liu D., Wang Y., Zeidler W., Onton K. & Slawinski D., 2016. Role of winds and tides in timing of beach strandings, occurrence, and significance of swarms of the jellyfish *Crambione mastigophora* (Mass, 1903) (Scyphozoa: Rhizostomeae: Catostylidae) in north-western Australia. *Hydrobiologia* 768 (1), 19–36. doi:10.1007/s10750-015-2525-5
- Kennerley A., Wood L.E., Luisetti T., Ferrini S. & Lorenzoni I., 2022. Economic impacts of jellyfish blooms on coastal recreation in a UK coastal town and potential management options. *Ocean & Coastal Management* 227, 106284. doi:10.1016/j.ocecoaman.2022.106284
- Khalturin K., Shinzato C., Khalturina M., Hamada M., Fujie M., Koyanagi R., Kanda M., Goto H., Anton-Erxleben F., Toyokawa M., Toshino S. & Satoh N., 2019. Medusozoan genomes inform the evolution of the jellyfish body plan. *Nature Ecology & Evolution* 3 (5), 811-822. doi:10.1038/s41559-019-0853-y
- Khedhri I., Lavesque N., Bonifácio P., Djabou H. & Afli A., 2014. First record of *Naineris setosa* (Verrill, 1900) (Annelida: Polychaeta: Orbiniidae) in the Western Mediterranean Sea. *BioInvasions Records* 3, 83-88. doi:10.3391/bir.2014.3.2.05
- Khong N.M.H., Yusoff F.M., Jamilah B., Basri M., Maznah I., Chan K.W. & Nishikawa J., 2016. Nutritional composition and total collagen content of three commercially important edible jellyfish. *Food Chemistry* 196, 953–960. doi:10.1016/j.foodchem.2015.09.094
- Kikinger R., 1992. *Cotylorhiza tuberculata* (Cnidaria: Scyphozoa)-Life history of a stationary population. *Marine Ecology* 13 (4), 333-362. doi:10.1111/j.1439-0485.1992.tb00359.x
- Kim D.H., Seo J.N., Yoon W.D. & Suh Y.S., 2012. Estimating the economic damage caused by jellyfish to fisheries in Korea. *Fisheries Science* 78, 1147-1152. doi:10.1007/s12562-012-0533-1



- Kimura M., 1980. A simple method for estimating evolutionary rate of base substitutions through comparative studies of nucleotide sequences. *Journal of Molecular Evolution* 16, 111-120.
- Kjerfve B., 1994. Coastal Lagoons. En: Kjerfve B. (Ed.), *Coastal Lagoon Processes*. Elsevier Oceanography series 60, Elsevier, Amsterdam, 1-8.
- Köhler C.M., Heslop D., Dekkers M.J., Krijgsman W., van Hinsbergen D.J.J. & von Dobeneck T., 2008. Tracking provenance change during the late Miocene in the eastern Mediterranean using geochemical and environmental magnetic parameters. *Geochemistry, Geophysics, Geosystems* 9 (12). doi:10.1029/2008gc002127
- Kondo Y., Ohtsuka S., Hirabayashi T., Okada S., Ogawa N.O., Ohkouchi N., Shimazo T. & Nishikawa J., 2016. Seasonal changes in infection with trematode species utilizing jellyfish as hosts: evidence of transmission to definitive host fish via medusivory. *Parasite* 23, 16. doi:10.1051/parasite/2016016
- Kouassi N.L.B., Yao K.M., Sangare N., Trokourey A. & Metongo B.S., 2019. The mobility of the trace metals copper, zinc, lead, cobalt, and nickel in tropical estuarine sediments, Ebrie Lagoon, Côte d'Ivoire. *Journal of Soils and Sediments* 19, 929-944. doi:10.1007/s11368-018-2062-8
- Kremer P., Costello J., Kremer J. & Canino M., 1990. Significance of photosynthetic endosymbionts to the carbon budget of the Scyphomedusa *Linuche unguiculata*. *Limnology and Oceanography* 35 (3), 609-624. doi:10.4319/lo.1990.35.3.0609
- Krishnaswami S., Lal D., Martin J.M. & Meybeck M., 1971. Geochronology of lake sediments. *Earth Planet. Sci. Lett.* 11, 407-414.
- Kumar S., Stecher G. & Tamura K., 2016. MEGA7: Molecular Evolutionary Genetics Analysis version 7.0 for bigger datasets. *Molecular Biology and Evolution* 33, 1870-1874.
- Kuplik Z., Kerem D. & Angel D.L., 2015. Regulation of *Cyanea capillata* populations by predation on their planulae. *Journal of Plankton Research* 37 (5), 1068-1073. doi:10.1093/plankt/fbv064
- Langeneck J., Lezzi M., Del Pasqua M., Musco L., Gambi M.C., Castelli A. & Giangrande A., 2020. Non-indigenous polychaetes along the coasts of Italy: a critical review. *Mediterranean Marine Science* 21, 238-235. doi:10.12681/mms.21860
- Larrasoaña J.C., Roberts A.P., Rohling E.J., Winkelhofer M. & Wehausen R., 2003. Three million years of monsoon variability over the northern Sahara. *Climate Dynamics* 21 (7-8), 689-698. doi:10.1007/s00382-003-0355-z
- Leblanc C., Colin C., Cosse A., Delage L., La Barre S., Morin P., Fiévet B., Voiseux C., Ambroise Y., Verhaeghe E., Amouroux D., Donard O., Tessier E. & Potin P., 2006. Iodine transfers in the coastal marine environment: the key role of brown algae and of their vanadium-dependent haloperoxidases. *Biochimie* 88 (11), 1773-1785. doi:10.1016/j.biochi.2006.09.001
- Lee S.H., Hwang J.S., Kim K.Y. & Molinero J.C., 2021. Contrasting effects of regional and local climate on the interannual variability and phenology of the Scyphozoan, *Aurelia coerulea* and *Nemopilema nomurai* in the Korean peninsula. *Diversity* 13 (5), 214. doi:10.3390/d13050214
- León V.M., Moreno-González R., Besada V., Martínez F., Ceruso C., García V., Schultze F. & Campillo J.A., 2021. Sea snail (*Hexaplex trunculus*) and sea cucumber (*Holothuria polii*) as potential sentinel species for organic pollutants and trace metals in coastal ecosystems. *Marine Pollution Bulletin* 168, 112407. doi:10.1016/j.marpolbul.2021.112407
- Leone C., Capoccioni F., Belpaire C., Malarvannan G., Poma G., Covaci A., Tancioni L., Contò M. & Ciccotti E., 2020. Evaluation of Environmental Quality of Mediterranean Coastal Lagoons Using Persistent Organic Pollutants and Metals in Thick-Lipped Grey Mullet. *Water* 12 (12), 3450. doi:10.3390/w12123450



- Leone A., Lecci R.M., Milisenda G. & Piraino S., 2019. Mediterranean jellyfish as novel food: Effects of thermal processing on antioxidant, phenolic, and protein contents. *European Food Research and Technology* 245, 1611-1627. doi:10.1007/s00217-019-03248-6
- Leoni V., Molinero J.C., Meffre M. & Bonnet D., 2021a. Variability of growth rates and thermohaline niches of *Rhizostoma pulmo*'s pelagic stages (Cnidaria: Scyphozoa). *Marine Biology* 168 (7), 1-19. doi:10.1007/s00227-021-03914-y
- Leoni V., Bonnet D., Ramírez-Romero E. & Molinero J.C., 2021b. Biogeography and phenology of the jellyfish *Rhizostoma pulmo* (Cnidaria: Scyphozoa) in southern European seas. *Global Ecology and Biogeography* 30 (3), 622-639. doi:10.1111/geb.13241
- Leoni V., Molinero J.C., Crochemore S., Meffre M. & Bonnet D., 2022. Ontogenetic dietary shifts of the medusa *Rhizostoma pulmo* (Cnidaria: Scyphozoa). *Hydrobiologia* 849 (13), 2933-2948. doi:10.1007/s10750-022-04903-y
- Liang X., Song J., Duan L., Yuan H., Li X., Li N., Qu B., Wang Q. & Xing J., 2018a. Source identification and risk assessment based on fractionation of heavy metals in surface sediments of Jiaozhou Bay, China. *Marine Pollution Bulletin* 128, 548-556. doi:10.1016/j.marpolbul.2018.02.008
- Liang C., Xian W. & Pauly D., 2018b. Impacts of Ocean Warming on China's Fisheries Catches: An Application of "Mean Temperature of the Catch" Concept. *Frontiers in Marine Science*. doi:10.3389/fmars.2018.00026
- Lilley M.K.S., Ferraris M., Elineau A., Berline L., Cuvilliers P., Gilletta L., Thiéri A., Gorsky G. & Lombard F., 2014. Culture and growth of the jellyfish *Pelagia noctiluca* in the laboratory. *Marine Ecology Progress Series* 510, 265-273. doi:10.3354/meps10854
- Lillo M.J., 1978. Geomorfología del Mar Menor. *Papeles del Departamento de Geografía* 8, 9-48.
- Liu H., Wang X., Yuan G., Wang W., Zhang B., Chi Q., Zhou J., Nie L., Liu D., Han Z., Xu S., Sun B., Yao W., Liu Q., Zhang B., Tian M., Hu Q., Wu H. & Yan T., 2022. Continental-scale distribution of niobium and tantalum in catchment sediments throughout China: Prospecting implications from the China geochemical Baselines project. *Ore Geology Reviews* 150. doi:10.1016/j.oregeorev.2022.105189
- López E., 2012. Familia Orbiniidae Hartman, 1942. En: Parapar J., Alós C., Núñez J., Moreira J., López E., Aguirrezabalaga F., Besteiro C. & Martínez A. (Eds.), *Fauna Ibérica. Annelida Polychaeta III*. Museo Nacional de Ciencias Naturales. CSIC, Madrid, Spain, 96-160.
- López-Martínez J. & Álvarez-Tello J., 2013. The jellyfish fishery in Mexico. *Agricultural Sciences* 4 (6A), 57-61. doi:10.4236/as.2013.46A009
- López-Martínez J., Arzola-Sotelo E.A., Nevárez-Martínez M.O., Alvarez-Tello F.J. & Morales-Bojórquez E., 2020. Modeling growth on the cannonball jellyfish *Stomolophus meleagris* based on a multi-model inference approach. *Hydrobiologia* 847 (6), 1399-1422. doi:10.1007/s10750-020-04182-5
- Lotan A., Ben-Hillel R. & Loya Y., 1992. Life cycle of *Rhopilema nomadica*: a new immigrant scyphomedusan in the Mediterranean. *Marine Biology* 112, 237-242.
- Lourens L.J., Wehausen R. & Brumsack H.-J., 2001. Geological constraints on tidal dissipation and dynamical ellipticity of the earth over the past three million years. *Nature* 409, 1029-1033. doi:10.1038/35059062
- Loveridge A., Lucas C.H. & Pitt K.A., 2021. Shorter, warmer winters may inhibit production of ephyrae in a population of the moon jellyfish *Aurelia aurita*. *Hydrobiologia* 848 (3), 739-749. doi:10.1007/s10750-020-04483-9
- Lozano J.J., 1953. Los fangos residuales de las nuevas instalaciones mineras de la Unión. La Verdad,



12/04/1953.

- LRPMM, 2020. Ley 3/2020, de 27 de julio, de recuperación y protección del Mar Menor. BORM 177 de 01 de agosto de 2020.
- Lucas C.H., 1996. Population dynamics of *Aurelia aurita* (Scyphozoa) from an isolated brackish lake, with particular reference to sexual reproduction. *Journal of Plankton Research* 18 (6), 987–1007.
- Lucas C.H., Graham W.M. & Widmer C., 2012. Jellyfish life histories: role of polyps in forming and maintaining scyphomedusa populations. *Advances in Marine Biology* 63, 133-196. doi:10.1016/B978-0-12-394282-1.00003-X
- Lynam C.P., Gibbons M.J., Axelsen B.E., Sparks C.A.J., Coetzee J., Heywood B.G. & Brierley A.S., 2006. Jellyfish overtake fish in a heavily fished ecosystem. *Current Biology* 16 (13), 492–493. doi:10.1007/s00227-006-0429-7
- Maanan M., Saddik M., Maanan M., Chaibi M., Assobhei O. & Zourarah B., 2015. Environmental and ecological risk assessment of heavy metals in sediments of Nador lagoon, Morocco. *Ecological Indicators* 48, 616–626. doi:10.1016/j.ecolind.2014.09.034
- Malea P., Kevrekidis T. & Potouroglou M., 2013. Seasonal variation of trace metal (Mn, Zn, Cu, Pb, Co, Cd) concentrations in compartments of the seagrass *Cymodocea nodosa*. *Botanica Marina* 56 (2). doi:10.1515/bot-2012-0138
- Malej A., Kogovšek T., Ramšak A. & Catenacci L., 2012. Blooms and population dynamics of moon jellyfish in the northern Adriatic. *Cahiers de Biologie Marine* 53 (3), 337–342.
- Mammone M., Bosch-Belmar M., Milisenda G., Castriota L., Sinopoli M., Allegra A., Falautano M., Maggio T., Rossi S. & Piraino S., 2023. Reproductive cycle and gonadal output of the Lessepsian jellyfish *Cassiopea andromeda* in NW Sicily (Central Mediterranean Sea). *Plos one* 18 (2), e0281787. doi:10.1371/journal.pone.0281787
- Mangas J. & Orejas A., 1999. El trabajo en las minas de la Hispania Romana. En: Rodríguez Neila J., González Román C., Mangas J. & Orejas A. (Eds.), *El trabajo en la Hispania romana*. Madrid, 207-337.
- Manteca J.I. & Ovejero G., 1992. Los yacimientos Zn, Pb, Ag-Fe del distrito minero de La Unión-Cartagena, Bética Oriental. *Col. Textos Universitarios* 15, 1085-110.
- Manteca J.I., Pérez de Perceval Verde M.A. & López Morell M.A., 2005. La Industria Minera en Murcia durante la época contemporánea. En: Museo de la Ciencia y el Agua (Ed.), *Bocamina. Patrimonio Minero de la Región de Murcia*. Ayto. de Murcia, Murcia, 123-136.
- Marambio M., Canepa A., López L., Gauci A.A., Gueroun S.K., Zampardi S., Boero F., Yahia O.K.-D., Yahia M.N.D., Fuentes V., Piraino S. & Deidun A., 2021. Unfolding jellyfish bloom dynamics along the Mediterranean basin by transnational citizen science initiatives. *Diversity* 13 (6), 274. doi:10.3390/d13060274
- Marchini A., Ferrario J., Sfriso A. & Occhipinti-Ambrogi A., 2015. Current status and trends of biological invasions in the Lagoon of Venice, a hotspot of marine NIS introductions in the Mediterranean Sea. *Biological Invasions* 17, 2943-2962. doi:10.1007/s10530-015-0922-3
- María-Cervantes A., Jiménez-Cárceles F.J. & Álvarez-Rogel J., 2009. As, Cd, Cu, Mn, Pb, and Zn contents in sediments and mollusks (*Hexaplex trunculus* and *Tapes decussatus*) from coastal zones of a Mediterranean Lagoon (Mar Menor, SE Spain) affected by mining wastes. *Water, Air and Soil Pollution* 200, 289–304. doi:10.1007/s11270-008-9913-7
- Mariano-Benítez M.Á., Flores-Rodríguez P., Ruíz-Campos G., Torreblanca-Ramírez C., Padilla-Serrano J.G. & Almazán-Núñez R.C., 2023. Ichthyoplankton community in Coyuca de Benitez lagoon, Guerrero, Mexico. *Boletín Científico InvESTigium de la Escuela Superior de Tizayuca* 9,



Nº Especial, 29-35.

- Marín-Guirao L., Cesar A., Marín A. & Vita R., 2005a. Valoración de la contaminación por metales en los sedimentos de la laguna costera del Mar Menor (SE de España): Distribución de metales, toxicidad, bioacumulación y estructura de las comunidades bentónicas. *Ciencias Marinas* 31 (2), 413–428.
- Marín-Guirao L., Marín A., Lloret J., López E.M. & García Fernández A.J., 2005b. Effects of mining wastes on a seagrass ecosystem: metal accumulation and bioavailability, seagrass dynamics and associated community structure. *Marine Environmental Research* 60 (3), 317-337. doi:10.1016/j.marenvres.2004.11.002
- Marín-Guirao L., Lloret J., Marín A., García G. & García Fernández A.J., 2007. Pulse-discharges of mining wastes into a coastal lagoon: Water chemistry and toxicity. *Chemistry and Ecology* 23 (3), 217-231. doi:10.1080/02757540701339422
- Marín-Guirao L., Lloret J. & Marín A., 2008. Carbon and nitrogen stable isotopes and metal concentration in food webs from a mining-impacted coastal lagoon. *Science of the Total Environment* 393 (1), 118-130. doi:10.1016/j.scitotenv.2007.12.023
- Marques R., Cantou M., Soriano S., Molinero J.C. & Bonnet D., 2015. Mapping distribution and habitats of *Aurelia* sp. polyps in Thau lagoon, north-western Mediterranean Sea (France). *Marine Biology* 162, 1441-1449. doi:10.1007/s00227-015-2680-2
- Marques R., Darnaude A.M., Schiariti A., Tremblay Y., Molinero J.C., Soriano S., Elise H., Sébastien C. & Bonnet D., 2019. Dynamics and asexual reproduction of the jellyfish *Aurelia coerulea* benthic life stage in the Thau lagoon (northwestern Mediterranean). *Marine Biology* 166 (6), 1-14. doi:10.1007/s00227-019-3522-4
- Marques R., Bonnet D., Carre C., Roques C. & Darnaude A.M., 2020. Trophic ecology of a blooming jellyfish (*Aurelia coerulea*) in a Mediterranean coastal lagoon. *Limnology and Oceanography* 66 (1), 141-157. doi:10.1002/lno.11593
- Martínez-Gómez C., Valdehita A., Vethaak A.D., Navas J.M. & León V.M., 2020. Toxicity characterization of surface sediments from a Mediterranean coastal lagoon. *Chemosphere* 253, 126710. doi:10.1016/j.chemosphere.2020.126710
- Martínez-López S., Martínez-Sánchez M.J., Gómez-Martínez M.C. & Pérez-Sirvent C., 2019. Assessment of the risk associated with mining-derived arsenic input in a lagoon system. *Environmental Geochemistry and Health* 42, 2439-2450. doi:10.1007/s10653-019-00385-5
- Martínez-López S., Martínez-Sánchez M.J., Gómez-Martínez M.C. & Pérez-Sirvent C., 2020. Arsenic zoning in a coastal area of the Mediterranean Sea as a base for management and recovery of areas contaminated by old mining activities. *Applied Clay Science* 199, 105881. doi:10.1016/j.clay.2020.105881
- Martínez-López S., Martínez-Sánchez M.J. & Pérez-Sirvent C., 2021. Do old mining areas represent an environmental problem and health risk? A Critical Discussion through a Particular Case. *Minerals* 11, 594. doi:10.3390/min11060594
- Matsuura Y. & Olivar M.P., 1999. Fish larvae. En: Boltovskoy D. (Ed.), *South Atlantic Zooplankton*. Backhuys, Lieden, 1445-1496.
- Matteucci G., Rossini P., Guerzoni S., Arcangeli A., Fonti P., Langone L. & Misericocchi S., 2005. Recent evolution of sedimentary heavy metals in a coastal lagoon contaminated by industrial wastewaters (Pialassa Baiona, Ravenna, Italy). *Hydrobiologia* 550 (1), 167–173. doi:10.1007/s10750-005-4374-0
- Mayer A.G., 1910. *Medusae of the world. Vol III, The Scyphomedusae*. Washington D. C. Carnegie



- Institution of Washington.
- McInnes J.C., Alderman R., Lea M.A., Raymond B., Deagle B.E., Phillips R.A., Stanworth A., Thompson D.R., Catry P., Weimerskirch H., Suazo C.G., Gras M. & Jarman S.N., 2017. High occurrence of jellyfish predation by black-browed and Campbell albatross identified by DNA metabarcoding. *Molecular Ecology* 26 (18), 4831-4845. doi:10.1111/mec.14245
- Meca M.A., Zhadan A. & Struck T.H., 2021. The early branching group of orbiniida sensu Struck et al., 2015: Parergodriidae and Orbiniidae. *Diversity* 13, 1-31. doi:10.3390/d13010029
- Mercado J.M., Cortés D., Gómez-Jakobsen F., García-Gómez C., Ouaisa S., Yebra L., Ferrera I., Valcárcel-Pérez N., López M., García-Muñoz R., Ramos A., Bernardeau J., Belando M.D., Fraile-Nuez E. & Ruíz J.M., 2021. Role of small-sized phytoplankton in triggering an ecosystem disruptive algal bloom in a Mediterranean hypersaline coastal lagoon. *Marine Pollution Bulletin* 164, 111989. doi:10.1016/j.marpolbul.2021.111989
- Milisenda G., Rosa S., Fuentes V.L., Boero F., Guglielmo L., Purcell J.E. & Piraino S., 2014. Jellyfish as prey: frequency of predation and selective foraging of *Boops boops* (Vertebrata, Actinopterygii) on the mauve stinger *Pelagia noctiluca* (Cnidaria, Scyphozoa). *PLoS one* 9 (4), e94600. doi:10.1371/journal.pone.0094600
- Milisenda G., Martínez-Quintana A., Fuentes V.L., Bosch-Belmar M., Aglieri G., Boero F. & Piraino S., 2018. Reproductive and bloom patterns of *Pelagia noctiluca* in the Strait of Messina, Italy. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 201, 29-39. doi:10.1016/j.ecss.2016.01.002
- Millward G.E. & Turner A., 2009. Metal pollution. En: Steel J.H., Thorpe S.A. & Turekian K.K. (Eds.), *Encyclopedia of ocean sciences*. Elsevier-Academic Press, London, 768-775.
- Miranda F.S., Chambel J., Almeida C., Pires D., Duarte I., Esteves L. & Maranhão P., 2016. Effect of different diets on growth and survival of the white-spotted jellyfish, *Phyllorhiza punctata*. *Front. Mar. Sci. Conference Abstract: IMMR | International Meeting on Marine Research 2016*. doi:10.3389/conf.FMARS.2016.04.00042
- Mitchell E.G., Wallace M.I., Smith V.A., Wiesenthal A.A. & Brierley A.S., 2021. Bayesian Network Analysis reveals resilience of the jellyfish *Aurelia aurita* to an Irish Sea regime shift. *Scientific Reports* 11 (1), 1-14. doi:10.1038/s41598-021-82825-w
- Miyake H., Terazaki M. & Kakinuma Y., 2002. On the polyps of the common jellyfish *Aurelia aurita* in Kagoshima Bay. *Journal of Oceanography* 58, 451-459.
- Miyake H., Honda S., Nishikawa J. & Yusoff F.M., 2021. Life Cycle of Edible Jellyfish *Acromitus hardenbergi* Stiasny, 1934 (Scyphozoa: Rhizostomeae) Inhabiting a Brackish-Water Environment. *Animals* 11 (7), 2138. doi:10.3390/ani11072138
- Möller H., 1980. Population dynamics of *Aurelia aurita* medusae in Kiel Bight, Germany (FRG). *Marine Biology* 60 (2), 123-128. doi:10.1007/BF00389155
- Moser H.G., Richards W.J., Cohen D.M., Fahay M.P., Kendall A.W.Jr. & Richardson S.L. (Eds.), 1984. *Ontogeny and Systematics of Fishes*. American Society of Ichthyologists and Herpetologists, Spec. Publ. Nº1. Allen Press Inc., Lawrence, 760 pp.
- Motta G., Caffara M., Fioravanti M.L., Bottaro M., Avian M., Terlizzi A. & Tedesco P., 2023. Parasitic infection in the scyphozoan *Rhizostoma pulmo* (Macri, 1778). *Scientific Reports* 13 (1), 5549. doi:10.1038/s41598-023-31693-7
- Muffett K.M., Aulgur J. & Miglietta M.P., 2022. Impacts of light and food availability on early development of *Cassiopea* medusae. *Frontiers in Marine Science* 8, 783876. doi:10.3389/fmars.2021.783876
- Mullon C., Fréon P. & Cury P., 2005. The dynamics of collapse in world fisheries. *Fish and fisheries* 6



- (2), 111-120.
- Munari C., Manini E., Pusceddu A., Danovaro R. & Mistri M., 2009. Response of BITS (a benthic index based on taxonomic sufficiency) to water and sedimentary variables and comparison with other indices in three Adriatic lagoons. *Marine Ecology - An Evolutionary Perspective* 30, 255-268. doi:10.1111/j.1439-0485.2009.00297.x
- Muñoz-Vera A., García G. & García-Sánchez A., 2015. Metal bioaccumulation pattern by *Cotylorhiza tuberculata* (Cnidaria, Scyphozoa) in the Mar Menor coastal lagoon (SE Spain). *Environmental Science & Pollution Research* 22 (23), 19157-19169. doi:10.1007/s11356-015-5119-x
- Muñoz-Vera A., Penas-Castejon J.M. & García G., 2016. Patterns of trace element bioaccumulation in jellyfish *Rhizostoma pulmo* (Cnidaria, Scyphozoa) in a Mediterranean coastal lagoon from SE Spain. *Marine Pollution Bulletin* 110 (1), 143-154. doi:10.1016/j.marpolbul.2016.06.069
- Navarro G., Jerez S., Farinós P., Robledano F. & Motas M., 2010. Evaluación de la exposición a elementos inorgánicos (Cr, Mn, Ni, Cu, Zn, As, Se, Cd y Pb) en cormoranes grandes (*Phalacrocorax carbo sinensis*) de la laguna costera del Mar Menor de Murcia. *Anales de Veterinaria (Murcia)* 26, 97-110.
- Navarro M.C., Pérez-Sirvent C., Martínez-Sánchez M.J., Vidal J., Tovar P.J. & Bech J., 2008. Abandoned mine sites as a source of contamination by heavy metals: a case study in a semi-arid zone. *Journal of Geochemical Exploration* 96 (2-3), 183-193. doi:10.1016/j.gexplo.2007.04.011
- Navarro-Hervás C., Pérez-Sirvent C., Martínez-Sánchez M.J. & Molina-Ruiz J., 2012. Weathering processes in waste materials from a mining area in a semiarid zone. *Applied Geochemistry C* 27 (10), 1991-2000. doi:10.1016/j.apgeochem.2012.05.007
- Neff J.M., 2002. Cadmium in the Ocean. En: Neff J.M. (Ed.), *Bioaccumulation in Marine Organisms*. Elsevier, 89-102.
- Nelson D.W. & Sommers L.E., 1996. *Total Carbon, Organic Carbon, and Organic Matter. Methods of Soil Analysis. Part 3-Chemical Methods*, 961–1010. doi:10.2136/sssabookser5.3.c34
- Newton A., Brito A.C., Icely J.D., Delorez V., Clara I., Angus S., Schernewski G., Inácio M., Lillebø A.I., Sousa A.I., Béjaoui B., Solidoro C., Tosic M., Cañedo-Argüelles M., Yamamuro M., Reizopoulou S., Tseng H., Canu D., Roselli L., Maanan M., Cristina S., Ruiz-Fernández A.C., Lima R., Kjerfve B., Rubio-Cisneros N., Pérez-Ruzafa A., Marcos C., Pastres R., Pranovi F., Snoussi M., Turpie J., Tuchkovenko Y., Dyack B., Brookes J., Povilankas R. & Khokhlov V., 2018. Assessing, quantifying and valuing the ecosystem services of coastal lagoons. *Journal for Nature Conservation* 44, 50-65. doi:10.1016/j.jnc.2018.02.009
- Nishikawa J., Ohtsuka S., Mulyadi M., Mujiono N., Lindsay D.J., Miyamoto H. & Nishida S., 2015. A new species of the commercially harvested jellyfish *Crambionella* (Scyphozoa) from central Java, Indonesia with remarks on the fisheries. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 95 (3), 471–481. doi:10.1017/S002531541400157X
- Nunes A.L., Katsanevakis S., Zenetos A. & Cardoso A.C., 2014. Gateways to alien invasions in the European seas. *Aquatic Invasions* 9, 133-144. doi:10.3391/ai.2014.9.2.02
- Nunes P.A., Loureiro M.L., Piñol L., Sastre S., Voltaire L. & Canepa A., 2015. Analyzing beach recreationists' preferences for the reduction of jellyfish blooms: Economic results from a stated-choice experiment in Catalonia, Spain. *PloS one* 10 (6), e0126681. doi:10.1371/journal.pone.0126681
- Occhipinti-Ambrogi A., 2001. Transfer of marine organisms: a challenge to the conservation of coastal biocenoses. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 11, 243-251. doi:10.1002/aqc.450



- Occhipinti-Ambrogi A., 2021. Biopollution by Invasive Marine Non-Indigenous Species: A Review of Potential Adverse Ecological Effects in a Changing Climate. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 18, 4268. doi:10.3390/ijerph18084268
- Occhipinti-Ambrogi A. & Galil B.S., 2004. A uniform terminology on bioinvasions: a chimera or an operative tool? *Marine Pollution Bulletin* 49, 688-694. doi:10.1016/j.maropolbul.2004.08.011
- Occhipinti-Ambrogi A. & Galil B.S., 2010. Marine alien species as an aspect of global change. *Advances in Oceanography and Limnology* 1, 199-218. doi:10.4081/aiol.2010.530
- Olenin S. & Leppäkoski E., 1999. Non-native animals in the Baltic Sea: Alteration of benthic habitats in coastal inlets and lagoons. *Hydrobiologia* 393, 233-243
- Omori M. & Nakano E., 2001. Jellyfish fisheries in southeast Asia. *Hydrobiologia* 451, 19–26. doi:10.1023/A:1011879821323
- Paavola M., Olenin S. & Leppäkoski E., 2005. Are invasive species most successful in habitats of low native species richness across European brackish water seas? *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 64, 738-750. doi:10.1016/j.ecss.2005.03.021
- Palomares M.L.D. & Pauly D., 2008. The growth of jellyfishes. En: Pitt K.A. & Purcell J.E. (Eds.), *Jellyfish Blooms: Causes, Consequences, and Recent Advances*. Developments in Hydrobiology, vol 206. Springer, Dordrecht, 11-21. doi:10.1007/s10750-008-9582-y
- Parsons T.R. & Lalli C.M., 2002. Jellyfish population explosions: revisiting a hypothesis of possible causes. *La mer* 40 (3), 111-121.
- Pascual M., Fuentes V., Canepa A., Atienza D., Gili J.M. & Purcell J.E., 2015. Temperature effects on asexual reproduction of the scyphozoan *Aurelia aurita* sl: differences between exotic (Baltic and Red seas) and native (Mediterranean Sea) populations. *Marine Ecology* 36 (4), 994-1002. doi:10.1111/maec.12196
- Pastor-Prieto M., Bahamon N., Sabatés A., Canepa A., Gili J.M., Carreton M. & Company J.B., 2021. Spatial heterogeneity of *Pelagia noctiluca* ephyrae linked to water masses in the Western Mediterranean. *Plos one* 16 (4), e0249756. doi:10.1371/journal.pone.0249756
- Pauly D., Christensen V., Dalsgaard J., Froese R. & Torres Jr F., 1998. Fishing down marine food webs. *Science* 279 (5352), 860-863.
- Pauly D., Graham W., Libralato S., Morissette L. & Palomares M.L.D., 2008. Jellyfish in ecosystems, online databases, and ecosystem models. *Hydrobiologia* 616 (1), 67–85. doi:10.1007/s10750-008-9583-x
- Pavoni B., Donazzolo R., Marcomini A., Degobbis D. & Orio A.A., 1987. Historical development of the Venice lagoon contamination as recorded in radiodated sediment cores. *Marine Pollution Bulletin* 18 (1), 18–24. doi:10.1016/0025-326x(87)90651-5
- Pérez-Beltrán A., 1953. Camino a seguir: "Acción". *Murcia Sindical*, 17/05/1953, 5.
- Pérez-Ródenas J., 1953. El Mar Menor, en peligro. *La Verdad*, Murcia 29/03/1953.
- Pérez-Ruzafa A., 1989. *Estudio ecológico y bionómico de los poblamientos bentónicos del Mar Menor (Murcia, SE de España)*. Tesis Doctoral, Universidad de Murcia.
- Pérez-Ruzafa A. (Coord.), 1996. *Estudio del ciclo de vida y la dinámica de la población de la medusa *Cotylorhiza tuberculata* en el Mar Menor*. Final report of the "Ecología y Ordenación de Ecosistemas Marinos Costeros" Research Group, University of Murcia, Spain.
- Pérez-Ruzafa A. (Coord.), 1997. *Estudio de la dinámica de las poblaciones de medusas en el Mar Menor, problemática asociada y búsqueda de soluciones*. Final report of the "Ecología y Ordenación de Ecosistemas Marinos Costeros" Research Group, University of Murcia, Spain.
- Pérez-Ruzafa A. (Coord.), 2019. Monitorización y modelado de la calidad de aguas y estado



- ecológico del Mar Menor, y prevención de impactos. Consejería de Agua, Agricultura y Medio Ambiente de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia, 157 pp.
- Pérez-Ruzafa A. (Coord.), 2016. Asistencia técnica para la toma de muestras, análisis e interpretación de datos sobre la calidad de aguas y sedimentos en la zona de influencia de las riadas ocurridas en el área litoral entre los nietos y mar de cristal. Ayuntamiento de Cartagena. 113 pp.
- Pérez-Ruzafa A. (Coord.), 2021. *Seguimiento y análisis predictivo de la evolución del estado ecológico del ecosistema lagunar del Mar Menor y prevención de impactos*. Consejería de Agua, Agricultura y Medio Ambiente de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia, 166 pp.
- Pérez-Ruzafa A. (Coord.), 2023. *Seguimiento y análisis predictivo de la evolución del estado ecológico del ecosistema lagunar del Mar Menor y prevención de impactos*. Consejería de Agua, Agricultura y Medio Ambiente de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia, Informe final febrero 2023, 267 pp.
- Pérez-Ruzafa A. & Aragón R., 2002. Implicaciones de la gestión y el uso de las aguas subterráneas en el funcionamiento de la red trófica de una laguna costera. En: Fornés J.M. & Llamas M.R. (Eds.), *Conflictos entre el desarrollo de las aguas subterráneas y la conservación de los humedales: litoral mediterráneo*. Fundación Marcelino Botín-Ediciones Mundi-Prensa, Madrid, 215-245.
- Pérez-Ruzafa A. & Marcos C., 1992. Colonization rates and dispersal as essential parameters in the confinement theory to explain the structure and horizontal zonation of lagoon benthic assemblages. *Rapports et Procès-Verbaux des Réunions de la Commission Internationale pour l'Etude Scientifique de la Mer Méditerranée* 33.
- Pérez-Ruzafa A. & Marcos C., 1993. La teoría del confinamiento como modelo para explicar la estructura y zonación horizontal de las comunidades bentónicas en las lagunas costeras. *Publicaciones Especiales, Instituto Español de Oceanografía* 11: 347-358.
- Pérez-Ruzafa A. & Marcos C., 2019. La situación del Mar Menor: seis mil años de historia, 50 años de resistencia y un ejemplo de ecosistema complejo. En: Navarro-Caballero M.T. (Ed.), *Una mirada global sobre el Mar Menor*. Diego Marín Librero Ed., Murcia, 81-114.
- Pérez-Ruzafa A., Marcos C., Pérez-Ruzafa I.M. & Ros J., 1987. Evolución de las características ambientales y de los poblamientos del Mar Menor (Murcia, SE de España). *Anales de Biología* 12, 53-65.
- Pérez-Ruzafa A., Pérez-Ruzafa I.M., Marcos C. & Ros J., 1988. Cartografía bionómica del poblamiento bentónico de las islas del Mar Menor. I: Islas Perdiguera y del Barón. *Oceanología acuática* 9 (9): 27-40
- Pérez-Ruzafa A., Ros J., Marcos C., Ballester R. & Pérez-Ruzafa I.M., 1989. Distribution and biomass of the macrophyte beds in a hypersaline coastal lagoon (the Mar Menor, SE Spain), and its recent evolution following major environmental changes. En: Boudouresque C.F., Melnesz A., Fresi E. & Gravez V. (Eds.), *International Workshop on Posidonia Beds, 2*. GIS Posidonie, France. 49-62.
- Pérez-Ruzafa A., Marcos C. & Ros J.D., 1991. Environmental and biological changes related to recent human activities in the Mar Menor (SE of Spain). *Marine Pollution Bulletin* 23, 747-751. doi:10.1016/0025-326X(91)90774-M
- Pérez-Ruzafa A., Gilabert J., Gutiérrez J.M., Fernández A.I., Marcos C. & Sabah S., 2002. Evidence of a planktonic food web response to changes in nutrient input dynamics in the Mar Menor coastal lagoon, Spain. *Hydrobiologia* 475/476, 359-369. doi:10.1023/A:1020343510060
- Pérez-Ruzafa A., Quispe-Becerra J.I., García-Charton J.A. & Marcos C., 2004. Composition, structure



- and distribution of the ichthyoplankton in a Mediterranean coastal lagoon. *Journal of Fish Biology* 64, 202-218. doi:10.1111/j.1095-8649.2004.00301.x
- Pérez-Ruzafa A., Fernández A.I., Marcos C., Gilabert J., Quispe J.I. & García-Charton J.A., 2005a. Spatial and temporal variations of hydrological conditions, nutrients and chlorophyll a in a Mediterranean coastal lagoon (Mar Menor, Spain). *Hydrobiologia* 550: 11-27. doi:10.1007/s10750-005-4356-2.
- Pérez-Ruzafa A., Marcos C. & Gilabert J., 2005b. The ecology of the Mar Menor coastal lagoon: a fast-changing ecosystem under human pressure. En: Gönenç I.E. & Wolflin J.P. (Eds.), *Coastal Lagoons: Ecosystem Processes and Modeling for Sustainable Use and Development*. Boca Ratón, FL, CRC Press, 392–422.
- Pérez-Ruzafa A., García-Charton J.A., Barcala E. & Marcos C., 2006. Changes in benthic fish assemblages as a consequence of coastal works in a coastal lagoon: The Mar Menor (Spain, western Mediterranean). *Marine Pollution Bulletin* 53, 107-120. doi:10.1016/j.marpolbul.2005.09.014
- Pérez-Ruzafa A., Marcos C., Pérez-Ruzafa I.M., Barcala E., Hegazi M.I. & Quispe, J., 2007. Detecting changes resulting from human pressure in a naturally quick-changing and heterogeneous environment: Spatial and temporal scales of variability in coastal lagoons. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 75 (1-2), 175-188. doi:10.1016/j.ecss.2007.04.030
- Pérez-Ruzafa A., Hegazi M.I., Pérez-Ruzafa I.M. & Marcos C., 2008. Differences in spatial and seasonal patterns of macrophyte assemblages between a coastal lagoon and the open sea. *Marine Environmental Research* 65, 291-314. doi:10.1016/j.marenvres.2007.11.008
- Pérez-Ruzafa A., Marcos C. & Pérez-Ruzafa I.M., 2011. Recent advances in coastal lagoons ecology: evolving old ideas and assumptions. *Transitional Waters Bulletin* 5, 50-74. doi:10.1285/i1825229Xv5n1p50
- 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 and Shelf Science* 110, 101-115. doi:10.1016/j.ecss.2012.04.004
- Pérez-Ruzafa A., Marcos C. & Pérez-Ruzafa I.M., 2018. When maintaining ecological integrity and complexity is the best restoring tool: the case of Mar Menor lagoon. En: Quintana X., Boix D., Gascón S. & Sala J. (Eds.), *Management and restoration of Mediterranean coastal lagoons in Europe*. Càtedra d'Ecosistemes Litorals, Proyecto LIFE 13 NAT/ES/001001, Recerca y territori 10, 67-95.
- Pérez-Ruzafa A., Campillo S., Fernández-Palacios J.M., Garcia-Lacunza A., Garcia-Oliva M., Ibañez H., Navarro-Martínez P.C., Pérez-Marcos M., Pérez-Ruzafa I.M., Quispe-Becerra J.I., Sala-Mirete A., Sánchez O. & Marcos C., 2019a. Long-term dynamic in nutrients, chlorophyll a, and water quality parameters in a coastal lagoon during a process of eutrophication for decades, a sudden break and a relatively rapid recovery. *Frontiers in Marine Science* 6, 26. doi:10.3389/fmars.2019.00026
- Pérez-Ruzafa A., Pérez-Ruzafa I., Newton A. & Marcos C., 2019b. Coastal lagoons: environmental variability, ecosystem complexity and goods and services uniformity. En: Wolanski E., Day J., Elliott M. & Ramesh R. (Eds.), *Coasts and Estuaries, The Future*. Elsevier, 253-276. doi:10.1016/B978-0-12-814003-1.00015-0
- Pérez-Ruzafa A., Ghezzi M., De Pascalis F., Quispe J., Hernández-García R., Muñoz I., Vergara-Chen



- C., Umgiesser G. & Marcos C., 2019c. Connectivity between coastal lagoons and sea: reciprocal effects on assemblages' structure and consequences for management. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 216, 171-186. doi:10.1016/j.ecss.2018.02.031
- Pérez-Ruzafa A., Morkune R., Marcos C., Perez-Ruzafa I.M. & Razinkovas-Baziukas A., 2020. Can an oligotrophic coastal lagoon support high biological productivity? Sources and pathways of primary production. *Marine Environmental Research* 153, 104824. doi:10.1016/j.marenvres.2019.104824
- Pérez-Ruzafa A., Molina-Cuberos G.J., García-Oliva M., Umgiesser G. & Marcos C., 2024. Why coastal lagoons are so productive? Physical bases of fishing productivity in coastal lagoons. *Science of The Total Environment* 922, 171264. doi:10.1016/j.scitotenv.2024.171264
- Pérez-Sirvent C., García-Lorenzo M.L., Hernández-Pérez C. & Martínez-Sánchez M.J., 2018. Assessment of potentially toxic element contamination in soils from Portman Bay (SE, Spain). *J. Soils Sediments* 18, 2248-2258. doi:10.1007/s11368-017-1756-7
- Perry R.I. & Smith S.J., 1994. Identifying habitat associations of marine fishes using survey data: an application to the Northwest Atlantic. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 51 (3), 589-602. doi:10.1139/f94-061
- Pestorić B., Lučić D., Bojanić N., Vodopivec M., Kogovšek T., Violić I., Paliaga P. & Malej A., 2021. Scyphomedusae and Ctenophora of the Eastern Adriatic: Historical Overview and New Data. *Diversity* 13 (5), 186. doi:10.3390/d13050186
- Pitt K.A., Lucas C.H., Condon R.H., Duarte C.M. & Stewart-Koster B., 2018. Claims that anthropogenic stressors facilitate jellyfish blooms have been amplified beyond the available evidence: a systematic review. *Frontiers in Marine Science* 5, 451. doi:10.3389/fmars.2018.00451
- Ponti M., Casselli C. & Abbiati M., 2011. Anthropogenic disturbance and spatial heterogeneity of macrobenthic invertebrate assemblages in coastal lagoons: the study case of Pialassa Baiona (northern Adriatic Sea). *Helgoland Marine Research* 65, 25-42. doi:10.1007/s10152-010-0197-0
- Pörtner H.O. & Gutt J., 2016. Impacts of Climate Variability and Change on (Marine) Animals: Physiological Underpinnings and Evolutionary Consequences. *Integrative and Comparative Biology* 56 (1): 31-44.
- Prieto L., Astorga D., Navarro G. & Ruiz J., 2010. Environmental control of phase transition and polyp survival of a massive-outbreaker jellyfish. *PloS one* 5 (11), e13793. doi:10.1371/journal.pone.0013793
- Purcell J.E., 2012. Jellyfish and Ctenophore Blooms Coincide with Human Proliferations and Environmental Perturbations. *Annual Review of Marine Science* 4 (1), 209-235. doi:10.1146/annurev-marine-120709-142751
- Purcell J.E., White J.R., Nemazie D.A. & Wright D.A., 1999. Temperature, salinity and food effects on asexual reproduction and abundance of the scyphozoan *Chrysaora quinquecirrha*. *Marine ecology progress series* 180, 187-196.
- Purcell J.E., Uye S.I. & Lo W.T., 2007. Anthropogenic causes of jellyfish blooms and their direct consequences for humans: a review. *Marine Ecology Progress Series* 350, 153-174. doi:10.3354/meps07093
- Purcell J.E., Atienza D., Fuentes V., Olariaga A., Tilves U., Colahan C. & Gili J.M., 2012. Temperature effects on asexual reproduction rates of scyphozoan species from the northwest Mediterranean Sea. En: Purcell J., Mianzan H. & Frost J.R. (Eds.), *Jellyfish Blooms IV*. Springer, Dordrecht, 169-180. doi:10.1007/s10750-012-1047-7
- Purcell J.E., Baxter E.J. & Fuentes V.L., 2013. Jellyfish as products and problems of aquaculture. En:



- Allan G. & Burnell G. (Eds.), *Advances in Aquaculture Hatchery Technology*. Woodhead Publishing Series in Food Science, Technology and Nutrition, 404–430. doi:10.1533/9780857097460.2.404
- Quevauviller P. (Ed.), 2002. *Methodologies in Soil and Sediment Fractionation Studies. Single and Sequential Extraction Procedures*. The Royal Society of Chemistry, Cambridge
- Quispe-Becerra J.I., 2014. *Dinámica espacio-temporal del ictioplancton del Mar Menor (SE, España) y factores ambientales asociados*. Tesis de Doctorado. Universidad de Murcia.
- Rainbow P.S., 2002. Trace metal concentrations in aquatic invertebrates: why and so what? *Environmental Pollution* 120 (3), 497–507. doi:10.1016/s0269-7491(02)00238-5
- Raji O., Dezileau L., Von Grafenstein U., Niazi S., Snoussi M. & Martinez P., 2015. Extreme sea events during the last millennium in the northeast of Morocco. *Nat. Hazards Earth Syst. Sci.* 15, 203–211. doi:10.5194/nhess-15-203-2015
- Ramanathan V. & Feng Y., 2009. Air pollution, greenhouse gases and climate change: Global and regional perspectives. *Atmospheric Environment* 43 (1), 37-50. doi:10.1016/j.atmosenv.2008.09.063
- Ramondenc S., Ferrieux M., Collet S., Benedetti F., Guidi L. & Lombard F., 2019. From egg to maturity: a closed system for complete life cycle studies of the holopelagic jellyfish *Pelagia noctiluca*. *Journal of Plankton Research* 41 (3), 207-217. doi:10.1093/plankt/fbz013
- Rato L.D., Pinto C., Duarte I.M., Leandro S.M. & Marques S.C., 2021. Euryhalinity and thermal tolerance of *Phyllorhiza punctata* (Scyphozoa) scyphostomae: life history and physiological trade-offs. *Marine Biology* 168 (11), 158. doi:10.1007/s00227-021-03969-x
- Redfield A.C., 1958. The biological control of chemical factors in the environment. *American Scientist* 46 (3): 230-221.
- Reimer P.J. & McCormac F.G., 2002. Marine radiocarbon reservoir corrections for the Mediterranean and Aegean seas. *Radiocarbon* 44, 159–166. doi:10.1017/S0033822200064766
- Rekstad M.E., Majaneva S., Borgersen Å.L. & Aberle N., 2021. Occurrence and habitat characteristics of *Aurelia* sp. polyps in a high-latitude fjord. *Frontiers in Marine Science* 8, 684634. doi:10.3389/fmars.2021.684634
- Reséndez-Medina A. & Kobelkowsky-Díaz A., 1991. Ictiofauna de los sistemas lagunares costeros del Golfo de México. *Universidad y Ciencia* 8 (15), 91-110.
- Reyes-Márquez A., Aguiñiga-García S., Morales-García S.S., Sedeño-Díaz J. & López-López E., 2022. Temporal distribution patterns of metals in water, sediment, and components of the trophic structure in a tropical coastal lagoon of the Gulf of Mexico. *Environmental Science and Pollution Research* 29, 61643–61661. doi:10.1007/s11356-021-17815-6
- Richards, W.J., 1990. List of the fishes of the western Central Atlantic and the status of early life stage information. *NOAA Tech. Memo. NMFS-SEFC-267:1-88*.
- Richardson A.J., Bakun A., Hays G.C. & Gibbons M.J. (2009). The jellyfish joyride: causes, consequences and management responses to a more gelatinous future. *Trends in Ecology & Evolution*, 24 (6), 312-322. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2009.01.010>
- Richter T.O., Van der Gaast S.J., Koster B., Vaars A.J., Gieles R., De Stigter H.C., De Haas H. & VanWeering T.C.E., 2006. The Avaatech XRF Core Scanner: technical description and applications to NE Atlantic sediments. En: Rothwell R.G. (Ed.), *New Techniques in Sediment Core Analysis*. Special Publications, Geological Society, London, 39–50.
- Rodríguez-Puente C., Guerrero J., García I.M. & Jornet A., 2001. *Estudio sobre niveles y efectos de compuestos órgano-estánicos y metales pesados en el Mar Menor*. Instituto Español de



- Oceanografía. España: Informe para la Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente de la Región de Murcia, 32 pp.
- Román S., Pérez-Ruzafa A. & López E., 2009. First record in the Western Mediterranean Sea of *Branchiomma boholense* (Grube, 1878) (Polychaeta: Sabellidae), an alien species of Indo-Pacific origin. *Cahiers de Biologie Marine* 50 (3), 241-250
- Romero D., Barcala E., María-Dolores E. & Muñoz P., 2020. European eels and heavy metals from the Mar Menor lagoon (SE Spain). *Marine Pollution Bulletin* 158, 11368. doi:10.1016/j.marpolbul.2020.111368
- Rosa S., Pansera M., Granata A. & Guglielmo L., 2013. Interannual variability, growth, reproduction and feeding of *Pelagia noctiluca* (Cnidaria: Scyphozoa) in the Straits of Messina (Central Mediterranean Sea): Linkages with temperature and diet. *Journal of Marine Systems* 111, 97-107. doi:10.1016/j.jmarsys.2012.10.001
- Ruiz J., Prieto L. & Astorga D., 2012. A model for temperature control of jellyfish (*Cotylorhiza tuberculata*) outbreaks: A causal analysis in a Mediterranean coastal lagoon. *Ecological Modelling* 233, 59-69. doi:10.1016/j.ecolmodel.2012.03.019
- Russi D., ten Brink P., Farmer A., Badura T. & Coastes D., 2013. *The Economics of Ecosystems and Biodiversity for Water and Wetlands*. IEEP, London and Brussels, Ramsar Secretariat, Gland, 84 pp.
- Ruzicka J.J., Daly E.A. & Brodeur R.D., 2016. Evidence that summer jellyfish blooms impact Pacific Northwest salmon production. *Ecosphere* 7 (4), 1–22. doi:10.1002/ecs2.1324
- Sabatier P., Dezileau L., Blanchemanche P., Siani J., Condomines M., Bentaleb I. & Piques G., 2010. Holocene variations of radiocarbon reservoir ages in a Mediterranean lagoonal system. *Radiocarbon* 52, 91–102. doi:10.1017/S0033822200045057
- Sabatier P., Dezileau L., Condomines M., Briquet L., Colin C., Bouchette F., Le Duff M. & Blanchemanche P., 2008. Reconstruction of paleostorm events in a coastal lagoon (Hérault, South of France). *Marine Geology* 251, 224–232. doi:10.1016/j.margeo.2008.03.001
- Sabatier P., Dezileau L., Colin C., Briquet L., Bouchette F., Martinez P., Siani G., Raynal O. & Von Grafenstein U., 2012. 7000 years of paleostorm activity in the NW Mediterranean Sea in response to Holocene climate events. *Quaternary Res.*, 1–11. doi:10.1016/j.yqres.2011.09.002
- Saitou N. & Nei M., 1987. The neighbor-joining method: A new method for reconstructing phylogenetic trees. *Molecular Biology and Evolution* 4, 406-425
- Sal Moyano M.P., Schiariti A., Giberto D.A., Diaz Briz L., Gavio M.A. & Mianzan H.W., 2012. The symbiotic relationship between *Lychnorhiza lucerna* (Scyphozoa, Rhizostomeae) and *Libinia spinosa* (Decapoda, Epialtidae) in the Río de la Plata (Argentina–Uruguay). *Marine Biology* 159, 1933-1941. doi:10.1007/s00227-012-1980-z
- Sala-Mirete A. López E., Fernández-Alias A., Sánchez-Fernández O., Marcos C. & Pérez-Ruzafa., 2023. *Leodamas australiensis* (Hartmann-Schröder, 1979) (Polychaeta, Orbiniidae), a new alien species in the Mediterranean, and its ecology in the Mar Menor coastal lagoon (SE Spain). *Bioinvasions Records* 12 (4): 993-1013. doi:10.3391/bir.2023.12.4.13
- Sánchez A., Ballester A., Blazquez M.L., González F., Muñoz J. & Hammami A., 1999. Biosorption of copper and zinc by *Cymodocea nodosa*. *FEMS Microbiology Reviews* 23 (5), 527-536. doi:10.1016/s0168-6445(99)00019-4
- Sánchez i Bassols M., 2008. *Estudi de la mobilitat i biodisponibilitat de pol·lucents en la zona minera del Camp de Cartagena*. Tesis doctoral. Universitat de Girona: 199pp.
- Sanchiz C., García-Carrascosa A.M. & Pastor A., 2000. Heavy Metal Contents in Soft-Bottom Marine



- Macrophytes and Sediments Along the Mediterranean Coast of Spain. *Marine Ecology* 21 (1), 1–16. doi:10.1046/j.1439-0485.2000.00642.x
- Santschi P.H., Oktay S.D. & Cifuentes L., 2007. Carbon isotopes and iodine concentrations in a Mississippi River delta core recording land use, sediment transport, and dam building in the river's drainage basin. *Marine Environmental Research* 63 (3), 278–290. doi:10.1016/j.marenvres.2006.11.002
- Sanz-Martín M., Pitt K.A., Condon R.H., Lucas C.H., Novaes de Santana C. & Duarte C.M., 2016. Flawed citation practices facilitate the unsubstantiated perception of a global trend toward increased jellyfish blooms. *Global Ecology and Biogeography* 25 (9), 1039–1049. doi:10.1111/geb.12474
- Sastre J., Sahuquillo A., Vidal M. & Rauret G., 2002. Determination of Cd, Cu, Pb and Zn in environmental samples: microwave-assisted total digestion versus aqua regia and nitric acid extraction. *Analytica Chimica Acta* 462 (1), 59–72. doi:10.1016/s0003-2670(02)00307-0
- Schäfer S., Gueroun S.K., Andrade C. & Canning-Clode J., 2021. Combined Effects of Temperature and Salinity on Polyps and Ephyrae of *Aurelia solida* (Cnidaria: Scyphozoa). *Diversity* 13 (11), 573. doi:10.3390/d13110573
- Schiariti A., Kawahara M., Uye S. & Mianzan H.W., 2008. Life cycle of the jellyfish *Lychnorhiza lucerna* (Scyphozoa: Rhizostomeae). *Marine Biology* 156 (1), 1–12. doi:10.1007/s00227-008-1050-8
- Schiariti A., Morandini A.C., Jarms G., von Glehn Paes R., Franke S. & Mianzan H., 2014. Asexual reproduction strategies and blooming potential in Scyphozoa. *Marine Ecology Progress Series* 510, 241–253. doi:10.3354/meps10798
- Schumacher B.A., 2002. *Methods for the determination of Total Organic Carbon (TOC) in soils and sediments*, 1–25. www.epa.gov/esd/cmb/research/papers/bs116.pdf
- Schwartzloze R.A., Alheit J., Bakun A., Baumgartner T.R., Cloete R., Crawford R.J.M., Fletcher W.J., Green-Ruiz Y., Hagen E., Kawasaki T., Lluch-Belda D., Lluch-Cota S.E., MacCall A.D., Matsuura Y., Nevárez-Martínez M.O., Parrish R.H., Roy C., Serra R., Shust K.V., Ward M.N. & Zuzunaga J.Z., 1999. Worldwide large-scale fluctuations of sardine and anchovy populations. *South African Journal of Marine Science* 21, 289–347.
- Serrano R., Gras L., Giménez-Casalduero F., Del Pilar-Ruso Y. & Grindlay G., 2019. The role of *Cymodocea nodosa* on the dynamics of trace elements in different marine environmental compartments at the Mar Menor Lagoon (Spain). *Marine Pollution Bulletin* 141, 52–60. doi:10.1016/j.marpolbul.2019.02.019
- Shaw T.J., Gieskes J.M. & Jahnke R.A., 1990. Early diagenesis in differing depositional environments: the response of transition metals in pore water. *Geochim. Cosmochim. Acta* 54, 1233–1246. doi:10.1016/0016-7037(90)90149-F
- Siani G., Paterne M., Michel E., Sulpizio R., Sbrana A., Arnold M. & Haddad G., 2001. Mediterranean sea surface radiocarbon age changes since the last glacial maximum. *Science* 294, 1917–1920. doi:10.1126/science.1063649
- Signa G., Tramati C. & Vizzini S., 2013. Contamination by trace metals and their trophic transfer to the biota in a Mediterranean coastal system affected by gull guano. *Marine Ecology Progress Series* 479, 13–24. doi:10.3354/meps10210
- Sigovini M., 2011. *Multiscale dynamic of zoobenthic communities and relationships with environmental factors in the Lagoon of Venice*. PhD Thesis. University Ca'Foscari di Venezia, Venezia, Italy, 197 pp.



- Simonneau J., 1973. *Mar Menor: évolution sédimentologique et géochimique récent en remplissage*. Ph.D. thesis, University of Toulouse.
- Sjölin E., Erséus C. & Källersjö M., 2005. Phylogeny of Tubificidae (Annelida, Clitellata) based on mitochondrial and nuclear sequence data. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 35 (2), 431-441. doi:10.1016/j.ympev.2004.12.018
- Slukovskii Z.I. & Svetov S.A., 2016. Geochemical indicators of technogenic pollution of bottom sediments of small rivers in an urbanized environment. *Geography and Natural Resources* 37, 32–38. doi:10.1134/s1875372816010054
- Smith P.E. & Richardson S.L., 1977. Standard techniques for pelagic fish eggs and larvae surveys. *FAO Fisheries Technical Paper* 175, 100 pp.
- Soil Conservation Service, 1973. *Investigación de suelos. Métodos de laboratorio v procedimientos para recoger muestras*. Trillas, México. 90 pp.
- Spangenberg D.B., 1965. Cultivation of the life stages of *Aurelia aurita* under controlled conditions. *Journal of Experimental Zoology* 159 (3), 303-318. doi:10.1002/JEZ.1401590303
- Stampar S.N., Silveira F.L.D. & Morandini A.C., 2008. Food resources influencing the asexual reproductive cycle of coronate Scyphozoa. *Cahiers de biologie marine* 49 (3), 247.
- Steele J.H., Thorpe S.A. & Turekian K.K. (Eds.), 2011. *Encyclopedia of ocean sciences*. Academic Press, San Diego, London
- Stoltenberg I., Dierking J., Müller-Navarra D.C. & Javidpour J., 2021. Review of jellyfish trophic interactions in the Baltic Sea. *Marine Biology Research* 17 (4), 311-326. doi:10.1080/17451000.2021.1964532
- Stone J.P., Steinberg D.K. & Fabrizio M.C., 2019. Long-term changes in gelatinous zooplankton in Chesapeake Bay, USA: Environmental controls and interspecific interactions. *Estuaries and Coasts* 42 (2), 513-527. doi:10.1007/s12237-018-0459-7
- Strickland J.D.H. & Parsons T.R., 1972. *Pigment analysis. A Practical Handbook of Seawater Analysis* 167, 201-203. doi:10.1002/iroh.19700550118
- Sudirman S., Chen C.Y., Chen C.K., Felim J., Kuo H.P. & Kong Z.L., 2023. Fermented jellyfish (*Rhopilema esculentum*) collagen enhances antioxidant activity and cartilage protection on surgically induced osteoarthritis in obese rats. *Frontiers in Pharmacology* 14, 1117893. doi:10.3389/fphar.2023.1117893
- Sugahara T., Ueno M., Goto Y., Shiraishi R., Doi M., Akiyama K. & Yamauchi S., 2006. Immunostimulation effect of jellyfish collagen. *Bioscience, Biotechnology, and Biochemistry* 70 (9), 2131-2137. doi:10.1271/bbb.60076
- Sun Y., Sui J. & Li X., 2018. A new species of *Leodamas* Kinberg, 1866 (Polychaeta: Orbiniidae) from the Yellow Sea and the East China Sea. *Acta Oceanologica Sinica* 37, 130-135, doi:10.1007/s13131-018-1313-2
- Takao M. & Uye S.I., 2018. Effects of low salinity on the physiological ecology of planulae and polyps of scyphozoans in the East Asian Marginal Seas: potential impacts of monsoon rainfall on medusa population size. *Hydrobiologia* 815, 165-176. doi:10.1007/s10750-018-3558-3
- Takao M., Okawachi H. & Uye S.I., 2014. Natural predators of polyps of *Aurelia aurita* sl (Cnidaria: Scyphozoa: Semaestomeae) and their predation rates. *Plankton and Benthos Research* 9 (2), 105-113. doi:10.3800/pbr.9.105
- Tang C., Sun S. & Zhang F., 2020. Intraguild predation by polyps of three scyphozoan jellyfish: *Nemopilema nomurai*, *Aurelia coerulea*, and *Rhopilema esculentum*. *Journal of oceanology and limnology* 38 (6), 1755-1761. doi:10.1007/s00343-019-9079-8



- Tang C., Sun S. & Zhang F., 2021. Natural predators of polyps of three scyphozoans: *Nemopilema nomurai*, *Aurelia coerulea*, and *Rhopilema esculentum*. *Journal of Oceanology and Limnology* 39 (2), 598-608. doi:10.1007/s00343-020-0284-2
- Tebble N., 1955. The polychaete fauna of the Gold Coast. *Bulletin of the British Museum (Natural History), Zoology* 3 (2): 61-148
- Ter Braak C.J.F. & Šmilauer P., 2018. *Canoco reference manual and user's guide: software for ordination, version 5.1x*. Microcomputer Power, Ithaca, USA.
- Terradas-Fernández M., Valverde-Urrea M., López-Moya F. & Fernández-Torquemada Y., 2022. On the Presence and Ubiquity of the Exotic *Batophora* (J. Agardh) in the Mar Menor Lagoon (SE Spain). *Water* 14, 2909. Doi:10.3390/w14182909
- Thiebot J.B., Ito K., Raclot T., Poupart T., Kato A., Ropert-Coudert Y. & Takahashi A., 2016. On the significance of Antarctic jellyfish as food for Adélie penguins, as revealed by video loggers. *Marine Biology* 163, 1-8. doi:10.1007/s00227-016-2890-2
- Thiebot J.B., Arnould J.P.Y., Gómez-Laich A., Ito K., Kato A., Mattern T., Mitamura H., Noda T., Poupart T., Quintana F., Raclot T., Ropert-Coudert Y., Sala J.E., Seddon P.J., Sutton G.J, Yoda K. & Takahashi A., 2017. Jellyfish and other gelata as food for four penguin species—insights from predator-borne videos. *Frontiers in Ecology and the Environment* 15 (8), 437-441. doi:10.1002/fee.1529
- Titelman J., Gandon L., Goarant A. & Nilsen T., 2007. Intraguild predatory interactions between the jellyfish *Cyanea capillata* and *Aurelia aurita*. *Marine Biology* 152, 745-756. doi:10.1007/s00227-007-0721-1
- Toyokawa M., Furota T. & Terazaki M., 2000. Life history and seasonal abundance of *Aurelia aurita* medusae in Tokyo Bay, Japan. *Plankton Biol. Ecol.* 47 (1), 48-58.
- Treible L.M. & Condon R.H., 2019. Temperature-driven asexual reproduction and strobilation in three scyphozoan jellyfish polyps. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 520, 151204. doi:10.1016/j.jembe.2019.151204
- Tsakovski S., Kudřak B., Simeonov V., Wolska L., García G. & Namieśnik J., 2012. Relationship between heavy metal distribution in sediment samples and their ecotoxicity by the use of the Hasse diagram technique. *Analytica Chimica Acta* 719, 16-23. doi:10.1016/j.aca.2011.12.052
- Umgiersser G., Ferrarin C., Cucco A., De Pascalis F., Bellafiore D., Ghezzi M. & Bajo M., 2014. Comparative hydrodynamics of 10 Mediterranean lagoons by means of numerical modelling. *Journal of Geophysical Research: Oceans* 119 (4): 2212-2226. doi:10.1002/2013JC009512
- UNESCO, 1981. *Coastal Lagoon Research, Present and Future*. UNESCO Technical Papers in Marine Science, 33.
- Vallelonga P., Maffezzoli N., Saiz-Lopez A., Scoto F., Kjær H.A. & Spolaor A., 2021. Sea-ice reconstructions from bromine and iodine in ice cores. *Quaternary Science Reviews* 269, 107133. doi:10.1016/j.quascirev.2021.107133
- Van Walraven L., Langenberg V.T., Dapper R., Witte J.I., Zuur A.F. & van der Veer H.W., 2015. Long-term patterns in 50 years of scyphomedusae catches in the western Dutch Wadden Sea in relation to climate change and eutrophication. *Journal of Plankton Research* 37 (1), 151-167. doi:10.1093/plankt/fbu088
- Van Walraven L., van Bleijswijk J. & van der Veer H.W., 2020. Here are the polyps: in situ observations of jellyfish polyps and podocysts on bivalve shells. *PeerJ* 8, e9260. doi:10.7717/peerj.9260
- Varol M. & Şen B., 2012. Assessment of nutrient and heavy metal contamination in surface water



- and sediments of the upper Tigris River, Turkey. *CATENA* 92, 1–10. doi:10.1016/j.catena.2011.11.011
- Vazquez-Botello A., De la Lanza-Espino G., Villanueva-Fragoso S. & Ponce-Velez G., 2020. Pollution Issues in Coastal Lagoons in the Gulf of Mexico. En: Manning A.J. (Ed.), *Lagoon Environments Around the World - A Scientific Perspective*. IntechOpen, 3-22. doi:10.5772/intechopen.77559
- Velasco A.M., Pérez-Ruzafa A., Martínez-Paz J.M. & Marcos C., 2018. Ecosystem services and main environmental risks in a coastal lagoon (Mar Menor, Murcia, SE Spain): the perception of stakeholders. *Journal for Nature Conservation* 43: 180-189. doi:10.1016/j.jnc.2017.11.002
- Verlasque M., 2001. Checklist of the macroalgae of Thau Lagoon (Hérault, France), a hot spot of marine species introduction in Europe. *Acta Oceanologica* 24, 29-49. doi:10.1016/S0399-1784(00)01127-0
- Wang F., Schiariti A., Xu S., Ma Y., Sun T., Wang L., Chao J. & Dong Z., 2023a. Asexual reproduction strategies in the moon jellyfish *Aurelia* (Cnidaria: Scyphozoa). *Frontiers in Ecology and Evolution* 10, 1071518. doi:10.3389/fevo.2022.1071518
- Wang N. & Li C., 2015. The effect of temperature and food supply on the growth and ontogeny of *Aurelia* sp. 1 ephyrae. *Hydrobiologia* 754 (1), 157–167. doi:10.1007/s10750-014-1981-7
- Wang P., Zhang F., Liu M., Sun S. & Xian H., 2020. Isotopic evidence for size-based dietary shifts in the jellyfish *Cyanea nozakii* in the northern East China Sea. *Journal of Plankton Research* 42 (6), 689-701. doi:10.1093/plankt/fbaa042
- Wang P., Zhang F., Sun S. & Lü S., 2023b. Experimental clearance rate and intraguild predation of jellyfish *Cyanea nozakii*. *Journal of Oceanology and Limnology* 1-13. doi:10.1007/s00343-023-2321-4
- Wang Y.T. & Sun S., 2015. Population dynamics of *Aurelia* sp.1 ephyrae and medusae in Jiaozhou Bay, China. *Hydrobiologia* 754 (1), 147–155. doi:10.1007/s10750-014-2021-3
- Wang Y.T., Zheng S., Sun S. & Zhang F., 2015. Effect of temperature and food type on asexual reproduction in *Aurelia* sp.1 polyps. *Hydrobiologia* 754 (1), 169–178. doi:10.1007/s10750-014-2020-4
- Yapi E.A.A., Kouassi N.L.B., Zanli B.L.G.L., Kouassi D.F., Yao K.M. & Coulibaly A.S., 2023. Accumulation of Trace Metals (Hg, As, Cd, and Pb) in Sediments from a Pleistocene Lagoon: A Case Study in Côte d'Ivoire, West Africa. *Chemistry Africa* 6, 529–543. doi:10.1007/s42250-022-00515-0
- Yu X., Zhang Z., Feng A., Gu D., Zhang R., Xia P. & Zhou X., 2020. Recent history of metal contamination in the Fangcheng Bay (Beibu Gulf, South China) utilizing spatially-distributed sediment cores: Responding to local urbanization and industrialization. *Marine Pollution Bulletin* 158, 111418. doi:10.1016/j.marpolbul.2020.111418
- Zakhama-Sraieb R., Zribi I., Mnasri I. & Charfi-Cheikhrouha F., 2019. A comparative study of trace elements in *Cymodocea nodosa* from three semi-enclosed coastal areas in Tunisia. *Environmental Science and Pollution Research* 10 (26). doi:10.1007/s11356-019-04428-3
- Zang W., Fang Z., Chi X. & Sun S., 2022. Relationship between asexual reproduction of *Aurelia coerulea* polyp and jellyfish bloom under influence of temperature dynamics in winter and spring. *Frontiers in Marine Science* 9. doi:10.3389/fmars.2022.888656
- Zang W., Zhang F., Sun Y., Xu Z. & Sun S., 2023. Benthic ecosystem determines jellyfish blooms by controlling the polyp colony development. *Marine Pollution Bulletin* 193, 115232. doi:10.1016/j.marpolbul.2023.115232
- Zavodnik D., 1987. Spatial aggregations of the swarming jellyfish *Pelagia noctiluca* (Scyphozoa).



- Marine Biology* 94, 265–269. doi:10.1007/BF00392939
- Zeileis A., 2006. Implementing a class of structural change tests: An econometric computing approach. *Computational Statistics & Data Analysis* 50 (11), 2987-3008. doi:10.1016/j.csda.2005.07.001
- Zeileis A., Leisch F., Hornik K. & Kleiber C., 2002. strucchange: An R package for testing for structural change in linear regression models. *Journal of statistical software* 7, 1-38. doi:10.18637/jss.v007.i02
- Zeileis A., Kleiber C., Krämer W. & Hornik K., 2003. Testing and dating of structural changes in practice. *Computational Statistics & Data Analysis* 44 (1-2), 109-123. doi:10.1016/S0167-9473(03)00030-6
- Zenetos A. & Galanidi M., 2020. Mediterranean non-indigenous species at the start of the 2020s: recent changes. *Marine Biodiversity Records* 13, 10. doi:10.1186/s41200-020-00191-4
- Zenetos A., Gofas S., Verlaque M., Çinar M.E., Garcia Raso J.E., Bianchi C.N., Morri C., Azzurro E., Bilecenoglu M., Froglija C., Siokou I., Violanti D., Sfriso A., San Martín G., Giangrande A., Katagan T., Ballesteros E., Ramos-Espla A., Mastrototaro F., Ocana O., Zingone A., Gambi M.C. & Streftaris N., 2010. Alien species in the Mediterranean Sea by 2010. A contribution to the application of European Union's Marine Strategy Framework Directive (MSFD). Part I. Spatial distribution. *Mediterranean Marine Sciences* 11, 381. doi:10.12681/mms.87
- Zenetos A., Gofas S., Morri C., Rosso A., Violanti D., García Raso J.E., Çinar M.E., Almogi-Labin A., Ates A.S., Azzurro E., Ballesteros E., Bianchi C.N., Bilecenoglu M., Gambi M.C., Giangrande A., Gravili C., Hyams-Kaphzan O., Karachle P.K., Katsanevakis S., Lipej L., Mastrototaro F., Mineur F., Pancucci-Papadopoulou M.A., Ramos-Espla A., Salas C., San Martín G., Sfriso A., Streftaris N. & Verlaque M., 2012. Alien species in the Mediterranean Sea by 2012. A contribution to the application of European Union's Marine Strategy Framework Directive (MSFD). Part 2. Introduction trends and pathways. *Mediterranean Marine Sciences* 13, 328–352. doi:10.12681/mms.327
- Zenetos A., Albano P.G., López García E., Stern N., Tsiamis K. & Galanidi M., 2022. Established non-indigenous species increased by 40% in 11 years in the Mediterranean Sea. *Mediterranean Marine Science* 23, 196-212. doi:10.12681/mms.29016
- Zhadan A., 2020. Review of Orbiniidae (Annelida, Sedentaria) from Australia. *Zootaxa* 4860, 451-502. doi:10.11646/zootaxa.4860.4.1
- Zhadan A., Stupnikova A. & Neretina T., 2015. Orbiniidae (Annelida: Errantia) from Lizard Island, Great Barrier Reef, Australia with note on orbiniid phylogeny. *Zootaxa* 4019, 773-801. doi:10.11646/zootaxa.4019.1.27
- Zhao X., Hou X., Huang Z., Zhang C. & Cheng, P., 2023. A new hydrological climatic proxy in arid lake sediments: Iodine-uranium concentrations. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* 613, 111409. doi:10.1016/j.palaeo.2023.111409
- Žic V., Truesdale V.W., Garnier C. & Cukrov N., 2012. The distribution of iodine in the Croatian marine lake, Mir – The missing iodate. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 115, 377–387. doi:10.1016/j.ecss.2012.07.026
- Zimmer M., 2005. *Glowing genes: a revolution in biotechnology*. Prometheus Books, New York.
- Zidou M. & Sylaios G., 2021. Ecological risk assessment of heavy metals in the sediments of a Mediterranean lagoon complex. *J. Environ. Health Sci. Engineer* 19, 1835–1849. doi:10.1007/s40201-021-00739-1
- Zonta R., Cassin D., Pini R. & Dominik J., 2019. Assessment of heavy metal and As contamination in



the surface sediments of Po delta lagoons (Italy). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 225, 106235. doi:10.1016/j.ecss.2019.05.017

Zoppi U., Albani A., Ammerman A.J., Hua Q., Lawson E.M. & Serandrei Barbero R., 2001. Preliminary estimate of the reservoir age in the Lagoon of Venice. *Radiocarbon* 43, 489–494. doi:10.1017/S0033822200038388

Websites and online Databases

National Center for Biotechnology Information (NCBI)[Internet]. Bethesda (MD): National Library of Medicine (US), National Center for Biotechnology Information; [1988] – [cited 2022 Nov 22]. Available from: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/>

WoRMS Editorial Board (2022) World Register of Marine Species. Available from <https://www.marinespecies.org> at VLIZ. doi:10.14284/170

ABREVIATURAS UTILIZADAS EN EL TEXTO:

FBC: Factor de bioconcentración

d.t.: desviación típica

DIN: Dissolved Inorganic Nitrogen (Nitrógeno inorgánico disuelto)

d.s.: desviación standard (desviación estándar)

ind: individuo/individuos

BI: Blooming Indicator Index (índice indicador de proliferaciones)

MRA: Máxima abundancia promedio registrada

ph: peso húmedo=pf:peso fresco

ps: peso seco

SST: Sea Surface Temperature (temperatura superficial del mar)

CFD: Cumulative Frequency Distribution (distribución de frecuencias acumuladas)