

Grupo de
investigación
Ecología y
ordenación de
ecosistemas
marinos costeros

Departamento de Ecología e Hidrología

> Facultad de Biología

Universidad de Murcia

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

Coordinador: Angel Pérez Ruzafa Catedrático de Ecología

Febrero de 2023





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

### Equipo de trabajo:

- Dr. Angel Pérez Ruzafa, INVESTIGADOR RESPONSABLE
- Dra. Concepción Marcos Diego
- Dr. Jhoni Ismael Quispe Becerra
- Dr. Borja Mercado Casares
- Dra. Ma del Carmen Mompeán de la Rosa
- Gdo. Manuel Rosendo Conde Caño
- Gdo. Alfredo Fernández Alías
- Gdo. José Manuel Cañizares González
- Gda. Sara Manchado Pérez
- Gda. Teresa Montaño Barroso
- Gda. Elena Moya Urbano
- Gdo. Antonio Sala Mirete
- Gda. Olga Sánchez Fernández
- Gda. Elena Tamarit Castro
- Técnico José Antonio Rodríguez Navarro
- Colaboradores externos:

Dr. Georg Umgiesser, Dra. Francesca De Pascalis y Dra. Michol Ghezzo, CNR-ISMAR Venecia, Italia.

Dra. Isabel María Pérez Ruzafa

Grupo de Investigación "Ecología y ordenación de ecosistemas marinos costeros", Departamento de Ecología e Hidrología, Facultad de Biología, y Sección de Medio Acuático del Área Científica y Técnica de Investigación, Universidad de Murcia

Campus Regional de Excelencia Internacional "Mare Nostrum"

### Febrero de 2023

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

### Contenido

1. Introducción general: contexto y antecedentes de los estudios de seguimi	ento. 1
1.1. Objetivos del estudio	3
2. Análisis de la situación actual, seguimiento y evolución prevista del estad ecológico del ecosistema marino del Mar Menor, y previsión de impactos en hábitats y sistemas naturales	sus
2.1. Síntesis del marco de referencia de los impactos sobre el Mar Menor	5
2.2. Inicio y evolución del proceso de eutrofización en el Mar Menor	18
3. Monitorización de Mar Menor. Diseño del muestreo y trabajo de campo y laboratorio	
3.1. Muestreo y análisis de los parámetros físico-químicos y del estado trófico del Menor	
3.1.1. Muestreo y toma de datos de campo	
3.2. Muestreo y análisis del sistema pelágico (ictioplancton y plancton gelatinoso)	38
3.2.1. Estudio del zooplancton y plancton gelatinoso	38
3.2.2. Estudio del ictioplancton	41
3.2.3. Valoración del efecto de la sobrecarga de nutrientes sobre la transición de ur control top-down a un control bottom-up y el desencadenamiento de crisis distrófic el Mar Menor	cas en
4. Seguimiento de las condiciones hidrológicas y oceanográficas del Mar Me	nor. 47
4.1. Condiciones geomorfológicas, meteorológicas e hidrográficas generales del Ma Menor	
4.2. Evolución reciente de los principales parámetros físico-químicos	52
4.2.1. Temperatura y salinidad	52
5. Seguimiento, análisis y evolución de la calidad de las aguas marinas y del estado trófico del Mar Menor, contenido en nutrientes, materiales en suspe	nsión,
concentración de clorofila y concentración de oxígeno	
5.1. Profundidad de visibilidad del disco de Secchi	
5.2. Estado trófico	70
5.3. Nutrientes	
5.3.1. Nitratos	74
5.3.2. Nitritos	77
5.3.3. Amonio	79

5.3.4. Fosfatos	82
5.3.5. Silicatos	88
5.3.7. Clorofila a	91
5.3.8. Concentración de oxígeno disuelto	95
5.4. Discusión de la evolución del estado trófico	103
6. Análisis y valoración del estado de los mecanismos ecosistémicos regu	ladores y
del funcionamiento del sistema pelágico	128
6.1.1. Estudio del plancton gelatinoso: dinámica de poblaciones de medusas	132
6.1.2. Ictioplancton	136
6.2. Efecto de la sobrecarga de nutrientes sobre la transición de un control top-d control bottom-up y el desencadenamiento de crisis distróficas en el Mar Menor	
6.2.1. Condiciones ambientales	143
6.2.2 Lista de especies del zooplancton gelatinoso	148
6.2.3. Dinámica del zooplancton	149
6.2.4. Factores que determinan la concentración de clorofila	151
6.2.5. Análisis de la crisis distrófica y de la respuesta diferencial entre el Verano Verano 2021	•
6.2.6. Discusión	156
6.2.7. Conclusiones	165
7. Aplicación de modelos hidrodinámicos a la valoración de las alteración ecosistema originadas por los vertidos desde costa, modificaciones en las cambios en el régimen hídrico y los escenarios potenciales del cambio cli	s golas, imático ala
lagunar en base al estudio de la conectividad interna y con el Mediterráneo entre p 186	oblaciones
7.3. Actualización del modelo hidrodinámico del Mar Menor mediante el modelo SI	<i>TYFEM</i> 190
7.3.1. Introducción	190
7.3.2. Contexto hidrodinámico del área de estudio	191
7.3.3. Métodos	192
7.3.5. Conclusiones	210
8. Análisis y estudio de los efectos de las alteraciones en las condiciones sobre la producción pesquera y sobre la capacidad de autorregulación, de la complejidad biológica y resiliencia ante la eutrofización del Mar Me	esarrollo
8.1. Marco de referencia, síntesis de la historia reciente del Mar Menor y complejido situación actual	
8.2. Registro de nuevas especies no alóctonas en el Mar Menor	221

8.2.1. Olindias muelleri Haeckel, 1897	223
8.2.2. Timarete caribous (Grube, 1859)	227
8.3. Cambios en la batimetría y en la estructura de los sedimentos	229
8.4. Monitorización de las redes tróficas y la biodiversidad del mar menor a través de esponjas	232
8.5. Valoración de los resultados de la prueba piloto de oxigenación en la cubeta sur del Menor, mediante difusión de microburbujas de oxígeno realizadas por la empresa Nipp	
Gases	236
11. Conclusiones globales	242
12. BIBLIOGRAFÍA	248







## 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

Tal y como se explica en el Decreto 78/2020, de 30 de julio, de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia, a raíz de la situación de eutrofización de la laguna costera del Mar Menor, que se manifestó de forma dramática en el año 2016, la Consejería de Agua, Agricultura y Medio Ambiente dictó la Orden de 29 de julio de 2016 por la que se creó el Comité de Asesoramiento Científico del Mar Menor. 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 encuentran las de caracterización química y biológica de las masas de agua y de las biocenosis marinas.

Durante estos años, desde que en 2016 el ecosistema lagunar se rompiera de forma evidente dando lugar a una crisis distrófica con proliferación de fitoplancton y pérdida de la calidad del agua hasta el extremo de afectar a las praderas profundas de macrófitos, el estado ecológico del Mar Menor 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. Esto quedó claramente demostrado tras el evento de DANA (Depresión Aislada en Niveles Altos o gota fría), sufrido en septiembre de 2019, y los posteriores episodios de lluvias torrenciales, 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. Todo ello facilitando la repetición de episodios de anoxia en las capas profundas de la laguna, como fue el sufrido en octubre del 2019. Si 2020 fue un año de relativa recuperación, las altas







temperaturas de 2021 dieron lugar a una nueva crisis distrófica con la aparición de bolsas de hipoxia a finales del verano. Este último año de 2022, como se justifica en este informe, ha vuelto a ser un año relativamente estable, a pesar de que la temperatura de la columna de agua ha mostrado los valores más altos registrados de forma generalizada y de que la entrada de nutrientes sigue aumentando, cada vez con mayor contribución del fósforo al proceso de eutrofización.

Los trabajos y análisis presentados en este informe satisfacen una de las medidas urgentes a aplicar para paliar esta 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, dependiente del IMIDA. 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 este marco de referencia, es de especial interés y singularidad 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 que, a pesar de su antigüedad siguen vigentes, como las concentraciones de metales pesados en los sedimentos y la necesidad de evaluar los riesgos potenciales para la salud y, más reciente y dinámico, 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, debido a la elevada velocidad a la que se han venido produciendo cambios drásticos en sus características y en las especies que la habitan durante las últimas décadas, con un impacto importante sobre la estructura y dinámica de sus poblamientos y comunidades, la Ley 1/2021, de 23 de junio, de Presupuestos Generales de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia para el ejercicio 2021 (BORM nº 144 de 25 de junio de 2021), estableció las normas especiales de una subvención, otorgada mediante concesión directa por la Consejería de Agua, Agricultura, Ganadería, Pesca y Medio Ambiente a favor de la Universidad de Murcia, para el "DESARROLLO Y CONTINUACIÓN DEL PROYECTO SOBRE SEGUIMIENTO Y ANÁLISIS PREDICTIVO DE LA EVOLUCIÓN DEL ESTADO ECOLÓGICO DEL ECOSISTEMA LAGUNAR DEL MAR MENOR Y PREVENCIÓN DE IMPACTOS" a través del Grupo de Investigación "Ecología y Ordenación de Ecosistemas Marinos Costeros" en base a su experiencia de más de tres décadas en la investigación y la aplicación de técnicas de estudio para un amplio conocimiento del funcionamiento del sistema ambiental del Mar Menor y la toma de medidas coherentes con las aspiraciones de conservación y disfrute que el mismo genera. Dicha subvención ha estado vigente desde su firma, con orden de pago de 20 de diciembre de 2021, hasta el 21 de diciembre de 2022, siendo prórrogada hasta el 21 de febrero de 2023, fecha en la que se presenta la siguiente memoria justificativa de la investigación realizada.

### 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, 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. Además, se ha mantenido una actividad intensa de asesoramiento continuo tanto a demanda de los órganos de dirección como de los técnicos de la Consejería de Agua, Agricultura, Ganadería, Pesca y Medio Ambiente cada vez que ha sido necesario, como en las reuniones periódicas convocadas por el







Comité de Asesoramiento Científico del Mar Menor y sus distintos grupos de trabajo, 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.

#### Los **objetivos específicos** abordados en este periodo 2022 han sido:

- 1. El seguimiento de las condiciones hidrológicas y oceanográficas del Mar Menor.
- 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.
- 3. El 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 del funcionamiento del sistema pelágico (ictioplancton y plancton gelatinoso).
- 5. Valoración de las alteraciones del ecosistema originadas por los vertidos desde costa, modificaciones en las golas y los escenarios potenciales del cambio climático.
- 6. Análisis de las consecuencias de alterar las condiciones geomorfológicas a escala lagunar en base al estudio de la conectividad interna y con el Mediterráneo entre poblaciones.
- 7. Análisis y estudio de los efectos de las alteraciones en las condiciones lagunares sobre la producción pesquera y sobre la capacidad de autorregulación, desarrollo de la complejidad biológica y resiliencia ante la eutrofización del Mar Menor.

Además, el diseño y aplicación del plan de monitorización debe 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.

Una vez superadas las dificultades impuestas por la pandemia del Covid-19, la entrada en vigor de la reforma laboral y la ley de la ciencia han supuesto la imposibilidad de mantener de forma contínua los contratos del personal investigador a cargo del proyecto, teniendo que ser rescindidos y nuevamente convocados. Ello ha supuesto trámites administrativos, perdida de personal ya formado y la necesidad de volver a formar a los nuevos contratados, así como lagunas temporales en el procesado de algunos aspectos del trabajo. No obstante, se ha realizado un sobreesfuerzo importante para paliar dichas dificultades y se ha logrado que el sistema de monitorización establecido en el presente trabajo haya podido ser regular, periódico y estable en el tiempo. 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 incluye también datos y resultados obtenidos en el marco de las monitorizaciones realizadas desde hace más de 40 años por el grupo de investigación Ecología y Ordenación de Ecosistemas Marinos Costeros, particularmente desde la crisis de 2016, y en diversos proyectos actualmente vigentes, como el OBSERVATORIO OCEANOGRÁFICO MÓVIL DE LA REGIÓN DE MURCIA (OOMUR), Estrategia RIS3Mur de la Consejería de Empleo, Universidades, Empresa y Medio Ambiente de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia, y otros previos realizados durante los últimos 20 años por el grupo de investigación, como los proyectos 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. También se han utilizado datos meteorológicos e hidrográficos facilitados por la Agencia Española de Meteorología (AEMet) y el Organismo Público Puertos del Estado, respectivamente, a quienes 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

Las lagunas costeras son ecosistemas de transición entre el mar y el continente (Kjerfve, 1994; Pérez-Ruzafa et al., 2011a). Son muy abundantes a lo largo de la línea de costa, representando el 13% de la costa mundial (Barnes, 1980) y registrándose en el Mar Mediterráneo más de 400 lagunas costeras que cubren una superficie de unos 6400 km² (Cataudella et al., 2015). Su geomorfología, caracterizada por una escasa profundidad, la elevada irradiancia existente y la presencia de importantes gradientes físico-químicos debido a sus múltiples barreras, las convierte en unos de los ecosistemas más productivos del planeta (Kennish & Paerl, 2010; Cloern et al., 2016; Pérez-Ruzafa et al., 2019a). Debido a esto, son consideradas ecosistemas clave tanto desde una perspectiva ecológica como desde una perspectiva socioeconómica o cultural (De Groot et al., 2012; Marcos et al., 2019; Pérez-Ruzafa et al., 2020a).







El Mar Menor, como laguna costera, es un ecosistema de transición entre las aguas asi llamadas en el sentido de la Directiva Marco del Agua de la Unión Europea y las aguas costeras (Pérez-Ruzafa et al., 2011a), y, por tanto, está también caracterizado por ser poco profundo, relativamente aislado del mar y con fuertes gradientes físico-químicos en un espacio restringido (UNESCO, 1981; Tagliapietra et al., 2009; Pérez-Ruzafa et al., 2011b). Estas características le hacen estar, como las demás lagunas, entre los hábitats marinos con la mayor productividad biológica (Alongi, 1998; Kennish & Paerl, 2010). La gran mayoría de las lagunas costeras desempeña un importante papel ecológico al ofrecer una variedad de tipos de hábitats para muchas especies, brindando refugio a una importante biodiversidad (EEA, 2010; De Wit, 2011) y funcionando como áreas de cría y de alimentación para muchos peces marinos y crustáceos que emigran del mar para crecer dentro de la laguna, regresando al mar abierto para su reproducción (Yañez-Arancibia & Nugent, 1977; Clark, 1998; Vasconcelos et al., 2011). Al mismo tiempo, también generan un número importante de otros servicios ecosistémicos menos evidentes, pero con un alto valor ecológico, como el control de inundaciones, la prevención de la intrusión de agua de mar, la recarga de agua subterránea, la estabilización de la línea de costa, la protección contra tormentas, la retención y exportación de sedimentos y nutrientes, la mitigación del cambio climático, la purificación del agua, o su papel como reservorios de biodiversidad genética o de especies. Esto se traduce en un papel socioeconómico notable al proporcionar un conjunto significativo de bienes y beneficios sociales (Barbier et al., 1997; Secretaría de la Convención de Ramsar, 2006; Anthony et al., 2009; Pérez-Ruzafa et al., 2011c, 2019a; Basset et al., 2013a; Barbier, 2015; Newton et al., 2018; Velasco et al., 2018). Sin embargo, la gran variedad de servicios ecosistémicos, bienes y beneficios que ofrecen también han atraído a la población y favorecido el desarrollo de numerosas actividades en las áreas circundantes con el consecuente aumento de la presión antrópica sobre ellas (Newton et al., 2014; Cloern et al., 2016).

El hombre aprovecha el potencial de las lagunas desarrollando importantes actividades de pesca y acuicultura que a menudo coexisten con otros usos como el turismo, deportes náuticos, actividades de ocio y baño, salinas o usos medicinales (Pérez-Ruzafa et al., 2009, 2011c). Como consecuencia de todas estas características y potencialidades, estos sistemas naturales están sujetos a una gran variedad de presiones y transformaciones, actividades humanas y actuaciones de gestión (Pérez-Ruzafa et al., 2005b, 2009; Velasco et al., 2018). Estas presiones tienen que ver principalmente con los usos desarrollados en la cuenca hidrográfica de las lagunas, con especial referencia a los usos agrícolas, las actividades extractivas y turísticas que tienen lugar en ellas, las actividades industriales, la urbanización, las modificaciones de la orilla y las obras costeras, la adaptación y el mantenimiento de playas e infraestructuras y, más recientemente, con los efectos potenciales del cambio climático. Todos implican aportes de energía o desequilibrios en







forma de deposición de aguas residuales y de materia en suspensión, aportes de nutrientes o materia orgánica, resuspensión de sedimentos, modificaciones hidrodinámicas, o alteración de los balances de agua y los gradientes físico-químicos, entre otros, facilitando en última instancia los procesos de eutrofización.

El Mar Menor es, de hecho, una laguna costera singular que comparte muchas de las características de las demás lagunas costeras europeas y mediterráneas, incluyendo su elevada productividad biológica y pesquera, pero que se diferencia de la inmensa mayoría por presentar además una elevada heterogeneidad ambiental y de hábitats, incluyendo afloramientos rocosos e islas con la correspondiente biodiversidad asociada, y por presentar mecanismos homeostáticos y de autorregulación complejos que le permiten tener aguas transparentes y ofrecer excelentes condiciones para los deportes náuticos, el turismo, actividades de ocio y de salud. Estas últimas características son las que se han visto amenazadas y se han perdido en diversas ocasiones 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 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.

Es importante tener en cuenta que muchas de las afirmaciones que se han hecho desde la rotura más evidente del ecosistema en 2016, incluso desde centros de investigación, no solo no han ayudado a resolver el problema y centrar las soluciones, sino que han contribuido a desenfocarlo y crear confusionismo social y en las administraciones responsables de su solución. Un ejemplo de ello es la sobrevaloración de las praderas del alga *Caulerpa prolifera* (Forsskål) J.V.Lamouroux, 1809, ignorando el papel ecológico de las diatomeas y cianofíceas bentónicas y obviando que una gran parte de los fondos del Mar Menor ya eran anóxicos desde finales de la década de 1970, con altos contenidos en materia orgánica y producción de sulfhídrico, con consecuencias negativas para la fauna bentónica y la producción pesquera, precisamente a raíz de la colonización invasiva de la







mencionada *Caulerpa prolifera* tras el dragado y ensanche del canal de El Estacio. No obstante, últimamente, los informes presentados por dichas instituciones han empezado a converger en muchos de los diagnósticos realizados por nuestro grupo de investigación ya desde los años 1990 (Pérez-Ruzafa, 1995, 1996, 1997, 2002, 2003, 2004, 2007, 2010; Pérez-Ruzafa & Marcos, 2001, Pérez-Ruzafa & Aragón, 2002) y en los distintos informes de seguimiento previos presentados (Pérez-Ruzafa, 2019).

Sus 136 km<sup>2</sup> de superficie y 4,4 m de profundidad media, hacen que el Mar Menor se encuentre entre las lagunas más grandes del Mediterráneo y de Europa. Ya se ha mencionado que las principales características que comparten este tipo de ecosistemas son su escasa profundidad, la gran cantidad e intensidad de gradientes ambientales que presentan y su comunicación restringida con el mar abierto. Esto determina su caracter altamente productivo desde el punto de vista biológico y pesquero, con especies objetivo compartidas en todas ellas, como las doradas, lubinas, anguilas, magres o mújoles, y con productos derivados muy similares, como las huevas de estos últimos. Todas estas especies se reproducen en el mar abierto, pero colonizan las lagunas como juveniles para crecer en su interior, aprovechando su elevada producción biológica y la inexistencia de grandes depredadores. Por ello, en la mayoría de las lagunas de todo el mundo, y particularmente en el Mediterráneo, se han desarrollado sistemas semejantes de pesca, como las encañizadas del Mar Menor, las bordigues de las lagunas francesas y norte africanas o los valli di pesca en las lagunas italianas, consistentes en empalizadas y cañas colocadas de modo que permiten el paso de los juveniles procedentes del exterior, pero impiden la salida de los adultos cuando realizan su migración reproductiva hacia el mar abierto, conduciéndolos a los cajones de la muerte donde son fácilmente recogidos por los pescadores (Pérez-Ruzafa & Marcos, 2012). Muchas de estas lagunas presentan también explotaciones salineras que crean un ecosistema particular hipersalino que favorece la biodiversidad de especies microbianas y de invertebrados adaptados a estos ambientes, y poblaciones importantes de aves acuáticas. En diversas lagunas también se aprovechan los lodos de los estanques someros para tratamientos de salud y talasoterapia, al igual que ocurre en el Mar Menor.

Pero, como se ha comentado, al contrario que en la gran mayoría de las lagunas costeras, donde la elevada productividad va asociada a aguas verdosas y turbias como consecuencia de la proliferación de fitoplancton, hasta hace menos de 20 años el Mar Menor difería de ellas por la oligotrofia y la limpieza tradicional de sus aguas, siendo capaz de mantener aguas transparentes y aptas para las actividades de ocio mientras mantenía altos rendimientos pesqueros. Esto lo ha hecho especialmente adecuado para el desarrollo de actividades turísticas, de deportes náuticos, de baño, talasoterapia y ocio en general.







Por ello, en el Mar Menor han confluido un amplio abanico de usos e intereses socioeconómicos (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2005b, 2009) y siempre ha sido considerado un factor clave en los planes de desarrollo regional ofreciendo un elevado número de servicios ecosistémicos, turísticos y recreativos, constituyendo un motor económico en la Región de Murcia, aunque con una clara estacionalidad en su actividad y en la atención que se le ha prestado desde los sectores sociales y económicos. Es de destacar su importante actividad pesquera, basada en la calidad y el precio de sus productos naturales constituidos principalmente por especies migratorias como anguilas, mújoles, doradas, magres, lubinas y langostinos (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2009).

Sin embargo, en la actualidad, el Mar Menor es motivo de una importantísima preocupación social debido a la elevada velocidad a la que se han venido produciendo durante las últimas décadas cambios drásticos en sus características y en las especies que la habitan, con un impacto importante sobre la estructura y dinámica de sus poblamientos y comunidades. Algunas de dichas transformaciones han sido inducidas por obras costeras condicionadas por el desarrollo turístico, mientras que otras se relacionan con los cambios que han sufrido los diferentes usos y las prácticas agrícolas en la cuenca de drenaje, incrementándose por esta causa los vertidos de aguas agrícolas y la entrada de nutrientes a la laguna (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2009).

El deterioro de la transparencia y calidad del agua, puesta de manifiesto especialmente tras el colapso que sufrió la laguna en 2016, ha provocado una gran alarma y ha acarreado importantes repercusiones económicas, sobre todo en los sectores turístico y agrícola, este último, entre otras consecuencias, por los efectos sobre la comercialización de sus productos al vincularse su actividad con el deterioro del ecosistema.

Sin embargo, los impactos ambientales sobre el Mar Menor no son recientes y se remontan a las primeras explotaciones mineras hace más de 4.000 años, no habiendo cesado desde entonces (Pérez-Ruzafa *et al.*, 1987), superponiéndose unos a otros y sumando sus efectos.

La actividad minera se inició con los fenicios, se desarrolló bajo la dominación romana y alcanzó su máxima actividad en la primera mitad del siglo XX, aportando metales pesados a los sedimentos lagunares durante 30 siglos. Está situación tuvo un punto de inflexión cuando, en la década de 1950, la acción popular de un grupo de vecinos de Los Urrutias, con escritos y denuncias notariales, de alguna manera logró que los vertidos se desviaran de la laguna. Fue probablemente en esos años la primera vez que se habló de una agresión ambiental al Mar Menor cuando aún no existía el concepto de ecologismo (Pérez-Ruzafa & Marcos, 2019).







Del mismo modo, ya había surgido una fuerte preocupación social a principios del siglo XX por la pérdida de producción pesquera del Mar Menor (Butigieg, 1927; Navarro, 1927). Los informes presentados por estos autores achacaban la reducción de capturas a diversas causas más o menos razonables, entre las que se citaban la reducción de la salinidad que había pasado del 70 ‰ al 50,9 ‰, y la invasión de nuevas especies, como la fanerógama *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson o las doradas, asociada a dichos cambios, todos ellos producidos por la sinergia entre la construcción de nuevas golas, como la de El Charco, o las adecuaciones de El Estacio, realizadas a finales del siglo XIX, y diversas roturas de La Manga por la acción de temporales que aumentaron los intercambios con el Mediterráneo.

No obstante, el cese de los vertidos mineros directos no impidió que los niveles de metales pesados acumulados durante siglos en los sedimentos del Mar Menor presenten concentraciones elevadas (Simonneau, 1973) (Fig. 1). Por esta razón, aunque en condiciones normales los sedimentos del Mar Menor han prestado el servicio ecosistémico de retener dichos metales evitando que pasen fácilmente al agua o a las redes tróficas, es muy importante no alterar las condiciones de los fondos lagunares realizando dragados y actuaciones inadecuadas que puedan cambiar esa situación.





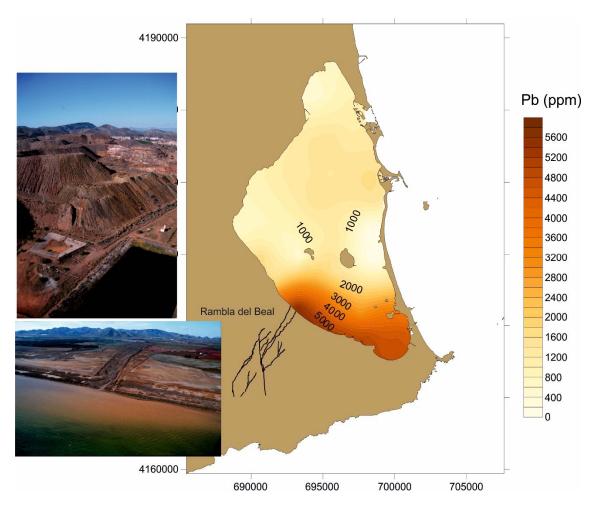


Figura 1. Aunque la minería dejó de verter directamente al Mar Menor a partir de la década de 1950, la actividad minera se mantuvo en la sierra de La Unión hasta la década de 1980, y las lluvias torrenciales aún arrastran materiales hacia la laguna a través de la rambla del Beal. Tanto las fotos como 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).

Con el aumento de la actividad turística en la década de 1970, el desarrollo urbano en el litoral del Mar Menor inició un crecimiento exponencial con el que La Manga perdió rápidamente sus ecosistemas dunares naturales y se produjo un aumento de la presión humana y de la influencia de aguas residuales en la laguna.

Pero el gran cambio ambiental y ecológico en el Mar Menor, con consecuencias radicales en el funcionamiento lagunar, lo produjo la transformación de la gola de El Estacio en 1973 en un puerto deportivo y un paso navegable entre la laguna y el Mediterráneo. El ensanchamiento del canal hasta 30 m y su dragado hasta 5 m de profundidad supuso un fuerte incremento en las tasas de intercambio de aguas entre el Mar Menor y el Mediterráneo (Fig. 2) y un proceso de mediterraneización tanto de las condiciones ambientales como de los poblamientos biológicos. Como consecuencias principales





tuvieron lugar un descenso de la salinidad, que pasó de algo más de 50 ‰ a menos de 45 ‰, y una suavización de las temperaturas extremas (Tabla 1).

Tabla 1. Condiciones hidrológicas en el Mar Menor, tiempos de residencia e intercambio de 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 (m³)	3.6 x 10 <sup>8</sup>	6.1 x 10 <sup>8</sup>	6.4 x 10 <sup>8</sup>
Entrada de agua desde el Mediterráneo (m³)	4.5 x 10 <sup>8</sup>	7.2 x 10 <sup>8</sup>	7.3 x 10 <sup>8</sup>
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

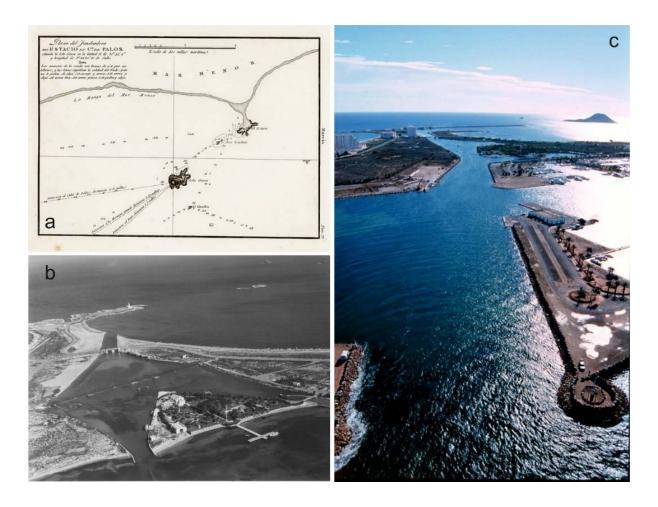








Figura 2. Distintas fases por las que ha pasado El Estacio. a) carta náutica de 1813, en la que aún no aparece la encañizada. b) la encañizada a finales de la década de 1960, cuando ya había empezado la urbanización de La Manga. c) canal de El Estacio en 1982.

Todo ello supuso además la colonización y asentamiento de nuevas especies, entre ellas el alga *Caulerpa prolifera*, que se extendió rápidamente en el interior de la laguna (Pérez-Ruzafa *et al.*, 1989, 1991, 2012) (Fig. 3). Este alga conforma praderas densas que aportan anualmente grandes cantidades de materia orgánica al sedimento, consumiendo oxígeno en su descomposición y dando lugar a fangos anóxicos con producción de acido sulfhídrico (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2005b). El resultado fue la defaunación de dichos fondos y la disminución drástica de la superficie disponible para la alimentación de especies como los mújoles, que ramonean las algas microscópicas de los sedimentos superficiales (Fig. 4). Ello se tradujo en una caída drástica en las capturas de estas especies y en la desaparición de los artes tradicionales de pesca dedicados a ellas, como las pantasanas y las propias encañizadas (Pérez-Ruzafa & Marcos, 1987; Marcos *et al.*, 2015).

A lo largo de la década de 1980 se inició una ocupación masiva del espacio costero y proliferaron los puertos deportivos, construidos en su mayoría con estructuras opacas, sobredimensionadas para el hidrodinamismo del Mar Menor, alterando la dinámica litoral y produciendo el enfangamiento de áreas importantes de costa y la proliferación de algas nitrófilas (Fig. 5).





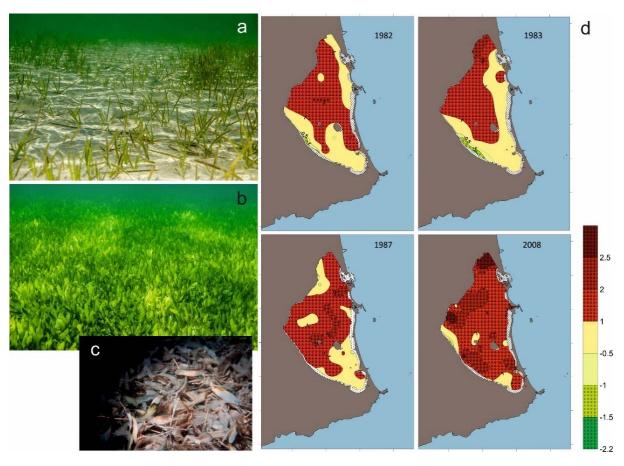


Figura 3. Tras el dragado del canal de El Estacio en 1973, las antiguas praderas poco densas de la fanerógama *Cymodocea nodosa* (a) fueron sustituidas por praderas muy densas dominadas por el alga *Caulerpa prolifera* (b) que aportan gran cantidad de materia orgánica al sedimento (c). La serie de mapas (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).

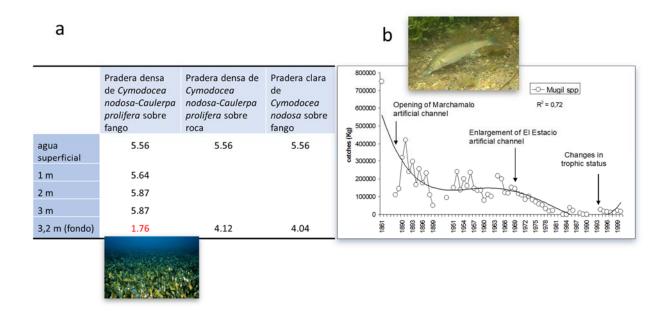








Figura 4. a) Concentración de oxígeno (mg/L) en la columna de agua sobre distintos tipos de sustrato y de praderas de macrófitos en una localidad frente a Los Urrutias a 300 m de la orilla (Julio de 1986) (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2005b). b) Evolución de las capturas de mújol en el Mar Menor antes y después del dragado del canal del Estacio a principios de la década de 1970 (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2005b).



Figura 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.

A esto le sucedió la política de creación de playas artificiales, iniciada en el Mar Menor en las playas de Lo Pagán y desarrollada también en los años 1980 por el entonces Ministerio de Obras Públicas y Urbanismo (Fig. 5). Ello conllevaba la instalación de diques perpendiculares a la línea de costa y el dragado de arenas en áreas sumergidas de la ribera interna de La Manga y su vertido en las zonas de playa. Los estudios realizados para comprobar sus efectos concluyeron que tanto las actuaciones de dragado como de vertido activaban la producción primaria y el acúmulo de materia orgánica. El aporte de sedimentos inicial enterraba las comunidades existentes, como las praderas de la fanerógama Cymodocea nodosa, haciéndolas inviables durante décadas. La turbidez y los materiales en suspensión en la columna de agua producidos durante las obras y con los temporales ordinarios obturaban los órganos de filtración de las comunidades que poblaban los balnearios tradicionales. De hecho, la mayoría de estas estructuras desaparecieron al quedar prácticamente en seco, perdiéndose un elemento paisajístico y cultural inherente al Mar Menor, y con ello, también, las comunidades de filtradores que contenían una elevada biodiversidad y ayudaban a mantener la transparencia y calidad del agua (Fig. 6). Además, la turbidez producida por las obras reducía la penetración de la luz, favoreciendo la propagación del alga invasora Caulerpa prolifera, acentuando la deposición de fangos, el aporte de materia orgánica y la anoxia en el sedimento (Fig. 7). A pesar de estos efectos negativos, las obras fueron extendiéndose sucesivamente a nuevas playas. Pero las agresiones no terminaron con la creación de las playas ya que los fangos generados y la pérdida de arenas estacional, como consecuencia de la ineficacia y del efecto negativo que suponían los espigones construidos, trataron de compensarse con





actuaciones anuales que se han venido realizando aplicando los mismos protocolos. Esta situación carente de sentido se mantuvo durante 35 años, y aun hoy día el mantenimiento de las playas mantiene inercias negativas para la laguna que son difíciles de reconducir.

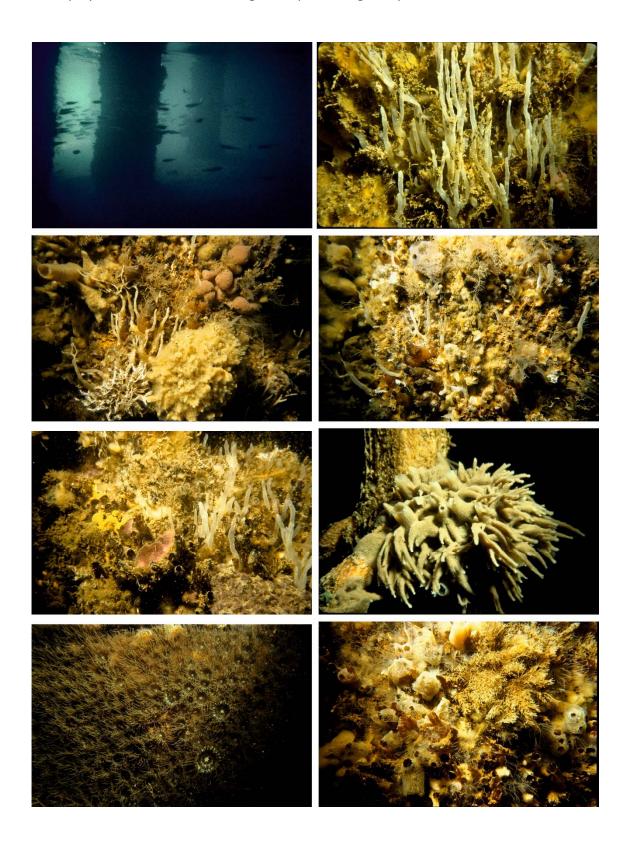






Figura 6. El ambiente umbrío que se crea debajo de los balnearios es idóneo como refugio de bancos de peces y como hábitat para especies típicas de cuevas que constituyen comunidades esciáfilas conformadas por esponjas, briozoos, poliquetos filtradores, cnidarios y ascidias, entre otros muchos grupos animales, que filtran el agua y contribuyen a la biodiversidad del Mar Menor y a la calidad de las aguas (fotos tomadas en 1984-1989, bajo los balnearios de Santiago de La Ribera, A. Pérez-Ruzafa).

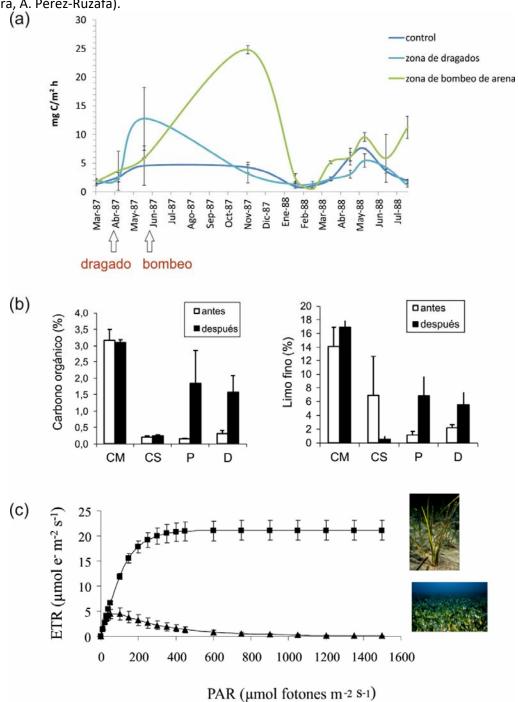


Figura 7. Entre los efectos de las regeneraciones de playas, tanto en las operaciones de dragado como de bombeo de arena, están un aumento de la producción primaria del microfitobentos (a) (Pérez-Ruzafa *et al.*, 1991), con lo que progresivamente, después de las actuaciones, se incrementan tanto la concentración de materia orgánica como 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.

### 2.2. Inicio y evolución del proceso de eutrofización en el Mar Menor

Con todas estas presiones operando, en la década de 1990, debido principalmente a la llegada de aguas procedentes del trasvase Tajo-Segura, se produjo 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 por superficie, especialmente por la rambla de El Albujón, el principal colector natural de la cuenca de drenaje del Campo de Cartagena. Dependiendo de la disponibilidad de agua dulce, los acuíferos se explotaban para el regadío, previa desalación, y las salmueras también eran vertidas o llegaban indirectamente a la rambla. Con 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 al año y concentraciones de nitratos que superaban los 200 mg NO₃⁻/L (Álvarez-Rogel *et al.*, 2006; García-Pintado *et al.*, 2007).

Todas estas agresiones superpuestas se concentraban en una cuenca relativamente pequeña y frágil. A pesar de ello, durante más de veinte años, el Mar Menor pareció amortiguar dichas presiones, ofreciendo una resistencia inusual a la eutrofización (Pérez-Ruzafa et al., 2005a, 2019b).

La eutrofización es considerada una de las principales amenazas de los ecosistemas acuáticos y de las que más afectan a la integridad y el estado de salud de los ecosistemas marinos costeros. Constituye un cambio fundamental en la base energética de los mismos (Nixon, 2009) que va más allá de ser una contaminación por nutrientes o un aumento en el suministro de materia orgánica que incrementa la producción primaria del ecosistema (EEA, 2001). En realidad, no es un estado trófico, sino un proceso que se inicia con el aporte excesivo de nutrientes y materia orgánica al ecosistema y que implica un desequilibrio energético y funcional del mismo, produciendo una gran variedad de cambios en su estructura y dinámica (Likens, 1972; Nixon, 1995, 2009; Gamito *et al.*, 2005; Ferreira *et al.*, 2011; Desmit *et al.*, 2018).







En condiciones oligotróficas, cuando los nutrientes son escasos en la columna de agua, la vegetación es principalmente bentónica y está dominada por fanerógamas marinas, como *Cymodocea nodosa*. Estas plantas tienen un origen terrestre y por ello disponen de raíces para tomar los nutrientes del sedimento pudiendo crecer en aguas oligotróficas y completamente transparentes. Ante la entrada de nutrientes, la mayor disponibilidad de estos en el agua favorece el crecimiento de las algas, que no pueden tomarlos del sedimento y, finalmente, éstas son sustituidas por el fitoplancton, que termina dominando el sistema, volviendo turbia y verde la columna de agua y reduciendo de manera significativa la penetración de la luz. Con ello, la vegetación bentónica se ve imposibilitada para realizar la fotosíntesis y termina desapareciendo. Todos los excesos de materia orgánica terminan acumulándose en el sedimento, donde se descomponen reduciendo la concentración de oxígeno y haciendo que la mayor parte de la fauna tenga dificultades para sobrevivir.

En numerosos casos, este proceso termina convirtiéndose en un fenómeno crónico con crisis distróficas caracterizadas por presentar fluctuaciones drásticas en la producción primaria, ya sean estacionales o diarias, que producen un fuerte desequilibrio en el balance de oxígeno. El sistema pasa de estar sobresaturado durante las fases efímeras de alta producción autótrofa y acumulación de materia orgánica, a períodos de anoxia, cuando pasa a fases heterotróficas con un alto consumo de oxígeno (D'Avanzo *et al.*, 1996; Viaroli *et al.*, 2001; Viaroli & Christian, 2003). Los estados de anoxia terminan siendo frecuentes y se pueden producir proliferaciones de fitoplancton tóxico, la muerte masiva de organismos bentónicos y cambios drásticos en la distribución de las especies (Amanieu *et al.*, 1975; Boutiere *et al.*, 1982; Reyes & Merino, 1991; Ferrari *et al.*, 1993; Sfriso *et al.*, 1995; Viaroli *et al.*, 1996; Guyoneaud *et al.*, 1998; Bachelet *et al.*, 2000; Sakka Hlaili *et al.*, 2007; Specchiulli *et al.*, 2009; Giusti *et al.*, 2010).

Por todo ello, en general, el proceso de eutrofización conduce a la sustitución progresiva de las fanerógamas marinas y las macroalgas de crecimiento lento por las macroalgas y el fitoplancton de rápido crecimiento, con el predominio final de este último a altas cargas de nutrientes (Gamito *et al.*, 2005). Cuando la eutrofización es crónica, los efectos incluyen eventos de hipoxia, blooms de clorofila y algas tóxicas, episodios de espuma, desequilibrios de nutrientes, la muerte masiva de animales bentónicos y cambios en los patrones de las especies e incluso en la estructura de la comunidad (Desmit *et al.*, 2018). Con frecuencia, una vez que surgen los efectos negativos de la eutrofización, el proceso es muy difícil de detener o revertir. De hecho, debido a la liberación progresiva de nutrientes producida por la remineralización de la materia orgánica acumulada en el sedimento, el empobrecimiento de las especies y la simplificación de la red trófica, el estado eutrófico puede prolongarse durante mucho tiempo, incluso aunque se tomen







medidas drásticas que corten la entrada de nutrientes desde tierra (Nienhuis, 1992; Duarte et al., 2009; McCrackin et al., 2016).

En general, aunque otros nutrientes como el hierro (Fe) pueden actuar como factores limitantes de la producción primaria, los principales nutrientes que desencadenan el proceso de eutrofización son el nitrógeno (N) y el fósforo (P). La principal fuente de fósforo en los sistemas acuáticos suelen ser las descargas urbanas (Vaulot & Frisoni, 1986), mientras que la principal fuente de nitrógeno suele ser la agricultura.

Las lagunas costeras son especialmente sensibles a estos procesos y las amenazas de eutrofización y crisis distróficas son comunes en muchas de ellas, estando ampliamente descritas en la literatura científica (Amanieu *et al.*, 1975; Boutiere *et al.*, 1982; Reyes & Merino, 1991; Ferrari *et al.*, 1993; Sfriso *et al.*, 1995; Boynton *et al.*, 1996; Viaroli *et al.*, 1996, 2008, 2015; Giordani *et al.*, 1997, 2009; Guyoneaud *et al.*, 1998; EEA, 1999; Taylor *et al.*, 1999; Bachelet *et al.*, 2000; NRC, 2000; Lenzi *et al.*, 2003, 2010; Newton *et al.*, 2003; Sakka Hlaili *et al.*, 2007; Specchiulli *et al.*, 2009; Giusti *et al.*, 2010; Solidoro *et al.*, 2010; Facca *et al.*, 2014; Kralj *et al.*, 2016; Leruste *et al.*, 2016; Martelloni *et al.*, 2016; Rodríguez-Gallego *et al.*, 2017; Vybernaite-Lubiene *et al.*, 2017; Ménesguen & Lacroix, 2018).

Sin embargo, a pesar de esta asumida vulnerabilidad, las características geomorfológicas y ecológicas de las lagunas costeras parecen permitirles desarrollar respuestas más complejas a los aportes de nutrientes y a los procesos de eutrofización que las observadas en otros ecosistemas acuáticos costeros, como bahías o estuarios (Kjerfve & Magill, 1989; Taylor et al., 1999; Pérez-Ruzafa et al., 2002, 2011b). Durante las últimas décadas, el Mar Menor ha resistido altas cargas de nutrientes sin mostrar síntomas claros de eutrofización en los descriptores de sus aguas (Pérez-Ruzafa et al., 2002, 2005a; Salas et al., 2008). Esta resistencia se rompió repentinamente en 2016, manifestandose un cambio evidente en la calidad de las aguas y causando gran preocupación y alarma social con un fuerte impacto en las redes sociales y con importantes consecuencias socioeconómicas (Limón, 2016).

Los datos recogidos en la laguna del Mar Menor durante las últimas décadas muestran el proceso clásico de eutrofización, pero con una fuerte capacidad homeostática y de resistencia al cambio por parte del ecosistema lagunar. De este modo, el proceso ha mostrado tres fases bien definidas de muy diferente duración que se han podido observar y caracterizar (Fig. 8), pudiendo utilizar lo aprendido para la toma de decisiones actuales y futuras ante situaciones semejantes (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2019b).

Como se ha comentado anteriormente, el turismo intenso y el desarrollo urbano comenzaron a principios de los años 1970. Durante este período, la producción primaria,





tanto bentónica (Terrados & Ros, 1991) como en la columna de agua, estuvo limitada por las bajas entradas de nitrógeno, que llegaba principalmente con la escorrentía en especial durante la estación lluviosa en invierno, mientras que el fósforo penetraba directamente desde fugas de aguas residuales urbanas principalmente en verano y en la mayoría de los casos sin ningún tratamiento (Gilabert, 2001a). A mediados de la década de 1980, las concentraciones de nitratos eran bajas y siempre inferiores a 1 µmol NO<sub>3</sub>-/L, en contraste con los valores más altos de fosfato. Posteriormente, a finales de la década de 1980, se implementaron redes de alcantarillado y plantas de tratamiento para las principales áreas urbanas, reduciendo las entradas de fósforo, excepto en algunos desbordamientos del sistema de recolección de agua. Éstas, aunque alcanzaban las 52 t/año de fósforo total, podían considerarse bajas en comparación con una década antes. Esto cambió el régimen de entrada de este nutriente, pasando de descargas urbanas directas con un patrón fuertemente estacional, asociado con el turismo y la ocupación costera durante el verano, a un patrón ocasional, solo cuando las lluvias torrenciales causaban el cierre de las plantas de tratamiento de aguas residuales para evitar su sobrecarga (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2005a).

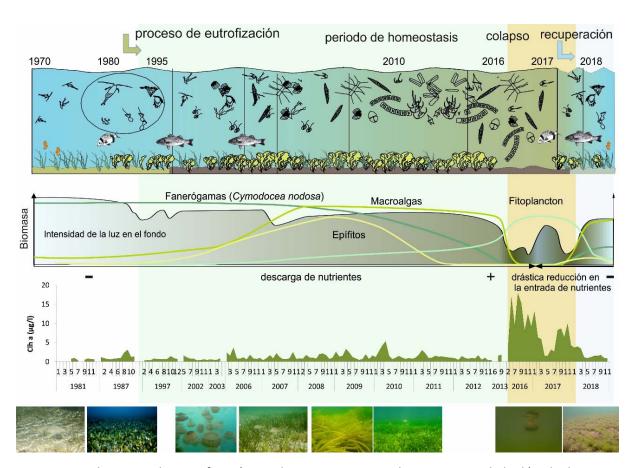


Figura 8. El proceso de eutrofización en el Mar Menor, iniciado a principios de la década de 1990 tras el cambio de agricultura de secano por regadío, ha presentado tres fases bien diferenciadas. Durante dos décadas los mecanismos de autorregulación y homeostasis han estado operando y manteniendo la 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.*, 2019b).

Sin embargo, cuando las plantas de tratamiento de agua estuvieron operativas, la actividad agrícola comenzó a transformarse. En pocos años pasó de depender de las lluvias y con un bajo uso de fertilizantes a un rápido crecimiento de los cultivos de regadío con una sobrefertilización con compuestos de nitrógeno. A finales de la década de 1990, las concentraciones de nitrato en las aguas del Mar Menor llegaron hasta 8 μmol NO<sub>3</sub>-/L, especialmente durante la primavera y el verano, justo en el momento en el que el uso de fertilizantes y el riego eran más intensos en el Campo de Cartagena (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2002, 2005a). Además, se observaba que, mientras que antes del proceso de eutrofización, el nitrato entraba principalmente a la laguna a través de la escorrentía y en las épocas de lluvia, a partir de los años 1990, dichas entradas se volvieron continuas e independientes de la pluviometría, estando vinculadas a los vertidos procedentes de la actividad agrícola. Durante este periodo llegaron a producirse picos en los valores de nutrientes en la columna de agua de hasta 45 μM NO<sub>3</sub>- (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2005a). En estos momentos, el aporte medio anual de compuestos de nitrógeno era de 219 t N-NO<sub>3</sub>- /año y 30 t N-NH<sub>4</sub> +/año (García-Pintado *et al.*, 2007).

La diferencia entre las altas concentraciones medidas en los cauces de las ramblas y las más bajas de las aguas del Mar Menor no puede explicarse por un simple efecto de dilución o por la mezcla con agua del Mediterráneo. El Mar Menor es una laguna confinada con un tiempo de renovación del agua de unos 318 días (Umgiesser et al., 2014; Ghezzo et al., 2015; Pérez-Ruzafa et al., 2019b). Los modelos hidrodinámicos aplicados en la laguna para valorar la incidencia de los distintos tipos de vertidos mostraron que, en menos de un año, las aguas del Mar Menor alcanzarían el 100 % de la concentración de un vertido aportado por el curso de El Albujón, que suponía entre el 50-60 % de las descargas totales a la laguna (Pérez-Ruzafa, 2010). Por lo tanto, es evidente que la diferencia encontrada en las concentraciones se debe en gran medida a la captación de nutrientes por el fitoplancton, los macrófitos y el microfitobentos y su incorporación a las redes tróficas a través del papel desempeñado por las medusas y por el ictioplancton (Pérez-Ruzafa et al., 2002, 2004, 2005a), así como por el consumo por parte de los herbívoros, filtradores y detritívoros bentónicos. Además, también juegan un papel importante los ciclos biogeoquímicos dentro de la laguna, especialmente en el sedimento. De esta manera, sorprendentemente, a pesar de las descargas elevadas, la concentración media de clorofila  $\alpha$  se ha mantenido baja (1,15 ± 0,02 µg/L) durante los aproximadamente 20 años de vertidos continuados, y similar a los valores previos al inicio







del proceso de eutrofización (1,02  $\pm$  0,16  $\mu$ g/L) (Gilabert, 2001b; Pérez-Ruzafa *et al.*, 2005a).

El resultado de todos estos cambios es que la producción primaria pasó de estar limitada por la disponibilidad de N a estarlo por la de P. De este modo, la concentración de este último nutriente se ha mantenido permanentemente baja debido a su consumo por parte de los productores primarios. No obstante, esto ha empezado a cambiar en 2021 tras la subida progresiva y mantenida del nivel freático.

Además, con ello, la columna de agua en el Mar Menor dejó de ser oligotrófica, favoreciéndose el crecimiento de algas fitoplanctónicas de mayor tamaño. Los poblamientos que anteriormente estaban dominados, en invierno, por pequeños flagelados como *Rhodomonas* G. Karsten, 1898 spp. y *Cryptomonas* Ehrenberg, 1831 spp., y, de primavera a otoño, por diatomeas y dinoflagelados, fueron sustituidos por otros constituidos por diatomeas grandes como *Coscinodiscus* C.G. Ehrenberg, 1839 spp. y *Asterionella* A.H. Hassall, 1850 spp., que se mantenían durante todo el año. Sin embargo, como se ha dicho, contrariamente a las expectativas en un sistema con altas cargas de nutrientes, la laguna del Mar Menor aún mantuvo durante 20 años una biomasa de fitoplancton baja y no hubo un aumento significativo en la concentración de clorofila *a* en la columna de agua (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2002).

Lo que sí denotó que se estaba produciendo un cambio importante en el funcionamiento del ecosistema lagunar fue que, desde 1995, tuvo lugar una intensa proliferación de dos especies de medusas, *Rhizostoma pulmo* (Macri, 1778) y *Cotylorhiza tuberculata* (Macri, 1778), que habían colonizado la laguna poco después de que se terminaran las obras de dragado y ensanche de la gola de El Estacio. *Aurelia* Lamarck, 1816 sp., la única medusa que habitaba hasta ese momento el Mar Menor, se convirtió en la menos abundante, teniendo su mayor densidad en primavera (abril y mayo). Las otras dos especies se repartieron el periodo de mayor producción fitoplanctónica. *R. pulmo* empezaba a aparecer en mayo y dominaba durante junio, mientras *C. tuberculata* alcanzaba sus máximos poblacionales en julio y agosto, con densidades de más de 12 individuos por cada 100 m³. A mediados del verano de 1997, se estimó que la población de medusas en la laguna era de unos 40 millones de individuos (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2002).

Los informes presentados en 1996 y 1997 diagnosticando dicho problema fueron obviados por las dos administraciones regionales que se sucedieron esos años, suspendiéndose a continuación los planes de seguimiento que se estaban desarrollando desde la Universidad de Murcia (Pérez-Ruzafa, 1996, 1997)







Durante años se intentaron contener dichas proliferaciones con inversiones millonarias en embarcaciones dedicadas a su captura y retirada de las aguas. Dichas medidas resultaban claramente ineficientes dado que apenas retiraban entre un 8 y un 10 % de la población censada, cuando una sola pareja podía llegar fecundar más de un millón de huevos y a liberar un número equivalente de plánulas (Kikinger, 1992). Además de costosas e ineficaces, estas medidas eran contraproducentes dado que las medusas no eran la causa del problema, sino un síntoma, y su presencia y actividad alimenticia ayudaba a mantener bajas las concentraciones de fitoplancton y, por tanto, a mantener la transparencia de las aguas. Sin embargo, esas advertencias no fueron escuchadas.

Las evidencias del papel que desempeñaban las medusas en el mantenimiento de la calidad del agua provenían de los estudios en los que se observaba que, a pesar del proceso de eutrofización, la comparación de la dinámica estacional de la red trófica pelágica lagunar entre 1988, cuando la concentración de nitratos era baja, y 1997, después de que los aportes de nutrientes aumentaran considerablemente, no mostraba cambios significativos en la pendiente de los espectros de biomasa. Esto se debía precisamente al control combinado de la red trófica, tanto de forma directa como indirecta, ejercido de arriba abajo (top-down) por las medusas, que se alimentaban de diatomeas grandes, tintínidos, larvas veliger y copépodos y que, al mismo tiempo, al tener microalgas simbiontes en su umbrela (como en el caso de C. tuberculata) también retiraban nutrientes del agua (Pérez-Ruzafa et al., 2002). De este modo, las concentraciones de nutrientes se mantenían bajas por la acción del fitoplancton que a su vez era regulado por las tres especies de medusas cuyas abundancias se repartían la primavera y el verano (Figs. 9a, 9b). Otra prueba de que el sistema estaba regulado por los niveles más altos de la red trófica era que la concentración de clorofila a mantenía una relación negativa con la concentración de nutrientes y una relación positiva con la abundancia de ictioplancton, sugiriendo que mientras que el fitoplancton controlaba la concentración de nutrientes, las medusas controlaban al fitoplancton y a algunos herbívoros, y los demás herbívoros eran controlados por las larvas de peces (Pérez-Ruzafa et al., 2005a) (Figs. 9a, 9c, 10a). Además, la variación en las relaciones entre la abundancia de larvas de peces y la concentración de clorofila a mostraba una dinámica estacional muy definida con un ciclo límite (Figs. 10b, 10c).

Las oscilaciones y diferencias espaciales en la amplitud de dicho ciclo límite se interpretan desde el punto de vista biológico como resultado de las diferencias en la estructura de la comunidad y los ciclos de vida de las especies en las distintas zonas del Mar Menor y del retardo en la respuesta de la densidad de los herbívoros a la disponibilidad de alimento. A esto se une el efecto de la inmigración de especies marinas y, en general, de la heterogeneidad espacial y temporal de las comunidades biológicas que está determinada en buena medida por las restricciones a la colonización de especies procedentes del mar





abierto a través de las golas. Al mismo tiempo, también juegan un papel importante las conexiones entre el sistema planctónico y las comunidades bentónicas. En dichas comunidades, las diatomeas y cianofíceas bentónicas y las macroalgas captan nutrientes de la columna de agua, y los organismos filtradores, como esponjas, cnidarios, briozoos, bivalvos, poliquetos o ascidias también retiran organismos planctónicos y partículas en suspensión. De hecho, la importancia del control de arriba-abajo sobre el fitoplancton, ejercido por bivalvos filtradores y otros organismos bentónicos, se ha descrito en diferentes bahías costeras como mecanismo de control de la eutrofización (Heck & Valentine, 2007; Newell *et al.*, 2007; Lonsdale *et al.*, 2009) y se propone actualmente como medida de remediación.





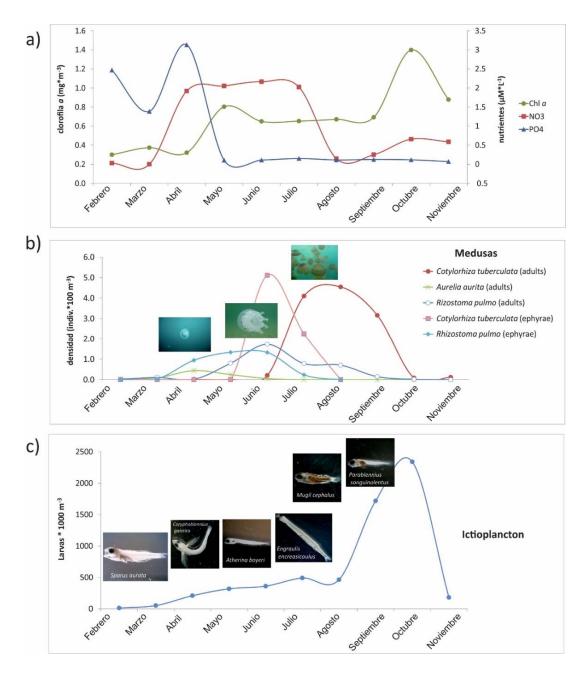


Figura 9. Variación mensual en un año estándar de la fase de homeostasis de a) nutrientes (NO<sub>3</sub>- y PO<sub>4</sub><sup>3</sup>-) y concentración de clorofila *a*; b) densidad de medusas (incluidas las fases efira y adulta de *Rhizostoma pulmo* y *Cotylorhiza tuberculata*, y adultos de *Aurelia* sp.; 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.





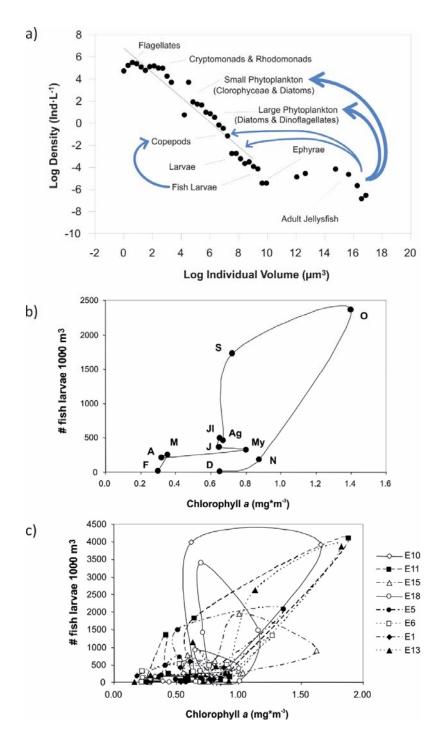


Figura 10. (a) Control de arriba abajo (*top-down*) ejercido por medusas e ictioplancton sobre los diferentes compartimentos de la red trófica pelágica del Mar Menor, mostrada en una representación del espectro de tamaños y de biomasa desde los niveles más bajos y abundantes que corresponden a los flagelados 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).







Todas estas interrelaciones tróficas y los retardos y desfases en la respuesta a lo largo de los diferentes niveles de la red trófica son los que dan lugar a los mecanismos de control homeostáticos u homeorréticos, en el sentido descrito por Odum (2000), que han permitido el mantenimiento de la calidad y transparencia del agua durante décadas (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2004, 2005a).

Sin embargo, como se ha comentado, los informes iniciales en los que se ponía de manifiesto los efectos del cambio en el régimen agrícola y el estado de contaminación del freático, el papel de la rambla de El Albujón en la entrada de agua dulce y nutrientes en el proceso eutrofización que se estaba iniciando y el papel real que desempeñaban las medusas en el mantenimiento de la calidad de aguas (Pérez-Ruzafa, 1995, 1996, 1997, 2002, 2003, 2004, 2007, 2010; Pérez-Ruzafa & Marcos, 2001; Pérez-Ruzafa & Aragón, 2002) fueron ignorados por las administraciones de los distintos gobiernos regionales y discutidos desde algunos ámbitos científicos alegando que las proliferaciones de medusas eran un problema general en el Mediterráneo y aduciendo causas globales como el cambio climático, desviando la atención del problema e impidiendo la toma de medidas que lo resolvieran cuando estaba en su inicio.

Esta situación empezó a cambiar en la década de 2010 durante la que empezó a observarse un deterioro, más o menos puntual pero notable, de la calidad de las aguas. En 2016 se desencadenó una fase en la que el sistema se descompensó de forma casi repentina. Los vertidos continuados de nitratos, el aumento de las temperaturas y las anomalías en el ciclo térmico invernal, que redujeron las poblaciones de medusas a un mínimo durante dos años, provocaron un deterioro de la calidad del agua en la laguna que se hizo evidente provocando la alarma, no solo de los usuarios, sino también de los distintos sectores económicos relacionados con el Mar Menor y de la administración. Aunque en 2009 y 2010 ya se habían observado algunos eventos menores, con picos de clorofila  $\alpha$  superiores a 5 µg/L, la crisis de eutrofización y el fallo de los mecanismos reguladores se hicieron especialmente evidentes en el mencionado año 2016, aumentando de modo repentino la concentración de clorofila  $\alpha$  y produciéndose la pérdida generalizada de la calidad del agua en toda la laguna. Durante esta fase de ruptura del equilibrio ecológico lagunar, la concentración media de clorofila  $\alpha$  fue de 7,79  $\pm$  0,22 µg/L, superando frecuentemente 10 µg/L.

Esto se tradujo en un aumento drástico del coeficiente de extinción de la luz, alcanzando durante esta fase un valor promedio de  $1,24\pm0,02/m$ , y la visibilidad se redujo de alrededor de 6 m a menos de 0.5 m, por lo que la profundidad de compensación fisiológica, donde la tasa de producción de un autótrofo se equipara a su respiración, se situó por encima de la profundidad media de la laguna. Una de las principales consecuencias fue la pérdida del  $81\,\%$  de las praderas de macrófitos por debajo de los 2







m de profundidad en comparación con las áreas estimadas en 2008 y 2014 (Pérez-Ruzafa et al., 2012; Belando et al., 2017).

Esta situación hizo saltar todas las alarmas sociales y el Mar Menor se convirtió en un asunto cotidiano en los medios de comunicación y las redes sociales (Limón, 2016). Desde entonces, durante las fases de mayor deterioro de la calidad de agua, el sistema pelágico ha estado dominado por densas poblaciones de la cianobacteria *Synechococcus* Nägeli, 1849 sp.. En los poblamientos bentónicos infralitorales sobre sustratos duros, aunque aún recibían luz suficiente para mantener los poblamientos algales, también se observaron cambios importantes en la comunidad fotófila sobre roca con dominancia de Fucales que fue reemplazada por una comunidad fotófila dominada por *Alsidium corallinum* C. Agardh y Ulvales.

La cuestión que se abrió en los dos primeros años tras la rotura del ecosistema era 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 podría recuperar su integridad perdida si cesaban las presiones. En el periodo transcurrido desde entonces, los datos de los seguimientos y las evidencias en el terreno mostraron que la segunda opción era afortunadamente 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 golas para aumentar las tasas de renovación del agua, ya que pueden ser fuertemente contraproducentes porque pueden conducir a la homogeneización del ecosistema lo que anularía los principales mecanismos de autorregulación en los que se sustenta la gran resiliencia del Mar Menor.

Por ello, durante los sucesivos informes 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. Y, sobre todo, que la gestión se base en el conocimiento de cómo funciona el sistema, tanto a nivel biológico como hidrológico o socio-económico.

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

Como ya se resaltó 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 a, además de datos sobre la velocidad y dirección de las corrientes y 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, como se ha insistido en informes anteriores, 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 datos 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 a 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. 11). En 1997 se realizaron campañas semanales de febrero a diciembre, mientras que de mayo de 2002 a mayo de 2003 éstas fueron mensuales, al igual que de febrero de 2006 a septiembre de 2013. Desde febrero de 2016 hasta diciembre de 2022, las campañas han sido quincenales.

Según la influencia terrestre y marina, se establecieron 20 estaciones de muestreo en la laguna, agrupadas en 5 zonas, de modo que cada zona estaba representada por 4 unidades de muestreo repetidas. Desde 2009 se agregaron ocho nuevas estaciones de muestreo, tres en la boca interior de los canales de comunicación de la laguna y cinco en el Mediterráneo. Otros datos a partir de muestras obtenidas en el marco de diferentes proyectos desarrollados por el mencionado grupo de investigación han sido también utilizados en los análisis e interpretación de los resultados aquí incluidos para la monitorización del 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 incluyen además los resultados de 2018 muestras analizadas entre enero de 2019 y noviembre de 2021. El informe actual incorpora 782 nuevas prospecciones realizadas en la red de 26 estaciones de muestreo entre diciembre de 2021 y diciembre de 2022 con una periodicidad aproximadamente quincenal. 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 particularmente de los ya siete 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).

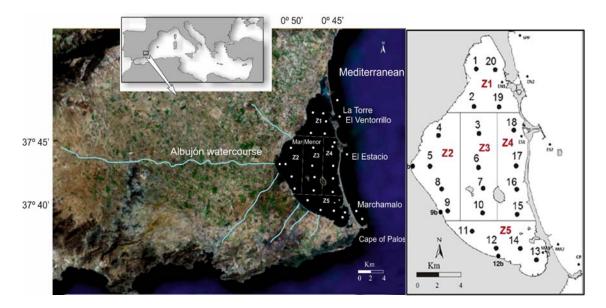


Figura 11. Ubicación del Mar Menor, su cuenca de drenaje y los principales cursos de agua que desembocan en la laguna. Los puntos representan la red de estaciones de muestreo utilizadas en la monitorización de la laguna, agrupadas en las cinco zonas representativas establecidas para los análisis.

#### 3.1. Muestreo y análisis de los parámetros físico-químicos y del estado trófico del Mar Menor

En este apartado se presenta de forma particular la información del seguimiento correspondiente a la caracterización de muestras de agua correspondientes al periodo englobado desde el 1 de enero hasta el 31 de diciembre 2022. Como se ha comentado, las campañas se realizaron con una periodicidad quincenal. Además de las muestras y medidas de parámetros en el agua, la primera campaña de cada mes incluye la recogida de muestras plantónicas mediante una red de 500 µm de luz de malla junto con el censo de especies de medusas por especies y clases de talla. En la segunda salida quincenal solo se realizan la monitorización de las masas de agua y los censos de medusas.

#### 3.1.1. Muestreo y toma de datos de campo







Durante las campañas, se tomaron muestras de agua para su posterior procesado en el laboratorio y la determinación de diversos análisis (clorofila *a*, materiales en suspensión y nutrientes disueltos en el agua tales como: nitrato (N-NO<sub>3</sub>-), nitrito (N-NO<sub>2</sub>-), amonio (N-NH<sub>4</sub>+), fosfato (P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>) y silicato (Si-SiO<sub>4</sub><sup>4-</sup>). Además, se obtuvieron datos de parámetros fisicoquímicos del agua medidos *in situ* mediante la sonda multiparamétrica YSI EXO2 (temperatura, conductividad, salinidad, profundidad, concentración de clorofilas, concentración de ficoeritrinas, turbidez, materia orgánica disuelta, concentración de oxígeno y pH) (Fig. 12). También se estimó la visibilidad en la columna de agua utilizando el disco de Secchi en cada una de las estaciones.

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 en estudios de conectividad con 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) (¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.1).

Las muestras de agua se tomaron a una profundidad aproximada de 1 m, mediante bombeo, posteriormente fueron mantenidas en oscuridad a 4°C en el campo y almacenadas a -28°C.

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

Para la calibración del oxígeno disuelto se utiliza como unidad el porcentaje de saturación de oxígeno en aire (% sat ODO). Para ello se pone una pequeña cantidad de agua en la cubeta de calibrado de la sonda dejando los sensores sin sumergirse y dejando abierta la tapa para permitir la entrada de aire y que el ambiente interior de los sensores se sature de oxígeno. Tras dejar estabilizar la medida unos 10-15 minutos, se introduce la presión atmosférica en milímetros de mercurio y se procede al calibrado.











Figura 12. Materiales y equipos (sonda multiparamétrica YSI EXO2) empleados en las campañas para la toma de datos y muestras en la columna de agua.

La calibración de clorofila y de ficoeritrinas se realiza tanto en unidades de  $\mu$ g/L y como de RFU, utilizando agua destilada para establecer el 0 en ambas unidades. Para el caso de la clorofila, además, en 9 estaciones de muestreo en cada campaña se han tomado muestras de agua para su análisis siguiendo los métodos tradicionales espectrofotométricos de Parsons *et al.* (1984), y con dichos valores se ha hecho la validación y ajuste de los datos obtenidos en el campo por la sonda.

La turbidez se calibra en unidades NTU utilizando 3 patrones: 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, empleando agua destilada para establecer el 0. La salinidad se calibra junto con la conductividad específica, empleando un patrón de conductividad de 50 mS/cm a 25ºC (YSI 3169 *Conductivity Standard*).

#### 3.1.2. Análisis de las muestras en el laboratorio

Las determinaciones de clorofila *a*, para la calibración a posteriori de los datos obtenidos por la sonda, y de sólidos en suspensión se realizan en el laboratorio siguiendo la metodología descrita en Strickland & Parsons (1972) (Fig. 13).







El protocolo para los materiales en suspensión consiste primeramente en secar los filtros de microfibra de vidrio de 25 µm en una estufa a 110°C durante 24 horas. A continuación, los filtros se guardan en una campana de desecación 24 h y después se pesan ("peso inicial") en una balanza de precisión. Posteriormente, se procede al filtrado de 100 ml de agua de cada estación mediante una rampa de filtrado con 3 soportes conectada a una bomba de vacío, lavando seguidamente los filtros con agua destilada para eliminar la sal procedente de la muestra (Fig. 13). Los filtros se secan de nuevo en la estufa a 110°C durante 24 horas. Finalmente, se vuelven a meter en la campana de desecación 24 horas y después se pesan de nuevo para obtener el "peso final".



Figura 13. Derecha: Sistema de rampa de filtrado para la determinación de sólidos en suspensión donde aparecen filtros ya procesados. Izquierda: bandejas metálicas con los filtros listos para ser pesados.

El análisis *ex situ* de la concentración de clorofila *a* de las estaciones de muestreo E02, E05, E10, E13, E18, E05b, E09b, E12b, CP y SPP se realiza para garantizar que las medidas de la sonda no presentan interferencias significativas con otras sustancia y materiales en la columna de agua que puedan producir falsas detecciones *in situ*. Para ello realiza la recta de regresión (Fig. 14) entre los valores medidos por la sonda multiparamétrica YSI EXO2 y los medidos en laboratorio sobre la muestra obtenida en las correspondientes estaciones de muestreo. A partir de dicha regresión se realiza la corrección final de los datos.







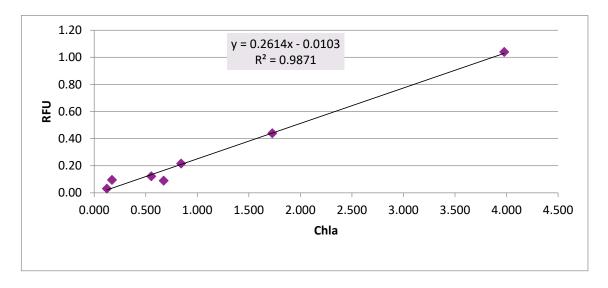


Figura 14. Ejemplo de recta de regresión para la corrección de errores entre los datos tomados por la sonda y los datos obtenidos en laboratorio.

El procedimiento de análisis consiste en el filtrado del agua recogida en las campañas mediante una bomba de vacío conectada a un matraz Kitasato con embudo y soporte específico para el filtrado de clorofilas (Fig. 15), utilizando filtros de microfibra de vidrio de 47 μm. Se filtra una cantidad de agua creciente hasta llevar al filtro próximo a la saturación, registrándose el volumen empleado para el cálculo final de concentración de clorofila. Los filtros se depositan en un ultracongelador a -74°C durante al menos 24 horas para que las células de pigmento se rompan. A continuación, se depositan en viales con 8 ml de acetona al 90%, cubiertos con papel de aluminio para evitar la acción de la luz, y se mantienen 24 horas refrigerados (Fig. 15). Finalmente, tras medir el volumen de acetona de los viales y centrifugar el contenido de los mismos durante 5 minutos a 3000 rpm, se procede a la medición de la concentración de clorofila en el sobrenadante mediante un espectrofotómetro Shimadzu UV-1700 UV Pharmaspec (Fig. 15). Todo el proceso se realiza en semioscuridad para evitar la degradación de los pigmentos durante su análisis.









Figura 15. Instalación para el filtrado de clorofilas, vial con el filtro de clorofila en acetona y medición de absorbancia de las muestras en el espectrofotómetro.

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 Continúo Segmentado, utilizando un autoanalizador de flujo continuo SYSTEA  $\mu$ MAC-1000 y SEAL AutoAnalyzer 3 HR con un detector de fluorescencia JASCO FP-2020 Plus, previa calibración utilizando material certificado de referencia (Fig. 16).

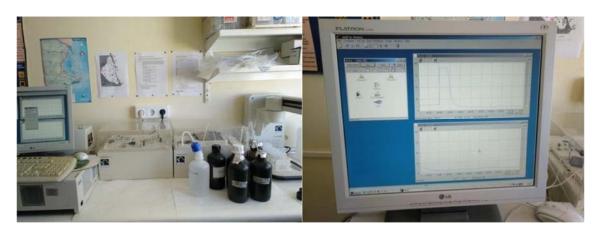


Figura 16. Análisis de nutrientes mediante el Autoanalizador SEAL AA3 HR.







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

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

#### 3.2.1. Estudio del zooplancton y plancton gelatinoso

La recogida de las muestras de ictioplancton se realizó en las 20 estaciones lagunares (Fig. 11), 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. 17), con una periodicidad mensual.

Para la toma de muestras del zooplancton diferente del ictioplancton se ha hecho uso de una red Bongo de doble aro, de forma cónica y una longitud de 2,70 m. Cada aro tiene un diámetro de 50 cm y entre las bocas de ambos aros hay una distancia de 85 cm. Al final de cada red se coloca un colector de PVC de 1 L de capacidad. El doble aro permite utilizar 2 colectores con malla de diferente micraje, en uno se utiliza una luz de malla de 100 micras y en otro de 200 micras. Además, al igual que en el caso de la red de plancton, se equipó una de las bocas con un flujómetro digital (General Oceanics 2030) para calcular el volumen de agua filtrada (Smith & Richardson, 1977). Los arrastres han sido diurnos, lineales y con una duración de 5 minutos (Fig. 18), con una periodicidad mensual.







Figura 17. 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.



Figura 18. Muestreo del zooplancton mediante una red Bongo.







La toma de muestras de los grupos del zooplancton distintos del ictioplancton se ha realizado en las estaciones E01, E05, E07, E12 y E18 (Fig. 11), ubicadas cada una en una de las 5 zonas ya definidas a fin de representar la heterogeneidad de la laguna (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2019b). Las muestras fueron fijadas con formaldehido al 5% en agua de mar tamponada con tetraborato de sodio (bórax).

Para complementar los datos, se han llevado a cabo censos visuales de adultos de medusas de las especies *Cotylorhiza tuberculata*, *Rhizostoma pulmo*, *Aurelia* sp. y *Pelagia noctiluca* (Forsskål, 1775) con una periodicidad quincenal, coincidiendo con los muestreos de recogida de aguas, en navegación circular, a un nudo de velocidad, durante 5 minutos. El recorrido es registrado mediante GPS modelo ETREX 22X para la estimación del volumen de agua muestreado mediante la fórmula definida en Fernández-Alías *et al.* (2020).

Una vez en el laboratorio, las muestras fueron concentradas en un volumen final de 250 mL empleando un filtro de 100 micrómetros. Posteriormente, se tomó una alícuota de 1 mL con una pipeta Pasteur y se han usado una cámara de conteo Sedgewick Rafter S52 y un microscopio trinocular Nikon Labophot (Fig. 19) para su conteo e identificación. La abundancia de las distintas especies se estandarizó al número de individuos en un volumen de 100 m<sup>3</sup>.





Figura 19. Microscopio y cámara de conteo Sedgewick para el estudio del zooplancton.







La abundancia de adultos de las distintas especies de medusas observadas y censadas se estandarizó al número de individuos en un volumen de 100 m³. Estas abundancias se han registrado en un documento Excel donde se indican el número de individuos y tallas de cada especie.

#### 3.2.2. Estudio del ictioplancton

Una vez en el laboratorio se procedió a la separación e identificación de los huevos, larvas y postlarvas de peces con la ayuda de una lupa binocular Olympus modelo SZ2-ST provista de iluminación diascópica.

Las larvas de peces han sido separadas e identificadas al menor nivel taxonómico posible, basado en la pigmentación, características merísticas y morfométricas. El número de individuos de cada muestra se ha estandarizado a un volumen de 1000 m³ (Fig. 20).



Figura 20. 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.





# 3.2.3. Valoración del efecto de la sobrecarga de nutrientes sobre la transición de un control top-down a un control bottom-up y el desencadenamiento de crisis distróficas en el Mar Menor

Para valorar el efecto de la sobrecarga de nutrientes sobre la transición de un control topdown a un control bottom-up y el desencadenamiento de crisis distróficas en el Mar Menor se han utilizado los muestreos quincenales en la red de 26 estaciones, distribuidas en toda la laguna, de los programas de seguimiento y análisis predictivo de la evolución del estado ecológico del ecosistema lagunar del Mar Menor y prevención de impactos. En concreto, se han procesado los datos de las campañas realizadas desde el 1 de junio de 2020, fecha en la que concluía una proliferación de Aurelia sp., hasta el 20 de septiembre de 2021, recogiendo datos medioambientales, químicos y biológicos. El diseño experimental de muestreo divide la laguna en las 5 zonas ya mencionadas (norte [Z1], oeste [Z2], central [Z3], este [Z4] y norte [Z5]) con 4 a 6 estaciones en cada una, distribuidas de modo que permiten analizar gradientes de acuerdo con la influencia terrestre o marina o distintas condiciones hidrodinámicas (Pérez-Ruzafa et al., 2005a; Fig. 21). Durante la segunda quincena de agosto de 2021 se realizó una campaña de muestreo adicional para registrar la evolución de la crisis distrófica que tuvo lugar en esas fechas. El esfuerzo de muestreo incluyó un total de 33 campañas distribuidas a lo largo de 16 meses con 828 estaciones muestreadas.





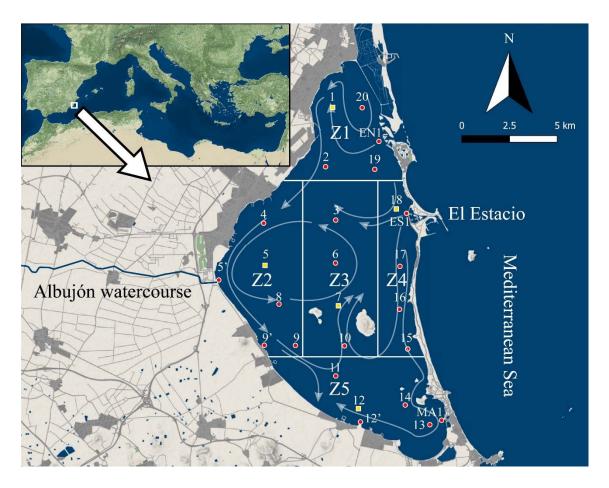


Figura 21. Diseño de muestreo para el estudio de la sobrecarga de nutrientes sobre la transición de un control *top-down* a un control *bottom-up* y el desencadenamiento de crisis distróficas en el Mar Menor, y principales corrientes en la laguna. Círculos rojos: estaciones de muestreo. Cuadrados amarillos: estaciones con muestreo de red Bongo. Las flechas corresponden con las corrientes dominantes en el Mar Menor determinadas por modelado oceanográfico (García-Oliva *et al.*, 2018; Fernández-Alías *et al.*, 2020).

Durante cada ocasión de muestreo, en cada estación, se realizaron censos visuales de medusas, recolección de datos ambientales y recolección de muestras de agua para análisis de nutrientes. Las campañas realizadas en la segunda quincena del mes también incluyeron la recolección de muestras de zooplancton mediante el lanzamiento de una red Bongo, de 200  $\mu$ m de luz de malla, equipada con un flujómetro digital (General Oceanics 2030R). Se realizó un lance por zona en las estaciones de muestreo 01, 05, 07, 12 y 18. Las muestras de zooplancton se conservan en formaldehído-agua de mar (3% v/v).

Como se ha comentado en la metodología general, la temperatura, salinidad, concentración de clorofila a y de oxígeno disuelto se midieron con una sonda multiparamétrica YSI EXO2 y se promediaron para el 1,5 m superior de la columna de







agua. Las muestras de agua para el análisis de nutrientes se recogieron mediante bombeo a, aproximadamente, 1 m de profundidad. En el barco, éstas se mantienen en oscuridad a 4°C y, en el laboratorio, se preservan a -28°C hasta el análisis de concentración de nutrientes.  $NO_3^-$ ,  $NO_2^-$ ,  $NH_4^+$ ,  $SiO_4^{4-}$  y  $PO_4^{3-}$  se midieron en un autoanalizador de flujo continuo (SEAL AutoAnalyzer 3 con un detector JASCO Fluorescence detector FP-2020 Plus) (Fig. 16). El nitrógeno inorgánico disuelto (Dissolved Inorganic Nitrogen; DIN) se calculó como la suma de  $NO_3^-$ ,  $NO_2^-$  y  $NH_4^+$  y la ratio de nitrógeno-fósforo (N/P) como DIN/  $PO_4^{3-}$ .

Las muestras de zooplancton se resuspendieron en 250 ml de formaldehído-agua de mar (3% v/v). En una cámara de conteo Sedgewick-Rafter, en un microscopio de disección, una submuestra de 1 ml se utilizó para la identificación y conteo de los grupos taxonómicos e individuos, respectivamente. Las abundancias se estandarizaron a individuos/100 m³. Las guías Trégouboff & Rose (1957) y Larink & Westheide (2011) fueron utilizadas para la determinación de grupos taxonómicos.

Las medusas, principalmente representadas por *Aurelia* sp. durante el periodo de estudio, fueron censadas por dos operadores, durante 5 minutos, en ambas bandas del barco. Para calcular el volumen de agua se aplicó la ecuación  $V = L \times d \times 5$ , donde V indica el volumen de agua (m³); L es la distancia linear navegada (m) estimada con un GPS Garmin; d es la transparencia del agua medido con disco Secchi (m), limitando la variable a un máximo de 2 m cuando la transparencia es superior para asegurar el contaje e identificación del conteo e identificación de la especie; y 5 (m) es la anchura del transecto. Las abundancias se estandarizaron a individuos/100m³.

Para proporcionar una lista lo mas actualizada posible de especies del plancton gelatinoso se han complementado las observaciones realizadas mediante censos visuales y lanzamiento de red de plancton del periodo de estudio con datos no publicados de diferentes periodos del sistema de monitorización (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2019b) y con procesamiento de datos obtenidos en redes sociales y periódicos. Los datos recogidos de redes sociales son únicamente considerados cuando se proporciona la localización y la fecha (mes y año) y si el material fotográfico permite la identificación, al menos, a nivel de género.

Los datos hidrográficos, de clorofila y de *Aurelia* sp. desde el 20 de junio de 2019 hasta el 20 de septiembre de 2021 proporcionan un contexto del ecosistema y permiten comparar el análisis de la crisis distrófica con la ocurrida a finales de 2019. Sin embargo, y dado que el zooplancton distinto del ictioplancton comenzó a muestrearse en junio de 2020, el periodo de estudio utilizado para el análisis estadístico en este presente apartado comprende entre julio de 2020 y septiembre de 2021.





#### 3.2.3.1. Regresión lineal para la concentración de clorofila

Se ha elaborado una matriz con las medias mensuales en cada zona de la laguna (N= 16 meses x 5 zonas = 80 muestras). Los datos se normalizaron restando el valor medio para el periodo y dividiendo por la desviación estándar. Las variables se clasificaron en tres sets diferentes: biológico (*Aurelia* sp., Crustacea, Mollusca, Phoronida y Tunicata), hidrográfico (Temperatura y Salinidad) y químico (DIN, SiO<sub>4</sub><sup>4-</sup>, PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> y N/P). La hipoxia se considera como una variable respuesta durante el proceso de eutrofización (Nixon, 2009) y, por tanto, se excluye de los sets de variables explicativas, así como los grupos minoritarios de zooplancton.

Se realizaron tres análisis de regresión lineal con la concentración de clorofila como variable dependiente e, independientemente, los grupos de variables biológico, hidrográfico y químico como variables explicativas. Cuando una regresión resulta significativa, todas las variables del set se seleccionan para su inclusión en el set final de variables. En este punto, las variables biológicas se descartaron ya que la regresión lineal que las utilizaba como variables explicativas no resultó significativa. Las variables químicas e hidrográficas se incluyeron en la regresión final previo a la realización de una selección hacia atrás de variables. Finalmente, la regresión se construyó con la temperatura, la salinidad, SiO<sub>4</sub><sup>4-</sup> y PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> como variables explicativas de la concentración de clorofila.

Para obtener el porcentaje de varianza de clorofila explicado por cada variable se realizaron tres particiones de ésta utilizando la función *varpart* del paquete "vegan" en R (R Development Core Team, 2011; Oksanen *et al.*, 2020). En primer lugar, se utilizó una partición de la varianza dividiendo las variables de la regresión final en hidrográficas (temperatura y salinidad) y químicas ( $SiO_4^{4-}$  y  $PO_4^{3-}$ ). A continuación, se aplicó una partición de la varianza con cada variable por separado. Por último, se definió un componente temporal transformando el año en una función sinusoide donde el 1 de agosto es  $sin((\pi/2)$  y cada mes cuenta con una longitud de  $\pi/6$ . Consecuentemente, la tercera partición de la variable tiene cuatro variables explicativas, temperatura, salinidad, químicas ( $SiO_4^{4-}$  y  $PO_4^{3-}$ ) y temporal.

### 3.2.3.2. Análisis de la crisis distrófica y respuesta diferencial entre los veranos de 2020 y 2021

Utilizando el conjunto de datos descrito con anterioridad y distancias Euclídeas se realizaron dos análisis SIMPER de una vía. El primero compara el periodo anterior a la crisis distrófica (Junio 2020-Julio 2021) y la fase de rotura (Agosto-Septiembre 2021). El segundo análisis se realizó para reducir las diferencias estacionales, comparando el





verano de 2020 con el verano de 2021. Las diferencias indicadas por el análisis SIMPER fueron testadas con un PERMANOVA por pares (9999 permutaciones y test de Monte Carlo), utilizando el mismo conjunto de datos y factores. Todos los análisis se realizaron en PRIMER v7 (Clarke & Gorley, 2015).

Para visualizar los patrones espaciales de las variables involucradas en el proceso de eutrofización y la crisis distrófica se elaboraron los mapas de distribución horizontal de los principales nutrientes y de clorofila mediante la técnica de interpolación *kriging* en SURFER. Además, para proporcionar una mayor comprensión de las crisis distróficas, se calculó la media de la concentración de oxígeno disuelto en las capas bajas de agua (0.5 m desde el lecho marino) y se elaboraron los mapas de distribución horizontal.





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

#### 4.1. Condiciones geomorfológicas, meteorológicas e hidrográficas generales del Mar Menor

La dinámica y funcionamiento del Mar Menor están condicionados y determinados por su caracter de laguna costera hipersalina, con una conectividad restringida con el Mediterráneo occidental a través de las distintas golas que interrumpen la barrera de 22 km de largo que supone La Manga. A pesar de que de las cinco entradas poco profundas o "golas" que mantienen la comunicación entre la laguna y el Mediterráneo, una de ellas, El Estacio, se amplió en 1973 hasta 35 m de ancho en su sección mínima y se profundizó a 5 m de profundidad para convertirlo en un canal de navegación, en la actualidad, la laguna aún se puede clasificar como muy confinada (Umgiesser *et al.*, 2014) ya que mantiene una razón de restricción baja de acuerdo con Chubarenko *et al.* (2005) (siendo la relación entre el ancho total de las golas y la máxima longitud de la laguna en paralelo al mar de 0,01) (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2005b). No obstante, las consecuencias del dragado del canal de El Estacio en la hidrografía (Tabla 1) y ecología lagunar fueron drásticas y sus efectos aún persisten actualmente, como se ha comentado anteriormente.

El área del Mar Menor se caracteriza por una alta irradiación global con un promedio diario mínimo que varía en los períodos estudiados entre 3062,51 ± 174,81 y 3512,73 ± 392,82 wats/m² en otoño y unos máximos en primavera y verano entre 6387,78 ± 421,33 y 7471,46 ± 291,74 wats/m² (Tabla 2, Fig. 22) (Pérez-Ruzafa, 2019). Por el contrario, las precipitaciones son históricamente muy bajas y, por lo general, se concentran en eventos de lluvias intensas y cortas. En el entorno del Mar Menor, la precipitación media anual solía ser inferior a 300 mm y la evapotranspiración potencial era cercana a 900 mm (López-Bermúdez *et al.,* 1981). El saldo hídrico neto en la cuenca, por tanto, suponía un déficit anual de más de 600 mm/m²\*año (Pérez-Ruzafa *et al.,* 2005a). El promedio anual desde el año 2000, con datos de la estación de S. Javier de la AEMET, se mantiene semejante, aunque con un ligero incremento de la evaporación media (312.5 mm de precipitación media anual y 1646.4 mm de evaporación media anual).

Durante los 24 años de seguimiento de la laguna por parte de nuestro grupo de investigación, las precipitaciones acumuladas en la semana anterior a los días de muestreo han oscilado entre  $0.05 \pm 0.03$  L/m² en verano y  $39.66 \pm 32.81$  L/m² en otoño (Tabla 2, Fig. 22). Sin embargo, algunos picos esporádicos han alcanzado 100 o más de 200 L/m² en una semana, como ocurrió en septiembre de 2009 o en diciembre de 2016,





respectivamente, o en los sucesivos eventos de DANA acaecidos durante los años 2019-2021.

Tabla 2. Medias estacionales ( $\pm$  es) de las principales variables climáticas medidas para la semana anterior y el día del muestreo en el área del Mar Menor en los tres períodos considerados a lo largo del proceso de eutrofización en la laguna.

		l = 11 ./		T	I		
	Radiación	Radiación	Precipitación	Precipitación	Velocidad	Velocidad	Velocidad
	global diaria	global total	diaria (mm)	total semana	media	máxima	media del
	(Wats/m <sup>2</sup> )	semana		previa	diaria del	diaria del	viento
		previa		(mm)	viento	viento	semana
		(Wats/m <sup>2</sup> )			(m/s)	(m/s)	previa
							(m/s)
Periodo anter	ior a la crisis distr	ófica de 2016 (F	Prebreak)				
Invierno	3526.74	22543.22	0.05	6.59	2.83	5.77	3.57
	±208.83	±1133.04	±0.03	±2.08	±0.19	±0.38	±0.13
Primavera	6429.4	44405.24	0.47	5.19	3.38	6.98	3.89
	±200.55	±1117.16	±0.31	±1.27	±0.13	±0.24	±0.11
Verano	6778.06	47860.13	0.5	2.57	3.37	6.64	3.71
	±165.27	±801.96	±0.29	±1.20	±0.13	±0.26	±0.07
Otoño	3062.51	22987.85	0.69	12.63	3.05	6.21	3.37
	±174.81	±960.59	±0.36	±3.40	±0.18	±0.31	±0.12
	ca 2016-2017 (Bre	,	0.11	9.52	3.9	7.7	4.51
Invierno	3787.63	21915.15	_				_
	±273.46	±1757.90	±0.09	±5.58	±0.48	±0.82	±0.42
Primavera	7471.46	49540.66	0.06	0.18	3.83	6.84	4.51
	±291.74	±2826.61	±0.05	±0.10	±0.56	±0.45	±0.37
Verano	6387.78	47639.44	2.18	4.	3.67	6.87	3.62
	±421.33	±2295.41	±1.65	±2.58	±0.40	±0.50	±0.18
Otoño	3153.17	21002.78	4.15	39.66	3.61	5.95	3.32
	±634.63	±3937.01	±3.96	±32.81	±0.44	±0.60	±0.26
Recuperación	2018 y años post	eriors (Recovery	y)				
Invierno	4664.81	25165.74	0.22	6.61	3.78	6.73	3.86
	±589.93	±2278.80	±0.21	±2.97	±0.33	±0.52	±0.30
Primavera	7207.78	46212.5	0.11	3.38	3.77	7.06	4.9
	±173.55	±1439.60	±0.08	±1.14	±0.22	±0.47	±0.31
Verano	6918.69	50185.61	0.02	0.66	3.39	5.99	3.56
	±350.65	±2337.36	±0.02	±0.61	±0.32	±0.39	±0.20
Otoño	3806.61	26532.41	0.04	3.65	1.93	5.2	2.39
	±272.18	±1574.53	±0.04	±1.60	±0.20	±0.19	±0.22







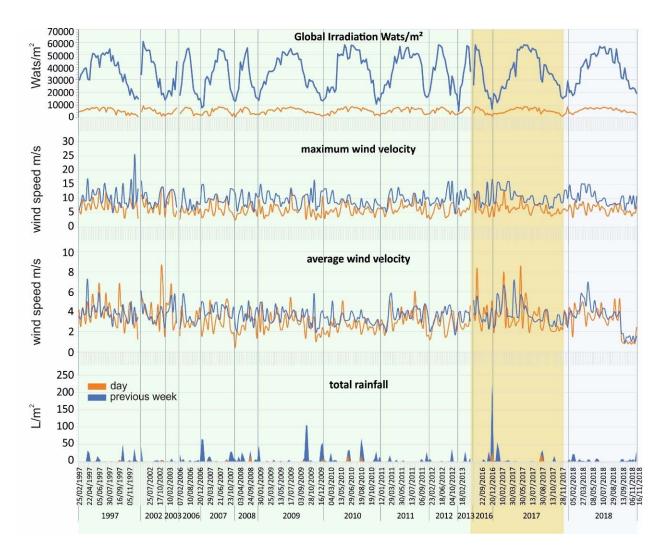


Figura 22. Evolución de las principales variables meteorológicas durante el período 1997-2018 en el área del Mar Menor. La fase previa a la crisis distrófica o ruptura (Prebreak) se resalta en verde, la fase de ruptura o de crisis (Break) en ocre y la fase de recuperación (Recovery) en azul claro.

El balance entre la entrada total anual de agua dulce a la laguna del Mar Menor, a través de la escorrentía y las precipitaciones, frente a la evaporación, se traduce en un déficit hídrico que oscila entre 38 y 115 hm³/año y que es compensado con la entrada de agua desde el Mediterráneo (Pérez-Ruzafa, 1989; Pérez-Ruzafa et al., 2005a).

La hidrodinámica de la laguna está impulsada principalmente por el viento. La ampliación y la profundización de la gola de El Estacio provocaron cambios en la tasa de renovación del agua y tuvieron efectos sobre la salinidad y la temperatura, lo que a su vez permitió el acceso a nuevas especies colonizadoras como la ya mencionada *Caulerpa prolifera* (Pérez-Ruzafa *et al.,* 1991). El intercambio de agua entre la laguna y el mar Mediterráneo se debe a las diferencias de fase en el nivel del mar (Arévalo, 1988; De Pascalis *et al.,* 2012)







y tiene lugar fundamentalmente a través de dicho canal principal. Los tres giros principales que se pueden identificar en el esquema circulatorio general del agua y las condiciones hidrológicas definen tres cuencas principales en el Mar Menor: 1) la cuenca norte, con el nivel de salinidad más bajo, 2) la cuenca sur, con la salinidad más alta como consecuencia del déficit hídrico y el mayor grado de confinamiento, y 3) la cuenca central, que muestra valores de salinidad intermedios y que corresponde a la zona de mezcla de las aguas del Mediterráneo y de la laguna. Estás condiciones se han visto alteradas en épocas mas recientes, desde la subida del nivel freático y las últimas lluvias recurrentes, habiéndose producido situaciones en las que la cubeta sur ha presentado valores de salinidad más bajos que el resto de la laguna.

La distribución de la temperatura del agua es relativamente uniforme en todo el Mar Menor, con algunas excepciones locales, principalmente relacionadas con las áreas más someras. La temperatura del agua muestra un ciclo estacional e interanual bastante regular (Fig. 23). Los máximos de alrededor de 30°C se alcanzan generalmente en agosto y los mínimos en febrero (alrededor de 11°C). La cuenca sur es más cálida en verano y más fría en invierno, pero las diferencias con respecto a la cuenca norte suelen ser inferiores a 2°C en cualquier época del año (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2005a, 2005b). Después de que se agrandó la entrada de El Estacio, la salinidad de la laguna se redujo de 53-54,7 (Navarro, 1927; Lozano, 1954; Arevalo & Aravio-Torre, 1969; Aravio-Torre & Arevalo, 1971; Moreno, 1975) a un intervalo de 39 a 51 (Ros & Miracle, 1984; Pérez-Ruzafa, 1989; Pérez-Ruzafa *et al.*, 1987; 2005a), mostrando un gradiente norte-sur (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2005b).

La turbidez y los materiales en suspensión son altamente variables, dependiendo de la distancia a la costa, la profundidad, la naturaleza y la pendiente del fondo, la productividad planctónica, el viento y la lluvia. Los valores varían desde 2 mg/L de sólidos en suspensión en aguas tranquilas sobre fondos rocosos hasta 6 g/L en fondos fangosos o arenosos bajo la acción de las olas (Pérez-Ruzafa, 1989; Pérez-Ruzafa *et al.*, 2005a).





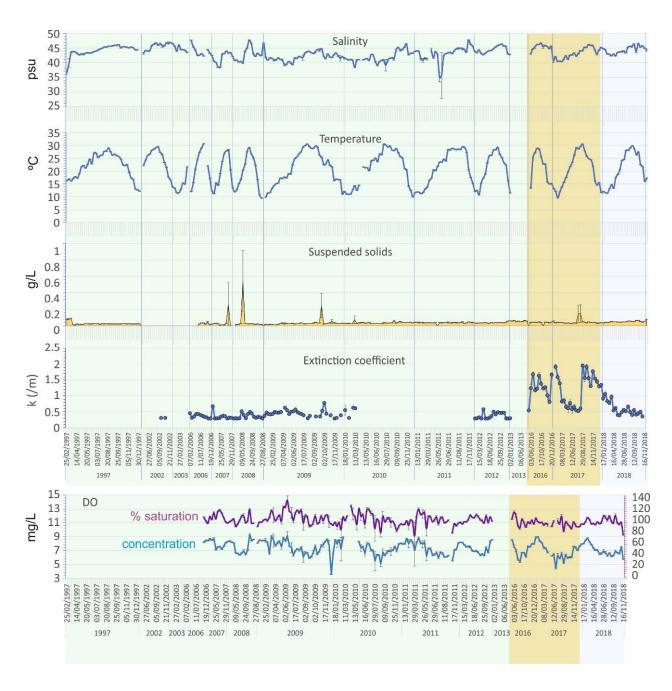


Figura 23. Evolución de las principales variables hidrográficas durante el periodo 1997-2018 en la columna de agua de la laguna Mar Menor. La fase previa a la crisis distrófica o ruptura (Prebreak) se resalta en verde, la fase de ruptura o de crisis (Break) en ocre y la recuperación (Recovery) en azul claro.





#### 4.2. Evolución reciente de los principales parámetros físico-químicos

#### 4.2.1. Temperatura y salinidad

La temperatura del agua en el Mar Menor sigue respondiendo a la temperatura atmosférica y mostrando uniformidad en toda la columna. En este contexto, el año 2022, aunque registró temperaturas hasta 1,5°C más bajas en invierno, en general ha sido más caluroso que el anterior, con alrededor de 2°C por encima en verano, particularmente a finales de agosto, cuando los riesgos de sufrir crisis distróficas y eventos de hipoxia son más elevados.

Durante 2021 la temperatura osciló entre un mínimo de 13,77°C en el fondo de la laguna el 4 de febrero de 2021 hasta un máximo de 29,9°C en las capas superficiales del centro de la laguna a mediados de agosto de 2021 (Fig. 24a), manteniéndose 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. Sin embargo, algunas localidades someras llegaron a alcanzar 32°C a mediados de agosto, cuando se obervaron los primeros indicios de comportamientos anómalos y agrupamientos de algunas especies en las orillas de algunas localidades ribereñas del Mar Menor, manteniéndose entre 29,3°C y 29,9°C en la mayor parte de la zona central de la laguna. En general, las temperaturas en 2021 fueron ligeramente más bajas y con oscilaciones más suaves que las de años anteriores y, aunque son elevadas con respecto al Mediterráneo, como se ha dicho pueden considerarse dentro del rango normal para el Mar Menor.

Este año 2022, la temperatura ha oscilado entre el mínimo de 12,3°C registrado el 31 de enero en la capa superficial y un máximo de 31,4°C en el fondo a finales de julio. Dentro del periodo de monitorización los datos registrados se han mantenido uniformes dentro de los valores normales presentes en el Mar Menor en las diferentes estaciones del año, sin evidencias de estratificación en la columna de agua (Fig. 24b).







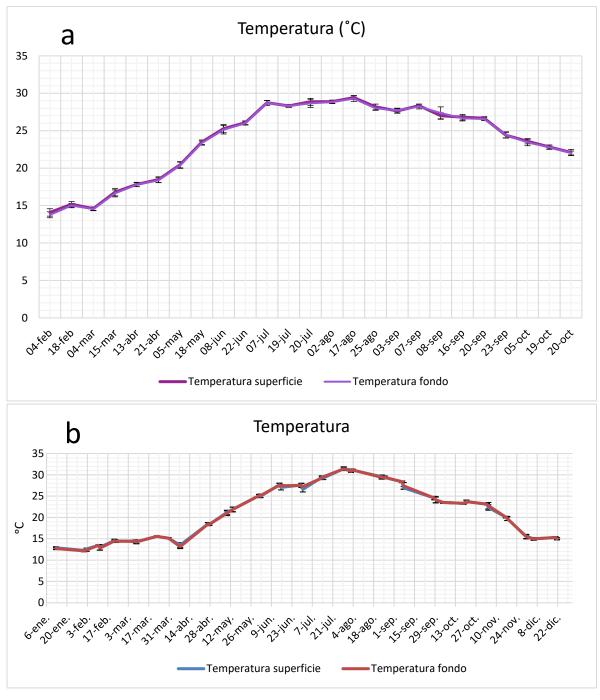


Figura 24. a) Temperatura media en la superficie y el fondo del Mar Menor en 2021. b) Temperatura media en la superficie y el fondo del Mar Menor en 2022. Las barras de error indican la desviación típica.

A principios de noviembre de 2022, la temperatura media alcanzó 22,3°C en la capa superficial de la columna de agua, frente a los 19,3°C que se registraron en 2021. Esta resistencia al enfriamiento del agua se ha mantenido hasta finales de año y el 22 de







diciembre la temperatura del agua aún era de 15°C frente a los 12,9°C que se registraron en las mismas fechas en 2021 (Fig. 25).

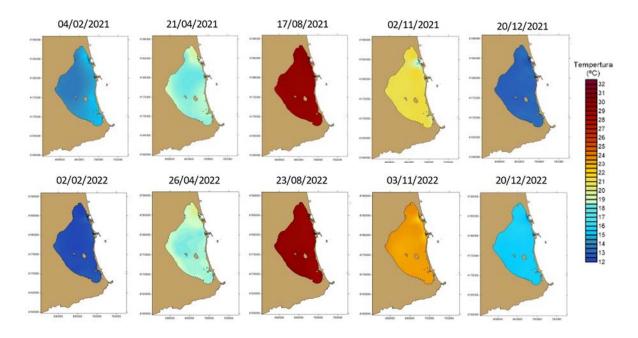


Figura 25. Secuencia temporal comparativa de la distribución superficial de la temperatura en la columna de agua del Mar Menor a lo largo de los periodos de estudio de 2021 y 2022.

Por su parte, la salinidad sí muestra periodos con estratificación y también ha sufrido cambios importantes a lo largo del periodo de estudio y muestra una tendencia preocupante a seguir descendiendo (Figs. 26, 27). Ya el año 2020 se inició con una bajada muy significativa de la salinidad en febrero, fuertemente asociada a entradas de agua desde la ribera interna, principalmente por la rambla del Albujón y la cubeta sur del Mar Menor (Figs. 27a). Aunque a lo largo de la primavera los valores se fueron recuperando, situándose en 42,4, se produjo un nuevo descenso de salinidad en las capas superficiales tras las últimas lluvias de agosto de 2020, llegando a descender bruscamente hasta 39,3 frente a La Ribera (Fig. 27f), muy por debajo de los valores normales del Mar Menor en esta época. Esto volvió a suponer una regresión en las posibilidades de recuperación y un incremento de los riesgos de estratificación en el caso de que se hubiera producido una DANA intensa durante el otoño de 2020. Afortunadamente dicha situación no se produjo y, finalmente, el año 2020 se caracterizó por la ausencia de incidencias notables. Se observó una buena claridad de aguas, y valores de salinidad que fueron recuperándose progresivamente y a pulsos tras el fuerte descenso que se produjo debido a la DANA de 2019 y las sucesivas lluvias torrenciales de la primavera de 2020 y de finales de verano de ese mismo año.





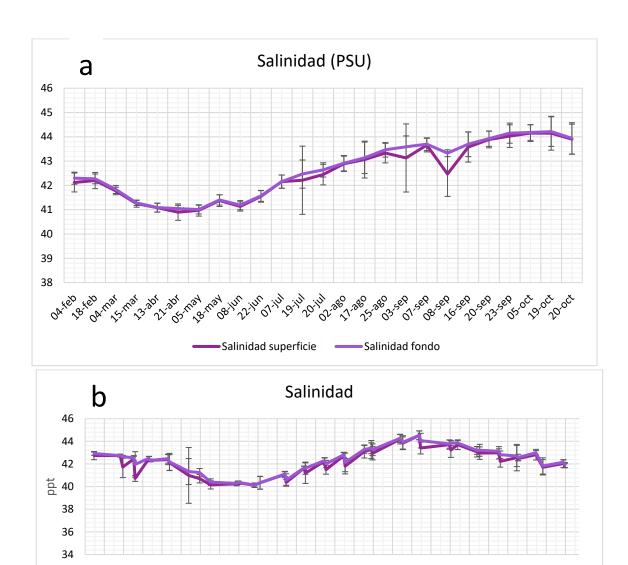


Figura 26. a) Salinidad media en la superficie y fondo del Mar Menor entre febrero y octubre de 2021. b) Salinidad media en la superficie y fondo del Mar Menor en 2022. Las barras de error indican la desviación típica.

Salinidad fondo

Salinidad superficie







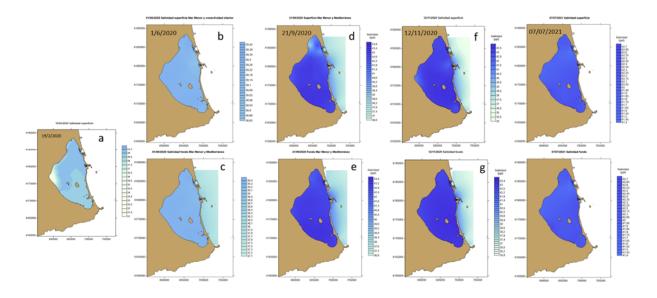


Figura 27. Distribución de los valores de salinidad en las aguas superficiales (arriba) y en el fondo (debajo) del Mar Menor en distintas fechas desde febrero de 2020 al 7 de julio de 2021.

En el inicio del invierno de 2021 puede decirse que el Mar Menor se encontraba en una fase de estabilidad con un futuro incierto, y, de hecho, a lo largo de la primavera de 2021, la salinidad comenzó a descender desde valores superiores a 42 hasta los 40,90 el día 21 de abril como consecuencia de las entradas de agua dulce por escorrentía y desde el freático tras las lluvias de marzo y abril (Fig. 28; AEMET, 2021a, 2021b), no recuperando valores superiores a 42 hasta inicios de julio. En los informes de 24 de mayo de 2021 ya se advertía que la excesiva homogeneidad de la salinidad detectada en esos momentos entre las cubetas del Mar Menor suponía un factor de riesgo ante presiones que sobrepasasen su capacidad de respuesta. De hecho, en el informe de 19 de julio de 2021, se ponía de manifiesto una entrada de agua dulce por la Ribera (Fig. 29), semejante a la del año anterior y se volvía a insistir en que los valores de salinidad aún se mantenían bajos, con un valor medio de 42,1 que, si bien era ya dos puntos superior al la del año 2020 en esas fechas, estaba aún 3 puntos por debajo de la habitual (>45) (Fig. 30), y en dichas condiciones las altas temperaturas podrían ser un factor de riesgo importante de cara a que se produjeran proliferaciones algales y bajadas de oxígeno. Situación que se desencadenó un mes más tarde.







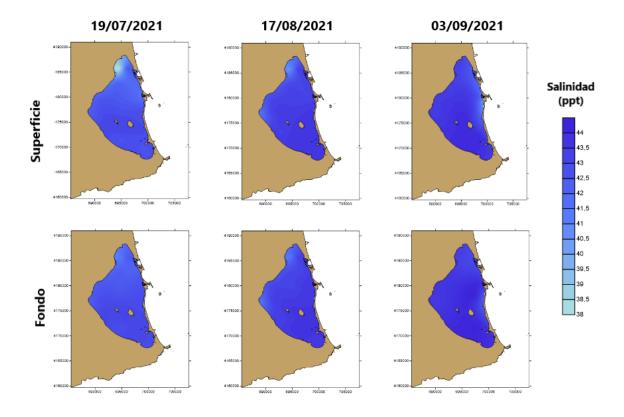


Figura 28. Evolución de la distribución horizontal de la salinidad en superficie y fondo del Mar Menor, destacándose algunos eventos de entradas de aguas dulces por la cubeta norte en julio y agosto de 2021.

A principios de agosto de 2021, la temperatura media en el Mar Menor era de 28,9°C y la salinidad de 42,89 (Fig. 29), semejante a la de estas fechas en 2020 pero igualmente aún tres puntos por debajo de la de 2019, que se situaba en 45,24, mostrando que las entradas continuas de agua dulce desde el freático y la cuenca vertiente no permiten una recuperación adecuada de las condiciones hidrográficas de la laguna. Esto se puso especialmente de manifiesto el día 17 de dicho mes, en el que la distribución de los valores de salinidad en superficie y fondo mostraban una fuerte entrada de aguas dulces por la ribera interna, entre la marina de El Carmolí y Lo Pagán (Fig. 30).





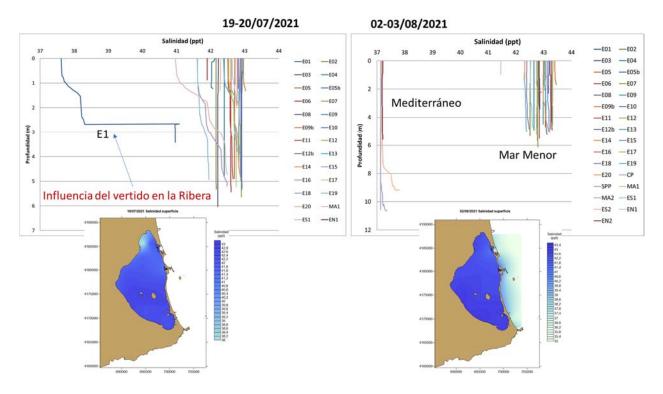


Figura 29. Perfiles y distribución superficial de los valores de salinidad en el Mar Menor el 19 de julio y el 2 de agosto de 2021.

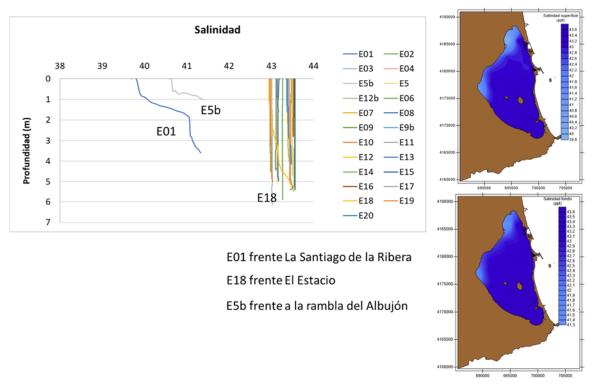


Figura 30. Perfiles y distribución superficial de los valores de salinidad en el Mar Menor el 17 de agosto de 2021.





Con los datos de 2022 se confirma que la salinidad está mostrando una tendencia preocupante a seguir decreciendo progresivamente (Fig. 31). Como se ha insistido en informes previos y en distintos foros, esto puede tener consecuencias en la colonización de nuevas especies que pueden afectar a especies lagunares mas o menos vulnerables, como la nacra *Pinna nobilis* Linnaeus, 1758, y puede hacer al Mar Menor cada vez más sensible al proceso de eutrofización y más propenso a sufrir crisis distróficas.

Además, si ya se venía observando un incremento en el tiempo de recuperación de la salinidad típica de la laguna tras los eventos lluviosos (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2019b), actualmente ésta no llega a producirse como consecuencia de la entrada continua de agua superficial y procedente del freático en las cubetas oeste y sur (Dirección General del Mar Menor, 2021), debido a la recarga que sufre el acuífero y el consiguiente tiempo de retardo en su descarga (Fig. 32).

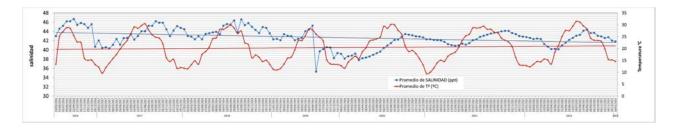


Figura 31. Evolución del ciclo anual de la salinidad y la temperatura (medias mensuales para la laguna) desde 2016 hasta diciembre de 2022 mostrandose las respectivas líneas de tendencia para ambos parámetros a lo largo del periodo de estudio.

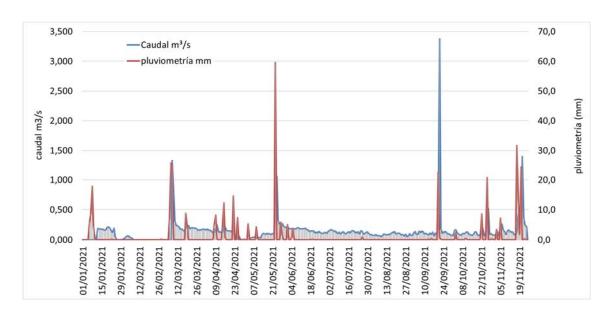


Figura 32. Evolución de los caudales de descarga al Mar Menor en la desembocadura de la rambla de El Albujón en relación con los eventos de lluvia ocurridos en la cuenca del Mar Menor entre enero y noviembre de 2021.





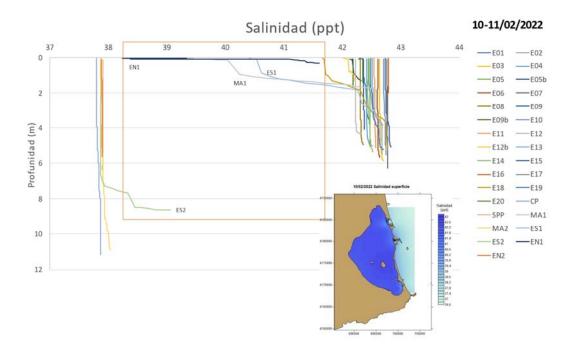


Durante 2022 se ha observado como la salinidad media en la laguna ha tendido a descender desde enero, bajando desde los 42,9 hasta alcanzar el mínimo registrado de 40,1 en la capa profunda el día 9 de mayo. A finales de primavera, la salinidad comienza a subir alcanzando valores máximos de 44,5 el día 9 de septiembre. Sin embargo, dicha tendencia se interrumpió y la salinidad descendió de nuevo, si bien de manera suave hasta principios de diciembre, donde cae brúscamente desde casi 43 el 30 de noviembre hasta 41,8 el 5 de diciembre. Comparando con los valores registrados en el seguimiento de 2021, aunque los patrones y la tendencia de subida y bajada de la salinidad son semejantes en los dos años, la tendencia a perder la hipohalinidad es cada vez más marcada.

Si en 2021 no se registraron bajadas bruscas de la salinidad, pero hubo algunos momentos de estratificación más o menos sostenidos en el tiempo, durante 2022 los momentos de estratificación de la masa de agua han sido menos intensos (con diferencias pequeñas entre superficie y fondo), pero con una mayor frecuencia temporal (Fig. 26). Con todo, las principales bajadas locales de salinidad se observan principalmente debido al intercambio de aguas con el Mediterráneo, detectándose descensos de salinidad a la boca interior del canal del Estacio los días 2 de febrero, 2 de agosto, 7 de septiembre y 3 de noviembre (Fig. 33).







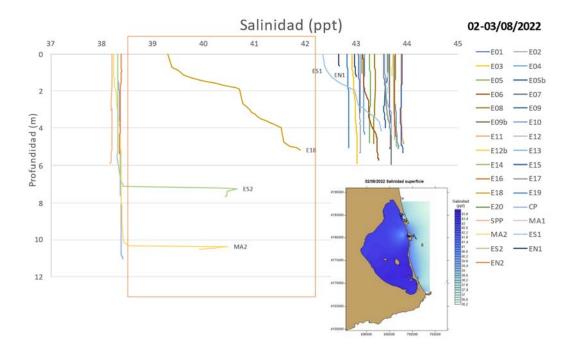


Figura 33. Arriba: perfil de los datos obtenidos la campaña de 10 y 11 de febrero de 2022. Debajo: gráfico con los perfiles de bajada de los datos de salinidad para la campaña de 2 y 3 de agosto de 2022.

El día 22 de marzo de 2022 tuvo lugar una importante entrada de agua dulce a través de las ramblas de la cuenca vertiente reduciendo la salinidad en la ribera interna de la cubeta





sur, detectada en particular en las estaciones E05b y E09b, donde se alcanzaron valores de solo 30,2 y 37,9, respectivamente (Fig. 34). Esta disminución de salinidad no se ve reflejada en el resto de estaciones monitorizadas ni en sucesivos muestreos (Fig. 35). De la misma manera, se registra un descenso en la salinidad el día 16 de noviembre en la estación E01 tanto en superficie como en profundidad con unos valores de 37,7 y 38,5, respectivamente (Fig. 36).

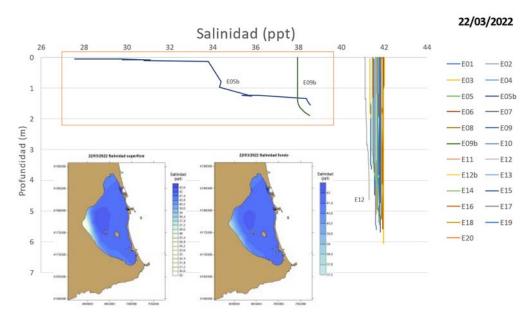


Figura 34. Representación de la reducción de salinidad en las estaciones E05b y E09b el día 22 de marzo de 2022.

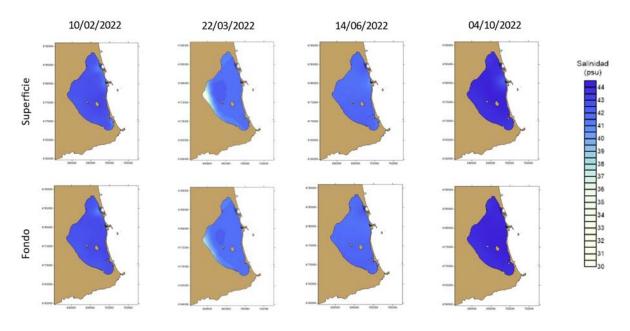


Figura 35. Evolución de la distribución horizontal de salinidad en superficie y fondo del Mar Menor a lo largo del periodo de 2022.





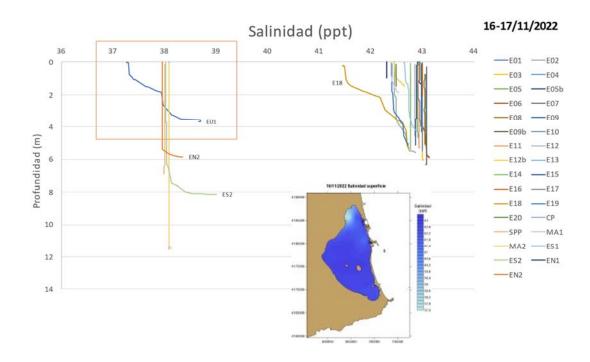


Figura 36. Representación de la reducción de salinidad en la estación E01 el día 16 de noviembre de 2022.

En conclusión, como ya se adelantó en el informe anterior, aunque en general no se ha observado una estratificación marcada de la columna de agua, siendo los valores de salinidad y temperatura en superficie y fondo semejantes, sin embargo la existencia de eventos puntuales y locales, como los mostrados en las figuras 25 y 27 o el descrito frente al canal de El Estacio el día 3 de septiembre de 2021, y el aumento de su frecuencia de ocurrencia, muestran que los riesgos de que esto suceda son cada vez más elevados, especialmente si se producen entradas importantes de agua desde la ribera interna. Además, la tendencia generalizada y sostenida a la bajada de salinidad se mantiene, aumentando la vulnerabilidad del ecosistema a la eutrofización y a la colonización de especies invasoras, algunas de las cuales podrían causar desequilibrios en las poblaciones de especies sensibles como la nacra (Pinna nobilis). Por otro lado, como ya se empezó a observar en 2021, es importante resaltar que las diferencias espaciales entre estaciones de muestreo en la laguna ya no son tanto entre cubetas, sino vinculadas a las entradas de agua dulce por la ribera interna o en la boca del estacio, lo que indica una mayor homogeinización del conjunto de la laguna y, en ocasiones, gradientes de salinidad inversos a la comunicación con el Mediterráneo. La estratificación registrada frente a El Estacio este día 3 de septiembre coincidió con la formación de las bolsas de hipoxia en las capas profundas, advirtiendo del riesgo existente de la generación de nuevos eventos de





anoxia tras precipitaciones torrenciales y épocas de alta producción primaria y temperaturas elevadas.

#### 4.2.2. Materiales en suspensión

Durante el periodo de estudio los materiales en suspensión se han mantenido oscilando entre 0,004 y 0,014 g/L, manteniendo una leve tendencia de reducción de éstos en la columna de agua durante todo el año hasta el 4 de noviembre, donde aparece un incremento de los materiales en suspensión que se mantiene creciente hasta final de año. Se han producido principalmente 4 picos de incremento de estos sólidos los días 22 de marzo, 9 de mayo, 14 de julio y 21 de diciembre (Fig. 37). El incremento de los valores medidos del día 5 de mayo podría ser debido a la DANA que se produjo los primeros días de este mes a lo largo de la península, donde los valores de materiales en suspensión aumentaron sobre la dinámica de este parámetro, principalmente en las estaciones cercanas a la costa interior: E01, E08, E12b, con 0,022, 0,019 y 0,035 g/L respectivamente. A final de diciembre se ha obtenido valores altos en las entradas de los canales, principalmente en la estación MA1, con un valor de 0,029 g/L.

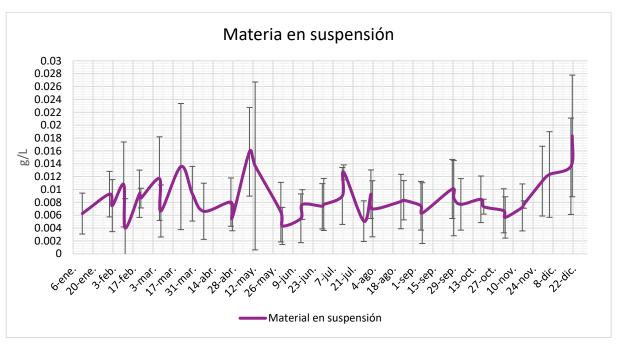


Figura 37. Evolución de la dinámica de materiales en suspensión en 2022. La barra de error indica la desviación típica.







Sobre el promedio de los valores registrados por estación se observa como algunas de las más cercanas a la costa presentan valores por encima de 0,01 g/L (Fig. 38). Las estaciones con un valor más alto son las E01, E05b, E08 y la E18, con 0,011 g/L todas ellas.

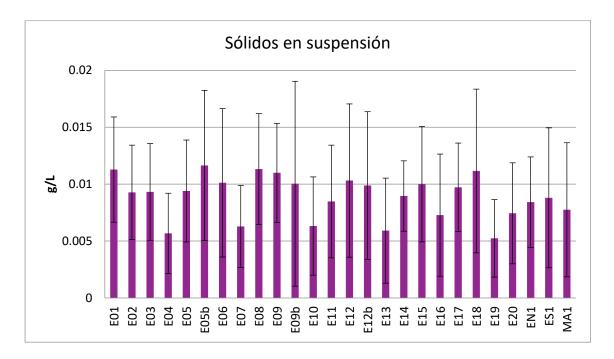


Figura 38. Concentración promedio de sólidos en suspensión en la columna de agua del Mar Menor por estación en 2022. Las barras de error representan la desviación típica.





# 5. 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

# 5.1. Profundidad de visibilidad del disco de Secchi

La combinación de sólidos en suspensión, proliferaciones de fitoplancton y densidad de zooplancton determinan la transparencia de la columna de agua. Salvo en los momentos de intenso oleaje o descargas torrenciales en circunstancias de lluvias intensas en los que se produce la resuspensión de los sedimentos de las zonas someras (hasta 1,5 m de profundidad) o el aporte de cantidades importantes de nuevos sedimentos a la laguna, el estado trófico del sistema pelágico es el principal determinante de la transparencia del agua.

En el Mar Menor, durante el invierno de 2020 los datos de visibilidad del disco Secchi se situaron en valores mucho más bajos que los que se midieron durante la recuperación de 2018 y se aproximaron a los peores de la serie histórica. No obstante, desde abril de 2020 se inició una recuperación semejante a la observada en 2018, con una visibilidad media alta durante todo el verano que se situó en 4,69 m a finales del mismo y alcanzó los 5 m a final de septiembre (Fig. 39). Esta progresiva bajada de la concentración de clorofila  $\alpha$  en la columna de agua se tradujo en una recuperación de la transparencia en condiciones de relativa calma. Sin embargo, las zonas someras aún contenían abundantes partículas finas de sedimento, como consecuencia de los arrastres de las lluvias torrenciales, lo que producía pérdidas locales de transparencia como consecuencia de la resuspensión de dichos materiales por el oleaje en las zonas expuestas.

No obstante, los caudales descargados en la zona de la desembocadura de El Albujón y el drenaje de los Alcázares desde 2020 han superado frecuentemente los 400 L/s, con picos de más de 1400 L/s. Esto está en el rango, e incluso supera, las estimaciones del periodo previo a la crisis de 2016. Este hecho hacía que en los sucesivos informes que ha emitido este grupo de investigación apareciera de forma reiterada la advertencia de que el ecosistema seguía bajo una intensa presión por la entrada de agua dulce y nutrientes, lo que lo ponía en serio riesgo de sufrir crisis distróficas (Fig. 40).

Pero, por otro lado, como se recogió en el informe de 28 de febrero de 2021, lo más preocupante era que la entrada de nutrientes por la ribera interna provocaba picos puntuales de clorofila. El sistema aún mostraba una capacidad de recuperación relativamente rápida (un par de semanas) tras la regresión en la transparencia del agua







sufrida en enero y principios de febrero, volviendo a alcanzar profundidades medias de visibilidad del disco de Secchi en la columna de agua de más de 5 m a finales de dicho mes. Hasta principios de verano de 2021 se mantuvo el periodo más largo de recuperación desde que se produjo la crisis de 2016, con valores de transparencia de las aguas superiores a los 4 metros (Fig. 39).

En el mencionado informe se resaltaba que los momentos de mayor entrada de nutrientes y el deterioro de la calidad de aguas, se veían fuertemente influenciados por los caudales de entrada en el área de la desembocadura de la rambla de El Albujón (Albujón, Miranda y Canal de drenaje de los Alcázares) (Figs. 40, 41), y que la recuperación de la calidad de aguas y del estado de las comunidades durante 2018 apuntada en informes anteriores, se corresponde con los periodos de mínima descarga en dichos puntos.

De hecho, la primera consecuencia del aumento en la concentración de clorofila en el verano de 2021 se manifestó en la transparencia del agua que disminuyó sensiblemente, pasando de más de 5 m de media mantenidos desde la primavera hasta mediados de julio a menos de 3,5 m la primera semana de agosto, con menos de 2 metros en la zona de influencia de la rambla de El Albujón hasta los Urrutias.

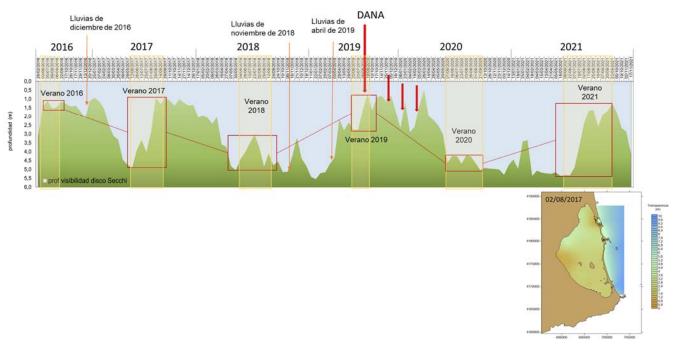


Figura 39. Profundidad de visibilidad del disco de Secchi en la columna de agua del Mar Menor entre el verano de 2016 y noviembre de 2021 y mapa con la distribución espacial de la profundidad de visibilidad el 2 de agosto de 2021.







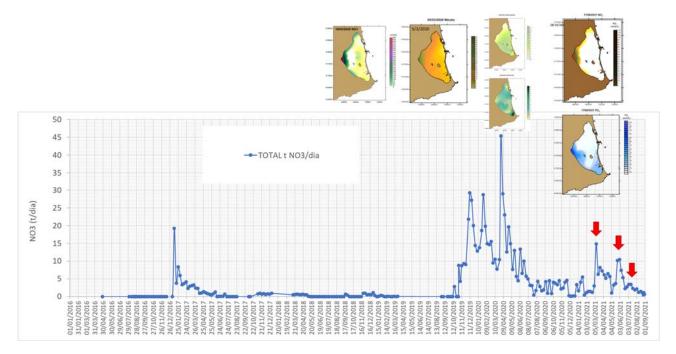


Figura 40. Evolución de las descargas de nitratos al Mar Menor a través de la rambla del Albujón, asociados a los caudales en la misma, en relación con algunos de los momentos de peor estado de la laguna desde 2016 hasta septiembre de 2021. Es importante resaltar el incremento ocurrido desde octubre de 2019 (tras la DANA de septiembre) y tras las sucesivas lluvias, lo que indica la importante recarga del acuífero y sus consecuencias en la llegada de nutrientes al Mar Menor.



Figura 41. Mala calidad del agua en el área de influencia de la rambla de El Albujón el 13 de abril de 2021, en un día en el que el resto de la laguna mostraba una distancia media de visibilidad superior a los 5 m.





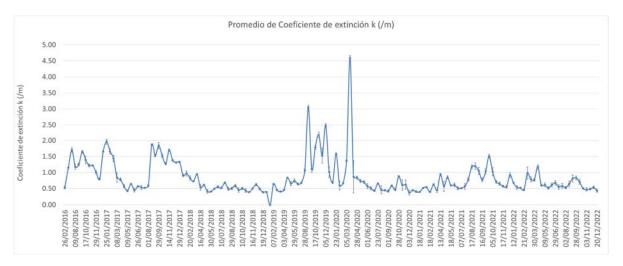


Figura 42. Evolucion del valor medio del coeficiente de extinción de la luz en la columna de agua del Mar Menor entre el verano de 2016 y diciembre de 2022.

Como se decía en el informe de primeros de agosto de 2021, la pérdida de cierta calidad del agua es normal a mediados de verano, pero la respuesta del ecosistema puede depender de las condiciones ambientales (temperatura, periodos de calma, etc.) y, sobre todo, de las presiones en forma de entrada de nutrientes. Esta situación ya se dio en el verano de 2017 y en el de 2019 (y en menor medida en el de 2018). En 2018, gracias a la recuperación franca de las comunidades y a la disminución en las entradas, el efecto fue menor y la recuperación rápida. En 2019, con las entradas de nuevo incrementadas, la respuesta del ecosistema fue menos efectiva y en 2021, tal y como anticipamos en dicho informe, con la entrada sostenida de agua y nutrientes que se mantuvo durante todo el invierno y la primavera, el sistema no pudo recuperarse, presentando ya durante todo el verano profundidades de visibilidad del disco Secchi inferiores a 2 m. El fuerte deterioro producido a mediados de julio, y sus consecuencias biológicas, sin descartar posibles proliferaciones de dinoflagelados, tuvo que ver con la concentración de clorofila en las capas profundas de la columna de agua y la acumulación de los excedentes de producción primaria en dichas capas. Como ejemplo, en la estación E9, al sur de los Urrutias, se alcanzaron concentraciones de 189,5 µg /L y la estación E18, frente al Estacio, llegó a 148,1 μg /L de clorofila a. Aunque la situación ha sido algo mejor en 2022, el problema sigue presente.

En el año 2022 la profundidad de visibilidad media ha sido de 4.19 m, con un mínimo las tres primeras semanas de la primaveraen las que bajó a 2,97 el 23 de marzo y llegó a solo 1.49 el 7 de abril, pero el resto del año ha estado por encima de los 4 metros y superando los 5 m en los primeros y últimos días del año.







Cada vez más, más allá de la influencia del viento y el oleaje, el factor determinante de la calidad del agua son las entradas de materiales con las escorrentías y la producción planctónica asociada a la entrada de nutrientes. Por todo ello se ha venido insistiendo reiteradamente en la importancia y la urgencia de un plan de gestión de las aguas en la cuenca y de regulación, no solo de los vertidos, sino también de los niveles del freático. Es muy importante el consenso social, técnico y político en este sentido y que se adopten las medidas con los especialistas en hidrogeología, con la participación y colaboración de los sectores que desarrollan sus actividades en la cuenca, y mediante el uso de las infraestructuras disponibles para reducir el nivel freático al menos entre 1,5 y 2 metros.

# 5.2. Estado trófico

Junto a los aspectos relativos a la hidrología e hidrodinamismo de la laguna, los problemas que han requerido de forma más inmediata su estudio y un seguimiento continuado de cara a la prevención de consecuencias y el diseño de medidas gestión, han sido el estado trófico de las aguas y la respuesta del ecosistema a la eutrofización. Ambos aspectos están muy relacionados ya que el estado trófico está siendo forzado por las entradas de agua y nutrientes desde la cuenca de drenaje y su freático que han alterado de forma drástica los balances hídricos.

Según los datos obtenidos por Esamur (Esamur, 2018), desde abril de 2017 hasta octubre de 2018, el flujo medio de agua que llegaba al Mar Menor a través de la rambla de El Albujón se redujo a  $5,89 \pm 1,32$  L/segundo y a una descarga de  $38,76 \pm 100$  NO $_3$ -/año, lo que representa una reducción de aproximadamente el 97,55% del flujo y el 82,3% de las cargas de nitrato con respecto a las dos décadas anteriores (García-Pintado *et al.*, 2007; Pérez-Ruzafa, 2010).

Gracias a esta reducción, el ecosistema pudo restaurar sus mecanismos reguladores e inició una fase de recuperación que, a pesar de que algunos pronósticos suponían que sería muy lenta o imposible, resultó ser razonablemente rápida. Esto era 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  $\alpha$  regresaba a concentraciones inferiores a 2  $\mu$ g/L (0,94  $\pm$  0,04  $\mu$ g/L) y con ello la transparencia de las aguas, con un coeficiente de extinción de la luz de 0,42  $\pm$  0,02/m, permitía de nuevo una visibilidad de 4,5 a 5 m.

Al mismo tiempo, en el verano y el otoño de 2018 muchas comunidades mostraron diversidades y biomasas semejantes a las anteriores a la crisis e, incluso, algunas comunidades que habían casi desaparecido tras la expansión del alga *Caulerpa prolifera*, como las praderas más o menos extensas del alga *Acetabularia calyculus* J. V. Lamouroux O







zonas de sedimentos sin vegetación, bien oxigenadas superficialmente y cubiertas por cianofíceas y diatomeas bentónicas y con fauna de moluscos, cnidarios y poliquetos, volvieron a ser importantes (Fig. 43) (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2019b). La evolución de la fauna a lo largo del proceso de eutrofizacion está sujeta a variaciones anuales, que por otro lado son propias de las lagunas costeras, y mientras algunas comunidades han mantenido el estado de recuperación otras que se habían repuesto tras la regresión de *Caulerpa prolifera* en muchas áreas, han vuelto a las condiciones previas a la crisis distrófica, al tiempo que empiezan a detectarse nuevos colonizadores y especies alóctonas. Todo ello equerirá un análisis detallado en los próximos meses, si bien en este informe, más adelante, se anticipan algunos datos de nuevos colonizadores.

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 las 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 de micro y macrófitos bentónicos y una importante biomasa de filtradores, detritívoros y carroñeros (Pérez-Ruzafa, 1989), y
- 3) 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 proceso 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).





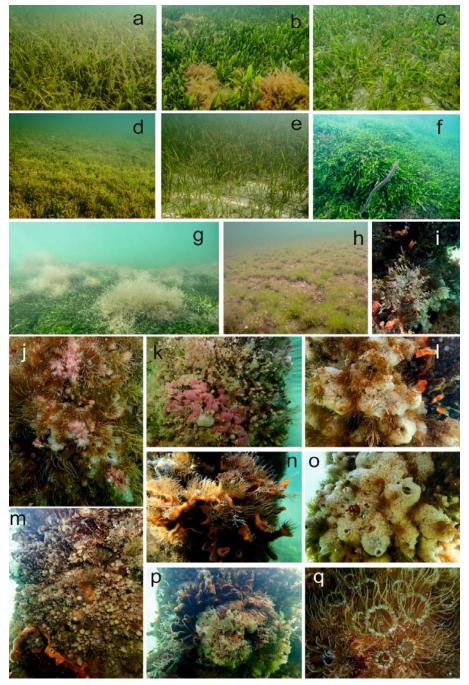


Figura 43. Algunas de las comunidades bentónicas de los fondos del Mar Menor tras la recuperación de la calidad de las aguas en agosto y otoño de 2018, a: praderas de *Cymodocea nodosa* muy epifitadas. b: pradera de *Caulerpa prolifera* sobre sustrato mixto con *Alsidium corallinum* y *Chondrophycus 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 esciáfilas de aguas someras con esponjas, cnidarios, poliquetos, briozoos y ascidias en sustratos duros infralitorales con iluminación escasa, en los pilares bajo los balnearios.







#### 5.3. Nutrientes

Los nutrientes son sustancias disueltas en el agua que los organismos necesitan para su desarrollo. En el caso de los productores primarios estos son básicamente compuestos que contienen nitrógeno (N) como el nitrato ( $NO_3^-$ ), el amonio ( $NH_4^+$ ) o el nitrito ( $NO_2^-$ ), silicatos ( $SiO_4^{4-}$ ) y fosfatos ( $PO_4^{3-}$ ) (Steele *et al.*, 2011).

Durante los 35 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 vertidos de salmueras derivadas de la desalobración de las aguas subterráneas, muy concentradas 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 cada vez mayores concentraciones de fósforo (P), que suele ir vinculado a las aguas de origen urbano.

La dinámica de los nutrientes está determinada por los patrones de entrada, condicionados por el regimen de lluvias y los retardos introducidos por la recarga y flujos desde el freático, y la actividad biológica que determina la demanda y consumo o liberación de los nutrientes. Dicha dinámica tiene un patrón estacional, con una influencia importante de la temperatura, especialmente en los periodos en los que los días son más largos. En el caso del fósforo se superpone un patrón estacional determinado por los periodos vacacionales y mayor la actividad urbana en primavera y verano.

Aunque las entradas de nutrientes tienden a aumentar cada año, sin embargo, sus efectos no son los mismos todos los años, y, 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 las consecuencias no han llegado a ser tan dramáticas. De hecho, como ya se comentaba en el informe de 2021, es una combinación de factores la que hace que algunos picos de lluvia no produzcan los mismos efectos que otros. El primer pico en la entada de nutrientes ocurrido durante 2021 se observó durante los meses de abril y mayo en la zona de influencia de la rambla de El Albujón. Este no desencadenó una proliferación masiva de fitoplancton presumiblemente debido al control *top-down* ejercido por los estratos superiores de la red trófica, fundamentalmente por la medusa *Aurelia* sp., jugando estos organismos un papel importante en el mantenimiento de la transparencia de las aguas y regulando las proliferaciones de fitoplancton (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2002; Fernández-Alías *et al.*, 2020). Sin embargo, sí fue probablemente el desencadenante de las proliferaciones de algas bentónicas nitrófilas en las zonas ribereñas desde Lo Pagán a Los Urrutias.







La segunda entrada elevada de nutrientes, registrada en los meses de julio y agosto del mismo año 2021, ya sí desencadenó una proliferación de fitoplancton, semejante a la registrada en los años 2016 y 2017 (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2019b), compuesta por diatomeas y dinoflagelados (Montaño-Barroso, obs. pers.) y que se relacionó también con el incremento de silicatos registrado en el mes de julio.

Ya en el informe de 2021 se hizo especial hincapié en el aumento de los niveles de fosfato, nutriente limitante para el desarrollo fitoplanctónico en el Mar Menor (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2019b), durante los meses de veraneo. Históricamente, este nutriente registraba un incremento en los meses previos al comienzo de la estación estival debido al desagüe de las plantas de tratamiento de aguas en el Mar Menor en la preparación de estas para la temporada turística (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2002; Fernández-Alías *et al.*, 2020). Desde el abandono de esta práctica y tras la ampliación de la red de alcantarillado siguen detectándose entradas puntuales en los meses de verano difíciles de explicar (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2019b), lo que podría indicar que, al concentrarse en esta zona un gran número de residencias secundarias (Romero-Díaz *et al.*, 2017), alguna pudo quedar desconectada de la red de saneamiento y sigue realizando vertidos a la laguna al ser ocupada. Un análisis detallado de dichos procesos se presenta en el siguiente apartado de este informe y ha sido publicado recientemente por el equipo de trabajo (Fernández-Alías et al., 2022).

#### 5.3.1. Nitratos

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 herbívoros comienzan a crecer a costa del fitoplancton produciendo compuestos de amonio.

La concentración de nutrientes y clorofila había ido descendiendo progresivamente desde finales de marzo de 2020, cuando se alcanzaron valores medios para la laguna de 50  $\mu$ mol NO<sub>3</sub>-/L, lo que supuso un máximo histórico. Sin embargo, el sistema respondió muy rápidamente y no solo se redujeron las concentraciones máximas, sino que se amortiguaron, también drásticamente, las oscilaciones en la concentración de nutrientes y clorofila  $\alpha$ , lo que es un buen indicio de que el sistema mantenía su capacidad de respuesta y autorregulación.







Las concentraciones de nitrato en la laguna han aumentado con respecto al año anterior. Durante 2021 la concentración media fue de 1,26  $\mu$ mol NO<sub>3</sub>-/L con dos picos importantes, el 14 de abril y el 17 de agosto, en los que se alcanzaron 4,78  $\mu$ mol NO<sub>3</sub>-/L y 5.37  $\mu$ mol NO<sub>3</sub>-/L, respectivamente (Fig. 44). Dichos valores estuvieron asociados a los dos picos de descarga más importantes en este periodo a través de la rambla del Albujón, detectados especialmente en su desembocadura y por toda la ribera oeste del Mar Menor (Fig. 45).

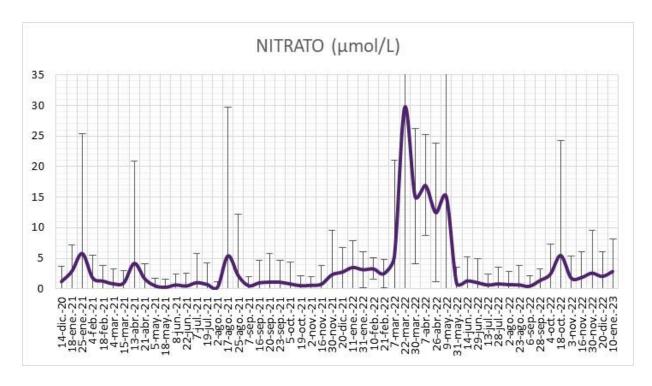


Figura 44. Concentración promedio de nitratos en la columna de agua del Mar Menor en las campañas de prospección de 2021 y 2022. Las barras de error indican la desviación típica.

Durante el año 2022, la concentración media de nitratos en la laguna ha sido de 5,09  $\pm$  25,04  $\mu$ mol/L y, en disparidad con 2021, con marcadas diferencias estacionales, entre la primavera, y el resto del año. Entre finales de marzo y finales de mayo de 2022 la concentración media de nitratos ha sido de 12,67  $\pm$  45,85  $\mu$ mol/L, con un pico de concentración el 21 de marzo de 2022 que alcanzó un valor medio en la laguna de 29,68  $\pm$  117,54  $\mu$ mol/L, y un valor máximo de concentración de nitratos en la estación E05B, frente a la desembocadura de la rambla de El Albujón, de 566,06  $\mu$ mol/L. Este evento se produjo en un mes de marzo extremadamente húmedo, con una precipitación media de 200,4 litros/m² (AEMET), y dos episodios de lluvias intensas durante la primera quincena del mes: del 3 al 7 y del 11 al 13 y lluvias diarias a partir del 16 de marzo.







Durante los siguientes meses la concentración fue disminuyendo y presentó el segundo pico el 9 de mayo de 2022 (16,889  $\pm$  39,672  $\mu$ mol/L), siendo la estación de mayor concentración nuevamente E05b, frente a la rambla de El Albujón, que presentó unos valores de 196,003  $\mu$ mol/L. Durante el mes de mayo se produjeron menores precipitaciones que el resto de la primavera (una media de 40 litros/m²), pero concentrada durante los cinco primeros días del mes, lo que produjo una entrada por escorrentía elevada, cómo se puede ver en los mapas de la figura 46.

La concentración de la laguna el resto del año ha sido de 3,545  $\pm$  8,134  $\mu$ mol/L en invierno, 0,672  $\pm$  2,674  $\mu$ mol/L en verano, sin presentar ningún pico de concentración cómo ocurrió el año anterior 2021, y 1,857  $\pm$  3,655  $\mu$ mol/L en otoño.

# NO<sub>3</sub> (µmol/L) 13/04/2021 17/08/2021

Figura 45. Distribución horizontal de la concentración nitratos en el Mar Menor durante los dos picos de máxima entrada por la rambla de El Albujón en 2021.







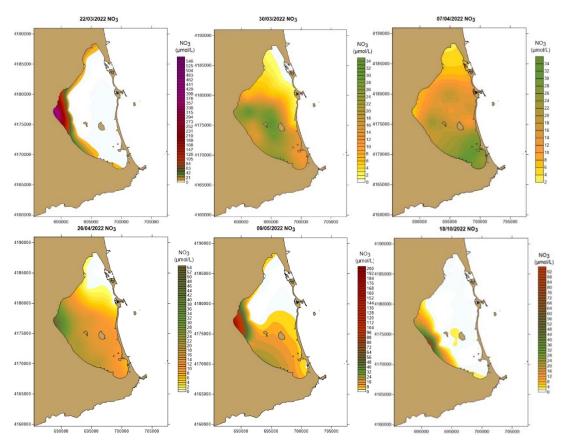


Figura 46. Distribución horizontal de la concentración de nitratos (μmol/L NO<sub>3</sub>-) en el Mar Menor durante los dos picos de máxima entrada por la rambla de El Albujón en 2022.

# 5.3.2. Nitritos

Como viene siendo habitual, y al igual que en 2021, la concentración de nitritos se ha mantenido sensiblemente más baja que la de nitratos durante todo el año 2022. Si en 2021 se alcanzaron valores medios en la laguna de 0,13  $\pm$  0,25  $\mu$ mol NO<sub>2</sub>-/L, siempre por debajo de 0,5  $\mu$ mol NO<sub>2</sub>-/L y sin un patron estacional claro (Fig. 47), en 2022 la concentración media de nitrito ha sido de 0,22  $\pm$  0,34  $\mu$ mol/L, sin superar los 0,6  $\mu$ mol/L, concentración alcanzada durante la estación de primavera.

La dinámica estacional de este nutriente ha sido semejante a la de los nitratos, con valores medios bajos en invierno (0,25  $\pm$  0,21  $\mu$ mol/L) y un pico de la concentración media en primavera con 0,419  $\pm$  0,495  $\mu$ mol/L. En esta estación del año el primer pico de los valores medios de una campaña se produjo el 22 de marzo de 2022 con 0,56  $\pm$  1,11  $\mu$ mol/L, alcanzándose el valor más alto en la estación E05b con 5,08  $\mu$ mol/L. El segundo pico tuvo lugar el 26 de abril de 2022 en el que se llegó a una concentración media de 0,596  $\pm$  0,329  $\mu$ mol/L y un valor máximo nuevamente en la estación E05b de 1,14  $\mu$ mol/L (Figs. 47 y 48).







Ya durante los meses posteriores las concentraciones volvieron a bajar dando lugar a un verano  $(0,130 \pm 0,227 \,\mu\text{mol/L})$  y otoño  $(0,123 \pm 0,248 \,\mu\text{mol/L})$  poco variables.

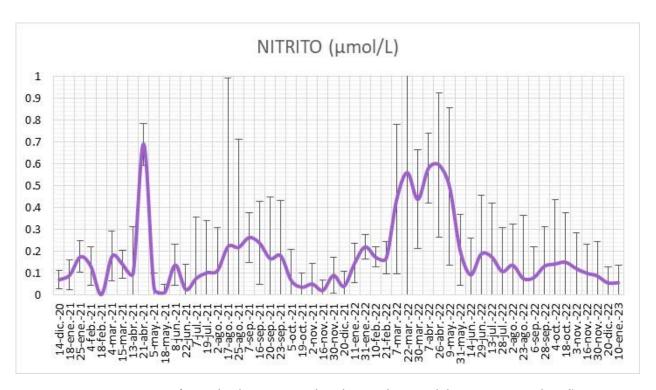


Figura 47. Concentración media de nitritos en la columna de agua del Mar Menor en los años 2021 y 2022. Las barras de error indican la desviación típica.

En 2022 las diferencias de concentraciones de nitritos y nitratos han sido especialmente marcadas y mucho mayores que en 2021. Dichas diferencias han sido especialmente notables durante los eventos de entrada de nutrientes en primavera, que en 2021 dieron lugar a concentraciones de 1,4970 µmol/L de nitrato y 0,139 µmol/L de nitrito, y en 2022 han sido de 5,73 µmol/L de nitrato y 0,26 µmol/L de nitrito (Fig. 48). En el resto del año 2022, sin tener en cuenta la primavera, la diferencia de concentración media entre ambas formas de nitrogeno ha sido la existente entre 1,83 y 0,17 µmol/L de nitrato y nitrito, respectivamente.







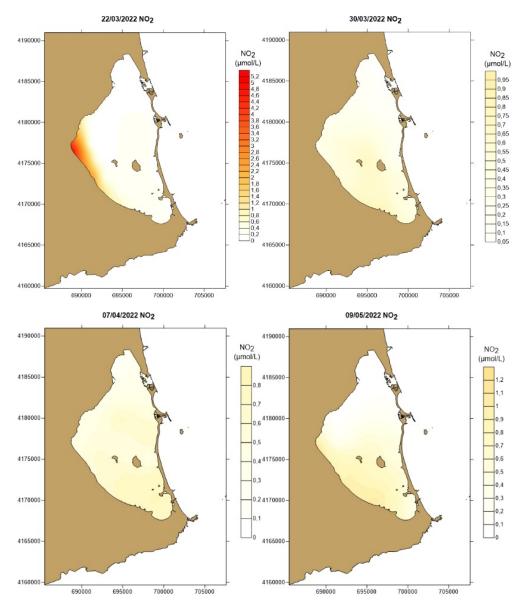


Figura 48. Distribución horizontal de la concentración de nitritos (μmol/L NO<sub>2</sub>-) en el Mar Menor durante el pico de máxima entrada por la rambla de El Albujón en 2022.

# 5.3.3. Amonio

La concentración de amonio en la laguna en 2022 ha presentado un patrón estacional completamente opuesto al del año anterior. En 2021 la concentración media fue de 0,713  $\pm$  2,015 µmol NH<sub>4</sub>+/L, mostrando diferencias estacionales, con valores de 0,16 µmol NH<sub>4</sub>+/L en invierno y de 0,39 µmol NH<sub>4</sub>+/L durante los meses de primavera y de verano previos al episodio de anoxia (Fig. 49a). A finales de julio de 2021 y hasta la segunda semana de agosto de ese mismo año, tuvo lugar una bajada de la concentración de amonio, hasta los 0,12 µmol NH<sub>4</sub>+/L, con un ascenso a partir del 17 de agosto, con valores







promedio en agosto y septiembre de 3,45 µmol  $NH_4^+/L$ . En la campaña del 25 y 26 de agosto, las estaciones con mayores valores fueron las situadas en la proximidad del canal de Marchamalo y en la zona central de la cubeta sur (MA1, E12b y E13), con valores de 16,02 µmol  $NH_4^+/L$ , 17,05 µmol  $NH_4^+/L$  y 15,67 µmol  $NH_4^+/L$  de amonio respectivamente. Estas áreas son las zonas de acumulación por las corrientes de los materiales suspendidos en la columna de agua, incluyendo material detrítico. Esto conduce, no solo a la remineralización bacteriana de dicho material, sino también, probablemente, a la concentración de organismos herbívoros y detritívoros, que producen amonio con sus excreciones. En la campaña del 16 de septiembre de 2021 los valores más altos se presentaron en el área de Los Urrutias y Lo Poyo (estaciones E09, E09b) y frente a la isla de El Ciervo (E14), con valores de 19,29 µmol  $NH_4^+/L$ , 20,08 µmol  $NH_4^+$  /L y 19,35 µmol  $NH_4^+/L$ , respectivamente (Fig. 50).

Como se ha comentado, estos valores están asociados a una alta actividad biológica, y a la excreción de amonio durante el catabolismo de materiales biológicos que contienen nitrógeno. Las altas concentraciones observadas indican una fuerte demanda de oxígeno en los procesos de remineralización de la materia orgánica muerta y por la respiración de los organismos consumidores lo que, en las condiciones de fin de verano, con altas temperaturas y baja solubilidad del oxígeno conduce a los episodios de hipoxia ocurridos en dicho periodo.

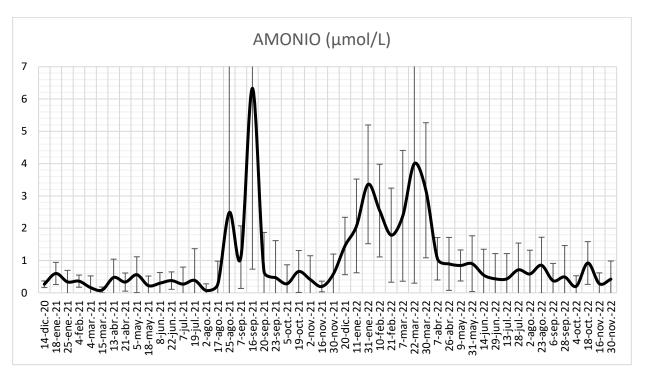


Figura 49. Concentración promedio de amonio en la columna de agua del Mar Menor en 2021 y 2022. Las barras de error indican desviación típica.







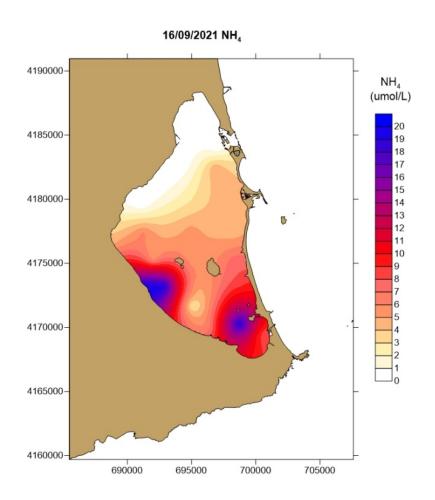


Figura 50. Distribución horizontal de la concentración de amonio ( $\mu$ mol NH<sub>4</sub>+/L) en el Mar Menor en la campaña de prospección del 16 de septiembre de 2021.

En 2022, la concentración media de amonio en la laguna ha sido de 1,26  $\pm$  1,63  $\mu$ mol/L, mostrando también diferencias estacionales, pero siendo este año superior en invierno (2,27  $\pm$  1,65  $\mu$ mol/L) y primavera (1,58  $\pm$  2,06  $\mu$ mol/L), e inferior y mucho menos variable en verano (0,57  $\pm$  0,77  $\mu$ mol/L) y otoño (0,36  $\pm$  0,75  $\mu$ mol/L).

Ha habido dos picos importantes, el 31 de enero de 2022 (3,36  $\pm$  1,84  $\mu$ mol/L) y el 22 de marzo de 2022 (4,00  $\pm$  3,700  $\mu$ mol/L) (Fig. 51). Ambos picos están asociados a la entrada previa de nitratos, ocurridas a partir del 16 de noviembre de 2021 y del 7 de marzo de 2022, respectivamente. La mayor concentración del 31 de enero se dio en la estación E10, con 6,95  $\mu$ mol/L, y el 21 de marzo en la estación E09b con 14,77  $\mu$ mol/L.

La concentración de amonio durante el verano de 2022 ha sido mucho menor a la de 2021, con 0,57  $\pm$  0,77  $\mu$ mol/L frente a 1,35  $\pm$  3,25  $\mu$ mol/L del año anterior. Esta diferencia





estaría relacionada con la cantidad de amonio producida a raíz de la crisis distrófica del 17 de agosto de 2021.

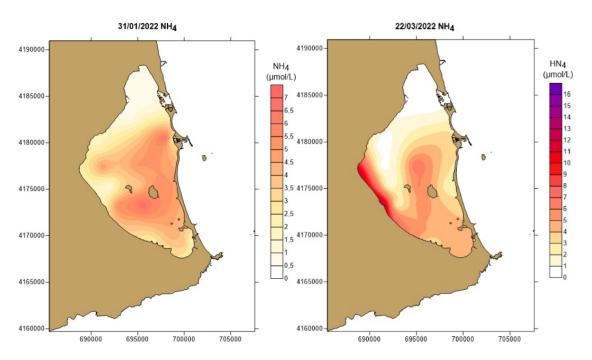


Figura 51. Distribución horizontal de la concentración de amonio (μmol/L NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) en el Mar Menor durante los dos picos de máxima concentración de 2022.

## 5.3.4. Fosfatos

Aunque con mayores fluctuaciones, la concentración media de fosfato en la laguna en 2022 ha sido de 0,116  $\pm$  0,244  $\mu$ mol/L, ligeramente menor a la presentada en 2021, con una concentración media de 0,19  $\pm$  0,25  $\mu$ mol PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>/L (Fig. 52).

Durante 2021 se observaron diferencias estacionales entre invierno-primavera y verano, presentando concentraciones medias de 0,09 μmol PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>/L y 0,31 μmol PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>/L, respectivamente (Fig. 52). Las principales entradas de este nutriente tuvieron lugar por la ribera interna de las cubetas central, especialmente vinculada a la rambla de El Albujón, y sur (Zonas Z2 y Z5 respectivamente). No obstante, entre ambas zonas existe un patron estacional diferente (Fig. 53). La zona 2 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 la actividad de la rambla de El Albujón. A partir de mayo, ambas zonas empiezan a incrementar sus concentraciones de fosfato, con picos más numerosos y marcados en la zona Z5, el 2 y el 25 de agosto, mientras que la Z2 muestra un incremento más progresivo hasta el máximo del 25 de agosto (Fig. 53a). Este patrón







coincide con lo observado en 1997, al incicio de los primeros síntomas del proceso de eutrofización (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2002, 2019b; Fernández-Alías *et al.*, 2020).

El aumento de la concentración detectada a partir del 2 de agosto de 2021 (1,08  $\mu$ mol PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>/L), fue especialmente significativo en el área de Los Nietos y Playa Honda (estaciones E12, E11 y E13) con concentraciones de 1,68, 1,67 y 1,63  $\mu$ mol PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>/L, respectivamente (Fig. 54 izquierda). El pico del día 25 de agosto (con valor medio en la Z5 de 1,14  $\mu$ mol PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>/L) alcanzó sus máximos en las estaciones E13 (1,20  $\mu$ mol PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>/L) y E14 (1,70  $\mu$ mol PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>/L) (Fig. 54 derecha) y se produjo ya en un ambiente de alta concentración de fósforo en toda la laguna, particularmente en las cubetas sur y central.

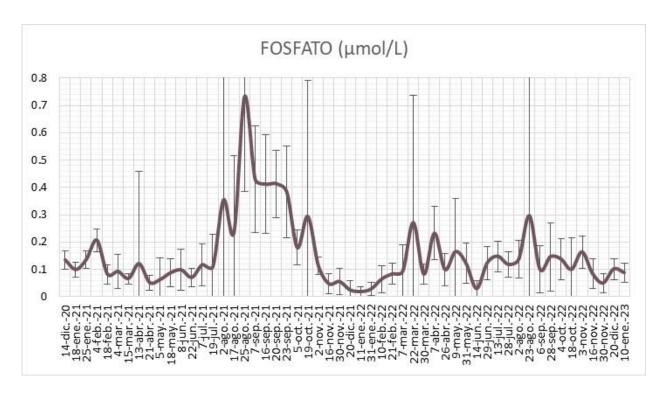


Figura 52. Concentración promedio de fosfato en la columna de agua del Mar Menor en las campañas de prospección de 2021(a) y 2022 (b). Las barras de error indican desviación típica.





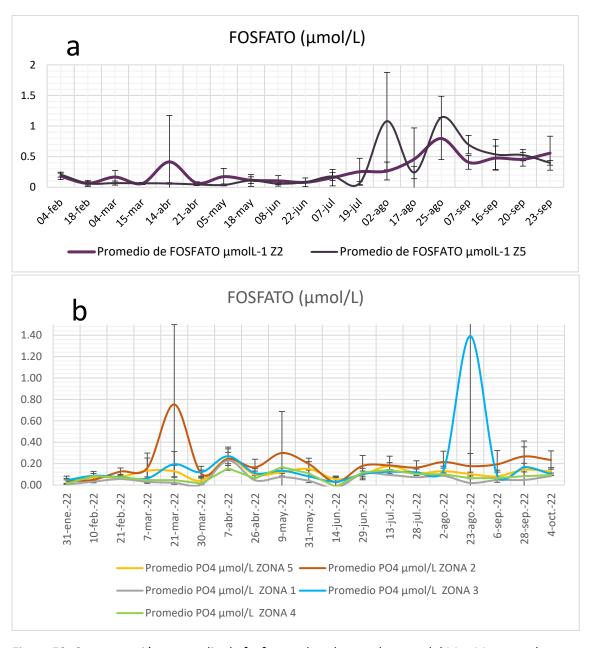


Figura 53. Concentración promedio de fosfato en la columna de agua del Mar Menor en las zonas z2 (zona de entrada por la rambla de Albujón) y z5 (cubeta sur, influenciada por el turismo en verano), en 2021 (a) y en las cinco zonas del diseño de muestreo en 2022 (b). Las barras de error indican la desviación típica.







# PO₄ (µmol/L)

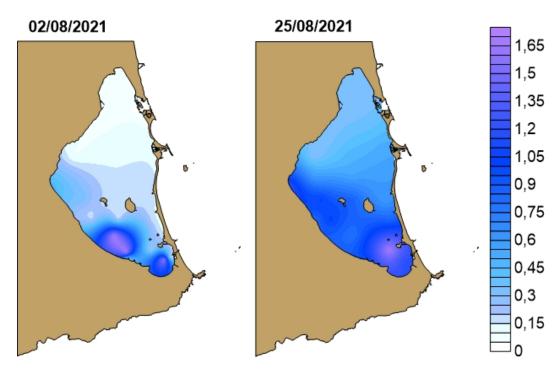


Figura 54. Distribución horizontal de la concentración fosfatos en el Mar Menor durante el incremento detectado en la estación estival de 2021.

En 2022 no ha habido un patrón estacional, observándose valores semejantes en primavera  $(0.14\pm0.21~\mu\text{mol/L})$ , verano  $(0.15\pm0.42~\mu\text{mol/L})$  y otoño  $(0.11\pm0.09~\mu\text{mol/L})$  y algo menores en invierno  $(0.067\pm0.064~\mu\text{mol/L})$ . A lo largo del año lo que sí se han producido es aumentos puntuales de concentración, con varios picos durante este periodo de seguimiento (Fig. 52).

El primer aumento se dio a partir del 7 de marzo de 2022, propiciado por las lluvias producidas en este mes tan húmedo, alcanzando el máximo el 21 de marzo de 2022, con 0,27  $\pm$  0,47  $\mu$ mol/L y los mayores valores en las estaciones E05b (1,89  $\mu$ mol/L) y E09b (1,48  $\mu$ mol/L), seguido de una rápida asimilación por parte del sistema, como se refleja en el mapa de la campaña del 30 de marzo con valores medios de 0,062  $\pm$  0,057  $\mu$ mol/L (Figs. 53a, b).

El mes de marzo de 2022, además de ser un mes con récord de precipitaciones, se produjo un evento inusual de intrusión de calimas, que ocurrió del 14 al 16. Durante este evento se observó deposición seca en polvo y lluvia con depósito de barro. Se realizó el análisis de fósforo total de estas deposiciones, que contenían  $633,39 \pm 3,47 \,\mu\text{g/g}$  de sedimento seco. Este aporte de polvo, producido en la laguna costera, y tras ser asimilado, puede ser la causa del segundo pico de concentración del 7 de abril de 2022 (Fig. 53c), lo que







coincide con lo que se observa si disgregamos por zonas la concentración de fosfato en la laguna ya que no se detecta ninguna vía de entrada puntual en la misma por donde normalmente se producen, ya sea por las ramblas debido a escorrentía, o por la cubeta sur si se trata de aporte de residuos urbanos, sino que se encuentra de manera homogénea en toda la laguna (Fig. 53c).

El 9 de mayo de 2022 se produjo un tercer pico de 0,165  $\pm$  0,196  $\mu$ mol/L, siendo la estación con mayor concentración E05b con 1,086  $\mu$ mol/L (Fig. 55e).

El último pico, el 23 de agosto de 2022 (Fig. 55g), provocó una concentración media en la laguna de 0,295  $\pm$  1,030  $\mu$ mol/L, con las mayores concentraciones en la zona 3 (1,39  $\pm$  2,63  $\mu$ mol/L) y en la estación E10 (5,33  $\mu$ mol/L) entre la Isla del Barón y la Isla Perdiguera. En campañas de seguimiento anteriores no se ha podido observar una causa a la gran concentración de fosfato en ese punto, aunque sí puede relacionarse en este caso, sin mas evidencias, con una fiesta realizada el 20 de agosto en los alrededores de la Isla del Ciervo.

Hay que resaltar, una vez más, que el fósforo es un macronutriente que ha actuado como limitante del crecimiento fitoplanctónico en el Mar Menor desde la implementación de la red de saneamiento a finales los años 1990, y que solo mostraba entradas significativamente altas en momentos muy puntuales vinculados a la rambla de El Albujón (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2002, 2005a). Es claro que el incremento de este nutriente en el periodo estival fue un desencadenante de las proliferaciones de fitoplancton y las subsiguientes crisis distróficas y eventos de hipoxia ocurridas durante la segunda mitad del verano de 2021. El hecho de que durante 2022 los valores detectados hayan sido algo menores, junto con el esfuerzo de retirada de biomasa realizado a lo largo de todo el año, puede estar entre las causas de que no se hayan producido crisis de hipoxia a pesar de las elevadas temperaturas del mes de agosto.





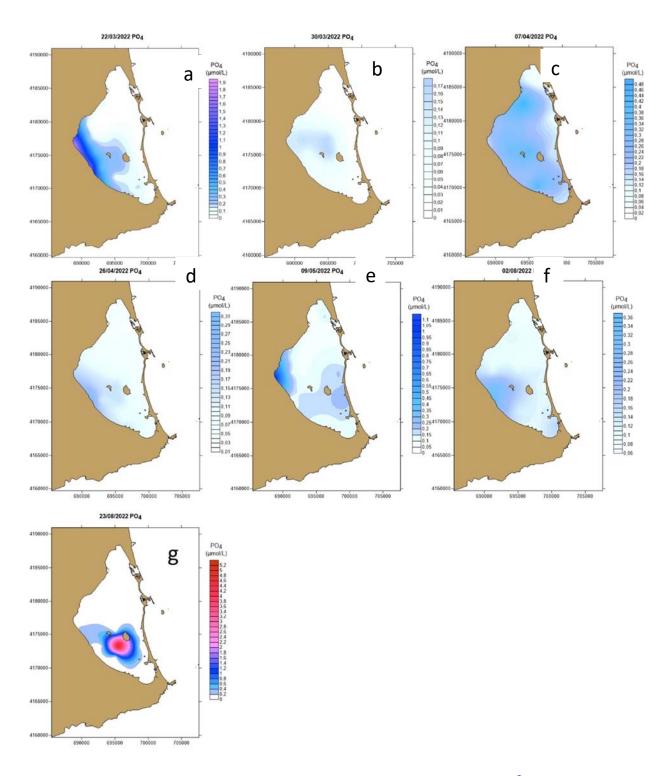


Figura 55. Distribución horizontal de la concentración de fosfato ( $\mu$ mol/L PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>) en el Mar Menor durante los picos de máxima entrada por la rambla de El Albujón y la zona de los Urrutias en 2022.







#### 5.3.5. Silicatos

El silicato ( $SiO_4^{4-}$ ) es utilizado por las diatomeas para construir su pared celular, por lo que puede actuar como factor limitante en determinados momentos si su disponibilidad es escasa. En esos casos, su incremento puede ser un estímulo para la proliferación del fitoplancton. Al mismo tiempo, su disminución puede ir asociada a su absorción por parte de las células para construir sus caparazones en los momentos de proliferación del fitoplancton. Su concentración en la laguna tradicionalmente aumenta en el periodo de mayo a septiembre (Gilabert, 2001a), lo que coincide con lo observado durante 2021, con las fases de aumento y máximos coincidiendo con el aumento de la fracción del zooplancton de menos de 200  $\mu$ m, especialmente copépodos.

En 2022, este nutriente ha alcanzado valores algo más altos que en 2021, manteniendo un patrón estacional semejante (Fig. 56). La concentración media de silicato en la laguna en el año 2021 fue de 8,04  $\mu$ mol SiO<sub>2</sub>/L, con una dinámica estacional muy vinculada a la del fitoplancton, presentando 2,21  $\mu$ mol SiO<sub>4</sub><sup>4-</sup>/L en invierno, 3,57  $\mu$ mol SiO<sub>4</sub><sup>4-</sup>/L en primavera y 13,66  $\mu$ mol SiO<sub>4</sub><sup>4-</sup>/L en verano (Fig. 56).

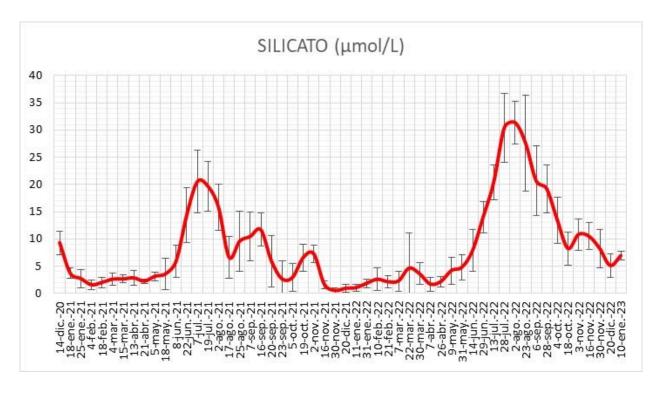


Figura 56. Concentración media de silicato en la columna de agua del Mar Menor en las prospecciones realizadas en 2021 y 2022. Las barras de error indican desviación típica.







La concentración media de silicato en 2022 ha sido de  $10,29 \pm 10,09 \, \mu mol/L$ , con valores bajos en invierno que alcanzaron  $1,83 \pm 1,47 \, \mu mol/L$  y un aumento de la concentración a partir de primavera hasta  $4,17 \pm 3,71 \, \mu mol/L$ . Los valores máximos se produjeron en verano, con una media de  $24,03 \pm 8,33 \, \mu mol/L$  y un máximo de concentración el 2 de agosto  $(31,35 \pm 3,93 \, \mu mol/L)$ . Finalmente, hubo una disminución progresiva durante el otoño  $(11,69 \pm 5,12 \, \mu mol/L)$  (Figs. 56, 57).

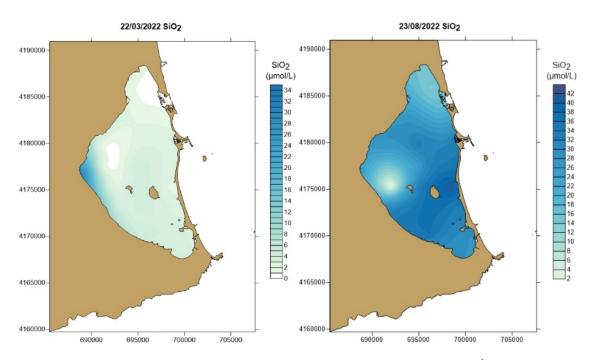


Figura 57. Distribución horizontal de la concentración de silicato ( $\mu$ mol/L SiO<sub>4</sub><sup>4-</sup>) en el Mar Menor durante los picos de máxima concentración en primavera (campaña del 22 de marzo de 2022) y en verano (campaña del 23 de agosto de 2022).

## 5.3.6. Relación de Redfield

La ratio de Redfield indica la relación elemental carbono:nitrógeno:fósforo encontrada en la composición corporal los productores primarios planctónicos. Por ello, la relación N/P presente en la columna de agua puede ser utilizada como un indicador de la disponibilidad 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 más bajos determinarían el nutriente limitante del crecimiento fitoplanctónico en cada momento. Un valor de la relación N/P mayor a 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<sub>4</sub><sup>3-</sup>, siendo DIN el sumatorio de NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, NO<sub>2</sub><sup>-</sup> y NH<sub>4</sub><sup>+</sup>.







Durante el invierno y primavera de 2022, las distintas entradas de nitrógeno en la laguna, asociadas a las precipitaciones, han provocado que el nutriente limitante sea el fósforo, lo que se refleja en el análisis de la relación N/P, con valores superiores a la ratio de Redfield (Fig. 58). En momentos en los que se ha producido entrada de fósforo en la laguna, cómo el 21 de marzo o el 7 de abril, la ratio ha sido favorable al mismo, aproximándose a la ratio de Redfield.

Durante el verano, se ha producido un menor aporte de nitrógeno al ser la estación seca, y mayor aporte de fósforo debido a la entrada de aguas residuales en la cubeta sur del Mar Menor derivadas del turismo, lo que provoca que el nutriente limitante sea el nitrógeno, y lo que se refleja en una ratio N/P menor al valor de Redfield.

Por otra parte, la disponibilidad de silicato durante el verano de 2022 ha sido la misma que en 2021, en cambio este verano no ha ocurrido una crisis distrófica cómo la de 2021, lo que puede estar relacionado con que no ha existido una entrada de nitrógeno que haya provocado una proliferación de fitoplancton, o debido a la existencia de control *top-down* de la cadena trófica por parte de zooplancton gelatinoso.

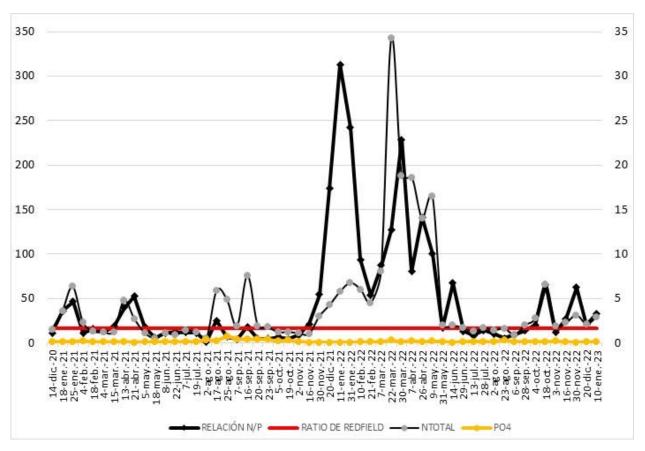


Figura 58. Relación en la dinámica nitrógeno-fósforo y ratio de Redfield en las columnas de agua del Mar Menor en las campañas de prospección de 2021 y 2022.







## 5.3.7. Clorofila a

En 2022, a pesar de la entrada de nutrientes y de las elevadas temperaturas de agosto, la concentración de clorofila *a*, aunque con picos ocasionales importantes en primavera y verano, se ha mantenido en general inferior a la del año anterior y no se han producido crisis distróficas como las ocurridas ese verano.

En 2021 (Fig. 59a), entre febrero y final de julio, la concentración de clorofila a se mantuvo por debajo de los 2 μg/L y no subió significativamente hasta principios de agosto. A partir del 2 de agosto se observó una tendencia a acumularse en las capas profundas de la columna de agua, alcanzando su máximo el día 17 de este mes con valores medios de 15,74 μg/L en las proximidades del fondo (Fig. 59a), con picos que alcanzaron los 141,56 μg/L en Los Urrutias y 34,83 μg/L frente al canal de El Estacio (Fig. 60a). A partir del 25 de agosto, los valores de clorofila comenzaron a disminuir, homogeneizandose las capas superficiales y profundas. Sin embargo, a partir del 8 de septiembre de 2021, se produjo una nueva proliferación generalizada de fitoplancton que elevó los valores de clorofila a hasta un máximo el día 23 de septiembre con una concentración media en la laguna de 19,92 µg/L en las capas profundas de la columna de agua. Esta segunda proliferación fue más homogénea y extendida que la detectada el día 17 de agosto, con desviaciones estándar en las capas profundas de 28,53 μg/L (17 agosto) y de 9,86 μg/L (23 septiembre) (Fig. 59a). De este modo, los valores medios durante el mes de agosto de 2021 fueron similares a los registrados durante la fase de rotura del ecosistema lagunar (2016-2017) en la que se alcanzaron concentraciones de 17 μg/L en 2016 y 12 μg/L en 2017 (Pérez-Ruzafa et al., 2019b).

En 2022, los valores medios de clorofila en las ocasiones de muestreo se han mantenido por debajo de 2  $\mu$ g/L prácticamente durante todo el año, a excepción de cuatro momentos puntuales con incrementos ocurridos principalmente en la capa profunda de la columna de agua y en estaciones aisladas, sin que dichos aumentos afectaran al conjunto de la laguna (Figs. 59b, 60b).







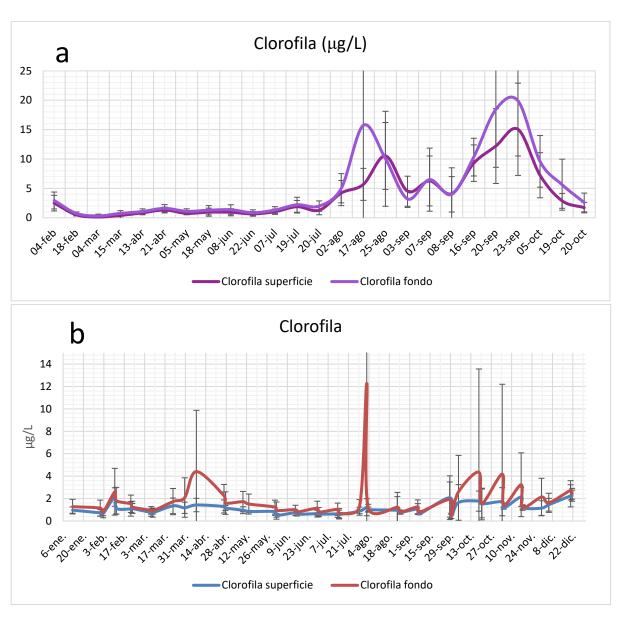


Figura 59. Concentración media de clorofila en la superficie y fondo del Mar Menor en las campañas de prospección de 2021 (a) y 2022 (b). Las barras de error indican la desviación típica de los valores.





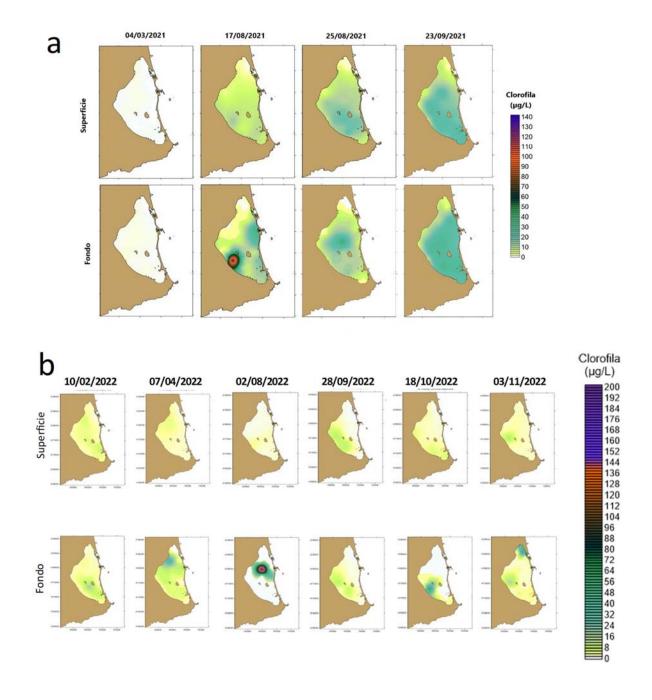


Figura 60. a) Evolución de la distribución horizontal de la concentración de clorofila en superficie y fondo del Mar Menor en marzo, agosto y septiembre de 2021 (a) y de febrero a noviembre de 2022 (b).





A principios de febrero de 2022 se registró un aumento en los valores medios de clorofila en la columna de agua, en la estación EO2 (5,1 μg/L), alcanzando un valor máximo en el fondo de 62 µg/L. El 7 de abril se produjo un segundo aumento de la concentración media de clorofila alcanzando un valor medio de 4 µg/L en la capa superficial en la zona noroeste de la laguna y un aumento, en particular, en la capa profunda de la estación E02 que alcanzó un valor medio de 28,4 μg/L, con un pico de 244,7 μg/L a 5 m de profundidad. Tras este aumento, los valores de clorofila han experimentado una homogenización entre las capas superficiales y profundas de la laguna junto con un descenso por debajo de 2 μg/L. A principios de agosto se produjo una mayor proliferación de clorofila con un valor promedio de 12,3 µg/L y en mayor medida en las estaciones E03, E09 y E17 con valores promedios de 202,4 μg/L, 21,9 μg/L y 75 μg/L, respectivamente. Para esta misma fecha y para la estación EO3 se alcanzó el máximo valor puntual de clorofila medida en este seguimiento de 466,4 µg/L en el fondo (Fig. 61). Este pico de clorofila de principios de agosto de 2022 ha sido similar al registrado a principios de agosto de 2021 (15,74 μg/L). Posteriormente, los valores promedios de clorofila en la laguna vuelven a bajar hasta final de septiembre, donde comienza una oscilación de los valores en las capas profundas, encontrandose picos puntuales los días 18 de octubre en la estación E09 de 257,4 µg/L y los días 3 y 16 de noviembre en las estaciones E20 y E02 respectivamente, cuyos valores máximos fueron de 378,8 μg/L y 32,8 μg/L.

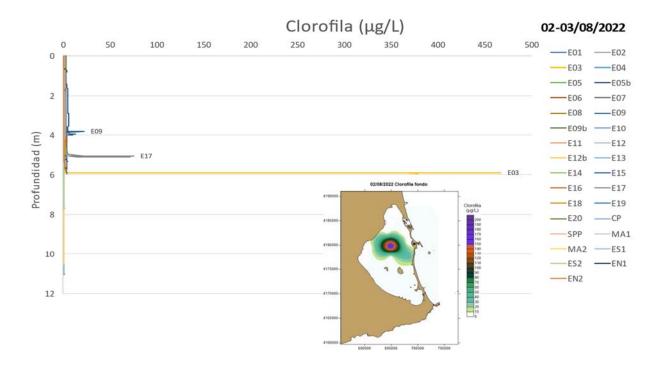


Figura 61. Representación del incremento de los valores de clorofila en la columna de agua para los días 2 y 3 de agosto de 2022.







Como ya se ha comentado anteriormente y se puede observar en la figura 62, los valores medios para la clorofila en el año 2022, tanto para la capa superficial como para la capa profunda de la columna de agua en la laguna, han sido bastante homogéneos para la mayoría de las localidades. Destacan las proliferaciones puntuales anteriormente comentadas en las estaciones E02, E03, E09, E17 y E20 en las capas profundas, que explicarían las barras de error.

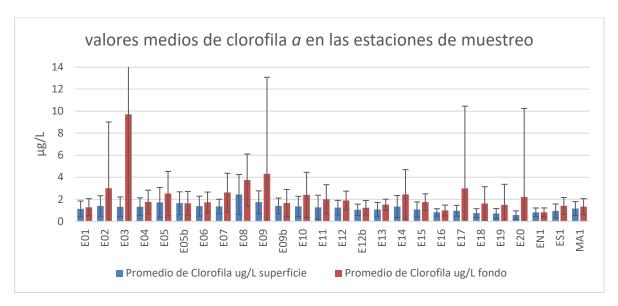


Figura 62. Representación de los valores de superficie y fondo de clorofila media durante 2022 en las distintas estaciones de muestreo del Mar Menor. Las barras de error indican la desviación típica.

# 5.3.8. Concentración de oxígeno disuelto

La concentración de oxígeno disuelto en la columna de agua es el resultado de la combinación 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 los 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.

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 sufrió un descenso hasta valores medios inferiores al 80% en las capas superficiales de la laguna e inferiores al 70% en las capas profundas (Fig. 63).

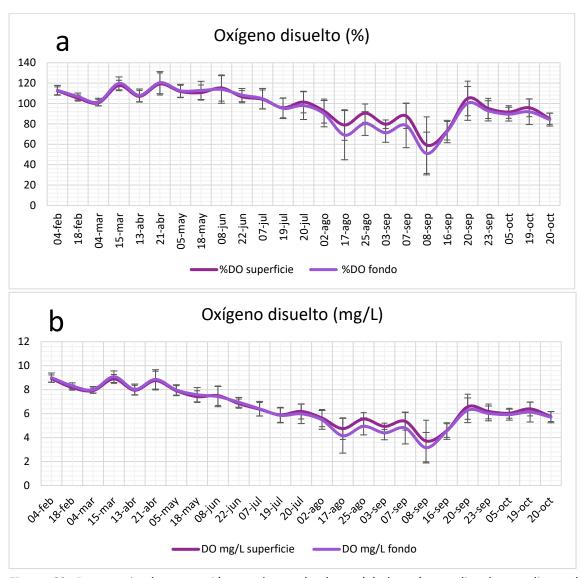


Figura 63. Porcentaje de saturación y valores absolutos (a) de oxígeno disuelto medio en la superficie y fondo de la columna de agua del Mar Menor durante 2021. Las barras de error indican la desviación típica de los valores medios.

Del mismo modo, desde el inicio de 2022 el oxígeno disuelto se ha encontrado prácticamente en saturación (<100%), manteniéndose bastante estable y aumentando hasta inicios del mes de junio. Sin embargo, aquí comienza una dinámica de fluctuación de la concentración de este parámetro con un descenso escalonado hasta alcanzar un porcentaje de 87,3% de concentración en el fondo el 7 de septiembre, volviéndose a recuperar prácticamente la saturación a continuación (Fig. 64).







Al contrario de lo sucedido en 2021, en 2022 no se han detectado bolsas hipóxicas. No obstante, a lo largo del año se detectaron puntos críticos, con valores por debajo de saturación, en zonas ribereñas localizadas de la marina del Carmolí y en la boca del Estacio, y también tuvo lugar un evento de hipoxia detectado el 18 de mayo de 2022 que estuvo asociado a una baja salinidad de las aguas entrantes en la zona afectada, dando lugar a la mortandad de peces. Los organismos más afectados fueron góbidos (principalmente Gobius niger Linnaeus, 1758), blénidos y crustáceos. Todos ellos organismos bentónicos de pequeño tamaño, muy vinculados al fondo y con desplazamientos relativamente cortos. Los valores de salinidad medidos por el IMIDA, entre 20 y 39, indican claramente entradas de agua dulce, muy probablemente procedentes del freático y quizás con influencia urbana, posiblemente por bombeo directo desde algún sótano inundado. Los valores de oxígeno inferiores a 2 mg/L se dieron principalmente en las zonas más someras lo que sugiere un efecto combinado de degradación de la materia orgánica acumulada en el fondo durante los procesos de floración de algas y ovas, respiración de organismos (incluyendo también la vegetación bentónica que agravaría el problema durante la noche), y momentos de calma hidrodinámica. La mortandad de los organismos observada se correspondería con la combinación del gasto energético producido por los reajustes osmóticos debido a la baja salinidad y la hipoxia mencionada.

En el correspondiente informe se anticipaba que, aunque el evento podía responder a una situación puntual espacial y temporalmente producida por la sinergia de los factores mencionados (agua dulce, consumo de oxígeno y bajo hidrodinamismo), era probable que se repitiera en días sucesivos o en otras zonas en las que se dieran dichas circunstancias teniendo en cuenta la situación del nivel freático y la dinámica de cierto retardo con respecto a las lluvias que lo recargan. Los muestreos realizados por el IMIDA así lo vinieron confirmando, especialmente en áreas costeras puntuales de la cubeta sur, aunque sin dar lugar a mortandades significativas. Sin embargo, en contra de lo que era previsible, dichos eventos no fueron en aumento ni en frecuencia ni en intensidad a pesar de las altas temperaturas. Aquí hay que incidir en el importante papel que ha desempeñado la retirada intensiva de los arribazones de biomasa algal sin dejar que llegaran a acumularse y degradarse en las playas.

Mientras que la tendencia de bajada de la concentración de oxígeno empezaba en agosto en 2021 donde su valor era de 80% en las capas superficiales y un 70% en las capas profundas, en 2022 se mantiene para esas fechas por encima del valor de saturación (<100%) en ambas capas. También se detectó otra bajada preocupante de la concentración de oxígeno a principios de septiembre de 2021 donde el valor estaba en 51%, sin embargo, para la misma fecha en 2022 los valores que se midieron rondaban el 90%.





Los valores más bajos detectados en 2022 han sido en estaciones puntuales que no han afectado al nivel general de la laguna. Estas concentraciones se han detectado principalmente en la estación EN1, aunque en algunas ocasiones puntuales también se hayan detectado valores más bajos en la E05b (Fig. 65).

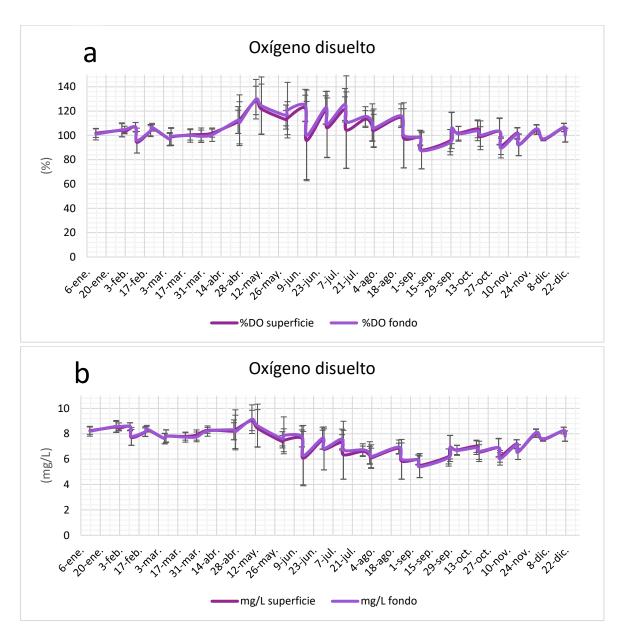


Figura 64. Evolución de la concentración de oxígeno disuelto en la columna del agua durante el año 2022 medida en porcentaje de saturación (a) y en mg/L (b).





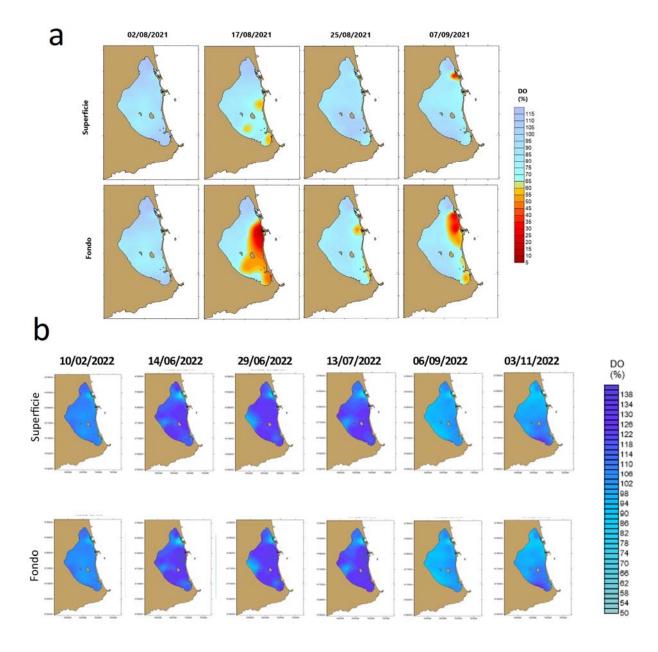


Figura 65. Evolución de la distribución horizontal del porcentaje de oxígeno disuelto en superficie y fondo del Mar Menor en agosto y septiembre de 2021 cuando se produjeron crisis de hipoxia (a), y a lo largo de 2022 (b).

En 2021, aunque se detectaron valores bajos de oxígeno frente a las encañizadas del norte (estación EN1) por el lado interno del Mar Menor, los eventos de hipoxia severos empezaron a detectarse a partir del 17 de agosto cuando se observaron áreas hipóxicas superficiales y terminó desarrollándose una bolsa de hipoxia severa en las capas profundas de la columna de agua (<10% de la concentración de saturación). Dicha bolsa ocupó el centro de la cubeta sur y toda la ribera interna de la mitad sur de La Manga,







extendiéndose hasta Veneziola, con las concentraciones mínimas frente al canal de El Estacio (<50%) (Fig. 49). Este evento provocó la mortandad de fauna bentónica principalmente de pequeño tamaño, incapaz de escapar hacia aguas someras o más oxigenadas. La bolsa hipóxica formada se mezcló con la columna de agua durante la última semana de agosto, pero a partir de ese momento se sucedieron los procesos de formación, dispersión y disolución de forma continua. A principio de septiembre se detectó un nuevo descenso del oxígeno disuelto hasta niveles de hipoxia, esta vez más concentrado en el área de El Estacio y frente al canal de Marchamalo (Fig. 65).

Estos eventos estuvieron especialmente relacionados con las proliferaciones de fitoplancton, propiciadas por la entrada continua de nutrientes al Mar Menor, y su concentración en las capas profundas de la columna de agua en el centro de los giros circulatorios, y por el efecto de succión frente a las golas de El Estacio y Marchamalo, en un periodo en el que la temperatura fue elevada.

En 2022, la primera disminución de los valores de oxígeno se observó frente a las encañizadas del norte, en la estación EN1 el 11 de febrero, obteniendo un valor de 82%. En los meses donde la temperatura empieza a aumentar y la disolución del oxígeno atmosférico con el agua es menor, se han encontrado valores para esta localidad en particular de 78% el 30 de junio, 68,2% el 14 de julio, 69,4% el 25 de agosto (Fig. 66) y 70,1% el 8 de septiembre. A su vez, el 28 de septiembre también se midieron valores bajos en la ribera interna de la laguna, principalmente en las estaciones E05b y E09b con valores de 73,4% y 72,5%, respectivamente.

Resulta llamativo que el valor más bajo obtenido para la laguna en la monitorización de 2022 también tuvo lugar en fechas muy semejantes a la primera bajada de oxígeno observada en 2021, el 15 de junio, igualmente en la estación EN1, disminuyendo hasta el 58,7% de saturación (Figs. 67a y b). Como ya se adelantó en el informe de 2021, esta disminución de la concentración de oxígeno en esta zona podría ser debido a los trabajos de mantenimiento que se realizan en la gola, pudiendo resuspender materia orgánica y sedimento fangoso, produciendo así una reducción del oxígeno en esa estación en particular. Por ello, como en otras ocasiones, se debe insistir en que dichos trabajos se lleven a cabo básicamente en invierno, aprovechando las bajas temperaturas, la mayor solubilidad del oxígeno y la baja demanda metabólica por parte de los organismos. Además, este tipo de actividades de mantenimiento deben realizarse siempre en los periodos de corrientes de salida del agua hacia el Mediterráneo, y nunca durante los intervalos de entrada.







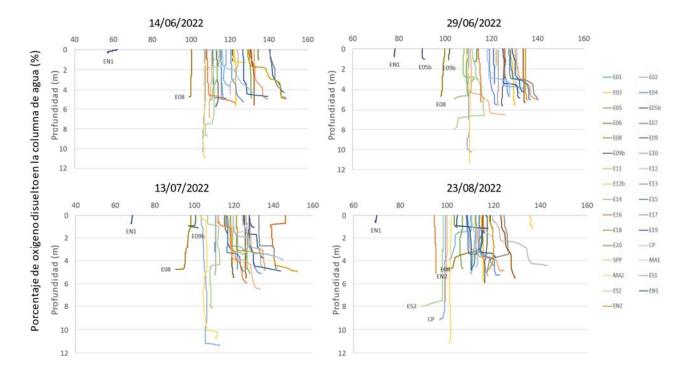


Figura 66. Distribución vertical del porcentaje de oxígeno disuelto medido en la columna de agua en distintas ocasiones durante 2022.





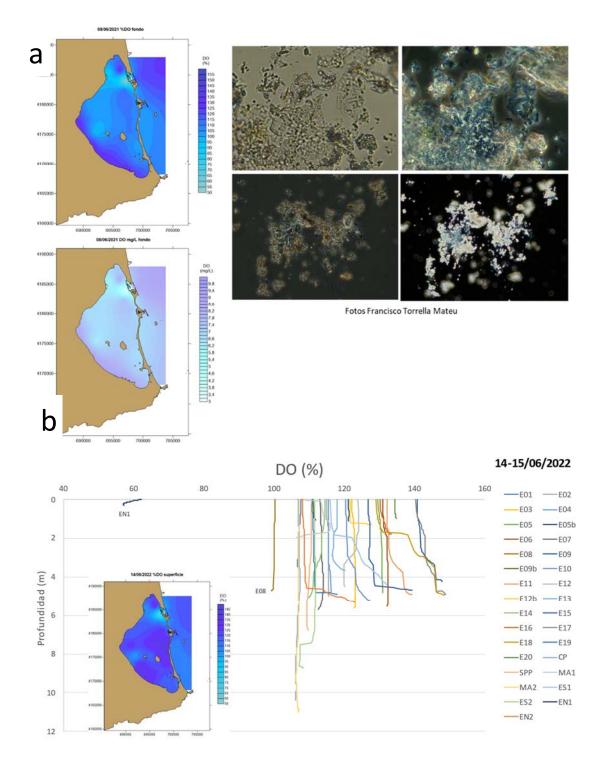


Figura 67. a) Izquierda: mapas de distribución de la concentración de oxígeno el 8 de junio de 2021 (expresada como % de saturación arriba, y en mg/L abajo); derecha: imágenes del material particulado en la columna de agua en el área de las encañizadas obtenidas de las muestras de la campaña de ese día (facilitadas por el Dr. Francisco Torrella). b) Representación de la reducción de la concentración de oxígeno disuelto en la estación EN1 el 14 de junio de 2022 con respecto a las demás localidades en el Mar Menor.







## 5.4. Discusión de la evolución del estado trófico

La evolución del estado trófico del Mar Menor durante los dos últimos años 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).

La principal diferencia entre el proceso que culminó en la crisis de 2016 y el ocurrido desde la recuperación observada en 2018 hasta la nueva crisis distrófica que tuvo lugar en el verano de 2021 ha consistido en la duración más corta del periodo de resistencia de la laguna, que ha pasado de más de 20 años en el primer caso a apenas 3 años en este último. Esta diferencia podría deberse a que la recuperación ocurrida tras el cese de los vertidos durante 2017 no llegó a consolidarse suficientemente, pero más probablemente es debida a que las medidas de gestión se basaron en prohibiciones y no en infraestructuras que estabilizaran y regularan el uso del agua. El rápido ascenso en el nivel freático se tradujo, desde 2018, en un aumento y una deslocalización y dispersión amplia de los caudales cargados en nutrientes que llegaban de forma contínua a la laguna, con la circunstancia fundamental de que en este último periodo las entradas de fósforo han supuesto un cambio de escenario trascendental.

En 2020, la concentración de nutrientes y clorofila  $\alpha$  fue descendiendo progresivamente desde finales de marzo, cuando se alcanzaron valores medios para la laguna de 50 µmol  $NO_3$ -/L (un máximo histórico) y valores de clorofila  $\alpha$  de 14,6 µg/L. Sin embargo, el sistema respondió muy rápidamente y no solo se redujeron las concentraciones máximas, sino que se amortiguaron también drásticamente las oscilaciones en la concentración de nutrientes y clorofila a, lo que es un buen indicio de que el sistema mantenía su capacidad de autorregulación (Fig. 68). Aunque los valores medios de nitratos para el Mar Menor eran ya inferiores a 1,5 μmol NO<sub>3</sub>-/L, a primeros de julio de 2020 se detectaron valores de 22,58 μmol NO<sub>3</sub>-/L en las proximidades de la desembocadura de la rambla de El Albujón. A finales de julio de ese mismo año los niveles medios para el Mar Menor eran ya inferiores a 1 μmol NO<sub>3</sub>-/L, lo que puede considerarse un valor bajo. Sin embargo, las concentraciones más altas de nitrato y fosfato se desplazaron hacia el sur, situándose en la costa entre la marina del Carmolí y Lo Poyo. En esta zona, la concentración de nitratos alcanzó 11,85 μmol NO<sub>3</sub>-/L y la de fosfato 0,43 μmol PO<sub>4</sub><sup>3</sup>-/L. Ocasionalmente, también se detectaron entradas por la ribera nororiental. Esta disminución generalizada, pero con afloramientos dispersos, podría estar vinculada a la reducción de las entradas directas por la rambla de El Albujón, probablemente como consecuencia de la puesta en marcha de la estación de bombeo, pero a la persistencia de entradas importantes de agua superficial y







subsuperficial desde las inmediaciones de la rambla de Miranda hasta la llanura de Lo Poyo y por la costa entre Los Narejos y La Ribera. La presencia de concentraciones significativas de fósforo indicaba una posible mezcla con aguas de origen urbano. De acuerdo con la disponibilidad de nutrientes, los valores medios de Chl  $\alpha$  se situaron a final de agosto en 1,37 µg/L, pudiendo considerarse buenos, y bajaron hasta 2,3 µg/L en el área de influencia de la rambla de El Albujón, aunque el que llegaran a 8,1 µg/L en la zona entre la Marina del Carmolí y Lo Poyo a finales de julio, indicaba que las presiones seguían activas.

La baja concentración de clorofila *a* en la columna de agua se tradujo en una recuperación de la transparencia en condiciones de calma. Si durante el invierno de 2020, los datos de visibilidad del disco Secchi se situaron en valores mucho más bajos que los que se lograron durante la recuperación de 2018 y se aproximaron a los peores de la serie histórica, desde abril de 2020 se inició una recuperación semejante a la que se observó en 2018.

En septiembre de 2020, transcurridos los meses de julio y agosto en los que las altas temperaturas suelen propiciar las proliferaciones de fitoplancton, el Mar Menor se encontraba en una situación caracterizada por la respuesta progresiva de recuperación del ecosistema, pero con todas las amenazas aún presentes. En los distintos informes emitidos por nuestro equipo de investigación (anexo I) se mantuvo la alerta de que, tras las sucesivas DANAs ocurridas desde septiembre de 2019, la situación de la laguna era más grave que la que presentaba en el momento de su rotura manifiesta ocurrida en junio de 2016. En ellos se resaltaba también que la respuesta positiva del ecosistema demostraba que aún la situación podría ser reversible si se actuaba sobre las aguas freáticas y la cuenca de drenaje. Sin embargo, como se insistió en los informes emitidos el 20 de agosto y el 8 de septiembre (anexo I), si bien esto era un indicio de que el Mar Menor mantenía buena parte de sus capacidades homeostáticas, también era un hecho que las presiones aún seguían muy altas y que no podían descartarse eventos extremos en condiciones de altas temperaturas, periodos largos de calmas o entradas torrenciales de aguas desde la cuenca en eventos de lluvias intensas. Este tipo de eventos, en forma de DANAs o gotas frías, antes restringidos a septiembre, ahora, con el calentamiento generalizado de la superficie del mar, podrían ser mas frecuentes y extenderse hasta noviembre o principios de diciembre.

Durante todo el verano de 2020, la concentración de oxígeno en la capa por encima de 1,5 m de profundidad se mantuvo en niveles de saturación, con valores medios de 6,5 mg/L, y la concentración absoluta de oxígeno en toda la columna de agua estuvo todas las estaciones de muestreo por encima de 4,8 mg/L.





A finales de septiembre de 2020, iniciado ya el otoño y habiendo superado el verano sin incidencias notables, el Mar Menor se encontraba en una situación que seguía caracterizada por la respuesta progresiva de recuperación del ecosistema, pero, como se ha dicho, con todas las amenazas aún presentes, materializadas en su baja salinidad y en la entrada continuada de aguas con alto contenido en nutrientes desde la cuenca de drenaje y el elevado nivel freático. Hacía un año desde que, en septiembre de 2019, se había producido un cambio drástico de las condiciones hidrográficas del Mar Menor y un proceso de anoxia generalizado, con afloramiento de aguas con sulfhídrico en la playa de Villananitos y mortandades importantes de organismos. En aquel momento, junto a la entrada torrencial de agua dulce que provocó la estratificación de la columna de agua, tuvo lugar una entrada masiva de nutrientes que indujo una proliferación brusca de fitoplancton. La salinidad media de la laguna en el metro y medio superficial de la columna de agua se situó en 35, por debajo incluso de la del Mediterráneo. La concentración media de nitrato en la laguna alcanzó 24,96  $\mu$ mol NO<sub>3</sub>-/L y la concentración media de Clorofila  $\alpha$ llegó a 50,01  $\mu$ g/L. Aunque los valores de nutrientes y clorofíla  $\alpha$  recuperaron valores significativamente más bajos en apenas una semana, la laguna volvió a sufrir fluctuaciones marcadas en sus parámetros, propias de un ambiente desestabilizado. Desde entonces, la salinidad se ha mantenido excepcionalmente baja de forma casi permanente. Cabe destacar que, tras cada pulso de concentración, la recuperación fue más notable y las fluctuaciones siguieron amortiguandose, incluso a pesar de que las sucesivas DANAs de menor intensidad, sufridas durante el otoño de 2019 y el invierno de 2020, produjeron los correspondientes picos de entrada de nutrientes. Dichas entradas llegaron a superar los 600 μmol NO<sub>3</sub>-/L en febrero de 2020. El último episodio de cierta envergadura tuvo lugar en la última semana de marzo de 2020 y elevó los nitratos hasta una concentración media de 59,0 μmol NO<sub>3</sub>-/L. Estos valores están por encima de los máximos de la serie histórica y muestran que el problema está aún lejos de estar resuelto. En apenas dos semanas los valores habían descendido a 13,36 μmol NO<sub>3</sub>-/L, en mayo eran ya menores de 6,8 μmol NO<sub>3</sub>-/L, y durante todo el verano se mantuvieron por debajo de 0,8 μmol NO<sub>3</sub>-/L y de 2 μg/L para la clorofila. Nuevamente, algunas de las lluvias intensas ocurridas en octubre de 2020 hicieron superar también los 50 μmol NO<sub>3</sub>-/L en el Mar Menor (Fig. 68).





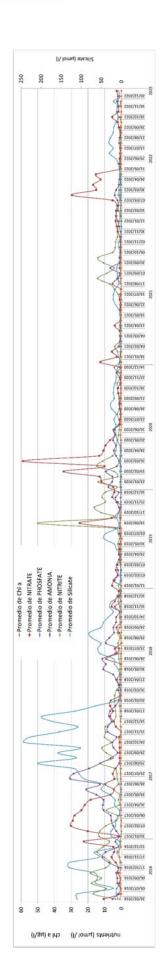


Figura 68. Evolución de los valores medios de la concentración en nutrientes y clorofila *a* en el Mar Menor en la red de estaciones de muestreo distribuidas en el interior de la laguna, desde el inicio de la crisis distrófica en 2016 hasta enero de 2023.







Los valores medios de Chl a se situaron a final de agosto en 1,37 µg/L y a finales de septiembre en 1,7 µg/L, a pesar de las lluvias. Estos valores pueden considerarse buenos, y bajaron hasta 2,3 µg/L en el área de influencia de la rambla de El Albujón, aunque el que llegaran a 8,1 µg/L en la zona entre la Marina del Carmolí y Lo Poyo confirma que las presiones seguían activas, con especial incidencia en la zona de El Albujón, pero también distribuidas por toda la ribera de poniente, más o menos difusas.

Por todo ello, en los informes de final de 2020 seguía subrayandose la respuesta positiva del ecosistema y su capacidad de autorregulación, pero insistiendo en que tras las sucesivas DANAs ocurridas desde septiembre de 2019 la situación de la laguna no había vuelto a ser la de la recuperación franca que se produjo en 2018 y que las amenazas por entrada de agua y nutrientes debido al elevado nivel freático eran más graves que las que presentaba la laguna en el momento de su rotura manifiesta en junio de 2016.

La intensa recarga del acuífero siguió propiciando entradas muy importantes de aguas procedentes de la cuenca que afloraban en el tramo bajo de las principales ramblas (Albujón, Miedo y Miranda, y área de Lo Poyo) y por las zonas de playa de la costa nororiental de la laguna. Evidenciandose también un retardo con respecto al momento en el que se producían las lluvías y la descarga y entrada de aguas de escorrentía y la bajada de salinidad en la laguna. Las últimas lluvias importantes tuvieron lugar la última semana de agosto de 2020 y, sin embargo, no se detectó la bajada de salinidad en la columna de agua hasta la segunda semana de septiembre (Fig. 69), afectando a toda la ribera interna, pero siendo especialmente notable en la ribera norte. La dinámica general observada reafirmaba probablemente el efecto de la reducción significativa de las descargas en el tramo bajo de la rambla de El Albujón tras la puesta en marcha de la estación de bombeo, aunque ésta seguía siendo una zona sensible para la entrada de nitratos y era donde se detectaban las mayores concentraciones de clorofila a cuando se incrementaban dichas descargas. La importancia de estas relaciones indicaba la necesidad de poder realizar análisis detallados a partir de datos periódicos de descargas superficiales y subsuperficiales desde la cuenca de drenaje por los distintos puntos de la costa y confrontarlos con la dinámica observada en las masas de agua lagunares.





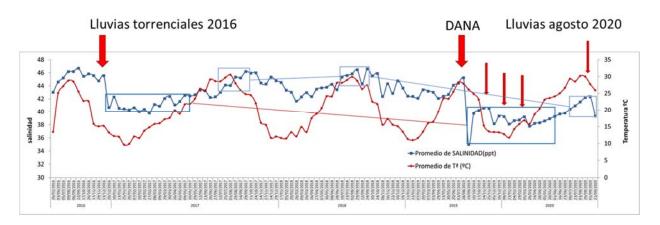


Figura 69. Evolución del ciclo anual de la salinidad y la temperatura desde 2016 hasta septiembre de 2020, un año después de la DANA de 2019, donde se pueden apreciar los tiempos de retardo, cada vez más largos entre las lluvias, y los efectos sobre la salinidad de las aguas lagunares.

En enero de 2021 los datos seguían confirmando la respuesta progresiva de recuperación del ecosistema y su capacidad de autorregulación pero, sin embargo, también el que todas las amenazas y presiones seguían aún presentes, con la salinidad manteniéndose baja y, sobre todo, con la entrada continua de aguas con alto contenido en nutrientes desde la cuenca de drenaje y un elevado nivel freático. Dichas descargas estaban especialmente focalizadas en la zona de la desembocadura de la rambla de El Albujón y, en ocasiones, a lo largo de la ribera suroriental de la laguna, con fuertes entradas de nitratos y, puntualmente, también de fosfatos. La persistencia del protagonismo de la rambla de El Albujón, a pesar de que intermitentemente pareciera reducir sus aportes, indica que sigue siendo el principal cauce de recogida de aguas de escorrentía y subsuperficiales de la cuenca de drenaje y que la estación de bombeo o presenta un funcionamiento irregular o, en todo caso, es insuficiente para los volúmenes que transporta.

A mediados de enero se produjo una entrada de aguas cargadas en nitratos que dio lugar a valores de hasta 128,4  $\mu$ mol NO<sub>3</sub>-/L en las proximidades de la desembocadura de la rambla y una subida en la concentración media de nitrato en la columna de agua de la laguna que alcanzó los 12,67  $\mu$ mol NO<sub>3</sub>-/L.

En la zona situada entre la Marina del Carmolí y Lo Poyo aún se mantenían concentraciones altas, con valores cercanos a  $5~\mu g/L$  a finales de enero de 2021, lo que seguía remarcando que las presiones continuaban activas, especialmente en la ribera suroeste del Mar Menor. Además, la presencia de concentraciones significativas de fósforo indicaba la posible mezcla con aguas urbanas en determinados momentos.







A mediados de primavera, en abril y mayo, las concentraciones de nutrientes y clorofila seguían en niveles bajos y con fluctuaciones suaves (Fig. 68), pero los picos puntuales, como el de la primera quincena de enero de 2021, y algunos valores muy altos en la ribera interna, principalmente en las cercanías de la rambla de El Albujón, así como la persistencia en la bajada de la salinidad alertaban de la necesidad de controlar los procesos en la cuenca de drenaje.

Esta situación se mantuvo hasta el mes de julio de 2021. La salinidad empezó a recuperarse a principios de junio, pero aún se mantenía relativamente baja, con un valor medio de 42,1 frente a los más de 45 que corresponderían a esta época del año.

Un buen ejemplo de la lucha entre las presiones desde la cuenca de drenaje y la capacidad de autorregulación del Mar Menor, y los indicios de que la laguna podría volver a romperse en cualquier momento es la distribución de la concentración de nitrato a mediados de enero tras un evento de lluvia (Fig. 70 centro) y el retardo en la subida de la concentración de clorofila dos semanas después (Fig. 70 derecha).

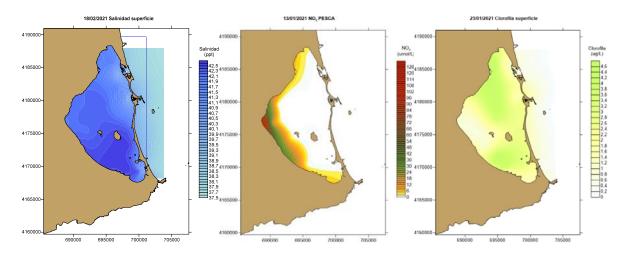


Figura 70. Distribución de los valores de salinidad (izquierda), concentración de Nitratos ( $\mu$ mol NO<sub>3</sub>-/L) (centro) y clorofila a ( $\mu$ g /L) (derecha) en las aguas superficiales del Mar Menor el 13 de enero de 2021 y el 25 de enero de 2021, respectivamente.

El volumen de nutrientes que continuaba entrando en el ecosistema contrastaba con las concentraciones encontradas en la columna de agua y la progresiva recuperación del ecosistema, lo que seguía evidenciando su capacidad de respuesta y de autorregulación. Esto se manifestaba también desde el punto de vista de la abundancia y composición microbiana, que seguía ofreciendo un panorama de "limpieza" evidente por lo que respectaba al bacterioplancton. Únicamente en la zona de influencia de la Rambla de El







Albujón se observó una mayor concentración de microorganismos, incluyendo *Synechococcus* sp., el grupo que dominaba la columna de agua en la crisis de 2016 (Francisco Torrella, com. pers.).

La presencia de concentraciones significativas de fósforo, cada vez más frecuentes, especialmente desde la primavera y principios de verano, indicaba la posible mezcla con aguas urbanas. El hecho de que la presencia de fósforo ya no estuviera asociada necesariamente a eventos de lluvia torrencial, sugería que aún pueden existir pozos negros no conectados a la red de alcantarillado, especialmente desde el sur de Los Alcázares y hasta Los Nietos y urbanizaciones del sur del Mar Menor, y que el elevado nivel freático estaba produciendo su desbordamiento difuso desde áreas que podrían estar remontándose hacia el interior de la cuenca de drenaje (Fig. 71).

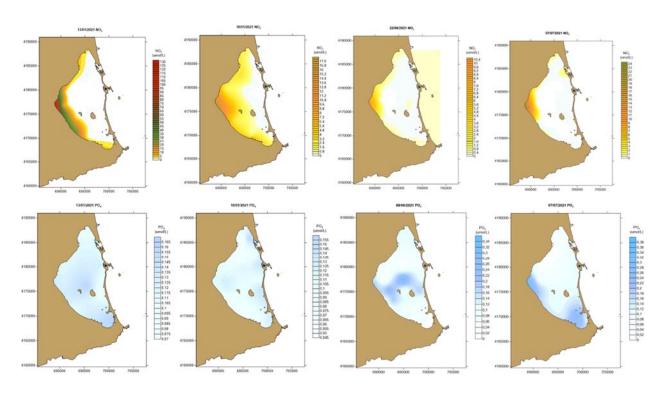


Figura 71. Distribución espacial de los valores de concentración de nitrato ( $\mu$ mol NO<sub>3</sub>-/L) en las aguas superficiales (arriba) y de fosfato ( $\mu$ mol PO<sub>4</sub><sup>3</sup>-/L) (abajo) en el Mar Menor a lo largo de 2021.







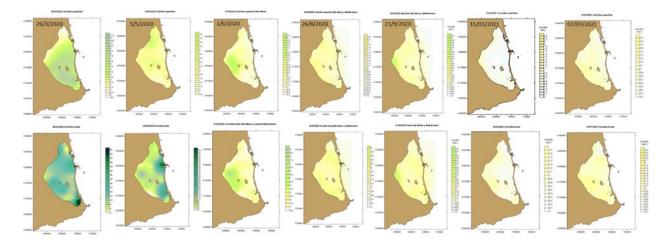


Figura 72. Distribución de los valores de concentración de clorofila a ( $\mu$ g/L) en las aguas superficiales (arriba) y en el fondo (abajo) del Mar Menor desde finales de invierno hasta julio de 2021.

A pesar de las entradas continuas de agua, la progresiva reducción de la concentración de clorofila  $\alpha$  en la columna de agua por la acción reguladora del ecosistema (Fig. 72) se venía traduciendo en la recuperación bastante generalizada de la transparencia del agua. Dicha transparencia se perdía puntualmente al reactivarse las lluvias torrenciales o los vientos y la acción del oleaje. Si durante el invierno de 2020 el Mar Menor perdió la transparencia que había alcanzado durante la recuperación de 2018 y los valores de profundidad de visibilidad del disco Secchi se aproximaron a los peores de la serie histórica, desde abril de 2020 se inició una recuperación semejante a la que se observó en 2018 y que, por el momento, aún se seguía manteniendo en la primavera de 2021, si bien con fluctuaciones puntuales y con la excepción de la desembocadura de la rambla de El Albujón. Dichas pérdidas puntuales de transparencia se debían, en buena medida, a que las zonas someras aún contenían abundantes partículas finas de sedimento, como consecuencia de los arrastres de las lluvias torrenciales, lo que hacía que el oleaje resuspendiera dichos materiales con facilidad en las zonas expuestas. Pero, por otro lado, y más preocupante, la entrada de nutrientes por la ribera interna provocaba picos puntuales de clorofila que también afectaban a la calidad del agua. Hasta ese momento el sistema estaba siendo capaz de recuperarse en apenas un par de semanas tras cada evento de lluvias y, tras la regresión en la transparencia del agua sufrida en enero y principios de febrero de 2021, la columna de agua volvió a presentar en unos días visibilidades medias de más de 5 m que se mantuvieron hasta el mes de julio. En ese momento se estaba teniendo el periodo más largo con transparencia de las aguas superior a los 4 metros desde que se produjo la crisis de 2016.

En los informes emitidos en esas fechas se subrayaba que, de cara al verano de 2021, el Mar Menor mostraba una doble vertiente. Por un lado, la complejidad del ecosistema







seguía permitiéndole una capacidad de autorregulación muy elevada, manteniendo en niveles bajos tanto la concentración de nutrientes como de clorofila a, así como una transparencia generalizada de las aguas. Sin embargo, por otro lado, era muy importante tener presente que el ecosistema seguía bajo una presión extrema por la entrada continua de aguas hipohalinas con altas concentraciones de nutrientes. Esto, a pesar de que los valores de salinidad se iban recuperando progresivamente, mantenía aún valores de este parámetro relativamente bajos para el Mar Menor y, en conjunto, hacían que los riesgos de sufrir una crisis distrófica siguieran siendo altos si se daban condiciones de alta temperatura, periodos de calmas y/o entrada masiva de aguas dulces, todo ello esperable durante el verano. El elevado nivel freático se había traducido también en la proliferación de algas nitrófilas y de crecimiento rápido (cladóforas, ulvales, enteromorfas, etc.) en las zonas de playa, con la consiguiente acumulación de materia orgánica degradándose y el enfangamiento de los sedimentos. Ello estaba induciendo también bajas concentraciones de oxígeno y producción de ácido sulfhídrico en algunos lugares de la costa. El elevado nivel freático inducía también la aparición de lagunajes y el aumento de las poblaciones de mosquitos, así como el crecimiento de carrizos en la arena a pie de agua (Fig. 73).



Figura 73. Imágenes de la proliferación y acumulación de algas en las playas urbanas de Los Urrutias como consecuencia de la entrada de nutrientes por el elevado nivel freático. Este hecho se manifiesta también en el crecimiento de carrizo al borde de la playa (imagen derecha).

Todo ello nos hacía insistir en que la clara recuperación de la integridad ecológica del ecosistema del Mar Menor tras la reducción de las entradas de agua y nutrientes desde la cuenca de drenaje entre los años 2017 y 2018, su deterioro nuevamente tras el regreso de las entradas indiscriminadas de agua hipohalina desde la cuenca, y su actual respuesta







autorreguladora tras la activación de la estación de bombeo junto a la rambla de El Albujón, debían interpretarse como una demostración de la importancia de consolidar estructuralmente la capacidad de gestión del agua. Como se decía reiteradamente en los informes (anexo I), se confirmaba que, por el momento, las leves tendencias a la estratificación y reducción de la concentración de oxígeno en las capas profundas, mostradas eventualmente durante las primaveras de los años anteriores y tras las entradas masivas de agua dulce en 2019, se habían disipado en buena medida, pero no podían descartarse si se dieran condiciones adversas sinérgicas, con entrada de nutrientes, acumulación de algas, resuspensión de materia orgánica desde el fondo y altas temperaturas, como se había observado puntualmente en la zona de las encañizadas en junio y de El Albujón en la primera semana de julio de 2021.

Se insistía, nuevamente, por tanto, en la importancia y la urgencia de un plan de gestión de las aguas en la cuenca, y de regulación, no solo de los vertidos, sino también de los niveles del freático. Se mantenía la recomendación de que se deberían consensuar las medidas con los especialistas en hidrogeología, y valorar la necesidad de reducir el nivel freático al menos entre 1,5 y 2 metros. Esto resultaba especialmente importante teniendo en cuenta que en los próximos años es esperable un aumento de la frecuencia de las lluvias torrenciales que recargarán el acuífero en las zonas más altas, presionando las bajas, y aumentará la escorrentía superficial donde el subsuelo está saturado y no retiene ya agua nueva. De este modo, aunque las entradas son de múltiples orígenes, ya que se detectan concentraciones relativamente altas tanto de nitratos como de fosfatos, con posible mezcla de aguas de origen agrícola y urbano, están también forzadas por un nivel freático muy elevado y, como se muestra en este informe, las zonas de mayor influencia se desplazan en función de las actuaciones de gestión del agua.

Las medidas recomendadas a principios del verano de 2021 seguían siendo, por tanto, una vez más, 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 y maximizar su reutilización. Todo esto, al margen de otras medidas conducentes a una agricultura sostenible a medio y largo plazo, incluyendo las propias estrategias de diversificación de secano y regadío, la implantación de setos, prácticas conducentes a minimizar el uso y la movilidad de nutrientes, las escorrentías superficiales y la erosión y transporte de sedimentos, la recuperación de zonas naturales y, en general, las previstas en el plan de vertido cero.

En los sucesivos informes se reiteraba que, si bien el ecosistema del Mar Menor daba pruebas de que mantenía buena parte de sus capacidades homeostáticas, también era un







hecho que las presiones, aunque ligeramente reducidas tras la puesta en funcionamiento de la estación de bombeo de los Alcázares, aún se mantenían muy altas y no podían descartarse eventos extremos en condiciones de altas temperaturas, periodos largos de calmas o entradas torrenciales de aguas desde la cuenca en eventos de lluvias intensas. Se advertía, nuevamente, de que este tipo de eventos, con el calentamiento generalizado de la superficie del mar, podrían extenderse durante todo el otoño y hasta principios de invierno en nuestra región.

Como se ha comentado, a primeros de junio de 2021, los valores medios de oxígeno se mantenían próximos a saturación, y en los rangos normales para cada época del año (Fig. 63a). No obstante, empezaron a detectarse algunos indicios de la fragilidad del ecosistema con dos bajadas locales puntuales relevantes. Una de ellas el 8 de junio, localizada en la zona de influencia de las encañizadas del norte, donde la concentración de oxígeno bajó del 50% de saturación y presentó valores de 3 mg/L (Fig. 67a). No obstante, la media lagunar se mantuvo superior a 7 mg/L. El análisis de las muestras de agua mostró abundante material particulado en suspensión (Fig. 67a). Por ello es importante insistir en lo que ya se resaltaba en los informes emitidos en esas fechas en el sentido de que cualquier actividad de mantenimiento de las golas y encañizadas que supusiera resuspensión de materiales del fondo debía estar excluida en los meses de primavera y verano por el efecto negativo que podría tener el aumento de materia orgánica particulada en la columna de agua sobre los niveles de oxígeno. Esta observación se extendía también a actuaciones en playas y puertos o a cualquier otro supuesto dentro de la laguna.

Como se había anunciado que podría ocurrir, a mediados de julio de 2021, el ecosistema sufrió un brusco cambio. La concentración de clorofila a, tal y como se anticipaba como probable en los informes emitidos, aumentó drásticamente su concentración. El 19 de julio de 2021 la mayoría de las localidades presentaron concentraciones inferiores a 4 μg/L, y tan solo la estación E9, frente a Los Urrutias, presentaba valores máximos de 5,41 μg/L, pero el 2 de agosto la estación E12 ya alcanzaba valores de 10,69 μg/L en la columna de agua y la estación E6 llegaba a 11,4 μg/L en la capa del fondo. Claramente, la cubeta sur, especialmente en la zona de influencia de la entrada de aguas por las ramblas y línea de costa, debido a lo elevado del nivel freático, mostraba niveles claros de eutrofización y de que el ecosistema veía superada su capacidad de regulación (Fig. 74). Esto se tradujo en una bajada todavía ligera, pero generalizada, de los niveles de oxígeno que empezaron a situarse entre el 70 y el 100 %, por debajo de la concentración de saturación (Fig. 75). Dichos valores aún podían considerarse en los rangos normales para la época del año y en ningún caso bajaron de 4 mg/L, ni siquiera en las proximidades del fondo, pero ya eran un indicio de que el sistema podría tener pocos márgenes si se sobrepasaba la carga de materia orgánica en la columna de agua.







Como consecuencia del aumento en la concentración de clorofila, la transparencia del agua disminuyó sensiblemente, pasando de más de 5 m de media, mantenidos durante la primavera y hasta mediados de julio de 2021, a menos de 3,5 m de media en la primera semana de agosto (Fig. 39), y con menos de 2 metros en la zona de influencia de la rambla de El Albujón hasta los Urrutias.

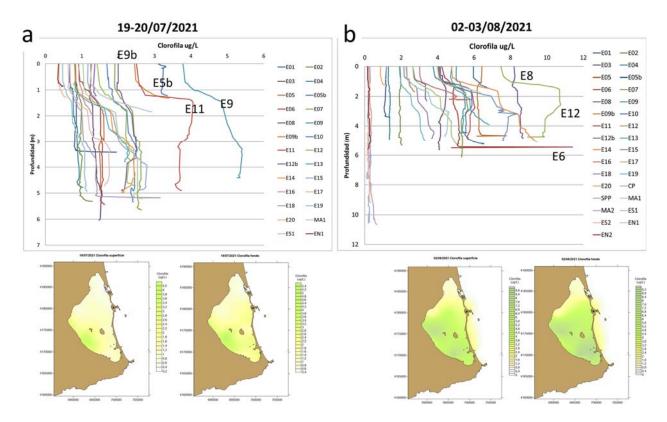


Figura 74. Perfiles y mapas de superficie y fondo de la concentración de clorofila en la red de estaciones en el Mar Menor el 19 de julio de 2021 (a) y el 2 de agosto de 2021 (b).







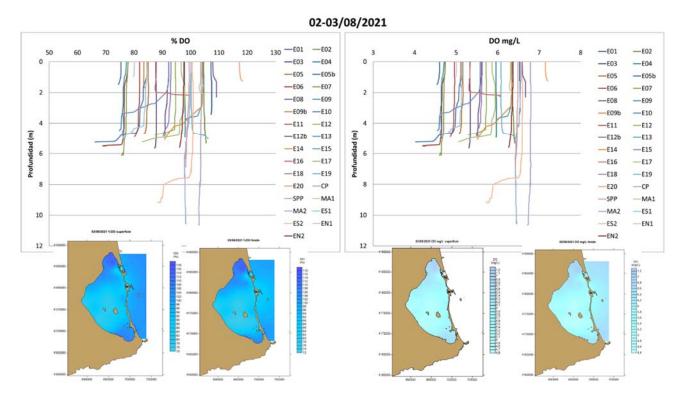


Figura 75. Perfiles y mapas de superficie y fondo de la concentración de oxígeno en la red de estaciones en el Mar Menor el 2 de agosto de 2021.

La entrada de agua conllevaba una elevada carga de nutrientes que el 17 de agosto de 2021 alcanzó máximos, tanto en los nitratos, como de manera muy significativa en las concentraciones de fosfatos, con concentraciones de 116,95 μmol NO<sub>3</sub>-/L y 1,34 μmol PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>/L, ambas frente a la rambla de El Albujón, pero con aportes también por la ribera interna oriental y sur de la laguna (Fig. 76). Ello seguía reforzando las evidencias de la mezcla de aguas de origen agrícola y urbano muy probablemente producida por el efecto de un freático muy alto y la posibilidad de la existencia de urbanizaciones o viviendas aún no conectadas a las redes de saneamiento en el área cada vez más extensa de influencia de las aguas subterráneas.







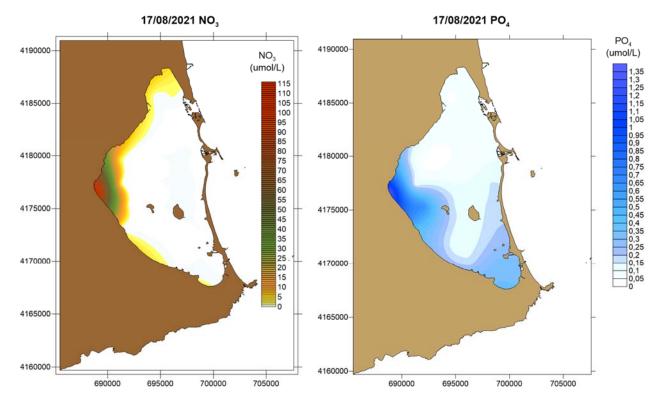


Figura 76. Mapas de superficie de la concentración de nitrato (izquierda) y fosfato (derecha) en la red de estaciones en el Mar Menor en la campaña del 17 de agosto de 2021.

Como consecuencia, la concentración de clorofila a, tras haber mostrado un cambio drástico tal y como se anticipaba como probable a finales de julio y se constató a primeros de agosto, siguió aumentando inexorablemente. En superficie, los valores se mantenían ligeramente por debajo de 10  $\mu$ g/L, pero numerosas estaciones sobrepasaban ya los 5  $\mu$ g/L y la estación E9, frente a los Urrutias, que el 19 de julio de 2021 presentaba valores máximos de 5,41  $\mu$ g/L en esta ocasión alcanzó 12,5  $\mu$ g/L en superficie.

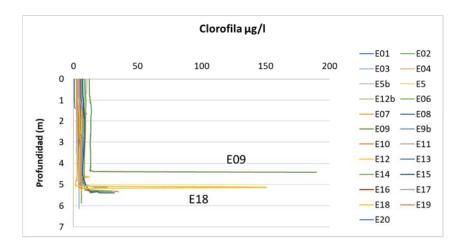
Pero si esto ya era grave, el problema que resultaba muy preocupante era la concentración de clorofila en las capas profundas de la columna de agua. En dicha estación E9, al sur de Los Urrutias, se alcanzaron valores de 189,5 µg Chla/L y la estación E18, frente al Estacio, llegó a 148,1 µg Chla/L (Fig. 77). De este modo, el problema que dio lugar en buena medida a la situación de mediados de agosto de 2021, sin descartar en ese momento posibles proliferaciones de dinoflagelados, fue la concentración de clorofila en las capas profundas de la columna de agua y la acumulación de los excedentes de producción primaria y materiales detríticos en dichas capas. En general, estas concentraciones en la capa profunda en toda la cubeta sur son las que dieron origen a las capas hipóxicas y anóxicas que se desarrollaron durante este periodo como consecuencia







de la acumulación de materia orgánica cuya remineralización y consumo por parte de detritívoros pelágicos produjo una elevada demanda de oxígeno.



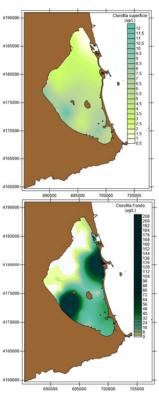


Figura 77. Perfiles y mapas de superficie y fondo de la concentración de clorofila en la red de estaciones en el Mar Menor en la campaña del 17 de agosto de 2021.

La elevada demanda de oxígeno en dichas concentraciones de material biológico se tradujo en condiciones de hipoxia y bajo porcentaje de oxígeno respecto a la concentración de saturación en algunas localidades (Fig. 78). Los valores más bajos se produjeron en el centro de los giros circulatorios y, de forma recurrente, frente a la bocana de El Estacio, correspondiendo a la zona de concentración por el efecto de succión de las corrientes de salida, algo que ya se había observado en años anteriores en circunstancias semejantes. La otra zona especialmente preocupante era la que se situaba desde los Urrutias hacia el centro del giro circulatorio de la cubeta sur y a lo largo de la ribera interna de La Manga hacia el norte, hasta El Estacio. Los eventos de hipoxia y aparición en las orillas de la cubeta sur de juveniles muertos de algunas especies de peces observados los días 14-16 de agosto estuvieron provocados, muy probablemente, por esta situación, sin descartar alguna proliferación de dinoflagelados, y no se dejaba de lado la posibilidad de que pudieran volver a producirse o intensificarse teniendo en cuenta que las entradas de agua y nutrientes se mantenían muy activas y que se estaba en un periodo de alta producción primaria, máxima actividad biológica y baja saturación







de oxígeno debido a las altas temperaturas. En los informes de estas fechas se subrayó que los periodos con olas de calor y vientos flojos serían probablemente críticos y que una estratificación forzada por la entrada de masas de agua con menor densidad que la del fondo del Mar Menor podría dar lugar a una crisis distrófica y anóxica importante.

Los perfiles y mapas de distribución espacial de los datos de salinidad y temperatura (Figs. 79 y 80) en esas fechas de 2021, y especialmente el hecho de que tanto en fondo como en la superficie los valores de temperatura fueran más bajos en las zonas someras de toda la ribera oriental del Mar Menor cuando en pleno agosto deberían ser las más cálidas, mostraba y confirmaba la entrada generalizada de aguas subsuperficiales.

Tras dos días en los que la bolsa hipóxica provocada por la acumulación de materia orgánica procedente de los excedentes de producción primaria había ido remitiendo, el sistema seguía alimentado con el mantenimiento de las descargas de agua dulce y nutrientes y volvió a detectarse una nueva acumulación de clorofila a y materiales detríticos en las capas profundas al norte de las islas centrales del Mar Menor, apareciendo algunas áreas en las que los niveles de oxígeno comenzaban a estar muy bajos (Fig. 81). Los informes de ese momento de 2021 advertían que dicho acúmulo incrementaría la demanda de oxígeno en las horas siguientes por lo que, si las condiciones ambientales evolucionaban hacia un incremento de la temperatura y/o un periodo de calmas, sería muy probable un nuevo evento de hipoxia. Se insistía en que esta situación seguiría repitiéndose mientras el sistema siguiera alimentado por un exceso de agua hipohalina y nutrientes procedentes de la cuenca vertiente y, forzado por un nivel freático alto, se agravaría, incluso, si se produjera una entrada masiva de agua dulce por posibles lluvias que forzaría una estratificación de la columna de agua.





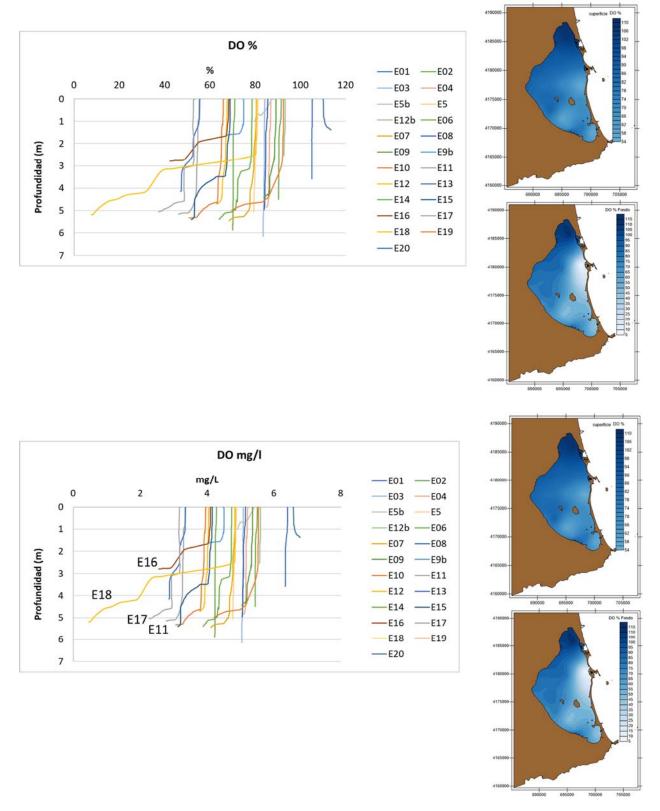


Figura 78. Perfiles y mapas de superficie y fondo de la concentración de oxígeno en la red de estaciones en el Mar Menor en la campaña del 17 de agosto de 2021.





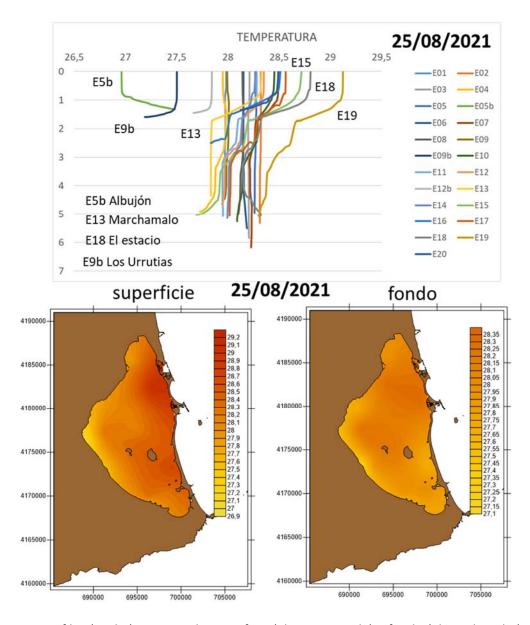


Figura 79. Perfiles (arriba) y mapas de superficie (abajo izquierda) y fondo (abajo derecha) de la temperatura del agua (°C) en la red de estaciones en el Mar Menor en la campaña del 25 de agosto de 2021.





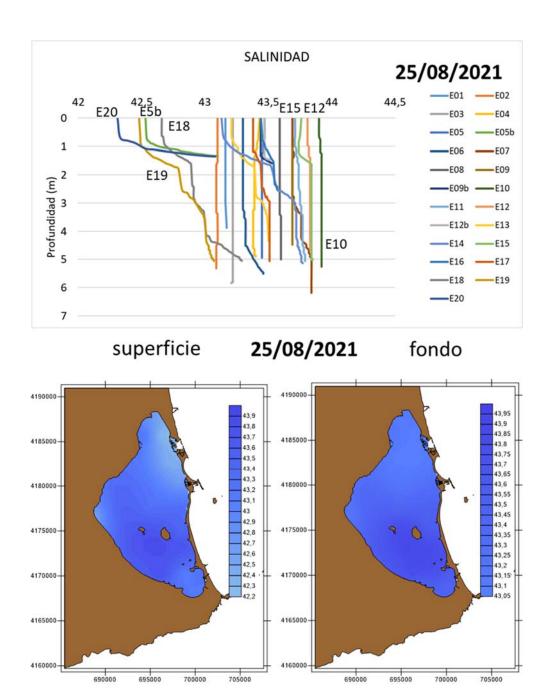


Figura 80. Perfiles (arriba) y mapas de superficie (abajo izquierda) y fondo (abajo derecha) de la salinidad del agua en la red de estaciones en el Mar Menor en la campaña del 25 de agosto de 2021.





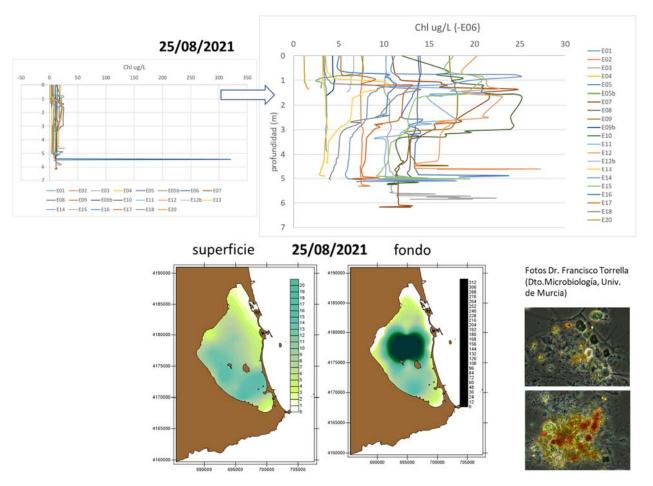


Figura 81. Perfiles y mapas de superficie y fondo de la concentración de clorofila  $\alpha$  en la red de estaciones del Mar Menor en la campaña del 25 de agosto de 2021. A la derecha se muestran imágenes del material detrítico que aparecía en dichas concentraciones (obtenidas por el Dr. Francisco Torrella).

Los datos del día 26, obtenidos por los equipos de monitorización del IMIDA, el Servicio de pesca de la CARM y la UPCT, junto con los obtenidos por nuestro propio equipo, para dar una mayor cobertura a la crisis que se estaba produciendo, mostraron una fuerte estratificación térmica y salina en las estaciones afectadas por las entradas de agua dulce que a lo largo del día siguiente fue rompiéndose. La continua entrada de agua dulce superficial y subsuperficial por El Albujón y la ribera interna del Mar Menor seguía siendo el principal motor del proceso de eutrofización y suponía un riesgo alto de estratificación, y se advertía en los informes que podría tener aún consecuencias más dramáticas que el evento de anoxia de la semana previa. Los datos obtenidos por dichos equipos de monitorización durante el 27 de agosto mostraban que la acumulación de clorofila aún se mantenía, con valores algo menores en el fondo, pero aún suficientemente altos para suponer un riesgo alto de formación de una bolsa hipóxica o de anoxia. Además, se había incrementado la concentración de clorofila a en superficie en la mayor parte del Mar Menor por lo que la concentración en el fondo aumentaría en los días siguientes. Las







bolsas formadas se desplazaron algo hacia el sur, hacia el canal entre las islas del Barón y la Perdiguera, pero su ubicación final estaría determinada por los vientos y las corrientes a lo largo del día.

La temperatura, en general, tampoco mostraba estratificación (Fig. 82). Cabía resaltar que la estaciones con menor temperatura se correspondían, frecuentemente, con las estaciones más costeras, la estación 5b, frente a la rambla del Albujón, y las 9b y 12b, frente a Los Urrutias y Los Nietos. Esto seguía siendo un indicio de la influencia de la entrada de aguas subterráneas por la zona costera.

Los eventos 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 dicho mes, se enmarcan en el contexto de un proceso clásico de crisis distrófica producida por un proceso de eutrofización típico que se inicia con el aporte excesivo de nutrientes y materia orgánica al ecosistema y que implica un desequilibrio energético en el mismo. La disponibilidad de nutrientes en exceso en el agua favorece el crecimiento de las algas, primero las de crecimiento más lento, luego las oportunistas, nitrófilas y de crecimiento rápido y, finalmente, éstas son sustituidas por el fitoplancton, que termina dominando el sistema, volviendo turbia y verde la columna de agua y reduciendo de manera significativa la penetración de la luz. Todos los excesos de materia orgánica terminan acumulándose en las capas profundas de la columna de agua y en el sedimento, donde se descomponen reduciendo la concentración de oxígeno y haciendo que la mayor parte de la fauna tenga dificultades para sobrevivir.

En este contexto, la situación producida en el Mar Menor el mes de agosto de 2021 fue más el resultado de la sinergia de diferentes factores que de un único factor. Por un lado, la temperatura media del agua en la laguna alcanzó 29,5°C, con valores de 29,8°C en algunas localidades y superando los 30°C en algunas áreas someras. En la campaña realizada el 16 de agosto para caracterizar el estado del Mar Menor, tras la alerta por la aparición de concentraciones elevadas de camarones y juveniles de peces muertos en algunas playas, la temperatura llegó a valores de 32°C, manteniéndose entre 29,3°C y 29,9°C en la mayor parte de su zona central. Por su parte, a lo largo del verano, se mantenían las entradas de agua dulce por la ribera interna del Mar Menor. El 17 de agosto volvió a detectarse una bajada significativa de la salinidad en las estaciones E1, frente a La Ribera, y en las 5b y 18, frente a la rambla de El Albujón y El Estacio, respectivamente (Fig. 83). La primera, junto con una estratificación marcada, ya se había detectado a finales de julio de ese mismo año, su efecto se había perdido la primera semana de agosto, pero de nuevo volvía a aparecer, y se justifica principalmente por el vertido de aguas urbanas. La segunda era debida a las descargas en el área de la rambla de El Albujón y la última a la entrada directa de agua del Mediterráneo. Las dos primeras situaciones eran





una clara evidencia de que las entradas de agua cargadas de nutrientes seguían activas forzando el estado trófico del Mar Menor. Los datos de El Estacio servían como alerta de que forzar el intercambio con el Mediterráneo podría agravar los procesos de estratificación y es importante acotar en sus justos términos este tipo de acciones.

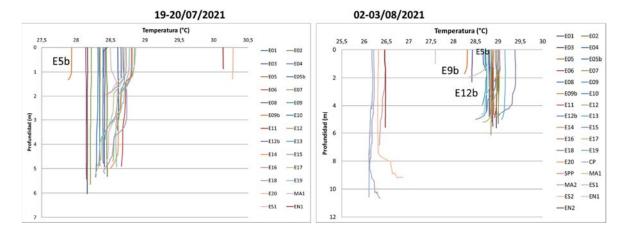


Figura 82. Perfiles de temperatura a finales de julio y principios de agosto de 2021 en la red de estaciones en el Mar Menor.

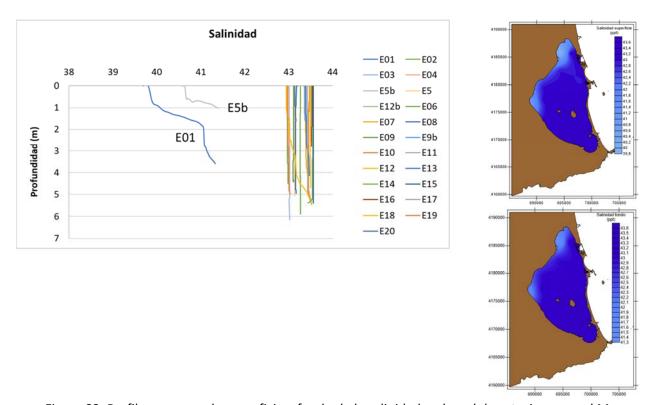


Figura 83. Perfiles y mapas de superficie y fondo de la salinidad en la red de estaciones en el Mar Menor en la campaña del 17 de agosto de 2021.





A primeros de septiembre (Fig. 84), dichas masas con alta concentración de clorofila y materia orgánica particulada y disuelta seguían formándose, evolucionando y deshaciéndose. El que la situación se agravara de forma dramática y diera lugar a una crisis distrófica y anoxia importante dependía de que hubiera periodos con olas de calor y vientos flojos o que se diera una estratificación forzada por la entrada de masas de agua con menor densidad que la del fondo del Mar Menor. Esta situación se preveía especialmente grave en el contexto de una hipotética DANA.

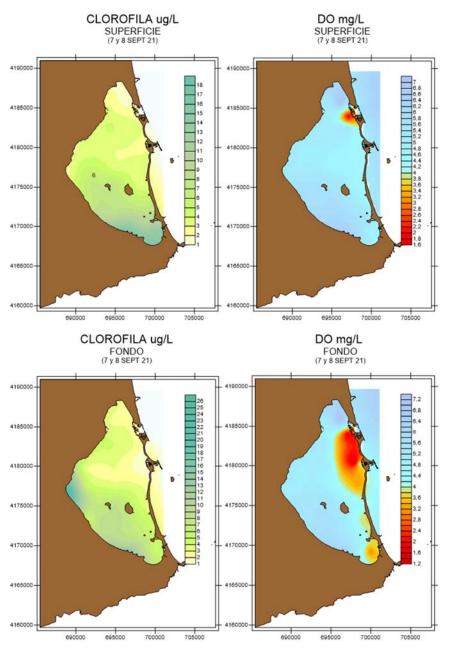


Figura 84. Mapas de superficie (arriba) y fondo (debajo) de la concentración de clorofila (izquierda) y de oxígeno (derecha) en la red de estaciones en el Mar Menor en la campaña del 7-8 de septiembre de 2021.







Por todo ello, una vez más, en los informes de septiembre se siguió insistiendo en la importancia y la urgencia de un plan de gestión de las aguas en la cuenca y de regulación, no solo de los vertidos sino también de los niveles del freático. Se recalcaba la importancia de alcanzar un consenso social, técnico y político en este sentido y que se adoptaran las medidas contando con los especialistas en hidrogeología, y con la colaboración de los sectores activos en la cuenca y el uso de las infraestructuras disponibles para reducir el nivel freático al menos entre 1,5 y 2 metros a nivel de la orilla. Ante una situación que ya estaba clara y diagnosticada desde hace años, era 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, con las regulaciones necesarias, y la integridad ecológica del Mar Menor no será posible.

En 2022, aunque no han llegado a producirse crisis de hipoxia extremas y, en general ha habido periodos en los que la concentración de nutrientes ha sido más baja que en años anteriores, especialmente de fósforo, lo cierto es que ha habido momentos extremos, como las entradas de nitrato ocurridas entre las últimas semanas de marzo y las primeras de abril, y la que tuvo lugar, con menor alcance espacial, la primera quincena de agosto (Figs. 44 - 46). Esto evidencia que el problema no está resuelto y sigue manteniéndose la preocupación por la posibilidad de una rotura sin vuelta atrás. Es lo que podríamos llamar "efecto alambre" en el que, por mucha que sea la resiliencia del sistema y su capacidad de retornar a situaciones de integridad ecológica, el paso continuado de una situación a otra puede terminar rompiendo los mecanismos de autorregulación.





# 6. 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 habían comenzado en la década de 1990, cuando nuestro grupo de investigación detectó y denunció por primera vez el problema que estaba ocurriendo en el Mar Menor.

# 6.1. Análisis descriptivo de la dinámica del zooplancton en el periodo previo a la crisis de anoxia de 2021

Las muestras de zooplancton del año 2021 fueron tomadas mensualmente, considerando las fracciones de 100  $\mu$ m y de 200  $\mu$ m, permitiendo esto tener una imagen del comportamiento y composición de dicho poblamiento a lo largo de las estaciones de invierno, primavera y verano de este año (Fig. 85).

La relación zooplancton-clorofila *a* en el Mar Menor responde a las relaciones tróficas descritas en los principios básicos de la oceanografía biológica (Steele *et al.*, 2011), en las que los eventos de crecimiento fitoplanctónico habitualmente están seguidas por proliferaciones de zooplancton (Fig. 85). No obstante, hay que tener presente que la dinámica poblacional de las comunidades planctónicas no solo depende estrechamente de variables biológicas, como la anteriormente expuesta, sino que además están influenciadas por diferentes parámetros fisicoquímicos (salinidad, temperatura, nutrientes, etc.) (Scrichandan *et al.*, 2021), los cuales se caracterizan por una alta variabilidad dentro las lagunas (Gilabert *et al.*, 2001a; Pérez-Ruzafa *et al.*, 2002, 2005a, 2007b, 2019a). Esto implica la necesidad de realizar análisis profundos de las relaciones entre la dinámica zooplanctónica y las variables ambientales, con el fin de establecer un modelo general y detallado adaptado al sistema lagunar.

Durante el periodo estudiado, entre febrero y septiembre de 2021, los copépodos constituyeron el grupo dominante en todas las muestras de la fracción de zooplancton ≥ 200 μm (Fig. 85), como es esperable en ecosistemas marinos (Day & Yáñez-Arancibia, 1982). Su dinámica se caracterizó por las oscilaciones en su abundancia. Los principales picos se produjeron en mayo y junio, a principios de verano, en ambos casos coincidentes con una reducción de la concentración de clorofila. En junio se alcanzaron densidades







medias en la laguna de más de 150.000 individuos/100 m³. La baja abundancia de la población de copépodos en el mes de abril coincidió con el aumento de la población de la medusa *Aurelia* sp. en la laguna, lo que podría estar indicando una regulación *top-down* por parte de éstas que se sumaría a un control *bottom-up* por parte del fitoplancton, reflejando que las interrelaciones y los mecanismos de regulación en las lagunas costeras pueden ser más complejos de lo que podría pensarse (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2019b).

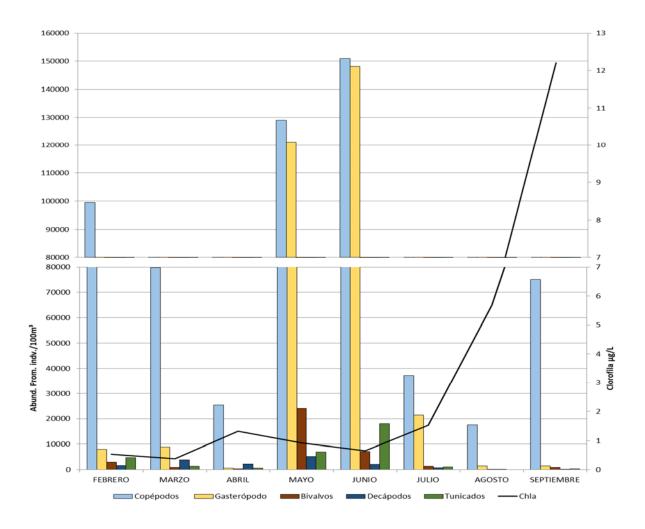


Figura 85. Dinámica poblacional de la fracción de zooplancton  $\geq$  200 $\mu$ m frente a la concentración de clorofila a en la laguna del Mar Menor en 2021.

El segundo grupo más abundante estuvo representado por las larvas de moluscos (gasterópodos y bivalvos), las cuales mostraron un comportamiento estacional. Destaca en este grupo la abundancia de los gasterópodos, con sus máximos en los meses de mayo y junio, alcanzando densidades medias de más de 145.000 individuos/100 m³ (Fig. 85), coincidiendo con el aumento de la temperatura del agua (Gilabert *et al.*, 2001a) y, posiblemente, indicando un evento de reproducción en la fauna bentónica.







Los tunicados, menos numerosos pero presentes durante la mayor parte del periodo de muestreo, presentaron un comportamiento similar al de los moluscos, caracterizado por un aumento de su abundancia a finales de la primavera y principios del verano. Por último, aunque con un menor peso cuantitativo, las larvas de decápodos se encontraron en la columna de agua durante toda la duración del proyecto, alcanzando su mayor abundancia durante el mes de mayo.

Por tanto, la mayoría de los grupos taxonómicos pertenecientes al zooplancton mayor de 200 µm registraron sus concentraciones más altas a finales de la primavera y principios del verano (mayo y junio). Cabe destacar que a partir del mes de julio se observa una disminución drástica de la abundancia de todos los grupos, alcanzando las cifras más bajas e incluso nulas, como en el caso de los tunicados, durante el mes de agosto. Esto es esperable ya que la mayoría de las larvas corresponden a organismos bentónicos que se asientan en los fondos lagunares para desarrollar su vida adulta y teniendo en cuenta que la duración de la vida larvaria oscila, en la mayoría de las especies, entre los 30 y los 50 días. A partir del mes de septiembre se observó un nuevo incremento en el número de copépodos posiblemente como respuesta a las mayores concentraciones de fitoplancton de estas fechas y a la disminución de la regulación ejercida por la medusa *Aurelia* sp. y otras especies pelágicas.

En lo que respecta a la fracción mayor de 100  $\mu$ m se observa una dinámica análoga a la descrita en la fracción de 200  $\mu$ m, dominada, en este caso, aparte de por los copépodos, por las larvas de bivalvos y gasterópodos que alcanzaron densidades en mayo que superaron los 180.000 individuos/100 m³ (Fig. 86).







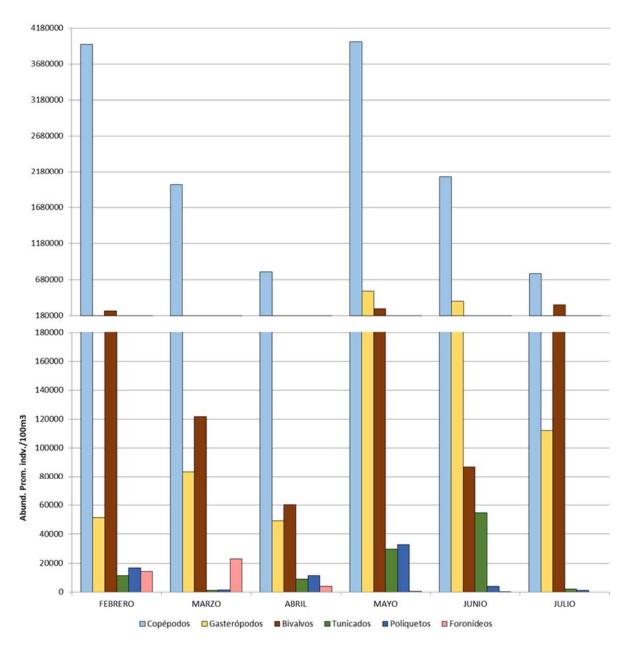


Figura. 86. Dinámica poblacional de la fracción de zooplancton  $\geq$  100 $\mu$ m en la laguna del Mar Menor en el año 2021.

El posible efecto de los fenómenos de hipoxia que ocurrieron durante el mes de agosto en la laguna es poco probable que tuvieran un impacto significativo en la comunidad plantónica, pero sí pudieron afectar al asentamiento larvario en las distintas comunidades bentónicas. No obstante, hay que tener en cuenta que la mayoría de los fondos afectados corresponden a zonas originalmente cubiertas por praderas mixtas de *Cymodocea-Caulerpa*, con elevadas densidades de *C. prolifera*, lo que hace que estos ambientes ya sean anóxicos por la acumulación de la materia orgánica que produce dicha alga (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2005b), y aunque algunos fondos habían recuperado sedimentos







oxigenados tras la desaparición de *C. prolifera* de los mismos en 2016, en buena medida, la nueva expansión del alga estaba volviéndolos de nuevo anóxicos. Será interesante analizar las comunidades bentónicas y valorar estos efectos en los siguientes estudios de seguimiento sobre la densidad de larvas planctónicas ya que estas son consecuencia del potencial reproductivo de las poblaciones de adultos.

#### 6.1.1. Estudio del plancton gelatinoso: dinámica de poblaciones de medusas

Al contrario de lo ocurrido al inicio del proceso de eutrofización en los años 1990, en los que la medusa autóctona del Mar Menor perdió su dominancia en favor de las medusas alóctonas *Rhizostoma pulmo* y *Cotylorhiza tuberculata* (Pérez-Ruzafa, 1996, 1997; 2002; Fernández-Alías *et al.*, 2020; Fig. 87), 2020 y 2021 se han caracterizado por la dominancia de la medusa luna (*Aurelia* sp.).

En 2021 la población de *Aurelia* sp. comenzó su incremento en febrero, alcanzando su máximo en mayo, con densidades medias superiores a 20 individuos/100m<sup>3</sup>, iniciando a partir de ese momento su disminución en su etapa adulta hasta su completa desaparición a finales de junio (Fig. 88).

Aurelia sp. realiza en el Mar Menor la transición de su fase pólipo a la fase de medusa con el descenso térmico estacional (Fig. 89), siendo detectable la fase adulta desde el final del invierno hasta el final de la primavera o el comienzo del verano, momento en que se detecta una mortandad masiva de las mismas (Fernández-Alías et al., 2020) (Figura 88). Esta dinámica se ha mantenido en el Mar Menor durante 2021, aunque la abundancia registrada durante el estudio ha sido 40 veces superior a la registrada para el año 1997 (Fernández-Alías et al., 2020). Sin embargo, en 2022, la densidad de Aurelia aurita ha vuelto a descender y otras especies, en cambio, antes ajenas al Mar Menor, como *Phyllorhiza punctata* Lendenfeld, 1884, han proliferado.

El análisis de la distribución espacio-temporal de las tres especies habituales de medusas, realizado sobre los datos obtenidos por nuestro grupo de investigación en 1997, cuando todas ellas empezaron a coexistir con poblaciones abundantes en el Mar Menor y para estudiar los mecanismos desencadenantes de sus proliferaciones, muestra que La distribución espacial de. muestra que la proliferación de *Aurelia* sp comenzó al norte de la rambla de El Albujón, migrando posteriormente entre las islas para ser detectadas finalmente en la cubeta sur (Fig. 90).

Aurelia sp. contribuye en la laguna a la regulación de los eslabones inferiores de la red trófica lagunar controlando la proliferación de fitoplancton pese a la entrada continuada







de nutrientes registrada particularmente en los meses de abril y mayo. Este control *top-down* ejercido en primavera por *Aurelia* sp., durante la etapa pre-eutrofización de la laguna (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2019b) era continuado en los meses de verano por *R. pulmo, C. tuberculata* y el ictioplancton (Fernández-Alías *et al.*, 2020). No puede descartarse la posibilidad de que el incremento de las poblaciones de *Aurelia* sp., a costa de las de *R. pulmo* y *C. tuberculata*, sea debido a su tolerancia a la hipoxia y anoxia en su fase pólipo, habiendo sobrevivido mejor al episodio de 2019.

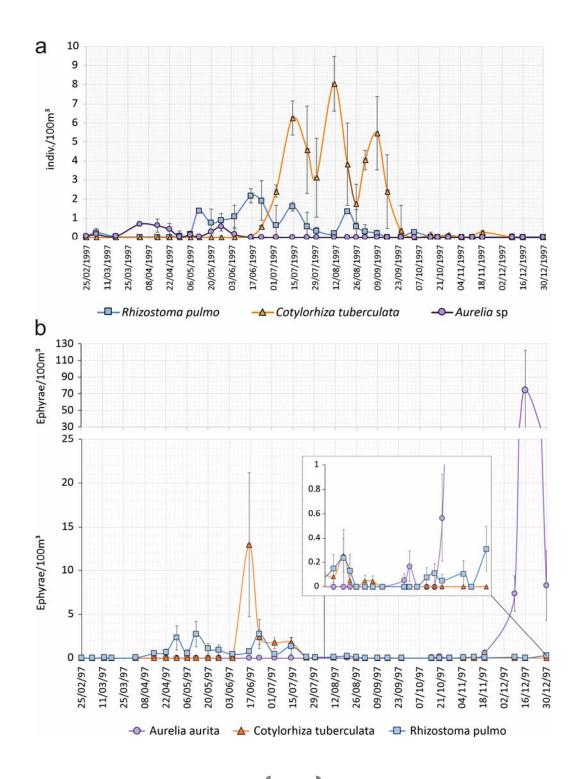






Figura 87. Dinámica poblacional en el año 1997 de las tres especies de medusas que habitan la laguna del Mar Menor, al inicio del proceso de eutrofización. A: fase adulta; B: fase éfira. Los valores representan la media de abundancia de las especies promediada para las 20 estaciones de muestreo (medusas o éfiras/100 m³); las barras de error representan el error estándar (Fernández-Alías et al., 2020).

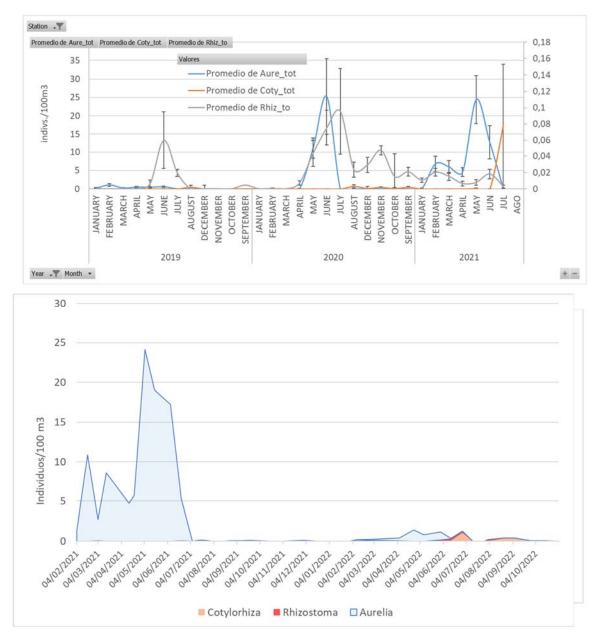


Figura 88. Abundancia media de las poblaciones de medusas en el Mar Menor. Arriba: dinámica mensual de las tres especies dominantes en el Mar Menor en los años 2019 a 2021. Abajo: dinámica de las mis mas especies el Mar Menor en 2021 y 2022.





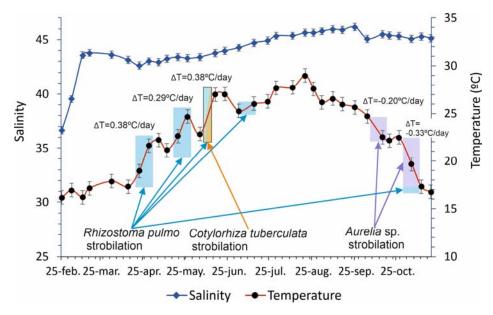


Figura 89. Evolución de los valores medios de temperatura y salinidad en el Mar Menor en 1997 indicando el efecto de la tasa diaria de aumento o disminución de temperatura en los picos de estrobilación para cada especie de medusa. Las barras de error corresponden al error estándar (Fernández-Alías et al., 2020).

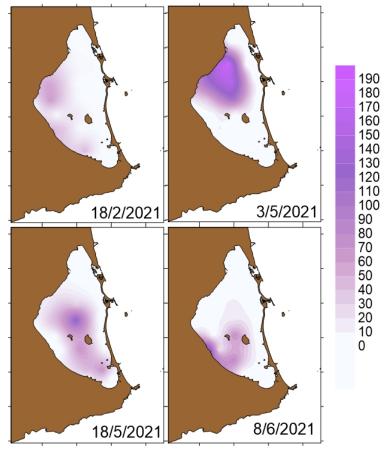


Figura 90. Evolución de la distribución horizontal de las abundancias (individuos/100m³) de la medusa luna (*Aurelia* sp.) en el Mar Menor entre febrero y junio de 2021.







En 2021, la especie *R. pulmo* ha sido detectada durante todo el año, pero de forma eventual, mientras que *C. tuberculata* se encontró desde el comienzo de la temporada estival de forma individual y aislada. La detección de ambas especies coincide con los periodos de aparición registrados en Fernández-Alías *et al.* (2020), sin embargo, no se ha registrado la aparición de proliferaciones masivas de ninguna de las dos. La ausencia de estas proliferaciones masivas ha supuesto la reducción de la capacidad reguladora del sistema pelágico sobre las poblaciones fitoplanctónicas que ha dado lugar a los elevados valores de clorofila *a* encontrados en el mes de agosto de ese año.

## 6.1.2. Ictioplancton

El zooplancton en general y el ictioplancton en particular, junto con las poblaciones de medusas, juegan un papel fundamental en la regulación de las poblaciones del fitoplancton. La relación positiva y el ciclo límite que muestra con la concentración de clorofila *a* confirman que ejerce un control *top-down* sobre las poblaciones de copépodos y zooplancton que se alimentan a su vez de los productores primarios del plancton (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2005a; Fig. 10).

El análisis de las muestras de ictioplancton obtenidas desde 2016 indica que la composición de los grandes grupos ictioplanctónicos ha cambiado en función del estado trófico del Mar Menor. Esta variabilidad ya fue descrita por Quispe (2014) y el informe presentado en 2019 (Pérez-Ruzafa, 2019) (Fig. 91). En el periodo transcurrido desde la crisis de 2016, los años con crisis distróficas más acentuadas (2016 y 2020) están dominados por larvas de especies pelágicas (Engraulidae), mientras que los años en los que se recupera el equilibrio trófico dominan las larvas de especies bentónicas (Gobiidae y, en menor medida, Blenniidae) (Fig. 92).

La abundancia de huevos y larvas de peces presentes en el plancton suele alcanzar el máximo en el mes de junio. También las máximas abundancias de huevos de anchoa se registran durante los meses de primavera (marzo-abril-mayo) con desfases dependiendo de los años. En el caso de las larvas suele haber un segundo pico entre agosto y octubre (Fig. 93).

La cantidad de huevos y larvas de peces muestreados en el plancton durante los dos primeros años tras la crisis distrófica (2016-2018), osciló entre los 5.349 huevos, de los cuales 486 correspondieron a la especie *Engraulis encrasicolus* (Linnaeus, 1758), y 4.117 larvas de peces representadas en 9 órdenes, 33 géneros, 22 familias y 40 especies en 2016, , y los 59.226 huevos, de los cuales 3.340 pertenecieron a la especie *Engraulis* 







*encrasicolus*, y 15.947 larvas de peces, pertenecientes a 12 órdenes, 54 géneros, 33 familias y 72 especies en 2018, año en el que el ecosistema tuvo una franca recuperación tras la desaparición de buena parte de las praderas de *Caulerpa prolifera* en 2016.

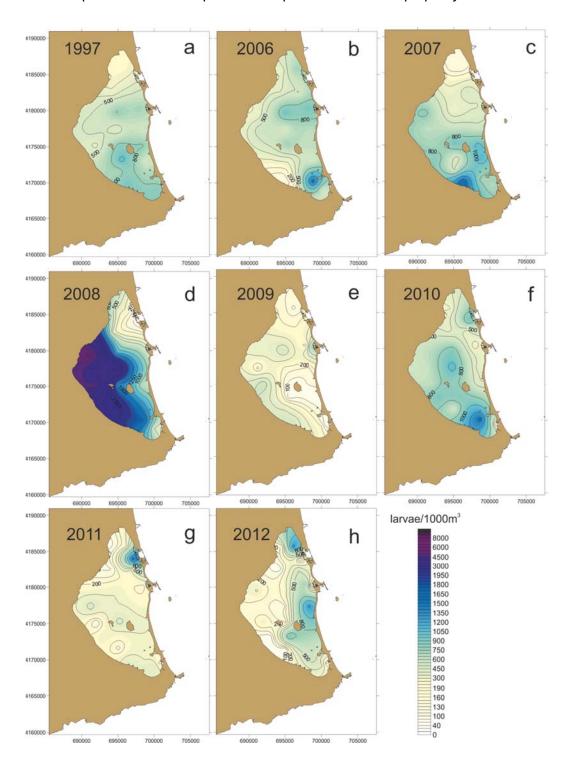


Figura 91. Variabilidad interanual en la distribución de la densidad media de larvas de peces en la laguna del Mar Menor (Quispe, 2014).





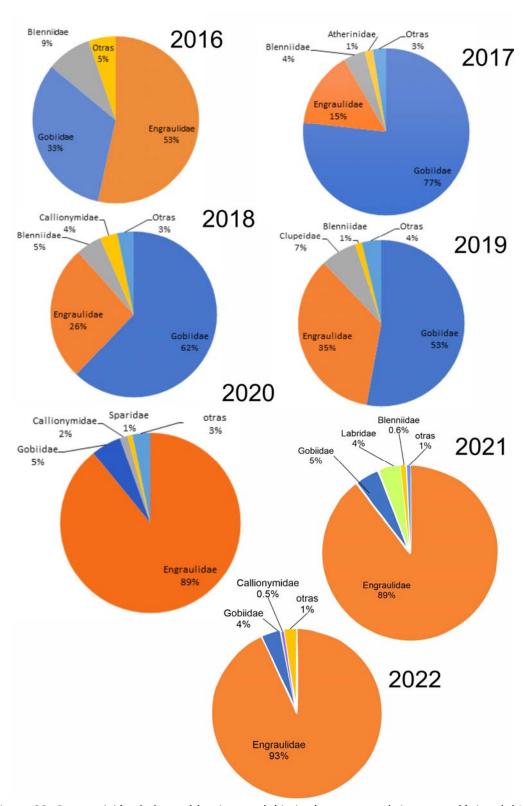


Figura 92. Composición de los poblamientos del ictioplancton en el sistema pelágico del Mar Menor a lo largo de la crisis de eutrofización tras el evento distrófico de 2016.





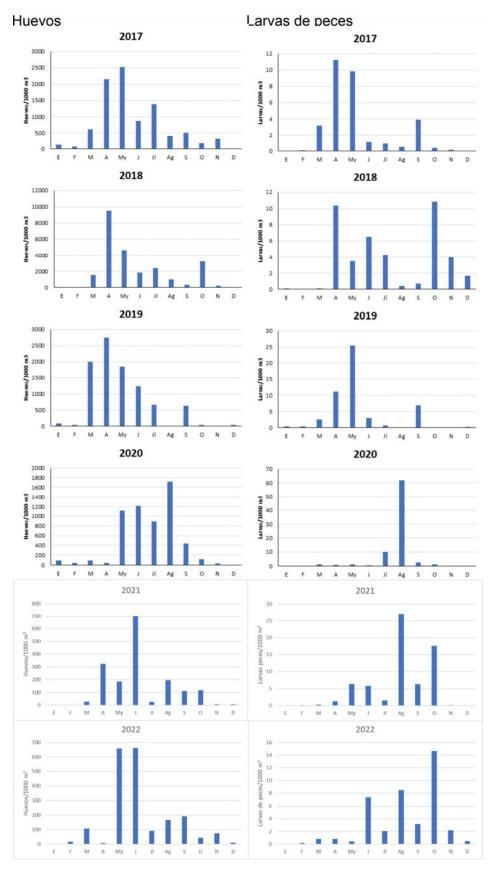


Figura 93. Dinámica temporal de la abundancia de huevos y larvas del ictioplancton en el sistema pelágico del Mar Menor a lo largo de la crisis de eutrofización tras el evento distrófico de 2016.







En 2016, entre las especies más abundantes destacaron Engraulis encrasicolus (53,4%), Gobius niger Linnaeus, 1758 (26,5%), Parablennius pilicornis (Cuvier, 1829) (6,7%), Gobius paganellus Linnaeus, 1758 (3,7%), Pomatoschistus marmoratus (Risso, 1810) (2,2%) y Salaria pavo (Risso, 1810) (1,8%). En 2018, las muestras estuvieron dominadas por las especies Gobius niger (33,8%), Engraulis encrasicolus (26,3%), Gobius paganellus (12,8%), Pomatoschistus marmoratus (12,2%), Callionymus lyra Linnaeus, 1758 (2,5%), Salaria pavo (2,1%) y Parablennius pilicornis (2,1%).

Aphia minuta (Risso, 1810) (2,1%) y Atherina boyeri Risso, 1810 (1,4%) estuvieron también entre las especies más abundantes en 2017 y Sardinella aurita Valenciennes, 1847 (6,9%) entre las abundantes en 2019.

Progresivamente, a medida que los fondos dominados por *Caulerpa prolifera* han ido extendiéndose de nuevo, las abundancias de huevos y larvas han ido disminuyendo. En 2020, año en el que el ecosistema aún resistió razonablemente con aguas transparentes, pero las entradas de agua dulce y nutrientes amenazaban ya con volver a romperlo, los engraúlidos volvieron a dominar el ictioplancton. Este grupo está constituido por especies que realizan repetidas puestas de huevos a lo largo de la época de reproducción (Quispe, 2014) y ese año las larvas de *Engraulis encrasicolus* supusieron el 89.1% del poblamiento, alcanzando sus mayores densidades durante los meses de julio (1284,9 ind./1000 m³) y agosto (8621,3 ind./1000 m³).

En el material recogido en las 23 campañas del año 2021 se encontraron un total de 4351 huevos, de los cuales 1366 correspondieron al engraúlido *Engraulis encrasicolus*, y 29.510 larvas de peces representadas en 7 órdenes, 41 géneros, 21 familias y 53 especies. Entre las familias más numerosas estuvieron Engraulidae (89,5%), Gobiidae (4,6%), Labridae (4,3%) y Blenniidae (0,6%) (Fig. 92). Las especies más abundantes fueron *Engraulis encrasicolus* (89,5%), *Gobius niger* (2,1%), *Symphodus cinereus* (Bonnaterre, 1788) (1,6%), *Ctenolabrus rupestris* (Linnaeus, 1758) (1,4%), *Pomatoschistus marmoratus* (1,3%), *Symphodus tinca* (Linnaeus, 1758) (0,7%) y *Gobius paganellus* (0,7%).

En cuanto a la distribución temporal, las mayores abundancias de huevos se registraron desde el mes de abril hasta agosto, siendo su pico máximo de abundancia en el mes de junio (Fig. 93), y para los huevos de anchoa, muestra dos picos de abundancia, uno que se registró en abril y otro pico en el mes de octubre.

Del material estudiado en las 23 campañas de 2022 se recolectaron 5704 huevos, de los cuales 865 pertenecen también a la especie *Engraulis encrasicolus*, y 15291 larvas de peces, pertenecientes a 9 órdenes, 47 géneros, 28 familias y 56 especies. Las familias más

# UNIVERSIDAD DE MURCIA



dominantes fueron Engraulidae (93,2%), Gobiidae (3,7%) y Callionymidae (0,5%) (Fig. 92). Entre las especies dominantes hay que señalar a *Engraulis encrasicolus* (93,2%), *Gobius niger* (2,3%) y *Pomatoschistus marmoratus* (0,9%).

En cuanto a la distribución temporal de huevos, estos se registraron a lo largo de todo el año, pero es en los meses de mayo y junio donde se alcanzaron sus picos máximos de abundancia. Mientras que los huevos del engraúlido *Engraulis encrasicolus* que también aparecieron a lo largo de todo el año, registraron sus mayores abundancias durante los meses de junio y septiembre.

# 6.2. Efecto de la sobrecarga de nutrientes sobre la transición de un control top-down a un control bottom-up y el desencadenamiento de crisis distróficas en el Mar Menor¹

Como se ha venido comentando en las consideraciones generales y en la puesta en contexto de este informe, el sobre-enriquecimiento de nutrientes y la eutrofización son puntos clave en términos de disfuncionalidades ecosistémicas y preocupación social en las lagunas costeras (Nienhuis, 1992; Kennish & de Jonge, 2011; Cloern *et al.*, 2016).

La preocupación por la eutrofización generalmente aumenta cuando las consecuencias de la misma (por ejemplo, proliferaciones de algas perjudiciales o mortandades masivas de organismos) son evidentes pero, como ya se ha dicho, la eutrofización es un proceso, más que un estado, involucrando un incremento en la ratio de aporte orgánica a un ecosistema y en el que pueden observarse distintas etapas (Likens, 1972; Nixon, 1995, 2009). Este proceso está ampliamente descrito en lagunas costeras (Reyes & Merino, 1991; Boynton et al., 1996; Taylor et al., 1999; Newton et al., 2003; Solidoro et al., 2010). Además, las consecuencias del proceso, tanto en magnitud como en escalas espaciotemporales, pueden diferir entre lagunas costeras debido a mecanismos homeostáticos más o menos específicos basados en el control top-down de la red trófica por especies como las medusas (Pérez-Ruzafa et al., 2002), la canalización del exceso de producción hacia el sistema bentónico y los sedimentos o la exportación fuera de la laguna (Pérez-Ruzafa et al., 2020b).

Sim embargo, este control *top-down* y el control de la red trófica como respuesta al sobreenriquecimiento de nutrientes, incluso antes de la aparición de daños severos, no está exento de problemas e interferencias con las actividades antrópicas.

Fernández-Alías, A., Montaño-Barroso, T., Conde-Caño, 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, 846, 157388

<sup>&</sup>lt;sup>1</sup> La información de este capítulo se encuentra publicada en:







Las proliferaciones masivas de medusas han recibido un interés creciente en los últimos años (Pitt *et al.*, 2018) debido a su interferencia con las actividades humanas recreacionales y profesionales (Richardson *et al.*, 2009; Purcell *et al.*, 2013), siendo las lagunas costeras un ecosistema preferencial para albergarlas (Fernández-Alías *et al.*, 2021). En estos ecosistemas, las políticas han tenido que moverse en la dicotomía que presenta el control de la eutrofización por parte de las poblaciones de medusas y las molestias provocadas por estas (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2002). Por otro lado, las comunidades zooplanctónicas, más allá de la variabilidad espaciotemporal resultante de las características intrínsecas de estos ecosistemas (Howson *et al.*, 2017), juegan un papel clave en las redes tróficas conectando la transferencia de carbono desde el fitoplancton hasta las comunidades de medusas y peces (Steele *et al.*, 2011; Bueno-Pardo *et al.*, 2018; Marques *et al.*, 2020; Leoni *et al.*, 2021).

Hay un límite de asimilación de estos ecosistemas y, una vez que se supera, se dispara una cascada de efectos que llevan a la aparición de crisis distróficas que afectan de un modo severo a las comunidades planctónicas en general (Taylor et al., 1999; Basset et al., 2013b; Papantoniou et al., 2020). Los epífitos de crecimiento rápido pueden colonizar los macrófitos perennes decreciendo o inhibiendo su actividad fotosintética e incrementando su ratio de mortalidad (Viaroli et al., 2010). La reducción de la biomasa fotosintética bentónica incrementa la disponibilidad de nutrientes aprovechables por el fitoplancton, algas flotantes y bacterioplancton, cuyas proliferaciones masivas reducen la luz en el fondo, exacerbando así la inhibición de la fotosíntesis bentónica (Taylor, 1983; Viaroli et al., 2010; Cloern et al., 2016). La muerte de flora bentónica y la descomposición de la materia orgánica incrementa la demanda de oxígeno y puede, eventualmente, originar eventos de hipoxia-anoxia (Tagliapietra et al., 2011). La evolución continua del ecosistema hacia un nuevo, y generalmente más simple, estado ecológico, hace que, como ya se viene insistiendo, el monitoreo del mismo sea un requerimiento para identificar los elementos más sensibles, las consecuencias y para adecuar las acciones de manejo en el área (Ferreira et al., 2011; Pérez-Ruzafa et al., 2019a).

En nuestro caso, hemos observado como el Mar Menor, a pesar de registrar entradas de nutrientes elevadas, ha sido capaz de mantener la transparencia y la calidad de sus aguas gracias a los mecanismos regulatorios y homeostáticos descritos, destacando un importante control *top-down* del sistema biológico. Estos mecanismos combinan la presión sobre el fitoplancton ejercida por medusas, ictioplancton y filtradores bentónicos con la fijación de nutrientes por el microfitobentos, fanerógamas y macroalgas, constituyendo una regulación conjunta de la eutrofización (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2002, 2019a, 2020b; Heck & Valentine, 2007; Lonsdale *et al.*, 2009; Fernández-Alías *et al.*, 2020).







Sin embargo, desde 2016, la laguna costera se ha caracterizado por crisis distróficas periódicas (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2019b), como la ocurrida entre septiembre y octubre de 2019, cuando se registró una mortandad masiva de peces. Aquí analizamos el periodo comprendido entre junio de 2020 y septiembre de 2021, comparando dos periodos estivales bien diferenciados: verano de 2020 sin ninguna perturbación reseñable y el de 2021 cuando se registró un nuevo evento hipóxico acompañado de una mortandad masiva de peces bentónicas y una proliferación masiva de clorofila. En nuestro estudio, caracterizamos la dinámica de zooplancton y mostramos como un colapso de todos los grupos, simultáneo a un aumento en la descarga de nutrientes, actúa como disparador de la crisis distrófica. Para ello, se ha utilizado la clorofila como indicador de eutrofización y las variables biológicas, hidrográficas y químicas como variables explicativas.

## 6.2.1. Condiciones ambientales

Antes del periodo de estudio considerado en este apartado, 1 de junio 2020 – 20 de septiembre 2021, un evento de precipitación torrencial (DANA) desencadenó una crisis distrófica en septiembre-octubre de 2019 (Romero Díaz & Pérez Morales, 2021). En ella se registró una reducción de salinidad, una fuerte estratificación de la columna de agua, una mortandad masiva de peces y una proliferación masiva de fitoplancton (Fig. 94). Este evento vino seguido de un periodo de precipitación a comienzos de 2020 que evitó la recuperación de su valor habitual de salinidad (por encima de 42) y mantuvo una elevada entrada de nutrientes y una alta concentración de clorofila (Figs. 2, 3). El balance ecológico se recuperó una vez finalizó el periodo lluvioso.

Durante el periodo de estudio, la salinidad y la temperatura mostraron un comportamiento estacional en el Mar Menor. La salinidad, que comenzó en un mínimo de  $39.29 \pm 0.03$  al comienzo del muestreo, incrementó durante el verano como consecuencia de la evapotranspiración (máximo de  $43.89 \pm 0.07$ ) y disminuyó durante primavera e invierno, en el periodo lluvioso. Durante todo el estudio la salinidad mostró una tendencia ascendente, recuperándose del evento de precipitación torrencial en septiembre de 2019 y el periodo lluvioso que lo sucedió a comienzos de 2020. La temperatura osciló entre un máximo de  $30.14 \pm 0.06$ °C en agosto de 2020 y un mínimo de  $10.07 \pm 0.08$ °C en enero de 2021 (Fig. 94).

La crisis de 2019 fue disparada por una entrada masiva de agua dulce cargada de nutrientes que produjo una estratificación de la columna de agua, una proliferación de clorofila y un evento de hipoxia-anoxia. El 19 de septiembre de 2019 registramos una concentración anómala, muy elevada, de oxígeno disuelto (291.18  $\pm$  8.87%, 19.3  $\pm$  0.53 mg/L), que descendió de forma abrupta hasta el 14 de noviembre de 2019 (87.58  $\pm$  0.93%,







6.84 ± 0.07 mg/L). En la misma fecha, registramos una proliferación de clorofila con una concentración media de 56.20 ± 4.50 µg/L que también desciende de forma rápida, pero que mantiene picos de hasta 16.19 ± 1.20 μg/L en abril de 2020. En este proceso, el 10 de octubre de 2019 la estratificación de la columna de agua y la descomposición de la materia orgánica disuelta supuso un consumo de oxígeno que dio lugar a un evento de hipoxia-anoxia (61.62  $\pm$  7.63%, 4.05  $\pm$  0.51 mg/L) en las capas más bajas de la columna de agua (0,5 m sobre el fondo). Desde entonces, el oxígeno se mantuvo en el nivel de saturación durante la práctica totalidad del periodo previo a la crisis distrófica de 2021, cuando se registra un descenso, no homogéneo a nivel espacial, a partir del 2 de agosto de 2021 (el mínimo se registra en el 17 de agosto de 2021, 78.90 ± 3.13%, 4.75 ± 0.19 mg/L en los 1,5 m superiores;  $68.98 \pm 5.03\%$ ,  $4.16 \pm 0.30$  mg/L en el 0.5 m inferior). La concentración de clorofila experimentó una reducción tras la finalización del periodo lluvioso de 2020 y mantuvo valores por debajo de 2.5  $\mu$ g/L (promedio 1.28  $\pm$  0.02  $\mu$ g/L) antes de la crisis distrófica de 2021. Al comenzar el verano de 2021, la concentración de clorofila comenzó a incrementarse, alcanzando un valor promedio de 12.21 ± 1.33 µg/L el 20 de septiembre de 2021, indicando el error estándar que la proliferación no fue horizontalmente homogénea en toda la laguna (Figs. 2, 4a).

El periodo anterior a nuestro estudio, marcado por lluvias en la cuenca de drenaje, muestra importantes descargas de nutrientes en la laguna, principalmente en la forma de  $NO_3^-$ , que se redujeron de forma drástica al concluir el periodo lluvioso. Durante nuestro periodo de estudio, el DIN, calculado como la suma de  $NO_3^-$ ,  $NO_2^-$  y  $NH_4^+$ , se encuentra dominado por  $NO_3^-$ , excluyendo un pico de amonio registrado en el verano de 2020. El nitrato generalmente se mantiene en concentraciones inferiores a 1  $\mu$ mol/L (85% de las muestras), pero muestra picos de entrada, principalmente a través de la rambla de El Albujón, marcadas por grandes desviaciones estándar asociadas con una heterogeneidad espacial. Los niveles de fosfato se mantuvieron por debajo de los 0.30  $\mu$ mol/L durante todo el periodo anterior a la crisis distrófica (promedio 0.17  $\pm$  0.003  $\mu$ mol/L), experimentando un incremento durante la crisis distrófica y alcanzando un máximo de 0.73  $\pm$  0.06  $\mu$ mol/L el 25 de agosto de 2021. El silicato, durante el periodo de estudio, incrementó su concentración entre junio y septiembre de 2020 antes de reducirse de forma análoga a la temperatura. Un nuevo incremento de silicato se registró en junio-julio de 2021 seguido de un descenso abrupto durante la crisis distrófica (Fig. 95).





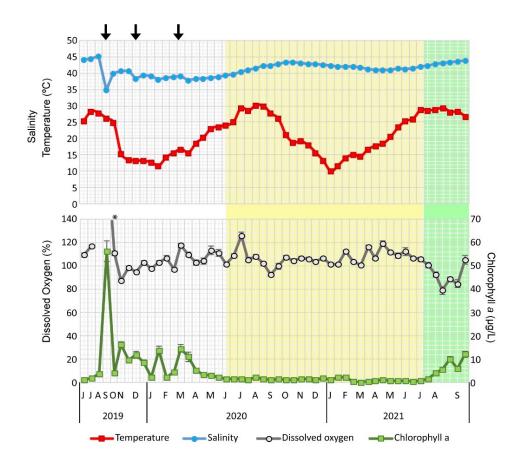


Figura 94. Evolución de la salinidad, temperatura, oxígeno disuelto y clorofila en los 1.5 m superiores de la columna de agua del Mar Menor. El área blanca indica los valores previos al comienzo del periodo de estudio, mientras que las áreas coloreadas indican el periodo de estudio, siendo el área amarilla el periodo anterior a la crisis distrófica y la sombreada en verde la crisis distrófica de 2021. Las barras indican error estándar. Las flechas negras indican periodos intensos de precipitación. La información sobre la precipitación ha sido facilitada por la Agencia Estatal de Meteorología (AEMET). \*El promedio de oxígeno disuelto en las capas superiores de la columna de agua del Mar Menor es de 291.18 ± 8.89 %.

Como ya se ha comentado, la ratio de Redfield indica la relación nitrógeno:fosforo requerida para la proliferación de fitoplancton (Redfield, 1958; Nature Geoscience Editorial, 2014) y el análisis de esta relación permite determinar el nutriente limitante para dicha proliferación. Antes del periodo de estudio, la crisis de septiembre-octubre 2019 estuvo limitada por nitrógeno. Posteriormente, la descarga superficial de nitrato, forzada por el periodo lluvioso, convirtió al fósforo en el nutriente limitante. En nuestro estudio se observa una alternancia entre el nitrógeno y el fósforo como nutriente limitante, siendo el nitrógeno el limitante durante la crisis distrófica de 2021 (Fig. 95).





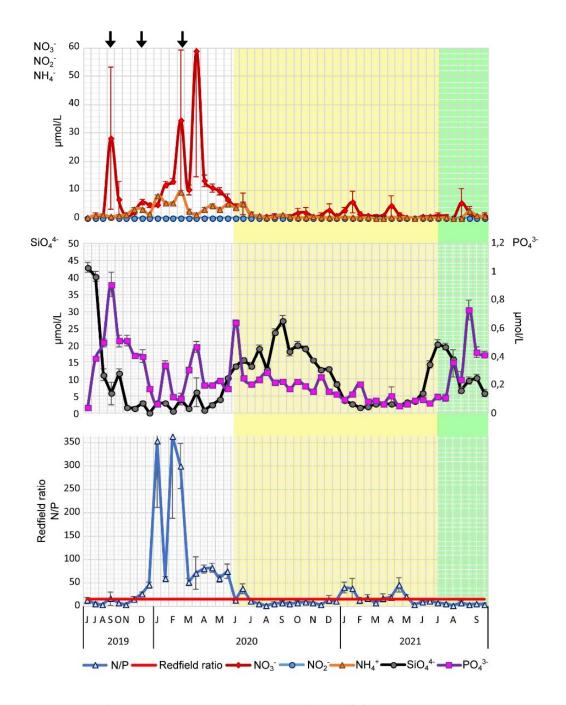


Figura 95. Evolución de nutrientes y de la ratio nitrógeno-fósforo en la columna de agua del Mar Menor. El área blanca indica los valores previos al comienzo del periodo de estudio, mientras que las áreas coloreadas indican el periodo de estudio, siendo el área amarilla el periodo anterior a la crisis distrófica y la sombreada en verde la crisis distrófica de 2021. Las barras indican error estándar. Las flechas negras indican periodos intensos de precipitación.

La evolución del verano de 2021 estuvo marcada por un incremento en la concentración de clorofila tras un incremento en la entrada de fosfato desde el sur de la laguna hacia el norte (Figs. 96a, c). Antes de la crisis distrófica el silicato aumentó en toda la laguna y fue consumido durante la proliferación de fitoplancton de la crisis distrófica (Fig. 96b). Las







entradas de fosfato, asociadas con el área de influencia de la rambla de El Albujón antes del comienzo del estudio, aumentaron drásticamente a comienzos de agosto de 2021 en toda la costa suroeste de la laguna (Fig. 96c) con un posterior incremento en la concentración de clorofila. A través de dicha rambla, durante todo el verano, se produjeron, de forma contínua, la entrada de aguas con altas concentraciones de nitrato, pero este nutriente no llegaba a detectarse prácticamente en las analíticas de las demás estaciones de muestreo ya que se consumía completamente en los primeros tres kilómetros desde el foco de entrada (Fig. 96d). El oxígeno disuelto en el fondo de la laguna, habiéndose mantenido cerca de la saturación antes de la fase de rotura, sufrió un descenso abrupto durante agosto de 2021 (Fig. 96e).

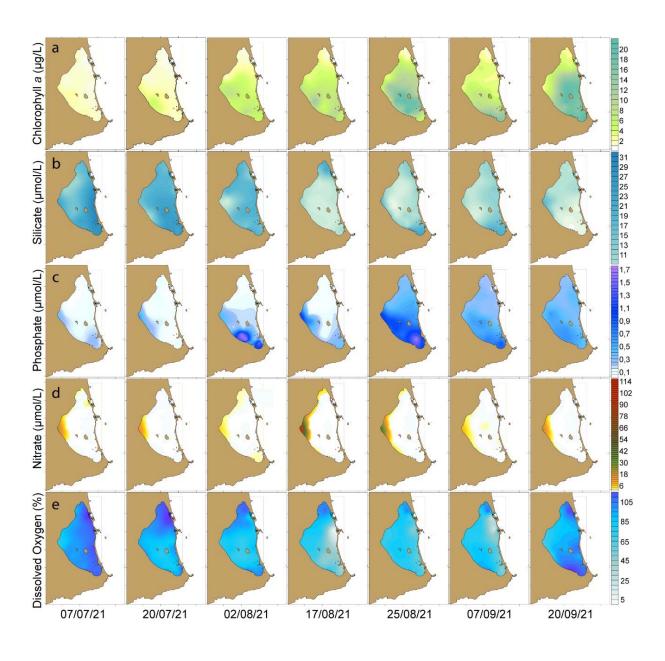








Figura 96. Distribución horizontal de a) clorofila superficial; b) silicato superficial; c) fosfato superficial; d) nitrato superficial; y e) oxígeno disuelto en el fondo del Mar Menor durante la crisis distrófica de 2021.

## 6.2.2 Lista de especies del zooplancton gelatinoso

El plancton gelatinoso del Mar Menor, popularmente conocido como medusas, se compone de 10 especies diferentes, siendo 9 de ellas del filo Cnidaria (6 de la clase Scyphozoa, 1 Cubozoa y 2 Hydrozoa) y una del filo Ctenophora (Tabla 3). De ellas, únicamente Aurelia sp. cuenta con registros anteriores al dragado y ensanchamiento del canal de El Estacio. Las observaciones de Pelagia noctiluca (Forsskål, 1775), Phyllorhiza punctata von Lendenfeld, 1884, Cassiopea sp. Péron & Lesueur, 1810, y Carybdea marsupialis (Linnaeus, 1758) constituyen los primeros registros científicos de estas especies en la laguna, aunque éstas han sido mencionadas con anterioridad en fuentes no revisadas por pares como redes sociales y/o el inventario ecológico. Las observaciones de Obelia sp. Péron & Lesueur, 1810 son el primer registro de esta especie en la laguna costera del Mar Menor. El estatus de las especies se ha establecido según los criterios descritos en Pérez-Ruzafa et al. (2019a) siendo una población lagunar aquella que realiza todo su ciclo de vida en el interior del Mar Menor, un marine straggler aquel que entra en la laguna, pero no es capaz de aclimatarse a las condiciones interiores y se retira, y un visitante marino frecuente aquel que soporta las condiciones lagunares, pero no se reproduce en el interior.

Tabla 3. Lista de especies de plancton gelatinoso detectadas en el Mar Menor. Incluye el grado de establecimiento, la fecha del primer registro, el método de detección y la primera referencia bibliográfica. Esta tabla constituye una actualización de la publicada en Fernández-Alías et al. (2022).

Especies	Origen	Estado	Primer registro	Método de detección	Referencia inicial
Cnidaria					
Scyphozoa					
Aurelia sp. Lamarck, 1816	Autóctona	Población lagunar		Censo visual	Pérez-Ruzafa, 1989
Cotylorhiza tuberculata (Macri, 1778)	Mediterránea	Población lagunar	1980	Censo visual	Pérez-Ruzafa, 1989
Rhizostoma pulmo (Macri, 1778)	Mediterránea	Población lagunar	1979	Censo visual	Pérez-Ruzafa, 1989
Phyllorhiza punctata von Lendenfeld, 1884	Pacífico	Visitante marino frecuente	Febrero 2018	Censo visual	Fernández-Alías et al., 2022
Pelagia noctiluca (Forsskål, 1775)	Mediterránea	Marine straggler	Diciembre 2016	Censo visual	Fernández-Alías et al., 2022



# UNIVERSIDAD DE



Cassiopea sp. Péron & Lesueur, 1810	Indopacífico	Marine straggler	Julio 2017	Redes sociales	Fernández-Alías et al., 2022
Cubozoa					
Carybdea marsupialis (Linnaeus, 1758)	Mediterráneo	Marine straggler	Agosto 2021	Redes sociales	Fernández-Alías et al., 2022
Hydrozoa					
Olindias muelleri Haeckel, 1879	Mediterráneo	Visitante marino frecuente	Julio 2010	Censo visual	Kousteni et al., 2022
<i>Obelia</i> sp. Péron & Lesueur, 1810	Global	Población lagunar	Junio 2021	Red Bongo	Fernández-Alías et al., 2022
Ctenophora					
Mnemiopsis leidyi A. Agassiz, 1865	Atlántico	Marine straggler	Verano 2008	Buceo y Red Bongo	Marambio et al., 2013

## 6.2.3. Dinámica del zooplancton

Nuestro estudio empieza al concluir una proliferación de *Aurelia* sp. y, durante el periodo del mismo, el macroplancton en el Mar Menor estuvo dominado precisamente por esta especie, con otra proliferación masiva registrada entre febrero y junio de 2021. Un total de 1.17 x 10<sup>5</sup> ejemplares de *Aurelia* sp. fueron registrados por medio de censos visuales, alcanzándose la máxima abundancia media (24.14 ± 10.24 ind./100m³) el 5 de mayo de 2021. También hemos registrado avistamientos de *Cotylorhiza tuberculata* (un total de 243 individuos se registraron por medio de censos visuales, con una abundancia promedio máxima de 0.14 ± 0.13 ind/m³ el 19 de julio de 2021), *Rhizostoma pulmo* (un total de 716 individuos se registraron por medio de censos visuales, con una abundancia promedio máxima de 0.13 ± 0.10 ind/m³ el 23 de julio de 2020), *Pelagia noctiluca* (4 individuos registrados durante el periodo de estudio por censo visual), *Olindias muelleri* Haeckel, 1879 (13 individuos adultos fueron registrados por censo visual y dos juveniles recién liberados fueron recuperados de los tentáculos de una *Aurelia* sp.) y *Carybdea marsupialis* (observación recuperada de redes sociales).

Durante el periodo de este estudio, los grupos zooplanctónicos han estado caracterizados por una dominancia de los copépodos, compartiendo una cierta periodicidad con Decapoda (incluidos para en análisis de regresión realizado para explicar la concentración de clorofila dentro del grupo de Crustacea, véase el apartado 3.2.3.1), con oscilaciones variables de abundancia. Debido a su presencia en las muestras de plancton, se observa que los moluscos (gasterópodos y bivalvos) exhibieron dos periodos reproductivos, uno en primavera y otro, menos intenso, en otoño. Los tunicados exhibieron oscilaciones bimensuales de abundancia con un pico mayor en junio de 2021, mientras que los foronídeos estuvieron presentes en la columna de agua desde noviembre de 2020 hasta





mayo de 2021, con un pico en marzo de ese año. Los poliquetos, *Obelia* sp., y los cirrípedos (incluídos estos últimos en el grupo de crustáceos para la regresión) son grupos minoritarios durante todo el periodo de muestreo, con *Obelia* sp. mostrando una periodicidad similar a la de los crustáceos (Fig. 97).

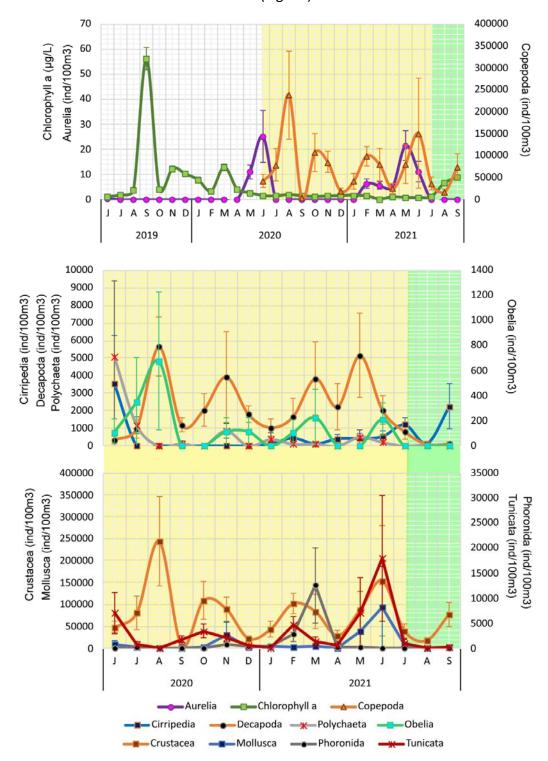


Figura 97. Evolución del plancton en la columna de agua del Mar Menor. El área blanca indica los valores previos al comienzo del periodo de estudio, mientras que las áreas coloreadas indican el







periodo de estudio, siendo el área amarilla el periodo anterior a la crisis distrófica y la sombreada en verde la crisis distrófica de 2021. Las barras indican error estándar. Las flechas negras indican periodos intensos de precipitación.

## 6.2.4. Factores que determinan la concentración de clorofila

La regresión realizada utilizando las variables biológicas como explicativas no mostró ninguna respuesta significativa sugiriendo, así, una ausencia de control *top-down* por parte de ningún grupo zooplanctónico sobre la clorofila en el periodo estudiado. Para las variables hidrográficas y químicas, una selección hacia atrás dio como lugar una regresión linear para la clorofila positivamente relacionada con el fosfato, la salinidad y la temperatura (p = 0) y negativamente relacionada con el silicato (p = 0) (Tabla 4). Esto sugiere la pérdidad de la capacidad de autorregulación como causa de los eventos crisis distróficas e hipoxia, frente a lo que venía sucediendo durante el periodo previo a la crisis de 2016, de ahí la importancia de que las medidas de gestión deban tener muy encuenta la importancia de mantener la estructura y complejidad de los poblamientos biológicos.

Tabla 4. Resultados del análisis de regresión con selección hacia atrás de variables realizado en la matriz de medias mensuales normalizadas para explicar la concentración de clorofila en el metro y medio superior de la columna de agua del Mar Menor utilizando las variables biológicas, hidrográficas y químicas como variables independentes.

Efecto	Coeficiente	Error estándar	T value	p-value
Intercepción	1.528E <sup>-15</sup>	0.05126	0	1
Fosfato	0.5557	0.05810	9.563	0.000
Silicato	-0.5522	0.06707	-8.233	0.000
Salinidad	0.5333	0.05478	9.736	0.000
Temperatura	0.4493	0.07114	6.316	0.000

N=16 promedios mensuales x 5 zonas = 80 muestras. Multiple R-squared = 0.8004. Adjusted R-squared = 0.7898. p-value = 0.000

Nuestra regresión no intenta construir un modelo predictivo para crisis futuras, pero sí resaltar los factores que han disparado la estudiada. Por ello, para analizar la contribución de cada variable incluida en la regresión en la explicación de la varianza de la clorofila hemos aplicado tres particiones diferentes de la varianza.







Cuando se estudia el efecto de los factores agrupados en hidrográficos (temperatura y salinidad) y químicos (( $SiO_4^{4-}$  y  $PO_4^{3-}$ ), observamos que los factores hidrográficos, por sí mismos, explican el 29.37% de la varianza, mientras que los químicos explican un 44.25% y la interacción entre ellos un 5.35% (Fig. 98a). La segunda partición de la varianza, realizada entre factores separados, muestra como el fosfato y la salinidad son los factores que más contribuyen a la explicación de la varianza, contribuyendo un 25.02% y un 25.94%, por sí mismos, respectivamente. El silicato y la temperatura explican, respectivamente, un 18.47% y un 10.76% de la varianza de la clorofila. El 21.02% de varianza de clorofila permanece sin explicar mientras que la suma de las interacciones resulta prácticamente nula y refleja cierto ruido de fondo (Fig. 98b).

Finalmente, cuando se añade un componente estacional, la contribución de los otros factores permanece inalterada, pero la contribución exclusiva a la explicación de la varianza de la clorofila de temperatura y salinidad es reducida. Esto indica que ambas se encuentran influenciadas estacionalmente. La temperatura muestra un solapamiento casi completo con la estacionalidad, reduciendo su contribución exclusiva de un 10.76% a un 0.25% con la inclusión de la estacionalidad. La interacción entre ambos factores es responsable de un 10.51% de explicación de la varianza de la clorofila. En el caso de la salinidad, la reducción de su contribución con la inclusión de la estacionalidad es de un 25.94% a un 19.94%, explicando la interacción entre factores un 6.03% (Fig. 98c).





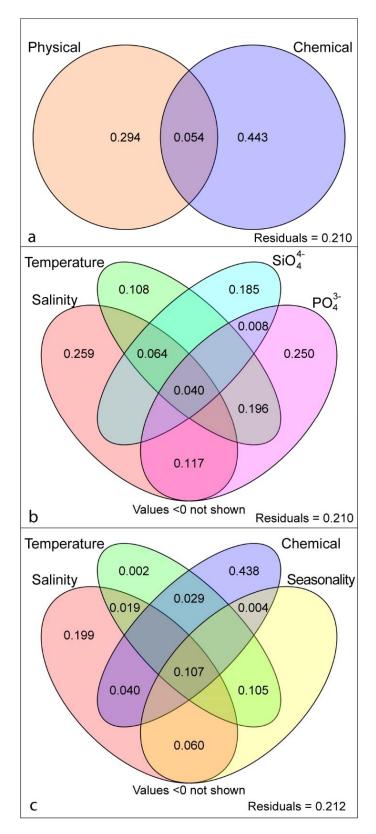


Figura 98. Partición de la varianza de clorofila a normalizada explicada por análisis de regresiones. a: Partición utilizando como variables explicativas las hidrográficas (temperatura y salinidad) y químicas (fosfato y silicato). b: Partición usando las cuatro variables sin agrupar. c: Partición usando salinidad, temperatura, químicas y estacionalidad como variables explicativas.





# 6.2.5. Análisis de la crisis distrófica y de la respuesta diferencial entre el Verano 2020 y el Verano 2021

La ruptura del Mar Menor de 2021 estuvo caracterizada por un incremento marcado en la concentración de clorofila, un mayor aporte de DIN y fosfato y una reducción en la abundancia de todos los grupos del zooplancton. El incremento en la temperatura y la salinidad es indicador de la ocurrencia de la rotura durante el verano, lo que coincide con el análisis de regresión. Para eliminar el efecto estacional hemos realizado un segundo SIMPER comparando el verano anterior a la rotura (2020) y el de la crisis distrófica (2021). Este análisis muestra un resultado similar al SIMPER realizado para el factor 'rotura'. Indica un aumento en el nivel de clorofila, una mayor entrada de nitrógeno y fósforo y una reducción en la abundancia de los grupos zooplanctónicos. Durante el verano de la rotura, también se registra una reducción en la concentración de silicato (Tabla 5).

Tabla 5. Resultado del análisis SIMPER de una vía para el factor 'Rotura' en la matriz normalizada de promedios mensuales. Las medias y errores estándar se han calculado en la matriz de promedios mensuales. PERMANOVA por pares para el factor 'Rotura'.

Variable	Pre-rotura	Rotura	Contribución (%)
Clorofila α (μg/L)	1.28 ± 0.07	7.75 ± 1.10	24.79
Forfato (µmol/L)	0.17 ± 0.01	0.42 ± 0.05	15.32
Oxígeno Disuelto (%)	106.62 ± 0.70	94.68 ± 2.95	12.39
Salinitdad	41.78 ± 0.12	43.37 ± 0.14	9.02
Temperatura (°C)	21.36 ± 0.72	28.13 ± 0.22	6.55
DIN (μmol/L)	2.32 ± 0.43	2.49 ± 1.07	5.39
N/P	12.85 ± 2.11	5.07 ± 1.97	4.18
Crustacea (ind/100m³)	8.1x10 <sup>4</sup> ± 1.4x10 <sup>4</sup>	4.88x10 <sup>4</sup> ± 1.6x10 <sup>4</sup>	4.05
Aurelia (ind/100m³)	5.71 ± 1.66	0 ± 0	3.81
Tunicata (ind/100m³)	3474.7 ± 1126.4	157.43 ± 112.4	3.68
Mollusca (ind/100m³)	$2.7 \times 10^4 \pm 0.9 \times 10^4$	2063 ± 932.39	3.68
Grupos	t	Permutaciones únicas	P(MC)
Pre-rotura, Rotura	3.6979	9936	0.0001

Pre-rotura = 14 medias mensuales x 5 zonas = 70 muestras. Rotura = 2 x 5 = 10 muestras







Tabla 6. Resultado del análisis SIMPER de una vía para el factor 'Verano' en la matriz normalizada de promedios mensuales. Las medias y errores estándar se calculan en la matriz de promedios mensuales. PERMANOVA por pares para el factor 'Verano'.

Verano 2020	Verano 2021	Contribucin (%)
1.61 ± 0.13	5.57 ± 1.10	31.01
0.22 ± 0.01	$0.32 \pm 0.05$	15.82
$1.1 \times 10^5 \pm 0.4 \times 10^5$	$4.5 \times 10^4 \pm 1.2 \times 10^4$	15.27
41.68 ± 0.21	42.98 ± 0.18	13.66
19.07 ± 1.16	13.05 ± 1.49	9.84
1.79 ± 0.51	2.01 ± 0.77	5.72
t	Permutaciones únicas	P(MC)
2.7969	9949	0.001
	$1.61 \pm 0.13$ $0.22 \pm 0.01$ $1.1 \times 10^5 \pm 0.4 \times 10^5$ $41.68 \pm 0.21$ $19.07 \pm 1.16$ $1.79 \pm 0.51$	$1.61 \pm 0.13$ $5.57 \pm 1.10$ $0.22 \pm 0.01$ $0.32 \pm 0.05$ $1.1x10^5 \pm 0.4x10^5$ $4.5x10^4 \pm 1.2x10^4$ $41.68 \pm 0.21$ $42.98 \pm 0.18$ $19.07 \pm 1.16$ $13.05 \pm 1.49$ $1.79 \pm 0.51$ $2.01 \pm 0.77$ tPermutaciones únicas

Verano 2020 = 3 medias mensuales x 5 zonas = 15 muestras. Verano 2021 = 3 x 5 = 15 muestras

La ratio N/P indica que, a pesar de las entradas de nutrientes elevadas desde la cuenca de drenaje, actualmente el nitrógeno es, generalmente, el nutriente limitante para la proliferación de clorofila en el Mar Menor, aunque existe una elevada variabilidad espaciotemporal (Figs. 95, 96). La figura 99 representa la distribución horizontal de la ratio N/P y del oxígeno disuelto en el fondo los días específicos en los que se produce una rotura, de forma obvia y severa, del sistema de regulación del Mar Menor (9 de octubre de 2019 y 17 de agosto de 2021). Esos días estuvieron marcados por una fuerte entrada de nitrógeno a través de la rambla de El Albujón (Fig. 96d), siendo la ratio N/P favorable al nitrógeno (Fig. 99). Sin embargo, la distribución horizontal de la ratio es revertida rápidamente debido al consumo de nitrógeno y la entrada de fósforo (Figs. 96c, 99). En las dos ocasiones, el consumo de nitrógeno viene acompañado con una eliminación de oxígeno, produciendo una hipoxia severa (<20% y <1.50 mg/L de oxígeno disuelto) frente al canal de El Estacio. Al sur de esa área la hipoxia fue severa el 9 de octubre de 2019 y moderada (<50% y 3.30 mg/L de oxígeno disuelto) el 17 de agosto de 2021 (Fig. 99).





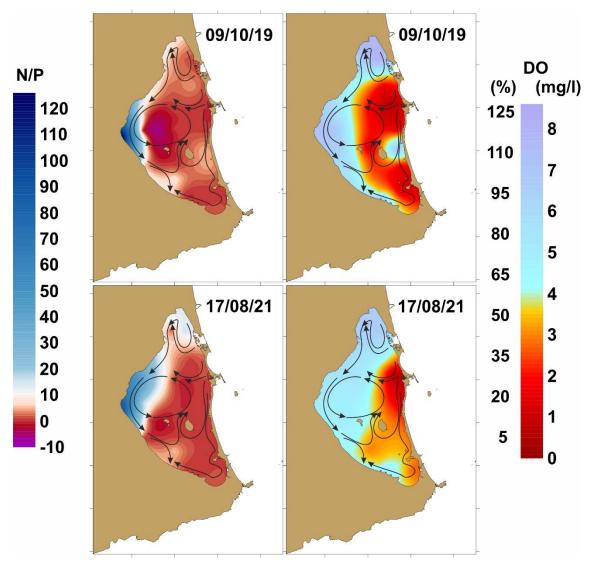


Figura 99. Distribución horizontal de la ratio N/P y el oxígeno disuelto en el fondo el a: 9 de octubre de 2019 y b: 17 de agosto de 2021, con las principales Corrientes del Mar Menor.

## 6.2.6. Discusión

Antes de que los cambios en el régimen agrícola de la cuenca de drenaje dieran comienzo a un proceso de eutrofización, el análisis de la red trófica del Mar Menor mostraba que los principales mecanismos para mantener la columna de agua en condiciones de oligotrofia consistían en la canalización de la producción primaria hacia el sistema bentónico y la exportación de otra parte en forma de especies migratorias (Pérez-Ruzafa et al., 2020b). Después del comienzo del proceso de eutrofización, el control top-down de la red trófica pelágica fue complementado por la proliferación de las medusas, Cotylorhiza tuberculata y Rhizostoma pulmo, así como por el ictioplancton (Pérez-Ruzafa et al., 2002, 2005a). Esta situación se mantuvo durante tres décadas, hasta la llegada de la crisis distrófica de 2016 (Pérez-Ruzafa et al., 2019b).







Después de esta primera crisis, se han registrado otras dos. Una, acaecida tras las lluvias torrenciales de septiembre de 2019, que produjeron una estratificación de la columna de agua; en ella, una proliferación de fitoplancton impidió la llegada de luz a las capas profundas, produciéndose un evento de anoxia/hipoxia junto con una mortandad masiva de peces en octubre de ese mismo año. El nivel de clorofila se mantuvo elevado hasta finales de marzo de 2020, cuando la entrada de nutrientes asociada a precipitaciones y escorrentía de agua se redujo (Figs. 94, 95).

Todas las crisis distróficas del Mar Menor comparten como características una elevada concentración de clorofila debido a una alta entrada de nutrientes, principalmente nitratos de origen agrícola y más recientemente fosfatos como consecuencia de la interacción del elevado nivel freático con las zonas urbanas y viviendas más o menos aisladas, temperatura elevada y una ausencia de las especies estivales de medusa. Sin embargo, mientras que la primera crisis, de 2016, implicó, principalmente, una pérdida de la calidad del agua y la mortandad de las praderas bentónicas por una limitación lumínica, las crisis subsecuentes han estado asociadas a la aparición de eventos de hipoxia en capas profundas (Fig. 99) y mortandad de organismos. Esto podría estar asociado con una mayor descarga de agua y nutrientes desde la cuenca de drenaje, lo que ha implicado una menor salinidad, destacando ahora especialmente la entrada de fosfatos tal y como refleja la baja ratio N/P.

### Control top-down de la red trófica por parte del plancton gelatinoso

Durante las últimas décadas, las poblaciones de plancton gelatinoso han recibido una creciente atención (Pitt *et al.*, 2018) dada la interferencia que producen sus proliferaciones en las actividades humanas (Richardson *et al.*, 2009; Purcell *et al.*, 2013) y el creciente número de especies para el que se han registrado proliferaciones masivas (Fernández-Alías *et al.*, 2021). Sin embargo, también se han resaltado los servicios ecosistémicos aportados por este grupo animal, como puede ser el papel en el mantenimiento de la calidad de las aguas mediante el control *top-down* de la red trófica (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2002).

Durante estas mísmas décadas, el plancton gelatinoso también ha sido objeto de preocupación y estudio en el Mar Menor. Antes del ensanchamiento y dragado del canal de El Estacio (hace alrededor de 5 décadas) y la transición de una agricultura de secano a una de regadío (hace alrededor de 4 décadas) solamente *Aurelia* sp. se encontraba establecida en el ecosistema (Pérez-Ruzafa, 1989). El dragado de El Estacio trajo consigo un suavizamiento de las condiciones termohalinas del Mar Menor facilitando la entrada de nuevas especies de plancton gelatinoso que, a consecuencia de la mayor disponibilidad de nutrientes, se desarrollaron en el ecosistema. La composición específica de plancton







gelatinoso lagunar se adscribe a la teoría de colonización y el modelo de confinamiento establecidos para estos ecosistemas (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2019a).

Las primeras especies de plancton gelatinoso que colonizaron la laguna tras el ensanchamiento de El Estacio fueron la medusa huevo frito Cotylorhiza tuberculata y el aguamala, Rhizostoma pulmo. Este asentamiento se vio beneficiado por la ausencia de depredadores en su fase adulta. Además, estas dos especies son capaces de separar sus proliferaciones espacial y temporalmente de las realizadas por Aurelia sp. (Fernández-Alías et al., 2020), lo que les ha permitido mantener poblaciones regulares durante los últimos 35 años. Durante este periodo se han detectado, además de las mencionadas anteriormente, otras seis especies de macroplancton gelatinoso, entendiendo por este aquel que podemos detectar sin la utilización de microscopio. En estas distinguimos aquellas que se han detectado de forma aislada y sin llegar a proliferar, como son Pelagia noctiluca, Cassiopea sp. y Carybdea marsupialis, y las que se han reproducido en una temporada particularmente propicia, pero aislada, como son Mnemiopsis leidyi A. Agassiz, 1865 (Marambio et al., 2013) y Olindias muelleri (Kousteni et al., 2022). Durante el verano de 2022 hemos registrado, además, la primera proliferación de la medusa de puntos australiana, Phyllorhiza punctata, siendo importante su monitoreo para determinar los efectos sobre el ecosistema en caso de que llegue a asentarse. Su estado se ha actualizado de marine straggler a visitante marino frecuente, sin conceder el estatus de "población lagunar" debido a su colonización reciente (2018 fecha de primera detección) y a la falta de confirmación de la recurrencia en sus poblaciones reproductivas.

Hay que destacar que, a pesar de haber mantenido poblaciones abundantes, con proliferaciones concentradas en el periodo estival durante tres décadas, tanto C. tuberculata como R. pulmo han sufrido un colapso en sus poblaciones desde el año 2016. Dicho año se produjo en el Mar Menor la primera crisis distrófica, caracterizada por una proliferación de fitoplancton en un fenómeno que localmente se denominó "sopa verde". En esta línea se ha sugerido que el equilibrio existente entre dinoflagelados, algas y medusas es un equilibrio frágil (Boero, 2008; Fernández-Alías et al., 2021). La reducción de abundancia ha sido tal que las máximas densidades encontradas en un día de muestreo, de individuos de C. tuberculata y R. pulmo, han sido 57 y 17 veces inferiores a las densidades registradas en el año 1997, considerado como pre-eutrófico (Fernández-Alías et al., 2020). Por el contrario, la medusa luna, Aurelia sp. ha sido encontrada en densidades muy superiores a las registradas anteriormente. Estas observaciones suponen un apoyo a la hipótesis de que no todas las especies de la clase Scyphozoa responden de forma análoga a estímulos ambientales, y que el cambio de estas condiciones (ej: cambio climático, eutrofización, modificación antrópica) afectará al grupo de forma desigual (Fernández-Alías et al., 2021).







Las causas del colapso de las poblaciones de C. tuberculata y R. pulmo junto con el incremento de Aurelia sp. permanecen sin estudiar. No obstante, se ha argumentado que la fase bentónica, bien en forma de pólipo o su forma de resistencia, como ciste, juega un papel clave en la dinámica de las poblaciones de escifozoos y podría resultar clave en estas observaciones (Boero et al., 2008; Schiariti et al., 2014; Stone et al., 2018; Fernández-Alías et al., 2022). Podría atribuirse el colapso de las poblaciones a la retirada masiva de individuos implementada por el gobierno local desde la década de 1990 hasta 2014 pese haberse probado su ineficiencia (Pérez-Ruzafa, 1997; Pérez-Ruzafa et al., 2002). Sin embargo, los años 2011 y 2012 corresponden con las mayores proliferaciones registradas para C. tuberculata y R. pulmo respectivamente (Fernández-Alías et al., 2022). En cambio, a nivel bentónico, se debe resaltar que las diferentes especies del género Aurelia presentan estrategias multimodales de reproducción asexual en su fase pólipo, siendo esta una ventaja competitiva sobre C. tuberculata y R. pulmo (Prieto et al., 2010; Purcell et al., 2012; Schiariti et al., 2014). Además, los pólipos de Aurelia sp. son capaces de tolerar las condiciones hipóxicas (Ishii et al., 2008) que han caracterizado las crisis distróficas de 2019 y 2021 (Fernández-Alías et al., 2022) y son capaces de resistir la exposición prolongada a productos fitosanitarios, como herbicidas y pesticidas (Olguín-Jacobson et al., 2020), mientras que la liberación de éfiras en C. tuberculata es sensible a las condiciones ambientales (Enrique-Navarro et al., 2021). El incremento en Aurelia sp. tiene, sin embargo, poca influencia en el control de las crisis distróficas dada su presencia invernal y primaveral en la columna de agua (Fernández-Alías et al., 2020) y la dependencia térmica de las crisis distróficas (Figs. 94, 97). Sin embargo, conviene mencionar que la crisis desencadenada por el arrastre masivo de nutrientes tras la DANA de 2019 experimentó un descenso en la concentración de clorofila al enfriarse las aguas y que la clorofila fue reemplazada con una proliferación masiva de Aurelia sp. Además, se ha reportado que diferentes especies del género Aurelia son capaces de alimentarse de fitoplancton (Marques et al., 2020; Stenvers et al., 2020). La reducción de la abundancia de C. tuberculata y R. pulmo, que principalmente se alimentan de diatomeas en el Mar Menor, implica una eliminación del control top-down sobre el fitoplancton durante los periodos de alta temperatura (Pérez-Ruzafa et al., 2002) facilitando así su proliferación.

# <u>Dinámica del zooplancton durante el periodo comprendido entre junio 2020 y septiembre 2021</u>

En los ecosistemas marinos, los copépodos, dada su abundancia, tienen un papel clave como conexión en la red trófica: controlan el fitoplancton mediante depredación, reciclan nutrientes al excretar compuestos nitrogenados y fosforados y sirven como fuente de alimento a medusas y peces (Steele *et al.*, 2011; Bueno-Pardo *et al.*, 2018; Marques *et al.*, 2020; Leoni *et al.*, 2021). En el Mar Menor, el componente de zooplancton (>200 μm), en términos de abundancia, se encuentra dominado por copépodos (Fig. 97) tal y como ocurre en otras lagunas costeras mediterráneas (Marques *et al.*, 2020; Papantoniou *et al*;







2020). Sin embargo, y a pesar de su dominancia en el zooplancton, la abundancia varía en pulsos de hasta cuatro órdenes de magnitud y de duración variable, incluyendo un primer colapso de la población en septiembre de 2020 y un segundo colapso durante la crisis distrófica. Este segundo colapso no fue exclusivo del grupo de copépodos o de la fracción de crustáceos, sino que afectó a la totalidad de grupos zooplanctónicos (Fig. 97). Un colapso similar al que hemos registrado en el Mar Menor, también durante una crisis distrófica anóxica, había sido registrado con anterioridad en otra laguna costera mediterránea en la que las proliferaciones masivas de algas y la anoxia fueron señalados como los causantes de dicho colapso (Papantoniou *et al.*, 2020). Este colapso durante la crisis distrófica vino precedido de un pico en la abundancia de todos los grupos considerados, siendo esto coherente con el aumento en la abundancia de zooplancton en lagunas costeras durante procesos de eutrofización (Gamito *et al.*, 2019).

Asumiendo que los registros más antiguos, de 1988, representan un estado pre-eutrófico, podemos observar numerosas diferencias (Fig. 97; Gilabert, 2001a). A pesar de mantenerse como el componente principal en la fracción de zooplancton estudiada, los copépodos, anteriormente, mantenían aproximadamente un biovolumen constante con mínimos de abundancia en septiembre (Gilabert, 2001a), mientras que nosotros encontramos fluctuaciones de abundancia mayores (Fig. 97). Las principales diferencias ocurren en las formas larvarias de los filtradores bentónicos; con anterioridad se había registrado una marcada estacionalidad veraniega, mientras que nosotros encontramos dos picos reproductivos en primavera y otoño (Gilabert, 2001a; Fig. 97). Una explicación plausible para esta diferencia podría ser el colapso producido durante la crisis distrófica (Papantoniou et al., 2020). Sin embargo, la comparación entre los dos conjuntos de datos debe hacerse con cautela por varias razones. Mientras que Gilabert (2001a) realizaba muestreos semanales, en una única estación, con una amplia gama de redes y luces de malla, nosotros demostramos la importancia de la variabilidad espacial, obteniendo valores mayores para la desviación estándar que para la media en la mayoría de los grupos y muestras. Más allá de las limitaciones de ambos estudios, el alto grado de presión antrópica al que el ecosistema ha sido expuesto ha modificado la respuesta planctónica (Pérez-Ruzafa et al., 2002) y, probablemente, sea causante de muchas de las diferencias observadas. Por tanto, la dinámica de zooplancton proporcionada debe ser considerada únicamente como la descripción de la comunidad bajo un régimen de eutrofización, siendo necesaria más investigación en el campo.

# <u>Análisis de la crisis distrófica y la respuesta diferencial entre el verano de 2020 y el verano de 2021</u>

Como se ha dicho, la eutrofización es un proceso que debe ser monitorizado para comprender la evolución del ecosistema y adecuar las acciones de manejo (Nixon, 2009;







Ferreira *et al.*, 2015). Cuando se convierte en crónica se registran cambios importantes, como son los episodios de anoxia, desbalances en la red trófica, descenso de las pesquerías o pérdida de servicios ecosistémicos (Keenish & de Jonge, 2011; Keenish, 2016). En los procesos de eutrofización es necesario diferenciar las causas (*e.g.*, la entrada de nutrientes o el descenso de la presión sobre los eslabones inferiores) de sus consecuencias (*e.g.*, hipoxia o mortandad de peces) (Nixon, 2009). En la laguna costera del Mar Menor, la clorofila se ha descrito como el parámetro más característico de las anteriores crisis distróficas (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2019b). Por tanto, considerando las fluctuaciones en las variables biológicas, hidrográficas y químicas como plausibles causas explicativas para el incremento de la clorofila, hemos realizado análisis de regresión donde la clorofila es una aproximación a la eutrofización.

Este análisis revela que la concentración de clorofila, en el Mar Menor, durante el periodo de estudio, ha sido dependiente de variables químicas (fosfato) e hidrográficas (temperatura y salinidad), mientras que la relación significativa con el silicato refleja se trata de un buen indicador del estado de crecimiento y degradación de las diatomeas (Steele et al., 2011), siendo difícil esclarecer qué variable actúa como independiente, controlando a la otra. El crecimiento de las poblaciones de diatomeas implica el consumo de silicato para la construcción de las tecas; consecuentemente, puede actuar como un nutriente limitante en el crecimiento de diatomeas y, al mismo tiempo, la degradación de estos organismos o su consumo por parte del zooplancton implica una liberación del silicato a la columna de agua (Cooper, 1933; Boyd et al., 2010). Sin embargo, debe indicarse que la concentración de clorofila puede permanecer elevada después del consumo del silicato si una sucesión de fitoplancton desde grandes a pequeñas diatomeas, dinoflagelados o cianobacterias tiene lugar (Cooper, 1933; Fraga, 1967). Esta situación es la que se observó durante la crisis de 2016 cuando Synechococcus sp., que no utiliza el silicato, fue la especie dominante (Pérez-Ruzafa et al., 2019b; Mercado et al., 2021).

Por otro lado, no se ha encontrado una relación significativa entre la concentración de clorofila y las otras variables. No obstante, conviene resaltar que la ausencia de medusas y la reducción de la abundancia en la fracción de zooplancton son responsables de un 15.22% de diferencia entre las fases pre-rotura y rotura, así como de un 15.27% de la diferencia entre el verano de 2020 y el de 2021 (Tablas 5, 6). Antes de 2016, año de la primera crisis distrófica (Pérez-Ruzafa et al., 2019b), un control top-down anual existía por la segregación en las proliferaciones de tres especies de medusas y del ictioplancton (Fernández-Alías et al., 2020), pero en este momento el deterioro en la calidad de las aguas y la extrema carga de nutrientes, considerando la variabilidad interanual de la comunidad zooplanctónica, parece superar el control top-down (Eloire et al., 2010; Pérez-Ruzafa et al., 2013; Van Walraven et al., 2015; Gamito et al., 2019). La evolución de la







laguna desde un estado oligotrófico a uno hipertrófico parece estar pues relacionada, como se viene diciendo, con una sustitución del control *top-down* por uno *bottom-up* (Gamito *et al.*, 2019; Pérez-Ruzafa *et al.*, 2019b).

En relación a las variables hidrográficas hemos comprobados que existe una gran dependencia de la temperatura con la estacionalidad (Fig. 98c), mientras que la salinidad ha mostrado una tendencia creciente desde los importantes eventos de precipitación previos a este estudio, contando, además, con oscilaciones estacionales (Fig. 94). Hay que resaltar que las condiciones hidrográficas necesarias para que una crisis distrófica ocurra en el Mar Menor se alcanzarán anualmente desde mediada la primavera hasta mediados de otoño (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2019b), siendo necesario las acciones de manejo que se tomen para controlar la entrada de nutrientes sean particularmente efectivas en estos periodos.

Dentro de los nutrientes pueden observarse diferentes dinámicas relacionadas con su entrada o los regímenes de recirculación. La dinámica del silicato no parece estar asociada con entrada desde tierra sino con una recirculación dentro del sistema. El ciclo biogeoquímico del silicato necesita ser investigado en la laguna, incluyendo su relación con el aumento de temperatura, el papel que el flujo desde el sedimento puede jugar y la importancia del pH del agua (Cooper, 1933). Durante el verano se ha observado un incremento en su disponibilidad para las proliferaciones de fitoplancton, así como su precipitación al lecho marino si estas proliferaciones no tienen lugar (Figs. 95, 96; Tabla 4). Por el contrario, el nitrógeno y el fósforo, asociados a prácticas agrícolas y deposición urbana respectivamente, muestran entradas localizadas asociadas a las descargas de agua dulce que, actualmente, provienen del acuífero bajo la cuenca de drenaje o son posteriores eventos de lluvias torrenciales (García-Aróstegui, 2018; Alcolea et al., 2019; Dirección General del Mar Menor, 2022). Ambos nutrientes se alternan como factores limitantes para la proliferación del fitoplancton (Figs. 95, 96). En el caso del fósforo, hasta los 1990s, su entrada provenía de descargas directas, aumentadas durante el verano, habiéndose indicado que el 70% del fosfato descargado en el Mar Menor tiene origen urbano (García-Pintado et al., 2007). La población humana en la cuenca vertiente ha aumentado desde unos 28500 habitantes en 1970 hasta 104929 habitantes en 2011, concentrándose fundamentalmente en las áreas urbanas cercanas a la línea de costa del Mar Menor (Romero-Díaz et al., 2017), con un elevado porcentaje de viviendas secundarias (entre un 45 y un 68%). A pesar de este aumento en la presión, desde los 2000s, la construcción de una red de saneamiento urbana, con alcantarillado y sistemas de depuración, redujo significativamente las entradas de fósforo (Pérez-Ruzafa et al., 2002, 2005), convirtiéndolo en el nutriente limitante. Sin embargo, hay que resaltar que la mayoría de la red de alcantarillado no dispone redes separadas para el agua de lluvia y de saneamiento. Esto implica que, en periodos de lluvias torrenciales, las aguas urbanas pueden desbordarse y alcanzar la laguna, tal y como parece que ocurrió en 2019. Además,







aunque la mayoría de las residencias están conectadas al alcantarillado, podrían existir algunas que, debido a su ocupación estacional (Romero Díaz *et al.*, 2017), o por otros motivos, no están, o no están funcionalmente, conectadas. Por añadido, hay casas aisladas en la cuenca de drenaje y algunas áreas residenciales ilegales que no tienen sistema de alcantarillado (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2002; Ribelles, 2022). Consecuentemente, el nivel freático en la cuenca de drenaje, después de la prohibición de extraer agua de los pozos para uso agrícola después de la primera crisis distrófica en 2016, ha aumentado progresivamente hasta entrar en contacto con los pozos ciegos de las casas y zonas residenciales no conectadas a las redes de drenaje, facilitando nuevamente la descarga de fósforo a la laguna.

Las entradas de nitrógeno a la laguna, principalmente en forma de nitrato, tienen origen agrícola y, aunque la entrada principal comúnmente ha estado asociada con la rambla de El Albujón, y ésta siendo todavía esta una de las vías principales, muestra ahora una rango de entrada más amplio a lo largo de la costa este, con variabilidad en la descarga superficial y subsuperficial en función del patrón de lluvias y del nivel freático (Pérez-Ruzafa et al., 2002, 2019b; García-Pintado et al., 2007; García-Aróstegui, 2018; Alcolea et al., 2019; García-Martínez, 2020; Dirección General del Mar Menor, 2022).

En este contexto, la crisis de 2021 probablemente estuvo originada por una entrada importante de nitrógeno a través de la rambla de El Albujón el 17 de agosto de 2021, encontrándose esta descarga un entorno en el que las condiciones para una proliferación de fitoplancton ya se encontraban presentes (Fig. 96); esto es, una elevada temperatura, disponibilidad de fosfato, que comenzó a entrar en la laguna a través de la costa interior de una forma significativa al principio de julio, y alta disponibilidad de silicato (Figs. 94, 95, 96). Durante esta crisis distrófica, al igual que en la anterior de 2019, y como sucede en condiciones con una baja ratio N/P, el nitrógeno se consumió rápidamente convirtiéndose en el nutriente limitante en un radio inferior a los tres kilómetros desde el punto de entrada (Fig. 99; Steele et al., 2011). En ambas ocasiones, el consumo de nitrógeno vino acompañado de dos consecuencias bien documentadas de la eutrofización: consumo del oxígeno disuelto y mortalidad masiva de organismos bentónicos (Fig. 99; Nixon, 2009). La alta concentración de nitrógeno se registró también entre enero y abril del año 2020, lo que dio lugar a un aumento de la concentración de clorofila hasta valores similares a los registrados posteriormente en el verano de 2021. Sin embargo, en 2020, esta proliferación no dio lugar a una crisis distrófica, probablemente, como consecuencia de su combinación con bajas temperaturas, la menor intensidad lumínica y duración del fotoperiodo, así como la menor demanda de oxígeno por el zooplancton, bacterioplancton y descomponedores en un contexto de limitación por fósforo.







Finalmente, hay que destacar que la capacidad de analizar series temporales largas con variabilidad espacial, bajo diferentes condiciones medioambientales, es esencial para avanzar en el conocimiento de los procesos complejos que desencadenan las crisis distróficas, para prevenir eventos de hipoxia debido a la eutrofización o para anticipar cualquier otra disfución del sistema, incluyendo los posibles efectos del cambio climático.

## <u>Posibles acciones de gestión</u>

La recuperación de los ecosistemas acuáticos donde un proceso de eutrofización crónico se está desarrollando no es una tarea sencilla, habiéndose incluso argumentado que, aunque se eliminen las entradas de nutrientes, estos quedan atrapados en el sedimento marino, de donde pueden seguir liberándose durante años (Nienhuis, 1992). Sin embargo, la reducción en la entrada de fósforo ha resultado exitosa en el control de la eutrofización en lagos de agua dulce (Schindler, 2012; Schindler *et al.*, 2016) y la reducción en la descarga de nitrógeno ha proporcionado recuperaciones temporales en la calidad del agua del Mar Menor (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2019b).

Consideramos que las acciones de manejo deben actuar sobre las fuentes y los reservorios de ambos nutrientes. En el caso del fósforo, es necesario controlar sus entradas a través de los puntos urbanos (García-Pintado *et al.*, 2007) y modelar otras entradas difusas que puedan estar relacionadas con otros usos humanos y con un elevado nivel freático. Con respecto al nitrógeno, ya se han modelado numerosas prácticas que reducirían significativamente las entradas a la laguna costera y su drenaje al acuífero bajo la cuenca de drenaje sin que esto afecte en demasía a la producción agrícola (Puertes *et al.*, 2021). En esta línea, la construcción de humedales actuando como filtros verdes (o su restauración en el caso de la cuenca vertiente del Mar Menor) también se ha demostrado efectiva para la reducción de la entrada de nitrógeno en escorrentías (Tournebize *et al.*, 2017; Álvarez-Rogel *et al.*, 2020) asi como la construcción de biorreactores de astillas de cítricos para la desnitrificación de agua del subsuelo desalada, especialmente con temperaturas elevadas, momento de mayor riesgo de desencadenamiento de una crisis distrófica (Díaz-García *et al.*, 2021).

La descarga subsuperficial de nutrientes no debe ser ignorada dado que existe una elevada concentración de nitrato en el agua subterránea, y que ésta puede mezclarse con agua de origen urbano en el caso del fósforo. Por tanto, la reducción del nivel freático reduciría la entrada de ambos nutrientes (Alcolea *et al.,* 2019). El elevado nivel que presenta actualmente el nivel freático y su continuo aumento después de las restricciones a la extracción de agua ha llevado a que emerja superficialmente en el curso bajo de las ramblas y en muchas playas de la costa interior del Mar Menor, reduciendo la salinidad por la contribución de un agua dulce que también lleva elevadas concentraciones de nitrato y fosfato (García-Aróstegui, 2018; García-Martínez, 2020; Dirección General del







Mar Menor, 2022). Es altamente probable que las medidas aisladas (por ejemplo, la reducción de la fertilización sin considerar la descarga sub-superficial o viceversa) no contribuyan de forma significativa a la recuperación del Mar Menor por sí mismas. Es por esto que todas las acciones de manejo deben aplicarse de forma coordinada, en un marco integrado de manejo del agua y con la infraestructura adecuada, considerando que, actualmente, las principales medidas para reducir la eutrofización deben focalizarse en la extracción de agua del subsuelo, su tratamiento (desalinización y desnitrificación) y reutilización, previniendo su llegada a la laguna.

### 6.2.7. Conclusiones

Durante las etapas iniciales de los procesos de eutrofización, dada su capacidad de resiliencia, las lagunas costeras pueden mantener un estado de oligotrofia y buena calidad del agua. Sin embargo, estas condiciones, mantenidas a través del efecto combinado de canalizar la producción primaria hacia el compartimento bentónico, el control top-down de la red trófica y la exportación de biomasa fuera del sistema, pueden romperse si la entrada de nutrientes excede la capacidad de asimilación del ecosistema. Además, el comienzo de un proceso de eutrofización no está exento de molestias o efectos secundarios dado que aumentan las proliferaciones de medusas, añadiendo su presión sobre el fitoplancton al control top-down, pero causando interferencias con numerosas actividades humanas. La existencia de ejemplos en los que el fitoplancton toma el control del ecosistema, dando lugar a una transición de un control top-down a uno bottom-up, demuestra que el conocido como "océano gelatinoso", en el que las medusas dominan el ecosistema, no es una etapa final de la degradación ecosistémica. Hay que considerar que no todas las especies de medusas han respondido de forma análoga al proceso de eutrofización, habiendo registrado en el Mar Menor como Aurelia sp. ha aumentado su abundancia, mientras que C. tuberculata y R. pulmo han visto sus poblaciones significativamente reducidas. Finalmente, se destaca que las acciones de manejo en los procesos de eutrofización deben aplicarse de forma coordinada en un contexto de manejo integrado del agua focalizado principalmente en la reducción de las descargas de agua dulce, rica en nutrientes, a la laguna.





# 7. Aplicación de modelos hidrodinámicos a la valoración de las alteraciones del ecosistema originadas por los vertidos desde costa, modificaciones en las golas, cambios en el régimen hídrico y los escenarios potenciales del cambio climático

# 7.1. La situación del Mar Menor previa a la crisis distrófica y al cambio de régimen hídrico provocado por la subida del nivel freático: valoración de las actuaciones en las golas

Si la situación actual del Mar Menor es consecuencia de la evolución que están teniendo las entradas de agua dulce y nutrientes a través de su ribera interna, sea por escorrentía superficial o por el afloramiento de aguas subterráneas, tanto subsuperficiales por diversas zonas de la costa oeste como en el cauce bajo de las ramblas, las posibles actuaciones en las golas pueden ser también un elemento perturbador de los equilibrios ecológicos de la laguna si se realizan de forma inconsciente o indiscriminada. Este tipo de actuaciones son propuestas desde distintos ámbitos como una medida para aliviar los efectos de la eutrofización, los problemas de hipoxia o las consecuencias de la entrada masiva de aguas dulces por efecto de lluvias torrenciales o las DANAs; señalando, además, que algunos de estos fenómenos pueden tender a verse incrementados como consecuencia del cambio climático.

Hasta ahora, las predicciones sobre los efectos que el cambio climático o las intervenciones sobre las golas pueden tener en el Mar Menor provienen de nuestras propias investigaciones (De Pascalis et al., 2012; García-Oliva et al., 2018, 2019). Estos trabajos son previos a los últimos cambios experimentados en el acuífero cuaternario de la cuenca vertiente del Mar Menor y a la subida del nivel freático, con lo que esto ha supuesto de cambios en el régimen hídrico de la laguna. La nueva situación implica una mayor entrada de aguas dulces, tanto en el aporte directo superficial y subsuperficial, que ya no se produce únicamente por las ramblas, como en los propios eventos de lluvias torrenciales, ya que, al estar saturadas las capas del suelo, muy probablemente han aumentado los coeficientes de escorrentía superficial y se deben de haber alargado los periodos de retardo en la entrada de aguas tras las lluvias. Por todo ello, manteniendo aquí los resultados previos de los estudios realizados, se ha iniciado el modelado de las nuevas condiciones hidrológicas (capítulo 7.4) para, partiendo de los coeficientes y asunciones propias ya calibradas del régimen anterior, detectar las diferencias y poder ajustar los modelos a las nuevas condiciones. Esta aproximación está en el contexto de los esfuerzos de integración de los distintos modelos (de cuenca, de aguas subterráneas







e hidrodinámicos en la propia laguna) que está realizando el recientemente creado Observatorio del Mar Menor.

El estudio de los impactos del cambio climático global en las lagunas costeras, especialmente en la región mediterránea, es un importante punto de partida para todos los análisis de vulnerabilidad, evaluación de riesgos y consideración de la gestión sobre las medidas de mitigación para estas áreas. Para analizar los efectos del cambio climático sobre el Mar Menor se utilizó el escenario del IPCC A2 que asume una concentración de CO<sub>2</sub> de aproximadamente 815 ppm en 2099 (Solomon et al., 2007; Somot et al., 2008, Tsimplis et al., 2008). El modelo hidrodinámico SHYFEM (Shallow Water Hydrodynamic Finite Element Model) desarrollado por el ISMAR-CNR (Umgiesser et al., 2004), utilizado en este trabajo, se alimentó con datos reales del viento y el nivel del agua (1985-1986) y los resultados de la simulación se utilizaron para calibrar el modelo hidrodinámico. Las simulaciones de salinidad y temperatura realizadas con el modelo se validaron con los datos de campo de las campañas realizadas en el año escogido para la simulación (1997) (De Pascalis et al., 2012). Dicho año fue seleccionado por ser representativo de las condiciones del Mar Menor en el momento en el que estaba empezando el proceso de eutrofización y podrá utilizarse como estado de referencia ante los cambios que están forzando actualmente al Mar Menor superponiéndose a los esperados por el cambio climático. Los resultados del modelo muestran una buena concordancia con los datos y el modelo es capaz de reproducir el campo de salinidad y temperatura en el Mar Menor. La simulación de cambio climático se llevó a cabo aplicando las anomalías A2 para 2100 al mismo conjunto de datos de entrada de 1997, con el fin de evaluar la respuesta de la cuenca en términos de temperatura, de intercambio de agua y variaciones de salinidad.

Los resultados de la simulación de cambio climático muestran un aumento de la temperatura media anual en el agua de 3,28°C y una disminución del valor de salinidad de 1,53 psu. Además, los flujos de intercambio en las tres golas del Mar Menor se verán sensiblemente alterados, con un incremento muy importante en los flujos de intercambio de entrada y salida en todas las golas, de más del 325 % en las Encañizadas, del 429 % en Marchamalo y del 122 % en El Estacio, pero con una reducción en el flujo neto de entrada de agua del Mediterráneo en las Encañizadas que disminuirá un 19,55 % y un aumento en El Estacio y en Marchamalo que se situarán en el 182 % y en el 327 % respectivamente (Tabla 7).







Tabla 7. Flujos medios de entrada y salida  $[m^3 s^{-1}]$  a través de las tres golas del Mar Menor en los años 1997 y 2010 (De Pascalis *et al.*, 2012).

	Flujos en 1997		Flujos en 2100		Flujo neto	
	entrada	salida	entrada	salida	1997	2100
Encañizadas	11.04	9.25	35.94	34.50	1.79	1.44
el Estacio	24.59	23.15	30.16	28.27	1.04	1.89
Marchamalo	0.48	0.34	2.06	1.63	0.14	0.43

Estos cambios implicarán una mayor homegeneización de las masas de agua, que, junto con el incremento de las temperaturas y la disminución de la salinidad, supondrá una pérdida de heterogeneidad y, con ella, de sus capacidades homeostáticas, y una mayor vulnerabilidad y propensión a sufrir las consecuencias de la eutrofización y eventos de crisis distróficas y anoxia.

Con el fin de investigar el efecto del dragado de los canales de las Encañizadas y Marchamalo sobre el comportamiento de la laguna y su potencial impacto en su funcionamiento ecológico, se realizó un modelo numérico del Mar Menor y la zona adyacente del Mar Mediterráneo a través también del mencionado software SHYFEM, en su forma 3D (véase García-Oliva *et al.*, 2018 y 2019 para más detalles de los métodos, parámetros y datos utilizados en la implementación y validación del modelo). La simulación se realizó con los datos del año 2009-2010, ya en pleno proceso de eutrofización, en la fase de resistencia, estimando una entrada de agua salobre desde la cuenca de drenaje (ya sea superficial o subsuperficial) de 44 hm³ con una salinidad media de 12.5 psu (Fig. 100). Estos valores probablemente pueden ser distintos de la situación hidrológica actual del Mar Menor ya que las entradas están aumentando y deberán ser recalculadas.







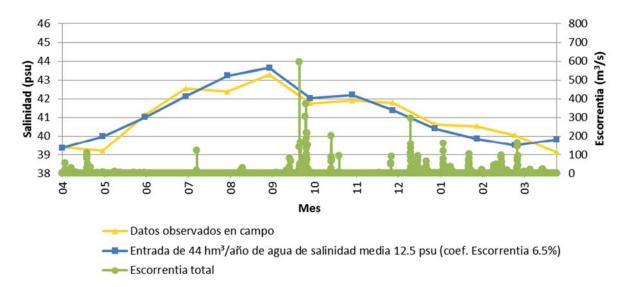


Figura 100. Medias mensuales de salinidad observadas y calculadas a partir del modelo númerico del Mar Menor con medidas de salinidad en las ramblas y superposición de la escorrentía total.

Para valorar el efecto de los dragados en las golas, aparte del modelo digital del terreno utilizado en la simulación de los efectos del cambio climático, actualizado a la situación batimétrica de las encañizadas anterior a la DANA de 2019, se crearon otras 7 batimetrías reflejando posibles escenarios de actuación. Las figuras 101 a 106 muestran la batimetría general en el dominio del modelo y en los canales de las Encañizadas y Marchamalo para los distintos escenarios contemplados en este estudio. En la discusión nos centramos en el debate surgido este verano sobre la propuesta de realizar actuaciones en el canal de Marchamalo ante la formación de bolsas de hipoxia en la columna de agua.





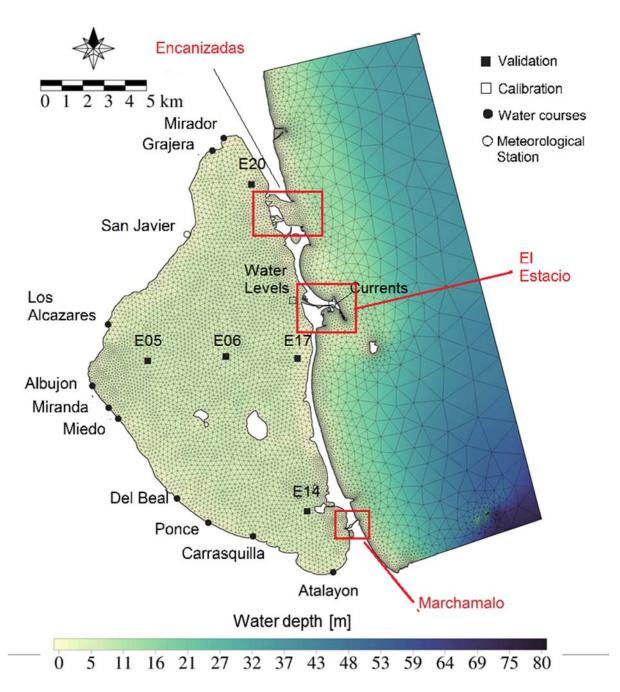


Figura 101. Dominio del modelo numérico del Mar Menor, batimetría, canales, cursos de agua y estaciones para datos meteorológicos, calibración y validación.





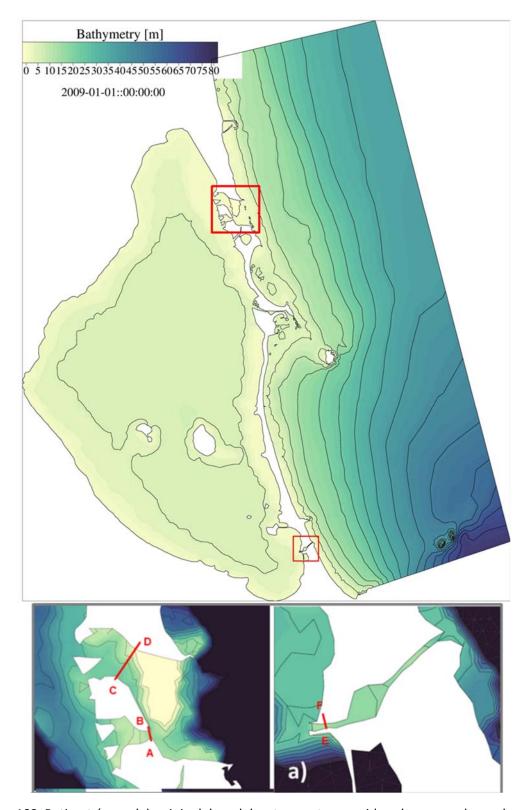
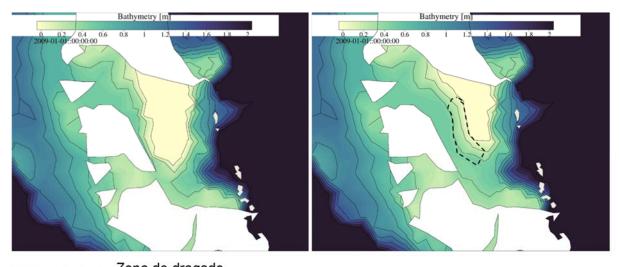


Figura 102. Batimetría en el dominio del modelo y transectos considerados para valorar el cambio de sección del canal.



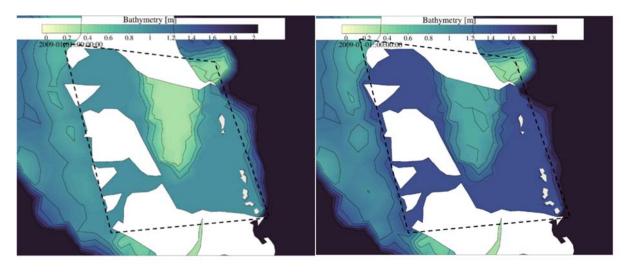






— — — — Zona de dragado

Figura 103. Batimetría en el canal de las Encañizadas – Situación sin dragado (izquierda) y en el canal de las Encañizadas – Mant\_Enc (solo acciones de mantenimiento) (derecha).



**- - - -** Zona de dragado

Figura 104. Batimetría en el canal de las Encañizadas – Enc\_1m (hasta un metro de dragado) (izquierda) y batimetría en el canal de las Encañizadas – Enc\_1.5m (hasta 1.5 m de dragado)(derecha).





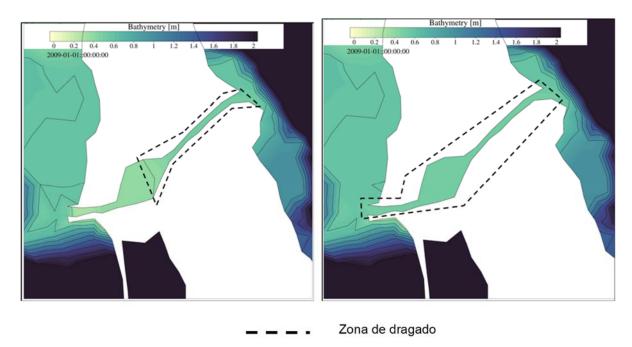


Figura 105. Batimetría en el canal de Marchamalo con dragado parcial – Mar\_parc\_0.5m (dragado solo de la parte externa del canal hasta 0.5m)(izquierda) y batimetría en el canal de Marchamalo – Mar\_0.5m (dragado en todo el canal hasta 0.5 m)(derecha).

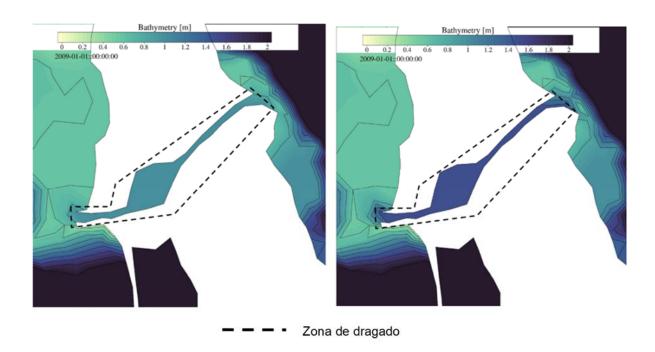


Figura 106. Batimetría en el canal de Marchamalo – Mar\_1m (izquierda) y batimetría en el canal de Marchamalo – Mar\_1.5m (derecha).





Tabla 8. Profundidades medias y máximas en los canales para cada escenario de dragado.

Escenario	ID	Profundidad Encañizadas (m)		Profundidad N	%cambio de	
		Promedio	Máxima	Promedio	Máxima	la sección *
Sin_dragado	1	1.06	3.10	0.39	0.60	-
Mant_Enc	2	1.09	3.10	0.39	0.60	0.0
Enc_1m	3	0.92	1.00	0.39	0.60	57.3
Enc_1.5m	4	1.42	1.50	0.39	0.60	106.1
Mar_parc_0.5m	5	1.06	3.10	0.43	0.60	0.0
Mar_0.5m	6	1.06	3.10	0.50	0.50	1.0
Mar_1m	7	1.06	3.10	1.00	1.00	3.6
Mar_1.5m	8	1.06	3.10	1.50	1.50	6.2
Mant_Enc- Mar_0.5m	9	1.09	3.10	0.50	0.50	1.0
Enc_Mar_1m	10	0.92	1.00	1.00	1.00	61.0
Enc_Mar_1.5m	11	1.42	1.50	1.50	1.50	112.3

<sup>\*</sup> con respecto al caso Sin\_dragado en las secciones transversales A-B, C-D y E-F, que se muestran en la figura 4.22).

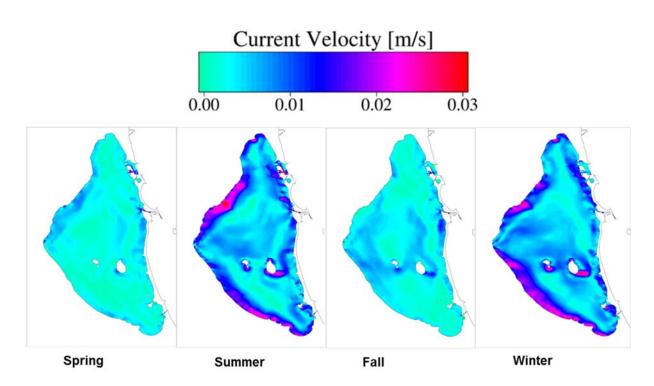


Figura 107. Velocidades medias estacionales de las corrientes en el Mar Menor.







La figura 107 presenta los módulos de la velocidad en el escenario No Perturbado promediado en la dimensión vertical y en cada período de la temporada. Las corrientes más intensas tienen lugar a lo largo de la costa y al sur de las islas.

La figura 108 muestra las diferencias entre la velocidad de las corrientes promediada verticalmente con y sin dragado durante el verano, época en la que son más probables las crisis distróficas y las DANAs, mostrando el efecto de las acciones de dragado menos profundas o menos extensas y las más severas, respectivamente.

Como puede observarse, cualquier actuación en Marchamalo que implique dragados superiores a 0,5 m tiene repercusiones importantes en toda la cubeta sur (Figs. 108g y h; 109g y h), con una pérdida sensible de velocidad en las corrientes de toda la ribera suroriental de la laguna, entre la desembocadura de la rambla de El Albujón y Mar de Cristal, y en la parte central de la cubeta sur y entre las islas. Estas son, precisamente, las zonas donde tienden a acumularse los materiales detríticos en las playas y a formarse las bolsas hipóxicas. Es por ello que dichas actuaciones no parecen ser una solución a los procesos de formación de capas hipóxicas e incluso podrían agravar el problema. Por ello, cualquier propuesta de actuaciones en este sentido debe ser previamente modelada y valorada en detalle. Sin embargo, las actuaciones de mantenimiento, tanto parcial como más generalizado, en las que no se superan los 50 cm de dragado, tienen efectos mucho más moderados, siendo el más relevante, cuando la actuación es generalizada, la intensificación de corrientes en la zona de influencia de El Estacio. Estos efectos pueden ser distintos en las épocas de primavera, y sobre todo otoño, en el que, aunque se activan las corrientes en las riberas internas de la cubeta sur, se produce cierto estancamiento de aguas en el centro de la misma.







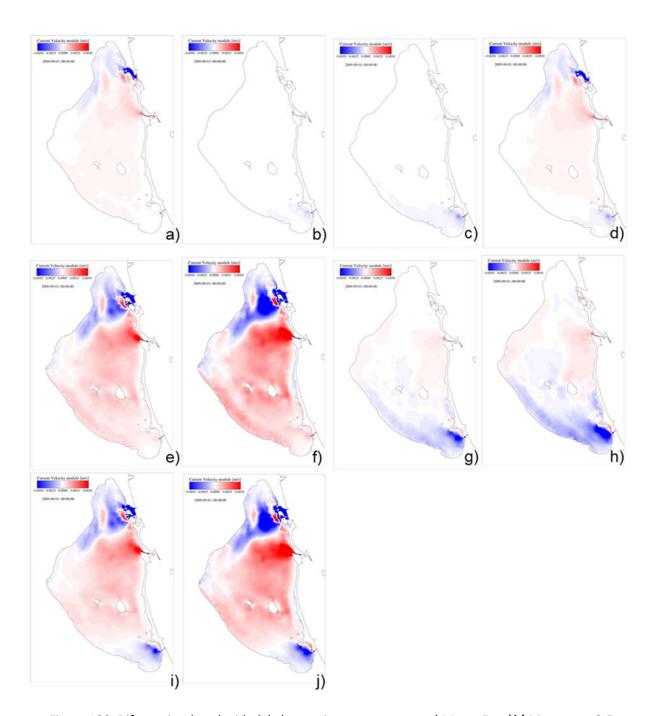


Figura 108. Diferencias de velocidad de las corrientes en verano: a) Mant\_Enc / b) Mar\_parc\_0.5m / c) Mar\_0.5m / d) Mant\_Enc\_Mar\_0.5m / e) Enc\_1m / f) Enc\_1.5m / g) Mar\_1m / h) Mar\_1.5m / i) Enc\_Mar\_1m / j) Enc\_Mar\_1.5m (Rojo: aumento de la velocidad / Azul: disminución de la velocidad). Se han resaltado en negrita los escenarios que implican actuaciones únicamente en el canal de Marchamalo.







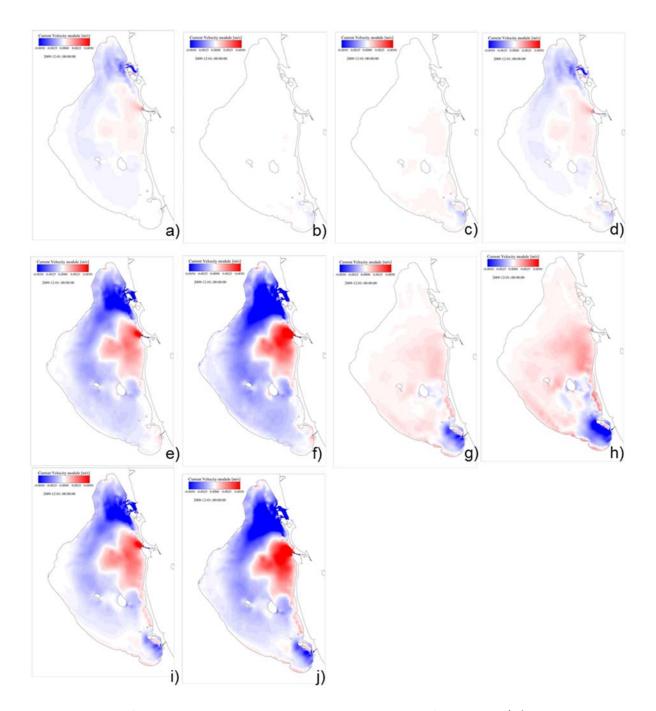


Figura 109. Diferencias de velocidad de las corrientes en otoño: a) Mant\_Enc / b) Mar\_parc\_0.5m / c) Mar\_0.5m / d) Mant\_Enc\_Mar\_0.5m / e) Enc\_1m / f) Enc\_1.5m / g) Mar\_1m / h) Mar\_1.5m / i) Enc\_Mar\_1m / j) Enc\_Mar\_1.5m (Rojo: aumento de la velocidad / Azul: disminución de la velocidad). Se han resaltado en negrita los escenarios que implican actuaciones únicamente en el canal de Marchamalo.

En invierno, el efecto sería una activación de las corrientes en toda el área de las cubetas central y sur (véase el informe Pérez-Ruzafa, 2019), pero en esta época del año ya no tendría ningún sentido en el contexto de una crisis distrófica.





Las afecciones al patrón circulatorio en sí, es decir, la dirección de las corrientes y dirección de los giros circulatorios, dependen mucho de en qué golas se actúe. Las actividades de dragado que afectan individualmente al canal de Marchamalo no parecen tener una influencia significativa en el resto de la circulación de la laguna, y es poco perceptible en el propio canal cuando se comparan con las condiciones normales sin actuaciones, en corrientes de entrada y salida (Fig. 110), mientras que para los escenarios que involucran el dragado de las Encañizadas los efectos son más significativos, tanto en el conjunto del Mar Menor, como en el propio canal de Marchamalo (Figs. 111-112) (García-Oliva *et al.*, 2018; Pérez-Ruzafa, 2019).

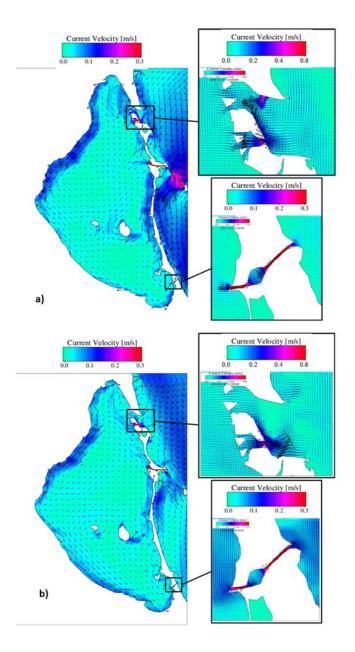


Figura 110. Velocidades de corrientes promediadas verticalmente durante el 13-02-2010 y 20-02-2010: (a) en situaciones de entrada y b) en situaciones de salida.







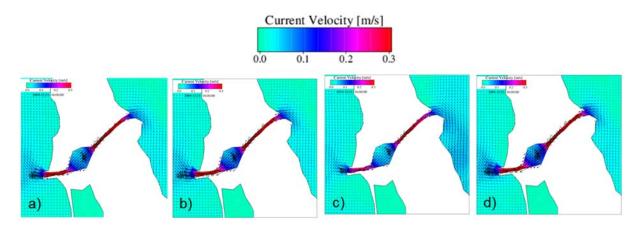


Figura 111. Velocidades de corriente promediadas verticalmente en Marchamalo con la descarga máxima en la laguna a través de El Estacio: a) Mant\_Enc / b) Mar\_part\_0.5m / c) Mar\_0.5m / d) Mant\_Enc\_Mar\_0.5m.

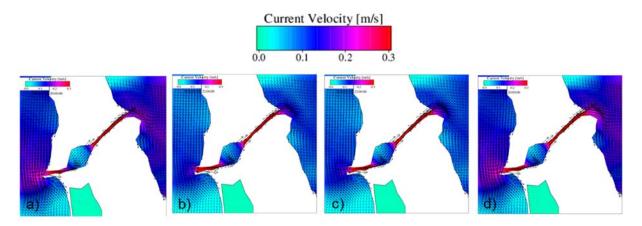
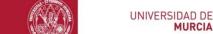


Figura 112. Velocidades de corriente promediadas verticalmente en Marchamalo con la descarga máxima hacia fuera de la laguna a través de El Estacio: a) Mant\_Enc / b) Mar\_part\_0.5m / c) Mar\_0.5m / d) Mant\_Enc\_Mar\_0.5m.

Las actuaciones en Marchamalo también afectarían a los volúmenes de agua intercambiados a través de las distintas golas. Ambos son apenas apreciables en las tareas de mantenimiento, incluso en sus propios intercambios, que apenas superarían un 1 % de incremento en los volúmenes de entrada, pero podrían llegar al 11 % con respecto al escenario de no dragado, en las actuaciones más extremas (Tabla 9). Teniendo en cuenta que el efecto sobre los volúmenes de entrada sería mayor que sobre los de salida, no podría descartarse un efecto negativo de cara al problema a resolver en los momentos de formación de bolsas anóxicas, dado que al ser el agua del Mediterráneo menos densa que la del Mar Menor podría haber más riesgo de estratificación. Todo ello hace que estas medidas deban de ser consideradas con mucha prudencia y no superando lo que serían meras actuaciones de mantenimiento, por debajo de los 50 cm de dragado. Además,







deberá tenerse en cuenta cualquier otra actuación o cambio de condiciones en las demás golas que pudiera generar un efecto sinérgico.

Tabla 9. Volumen intercambiado en cada canal individual hacia dentro y hacia fuera de la laguna y volumen total intercambiado durante un año (García-Oliva et al., 2019).

Escenario	ID	Dirección	Volumen anual (hm³)			Volumen total anual (hm³)
			Encañizadas	Estacio	Marchamalo	
Sin dragado	1	Entrada	158,49	944,66	16,7	1119,85
		Salida	115,62	939,77	12,95	1068,34
Mar_part_0,5m	5	Entrada	158,39	943,72	22,27	1124,38
		Salida	115,59	939,47	17,99	1073,05
Mar_0,5m	6	Entrada	158,24	943,07	29,26	1130,57
		Salida	115,65	938,83	24,61	1079,09
Mar_1m	7	Entrada	157,45	936,15	83,33	1176,93
		Salida	115,47	934,12	75,62	1125,21
Mar_1,5m	8	Entrada	156,77	930,45	156,54	1243,76
		Salida	114,92	925,09	151,99	1192

Tabla 10. Valores mínimos, medios y máximos de salinidad y temperatura promediados para toda la masa de agua lagunar en el periodo 01/04/2009 al 01/04/2010 (García-Oliva et al., 2019).

Escenario	Salinidad				Temperatura			
	Mínima	Media		Máxima	Mínima	Media	Máxima	
Sin dragado	38,25		40,82	44,54	6,38	17,18	30,44	
Mar_part_0,5m	38,24		41,33	44,54	6,38	18,58	30,92	
Mar_0,5m	38,24		41,31	44,51	6,38	18,58	30,92	
Mar_1m	38,16		40,69	44,34	6,39	17,18	30,42	
Mar_1,5m	38,06		40,57	44,15	6,41	17,19	30,41	

Los escenarios de dragados menos profundos o las actividades de mantenimiento (Mar\_part\_0.5m, Mar\_0.5m) generalmente muestran un aumento de los valores medios de salinidad y temperatura y rangos de variación similares con respecto al caso sin dragado (Tabla 10), pero en los escenarios más agresivos los valores medios y los rangos anuales de salinidad disminuyen, produciéndose una tendencia a la suavización de los valores extremos. Esto es semejante a lo que ocurrió en el caso del dragado de El Estacio en los años 1970, y que dio lugar a la colonización de nuevas especies como el alga







Caulerpa prolifera y posteriormente las medusas *Rhizostoma pulmo* y *Cotylorhiza tuberculata*, con las consecuencias ya comentadas anteriormente (Pérez-Ruzafa, 1989; Pérez-Ruzafa *et al.*, 1991). Estos cambios se manifiestan principalmente en las estaciones de invierno y verano (Fig. 113), lo que puede afectar también a los ciclos reproductivos de las especies. Como ejemplo puede ponerse el visto anteriormente de las condiciones desencadenantes de la estrobilación de las medusas (Figura 89) (Pérez-Ruzafa, 1997; Fernández-Alías *et al.*, 2020).

La intensidad de los impactos es proporcional a la magnitud de las actuaciones de dragado (Fig. 113) pero la sensibilidad del sistema es distinta dependiendo de la gola en la que se actúe, probablemente como consecuencia de las diferencias en su extensión y ubicación con respecto a los patrones circulatorios principales de la laguna. Si bien estos cambios son menores en el caso de las actuaciones realizadas únicamente en el canal de Marchamalo frente a los dragados que se pudieran realizar en las Encañizadas, debe tenerse muy en cuenta que los efectos son sinérgicos (Fig. 113) y cualquier escenario de actuación debe ser considerado en el contexto completo de las motivaciones que llevan a proponerlo y de las consecuencias sopesando todos los aspectos implicados. Las actuaciones que superen actividades de mantenimiento deben ser consideradas de alto riesgo para la integridad del ecosistema. Incluso aquellas de mantenimiento deben ser evaluadas y puestas en contexto con minuciosidad.

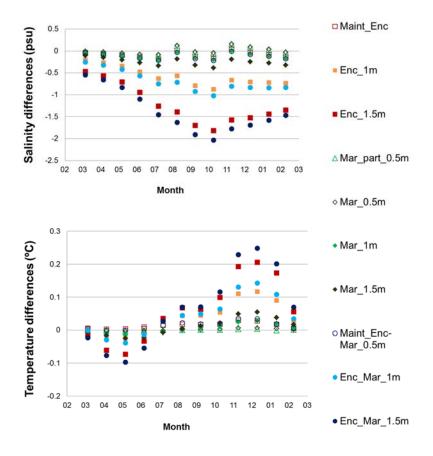






Figura 113. Diferencias en la salinidad media mensual (izquierda) y en la temperatura (derecha) entre los escenarios de dragado y sin perturbaciones (García-Oliva *et al.*, 2019).

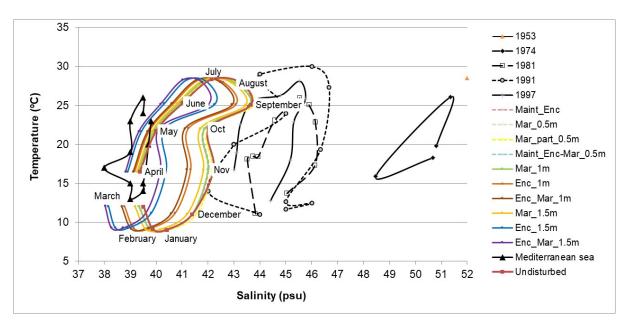


Figura 114. Diagrama T-S mostrando el ciclo anual de salinidad-temperatura de la laguna para las series históricas de datos y los distintos escenarios de dragado. Los triángulos negros representan el ciclo anual de T-S para el Mediterráneo y las otras líneas negras la evolución de T-S para el Mar Menor antes (rombos) y después (cuadrados y círculos) del dragado de El Estacio en 1973.

El ciclo anual de la salinidad y la temperatura medias en la laguna para cada escenario de dragado muestra un desplazamiento de las masas de agua del Mar Menor hacia las características del Mediterráneo respecto a la situación de hace 20 años, y esta tendencia se acentuaría con las obras de dragado (Fig. 114). Los ciclos de los escenarios de dragado menos profundos, representados con líneas discontinuas en la figura 114, están más cerca del caso No Perturbado, mientras que los dragados más profundos, particularmente los que afectaran a las Encañizadas o a una combinación de actuaciones agresivas en las encañizadas y en Marchamalo (Enc\_1.5m y Enc\_Mar\_1.5m), están notablemente desplazados y distorsionados en comparación con el escenario de no actuación o las condiciones que deberían ser las normales en el Mar Menor. La forma más estrecha del ciclo significa una menor variabilidad de la salinidad a lo largo del año.

En este contexto, insistimos en que la propuesta de actuaciones en las golas como medida para paliar el impacto de la formación de bolsas hipóxicas durante las crisis distróficas de verano debe analizarse en cada caso y podrían ser razonables solo en el rango de las actividades de mantenimiento y más en previsión y como anticipación de los efectos de posibles DANAs que por su posible capacidad para reducir la propia anoxia. Esta última observación, no obstante, debería comprobarse mediante la realización de un modelo específico en las condiciones precisas del Mar Menor en la actualidad. Debe tenerse en





cuenta que la entrada sostenida de agua dulce desde la cuenca vertiente y el freático está cambiando continuamente las condiciones de salinidad de la laguna, alterando radicalmente sus condiciones hidrográficas y llevándola en la dirección de los peores escenarios de cambio climático.

En las condiciones simuladas hasta ahora, parece poco probable que el dragado de Marchamalo pueda servir para remover la capa anóxica. En la figura 115 se representa el escenario que más forzaría los intercambios entre el Mar Menor y el Mediterráneo en el canal de Marchamalo, multiplicando por un factor de 2,7 los volúmenes de entrada y salida intercambiados a través de la gola (García-Oliva *et al.*, 2019). Como puede verse, el agua que penetra desde el Mediterráneo tiende a situarse en superficie, produciendo estratificación y poco efecto sobre la posible masa anóxica localizada cerca del fondo. El dragado en las Encañizadas produciría una situación incluso más estratificada en toda la cubeta norte (Fig. 115a).

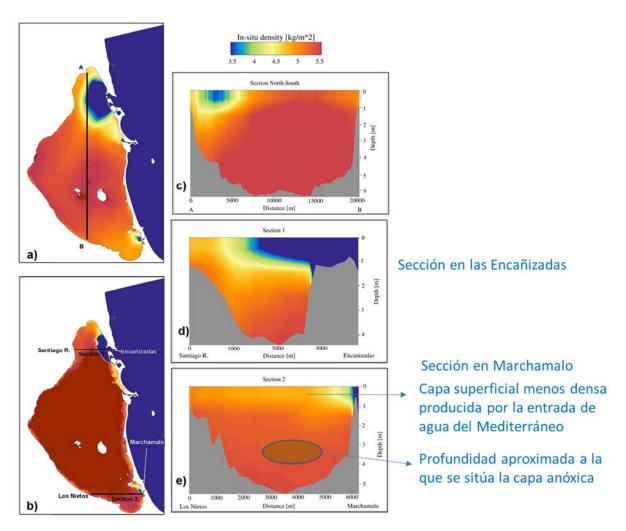


Figura 115. Densidad del agua *in situ* en el escenario Enc\_Mar\_1.5m el 21 de diciembre de 2009 a las 16.00 h (con caudal máximo hacia el interior): densidad de la superficie (a) y del fondo (b)





capas; transectos en el transecto norte-sur de la laguna (c) y secciones este-oeste a través de las ensenadas de las Encañizadas (d) y Marchamalo (e).

El papel más relevante de dar mantenimiento a la gola de Marchamalo podría ser el preventivo en el caso de una DANA. Durante la que se produjo en septiembre de 2019, la entrada masiva de agua dulce formó una capa de agua poco densa flotando sobre la masa de agua salina del Mar Menor (Fig. 116). En dichas condiciones la sobrecarga de materia orgánica acumulada en las capas profundas de la columna de agua, como consecuencia de la descarga de materiales y el incremento brusco de producción primaria que tuvo lugar por la entrada de nutrientes, produjo una hipoxia extrema en una capa de aproximadamente 1 m de espesor sobre el fondo. Las condiciones de viento suave, soplando desde el norte, desplazó la capa superficial hacia el sur, donde se hundió empujando hacia el norte la capa anóxica profunda, que afloró en la zona de Villananitos, en Lo Pagán, dando lugar a una mortandad masiva de organismos.

Dar mantenimiento a la gola de Marchamalo, dentro de los límites expuestos en este apartado, podría ayudar a evacuar la capa de agua menos densa superficial en la cubeta sur y de este modo reducir la estratificación y por otro lado aliviar la presión sobre la capa del fondo anóxica reduciendo los riesgos de afloramiento. Insistimos, no obstante, en que dichas medidas deben estudiarse con máximo detalle y en las condiciones más realistas posible, teniendo en cuenta que no deben improvisarse cuando el evento sea una amenaza inminente. Todos los datos deben estar analizados con la suficiente anticipación y los protocolos bien definidos mucho antes de que la amenaza pudiera estar próxima. Aparte de los detalles relacionados con los resultados de las simulaciones, y de que las actuaciones no deberían superar los 50 cm de profundidad, deben definirse las formas de actuación, como utilizar preferentemente sistemas de succión y no de pala excavadora, o realizar las operaciones durante las corrientes de salida.







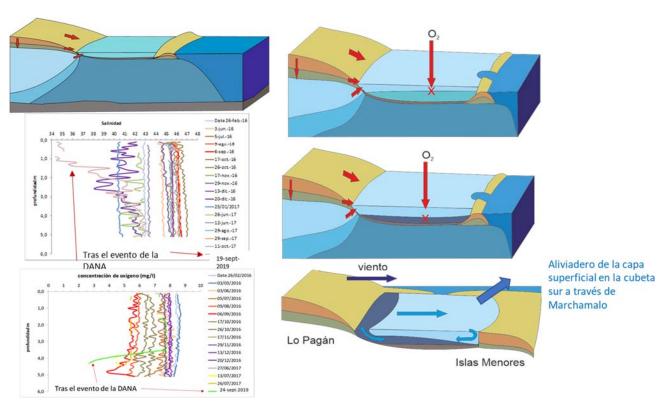


Figura 116. Esquema de la situación que se produjo durante la DANA de septiembre de 2019 en el Mar Menor.





# 7.2. Análisis de las consecuencias de alterar las condiciones geomorfológicas a escala lagunar en base al estudio de la conectividad interna y con el Mediterráneo entre poblaciones

Las actuaciones en las golas también tienen repercusiones sobre la conectividad y los tiempos de renovación del agua (WRT) que son la base de la heterogeneidad ambiental y biológica del ecosistema, fundamentales para el mantenimiento de sus capacidades homeostáticas y de autorregulación.

Las simulaciones del Mar Menor utilizadas en el estudio de la conectividad han sido construidas mediante el mismo modelo hidrodinámico 3D (SHYFEM) acoplado a un módulo lagrangiano, ambos desarrollados por el Centro ISMAR-CNR en Italia (Umgiesser et al., 2004). El módulo lagrangiano para el seguimiento de partículas sirve como herramienta para la caracterización de la dispersión de las larvas de especies tanto dentro del Mar Menor como las que se intercambian con el Mediterráneo en base a los patrones de circulación de la laguna y el cálculo de la conectividad entre diferentes localizaciones.

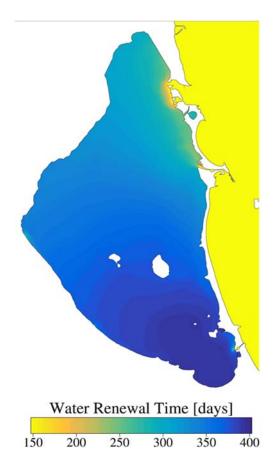


Figura 117. Tiempo de renovación de agua en el Mar Menor promediado verticalmente en el escenario sin perturbaciones.







La distribución espacial de los impactos de las actividades de dragado sobre el WRT también se ha analizado teniendo en cuenta las diferencias entre cada escenario y el escenario "Sin dragado". Como puede verse en la figura 117, la base de la heterogeneidad del Mar Menor se sustenta en tener tiempos de residencia de hasta 400 días en la cubeta sur y de casi la mitad en la cubeta norte. Esto le permite tener poblamientos bien diferenciados, tanto en el sistema bentónico como en el pelágico, con especies más típicamente lagunares y propias del Mar Menor en la cubeta sur y una mayor influencia de especies alóctonas en la norte. Esto es fundamental para preservar las especies lagunares frente a competidores e infecciones, pero también para que los efectos de cualquier impacto ambiental no se transmitan rápidamente por toda la laguna (Pérez-Ruzafa et al., 2004, 2005a; Figs. 10 y 91).

Como puede verse en la figura 118, es aquí donde más consecuencias podrían tener las actuaciones en la gola de Marchamalo. Mientras que las actuaciones de mantenimiento supondrían únicamente cambios de unos pocos días, actuaciones de dragado más intensas podrían llegar a suponer una disminución de los tiempos de residencia de más de 150 días en algunas áreas de la cubeta sur. Además, es muy importante resaltar que los efectos en la cubeta norte y sur son antagónicos, es decir, los tiempos de residencia aumentan en las cubetas norte y central y disminuyen en la cubeta sur, por lo que se produce una compensación de las diferencias actuales, dando lugar a una homogeneización de toda la laguna.

La actuación en Marchamalo también afecta a la conectividad, entendida como la probabilidad de colonización de larvas procedentes de otras localidades del Mar Menor o del mar abierto. En las simulaciones realizadas los efectos observados consisten en el aumento de la conectividad en la zona norte, así como en la disminución de la conectividad entre las estaciones del sur más cercanas a dicha gola, variando proporcionalmente a la profundidad de las actividades de dragado (Fig. 119).





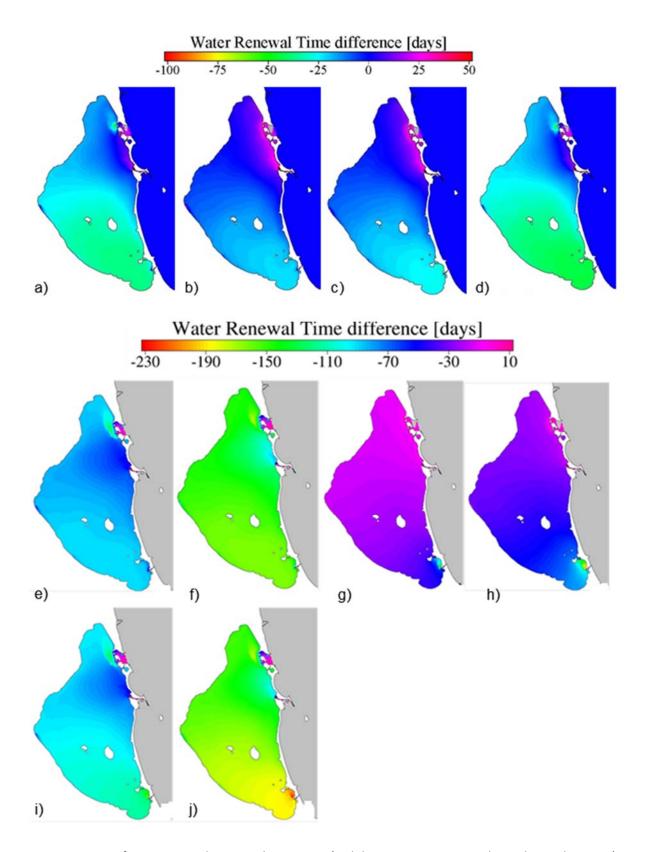


Figura 118. Diferencias en el tiempo de renovación del agua con respecto al estado sin dragar: a) Mant\_Enc / b) Mar\_part\_0.5m / c) Mar\_0.5m / d) Mant\_Enc\_Mar\_0.5m / e) Enc\_1m / f) Enc\_1.5m / g) Mar\_1m / h) Mar\_1.5m / i) Enc\_Mar\_1m / j) Enc\_Mar\_1.5m. Los valores negativos indican una reducción de la WRT.







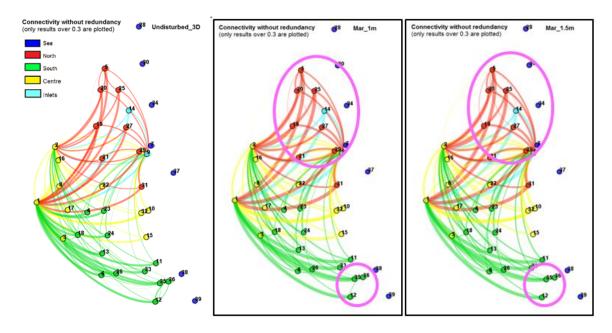


Figura 119. Izquierda: Conectividad sin redundancia entre las estaciones después del período de 2 años de la simulación 3D en el escenario sin perturbaciones (las líneas siguen una dirección en el sentido de las agujas del reloj desde la fuente hasta el punto de destino, el ancho de las líneas indica la magnitud relativa de la conectividad y solo los valores superiores a 0,3 se han representado). Centro y derecha: Conectividad sin redundancia entre las estaciones tras 2 años de la simulación 3D para los escenarios relacionados con el dragado del canal Marchamalo.

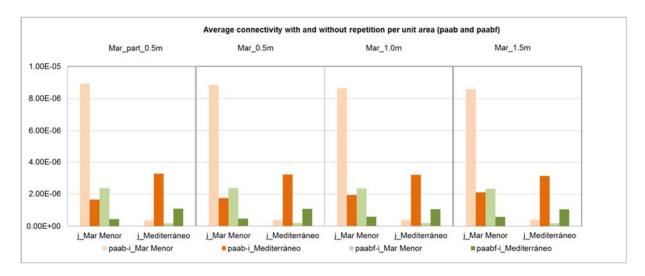


Figura 120. Conectividad con y sin redundancia (paab y paabf, respectivamente) entre el Mar Menor y el Mar Mediterráneo después del período de 2 años de las simulaciones 3D relacionadas con el dragado del canal Marchamalo.

Para los escenarios relacionados con el dragado individual del canal Marchamalo (Fig. 120) la conectividad interna del Mar Menor disminuye con la profundidad del dragado mientras que aumenta el número de larvas provenientes del Mediterráneo. Los cambios





debidos al dragado de Marchamalo sobre la conectividad de las larvas que salen hacia el Mediterráneo son menos perceptibles.

#### 7.3. Actualización del modelo hidrodinámico del Mar Menor mediante el modelo SHYFEM

# 7.3.1. Introducción

En los últimos 6 años el Mar Menor está sufriendo un grave proceso de eutrofización que ha dado lugar a crisis distróficas y episodios de anoxia. Como se ha mencionado, esta situación se está viendo agravada por la ocurrencia de las DANAs (Depresiones Aisladas en Niveles Altos). Este fenómeno natural se caracteriza por masas de aire frío que se encuentran con el aire más cálido del Mediterráneo y producen fuertes tormentas e intensas precipitaciones (Garcia-Ayllon & Radke, 2021). Debido al cambio climático (Pastor *et al.* 2018), la severidad de las DANA está aumentando en los últimos años, causando inundaciones extremas y entradas excesivas de agua dulce con altas concentraciones de nutrientes en la laguna del Mar Menor.

La colaboración con el CNR-ISMAR ha permitido simular mediante herramientas numéricas las condiciones hidrográficas (De Pascalis *et al.* 2012), las corrientes y la conectividad larvaria (Ghezzo *et al.* 2015) asi como el efecto de los posibles escenarios de dragado de las golas (García-Oliva *et al.* 2018) en el Mar Menor. El uso de modelos numéricos se ha convertido en una herramienta muy útil para realizar diagnósticos, anticipar problemas y proponer actuaciones, analizando diferentes escenarios "*what if*". Para que los modelos numéricos sean fiables necesitan estar actualizados según el conocimiento sobre la cuenca investigada, en términos de morfología (línea de costa, batimetría etc..) y condiciones de forzamiento. Tras el evento de DANA de 2019, el Mar Menor ha experimentado cambios en las condiciones hidrográficas, disminución de la salinidad y cambios batimétricos en las ensenadas, por lo que es necesaria una actualización de la aplicación del modelo numérico.

Por lo tanto, los objetivos principales de este apartado han sido:

1. actualizar la aplicación del modelo hidrodinámico en el Mar Menor simulando la dinámica reciente considerando los últimos cambios morfológicos y batimétricos de la cuenca y las últimas estimaciones disponibles de entradas de agua dulce en el sistema, 2. validar el modelo hidrodinámico con el fin de hacerlo fiable para estudios futuros de modelización de la conectividad en el Mar Menor y entre la laguna y el Mar Mediterráneo, partiendo de un estado actualizado de la cuenca.





#### 7.3.2. Contexto hidrodinámico del área de estudio

Como ya hemos indicado, el Mar Menor es una de las lagunas hipersalinas más grandes del Mediterráneo, con 136 km² de extensión y una profundidad media de 3,6 m (Pérez-Ruzafa et al. 2005b) (Fig. 121), cuya batimetría está sufriendo cambios con una tendencia aumentar, sobre todo en la zona central, situándose, con la actualización realizada para la aplicación del modelo, en unos 4.4 m (Fig. 123). Está conectada con el mar Mediterráneo a través de tres canales o golas poco profundas (Encañizadas del Ventorrillo y La Torre, El Estacio, y Marchamalo) (Erena et al., 2019; Bayo et al., 2019). La temperatura media del agua oscila entre los 30°C en verano y los 11,2°C en invierno (Pérez-Ruzafa et al., 2005a). La cuenca hidrográfica que alimenta la laguna es de aproximadamente 1440 km² con precipitaciones anuales inferiores a 300 mm año-1 y tasas de evapotranspiración cercanas a 900 mm año-1 (déficit de 600 mm año-1) (Perez-Ruzafa et al. 2005a, 2019 Erena et al., 2019). El tiempo de residencia del agua, con respecto al mar Mediterráneo, es de unos 318 días (Ghezzo et al., 2015), debiéndose este intercambio limitado a la estrechez de las tres golas. En particular, la septentrional (Encañizadas) es ancha pero poco profunda y se caracteriza por numerosos bancos de arena semisumergidos que dificultan el flujo de agua; la central (El Estacio) es estrecha, pero es un canal de navegación con una profundidad media es de unos 5 m; la meridional (Marchamalo) es muy estrecha y poco profunda con una profundidad media de 0,39 m (García-Oliva et al., 2018).



Figura 121 - Localización del Mar Menor en el Mediterráneo, y canales de comunicación de la laguna con el mar abierto.







#### 7.3.3. Métodos

# Modelo numérico

En este estudio aplicamos igualmente el modelo numérico hidrodinámico SHYFEM bien probado y ampliamente empleado en lagunas costeras, incluyendo el Mar Menor (García-Oliva *et al.*, 2018).

SHYFEM resuelve las ecuaciones primitivas y permite el cálculo de las áreas de humedecimiento y secado. Ya se ha aplicado a varios entornos de transición en el mar Adriático (por ejemplo, la laguna de Venecia, la laguna de Marano Grado - Umgiesser *et al.*, 2014; o el delta del Po y su zona costera - Maicu *et al.*, 2018, Bellafiore *et al.*, 2019). Además, el modelo se ha aplicado ampliamente a toda la cuenca del mar Adriático, tanto para estudios de procesos como para la modelización operativa (Ferrarin *et al.*, 2017). La descripción completa de la herramienta de modelización se puede encontrar en Umgiesser *et al.* (2014), es de código abierto y está disponible gratuitamente en www.ismar.cnr.it/shyfem.

# Rejilla numérica

Con el fin de actualizar la aplicación del modelo hidrodinámico en el Mar Menor considerando los últimos cambios morfológicos y batimétricos de la cuenca, se creó una nueva malla numérica, similar a la utilizada por García-Oliva *et al.* 2018 pero actualizada con los nuevos datos batimétricos recogidos por el IMIDA y la publicación de Erena *et al.* (2020).

Se detectaron algunas discrepancias entre la línea de costa en el geotiff obtenido en las distintas fuentes (CARM, IMIDA) y la curva de nivel de la malla del modelo. Las diferencias fueron relevantes en las zonas de las Encañizadas y Marchamalo, donde se trazó una nueva línea de costa a lo largo del límite abierto modificando la malla para que fuera coherente. Además, la línea de costa de la malla numérica también se verificó con la información de *google maps*.

La malla numérica adoptada en este estudio se muestra en la figura 121. Incluye la cuenca del Mar Menor y la zona marítima. La resolución horizontal de la malla varía entre 22 m y 1738 m, siendo mayor a lo largo de la costa y en las golas que conectan el Mar Menor con el mar abierto (Fig. 122).





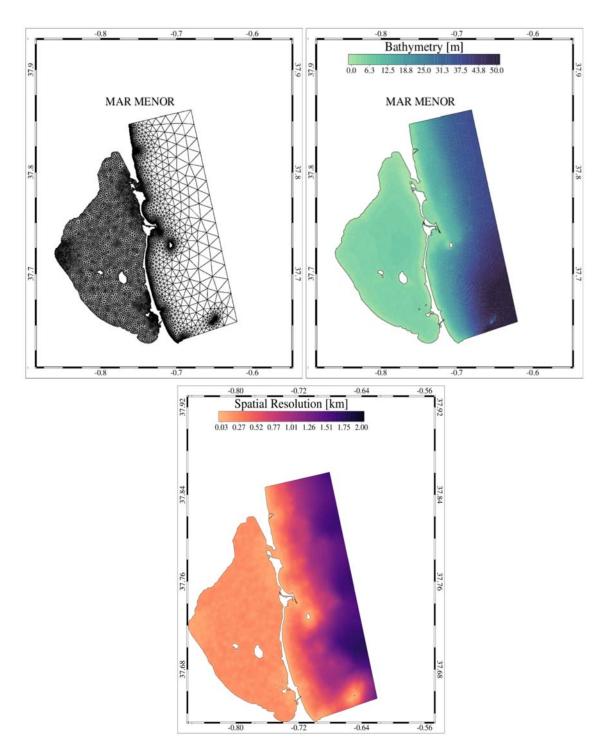


Figura 122. Grid empleado en el modelo de simulación de las condiciones hidrográficas del Mar Menor para el año 2019, con indicación de la batimetría y la resolución espacial aplicada en el área de estudio.

Los nuevos datos batimétricos dentro del Mar Menor se interpolaron en la malla para representar la nueva situación de la cuenca. Los datos batimétricos utilizados fueron proporcionados por la Universidad de Murcia en el fichero OMM\_ETR89\_2m.tiff. Este





fichero se transformó en un fichero xyz que incluía datos altimétricos de 0,3 m y datos batimétricos.

Las diferencias entre la interpolación batimétrica en los elementos de la cuadrícula, correspondientes a la situación antigua y nueva de la cuenca, se muestran en la figura 123. Es evidente que la cuenca se hace más profunda en las zonas centrales y que la gola de las Encañizadas aumentó la profundidad y cambió su forma. La versión final actualizada de la malla incluye la nueva batimetría, la línea de costa ajustada y, por último, las coordenadas se reproyectan de coordenadas UTM a coordenadas geográficas para ajustarse a las entradas de Copernicus.

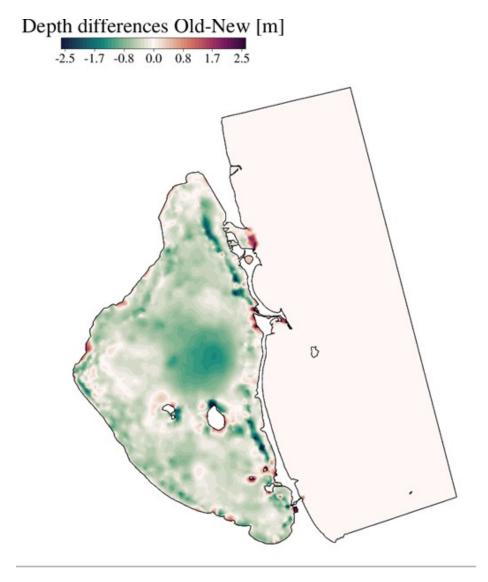


Figura 123 - diferencias de profundidad con los datos batimétricos utilizados en García Oliva *et al.* (2018).







#### **Forzamientos**

El conjunto de datos utilizado para forzar el modelo en el borde abierto incluye el nivel del agua, las corrientes, la temperatura y la salinidad. Para este propósito no se disponía de conjuntos de datos medidos en los alrededores del Mar Menor, por lo tanto, el conjunto de datos en el borde se obtuvo mediante el conjunto de datos del Reanálisis Físico del Mar Mediterráneo (CMEMS MED-Currents Versión 1) (Escudier *et al.* 2020). En el momento de la recogida de forzamientos, el conjunto de datos sólo estaba disponible hasta mayo de 2020.

Debido a esta limitación, el periodo simulado se refiere al año 2019. Este año es también particularmente importante por la ocurrencia de una de las DANAS más intensas que han tenido lugar en el Mar Menor en los últimos años, con la estratificación más drástica de la columna de agua que ha ocurrido nunca en la laguna, por lo que nos sirve para valorar la capacidad de los modelos ante eventos tan repentinos y drásticos y el posible ajuste que necesiten los coeficientes de escorrentía en este tipo de situaciones. Los datos se descargaron de CMEMS, se interpolaron en el límite abierto de la malla y, en particular, se corrigió la altura de la superficie del mar para que oscilara alrededor de cero en lugar de referirse al geoide.

Los datos meteorológicos utilizados, proporcionados por la AEMET, incluyen series temporales de radiación solar, humedad relativa, temperatura del aire, nubosidad, precipitaciones y dirección y velocidad del viento. Los datos se elaboraron para eliminar en el análisis aquellos que faltaban y se formatearon como entrada del modelo. Los datos finales adoptados en 2019 se muestran en la figura 124.

El clima aparece caracterizado por un máximo de 1000 W/m² en radiación solar, alrededor del 70 % de humedad, y de 5 a 35°C en temperatura del aire. La lluvia presenta picos en mayo, septiembre y diciembre. La rosa de los vientos, en la figura 4, muestra regímenes de vientos variables, teniendo los episodios más fuertes del NE.





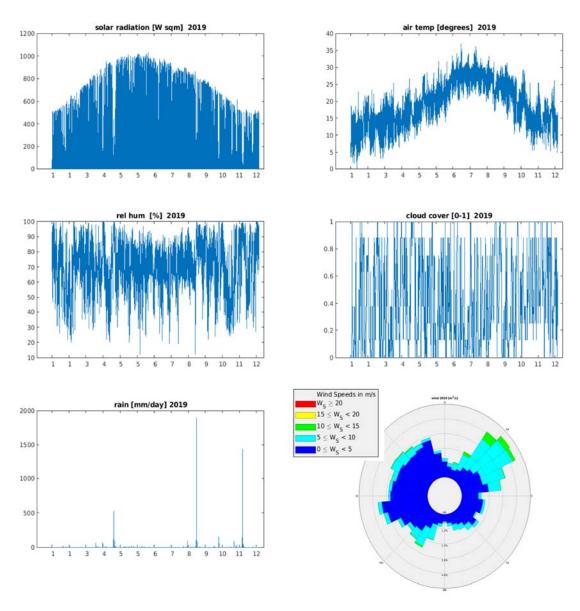


Figura 124 - Forzamientos meteorológicos medidos para 2019.

Para la escorrentía superficial de las ramblas se han utilizado los registros periódicos de aforo facilitados por la CARM, completados, en las ramblas que no presentan un seguimiento regular, con los datos calculados de escorrentía superficial considerando las precipitaciones, las superficies de drenaje de cada rambla y los coeficientes de escorrentía de acuerdo con De Pascalis *et al.* (2012). Los puntos de entrada de agua superficial tenidos en cuenta se muestran en la figura 125 con los datos de la escorrentía total y el porcentaje de importancia de cada uno de ellos.





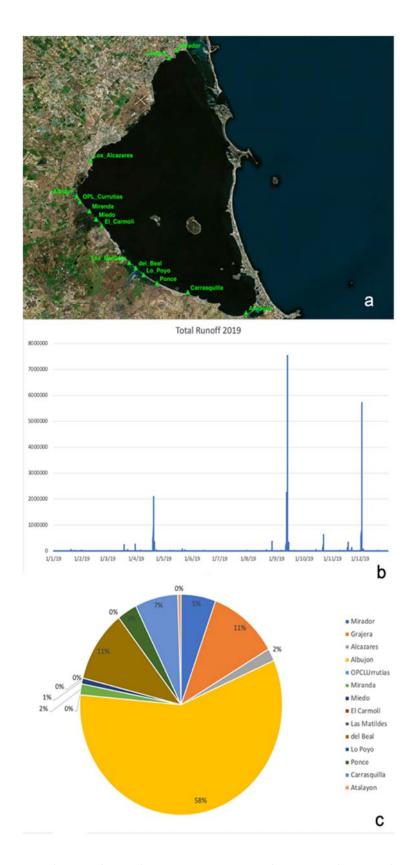


Figura 125 - Escorrentía superficial, a) puntos de entrada, b) escorrentía total, c) porcentaje sobre el total.





Las figuras 125b y 125c muestran el retraso entre los eventos de escorrentía de lluvia. En 2019 se produjo un fenómeno severo de DANA entre agosto y septiembre.

# Configuración del modelo

El modelo hidrodinámico se aplicó considerando una configuración baroclínica completa para simular la circulación inducida por gradientes de temperatura y salinidad. El paso de tiempo máximo admitido es de 100 segundos y se incluyen los términos advectivos no lineales. La tensión del viento se considera en función de las componentes aire, densidad del agua y velocidad del viento. El coeficiente en la formulación es constante y adimensional, y su valor fue de 2,5\*10<sup>-3</sup>. La formulación de la fricción del fondo en las ecuaciones de impulso puede escribirse como Ru y Rv, donde R es el coeficiente de fricción variable y u, v son los componentes de la corriente de agua. La formulación adoptada en esta aplicación se basa en la longitud de la rugosidad del fondo. Los niveles verticales son 10, desplazados 1 m, entre 0 de profundidad a 7 m para representar la estructura del Mar Menor. Los niveles 20, 40 m y 76 m se añadieron para discretizar la zona de alta mar.

#### 7.3.4. Resultados

Los resultados del modelo se compararon con datos de campo obtenidos durante los seguimientos realizados por el grupo de investigación en ese mismo año, para evaluar la capacidad del modelo para reproducir las principales características y situaciones del Mar Menor. Se dispuso, por tanto, de un conjunto de datos detallado de perfiles de temperatura y salinidad en el año 2019 con una frecuencia, al menos, mensual. Las estaciones están situadas en el Mar Menor y en la zona externa de La Manga, en el Mediterráneo (Fig. 126). Los datos originales fueron preprocesados para ser comparables con los perfiles del modelo.

Con el fin de presentar fácilmente los resultados, se calculó la desviación (BIAS) media para cada mes a lo largo del perfil de cada estación y el RMSE medio para cada perfil. Los valores negativos indican una subestimación del modelo con respecto a los datos *in situ*, mientras que los valores positivos indican una sobreestimación por parte del modelo.







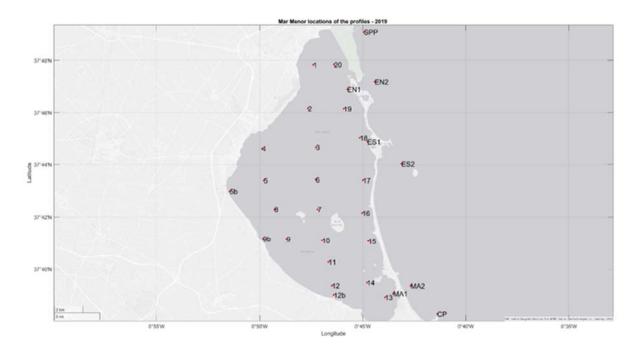


Figura 126 - Ubicaciones de los perfiles de salinidad y temperatura obtenidos en 2019.

#### <u>Salinidad</u>

Los gráficos de la figura 128 muestran, para cada mes, los perfiles BIAS de todas las estaciones de muesteo. Durante la mayor parte del año, el modelo reproduce la tendencia de las observaciones. Las líneas discontinuas en los gráficos indican un rango de tolerancia entre -2 y +2 psu y la mayoría de las estaciones permanecen dentro del umbral. La estación ES2 tiene un comportamiento diferente en el fondo (por debajo de 6 m). Generalmente el modelo parece tener demasiada agua dulce, excepto en abril donde el modelo sobreestima la salinidad. Esto puede deberse a la dinámica entre el Mar Menor y el mar abierto y/o al conjunto de datos de forzamiento de Copernicus. Se necesitan más simulaciones para identificar la causa de esta desviación de la observación.

Debe prestarse especial atención a la descripción del mes de septiembre. El modelo no es capaz de reproducir el efecto de la DANA. La escorrentía parece ser demasiado baja y deberían simularse diferentes valores y configuraciones de la escorrentía superficial y probablemente también de las aguas subterráneas.





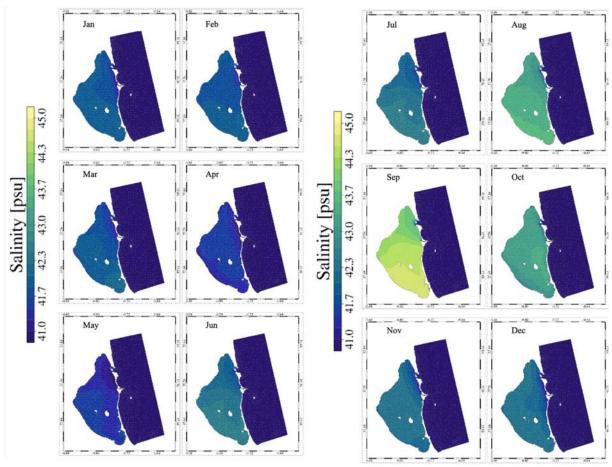
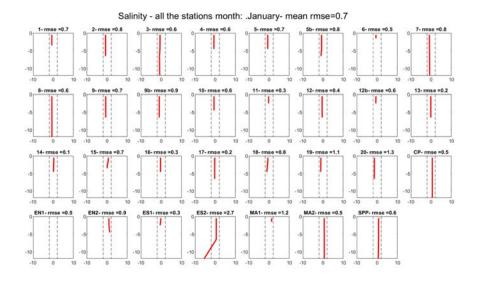


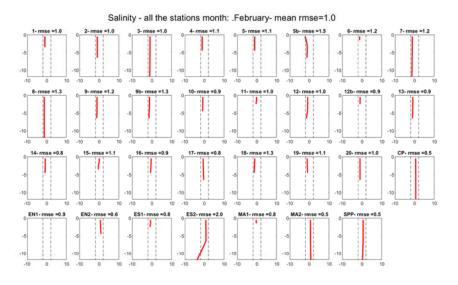
Figura 127. Distribución espacial de la salinidad media en el Mar Menor y Mediterráneo adyacente de enero a diciembre de 2019, de acuerdo con los resultados de la simulación realizada. Nótese que los valores medios son incapaces de detectar cambios anormales de salinidad debidos a la DANA y serían indiferenciables de la dinámica estacional.

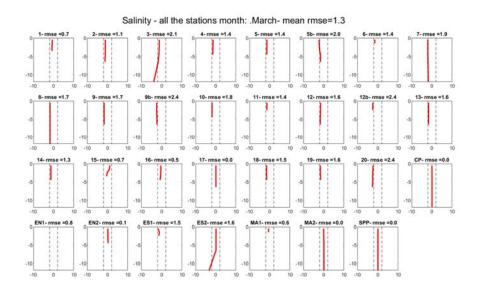








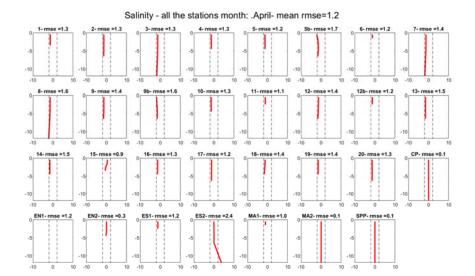


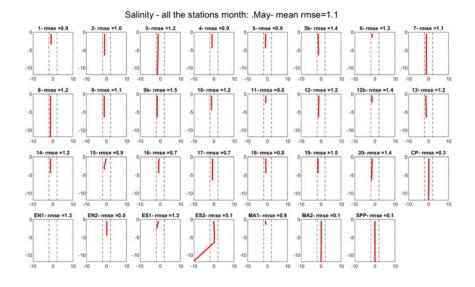


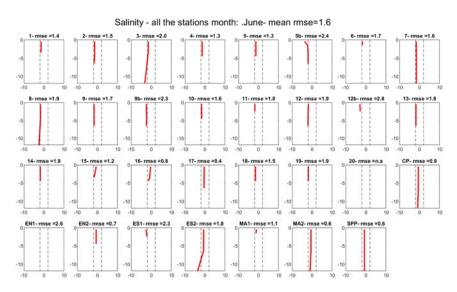








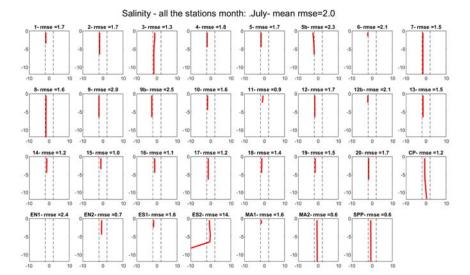


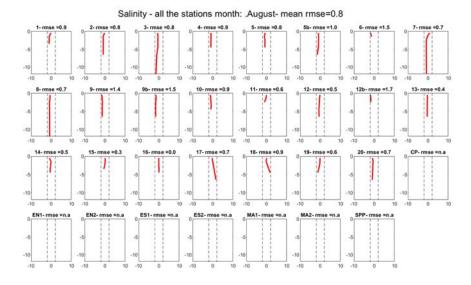


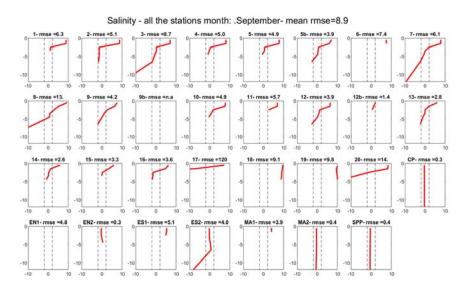
















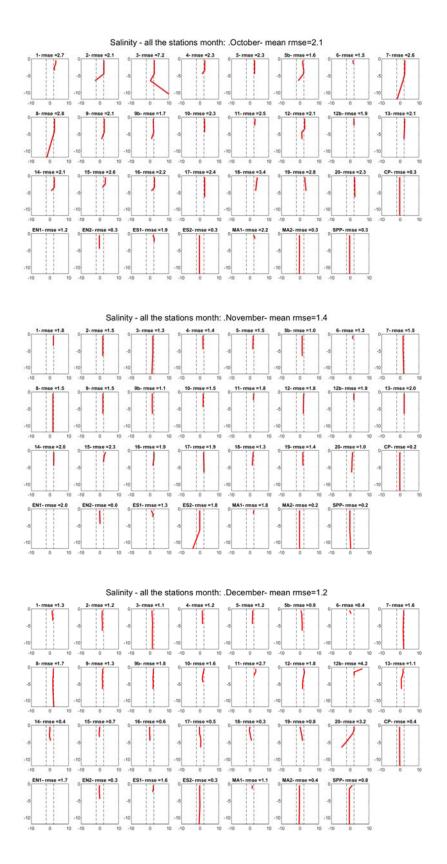


Figura 128. Desviaciones (BIAS) en los perfiles de salinidad entre los datos medidos en el campo y las predicciones realizadas por el modelo.







# **Temperatura**

La temperatura muestra un comportamiento similar al de la salinidad para la estación ES2 (Fig. 130). Las líneas discontinuas en los gráficos indican un umbral -2, + 2 °C. Además, para esta variable, la estación ES2 muestra agua más fría en la capa inferior en comparación con las observaciones, mientras que septiembre se mantiene en los umbrales como todo el año. En general, el modelo representa bien la temperatura dentro de la laguna.

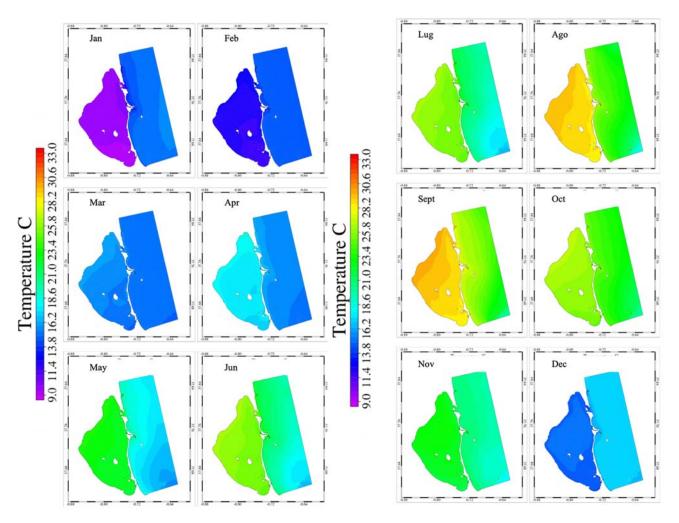
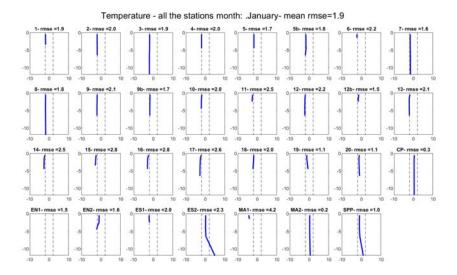
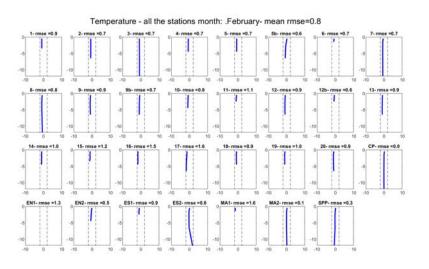


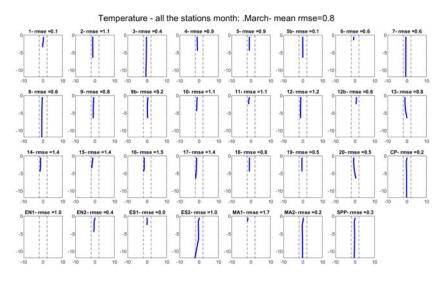
Figura 129. Mapas de temperatura media mensual de acuerdo con los resultados del modelo.





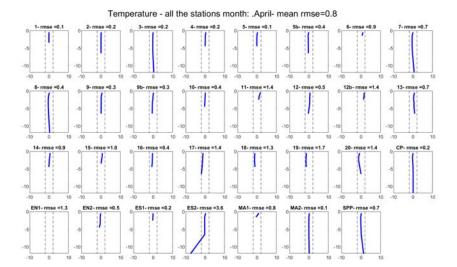


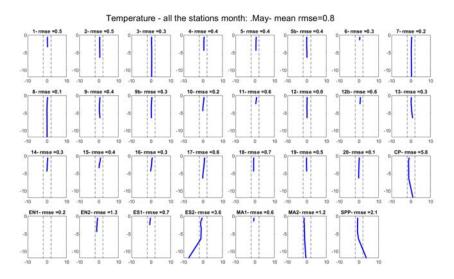


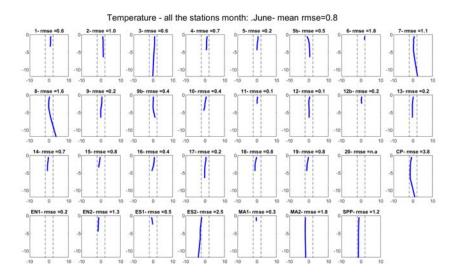






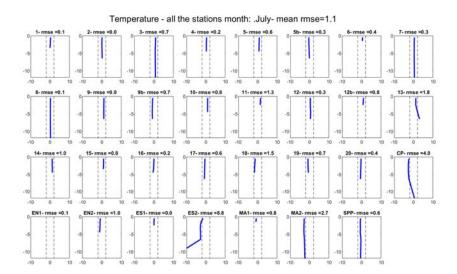


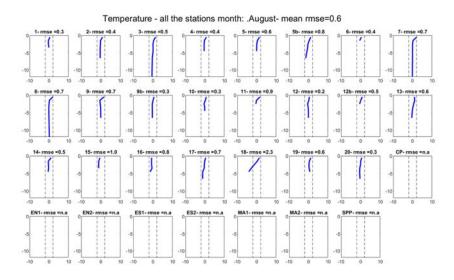


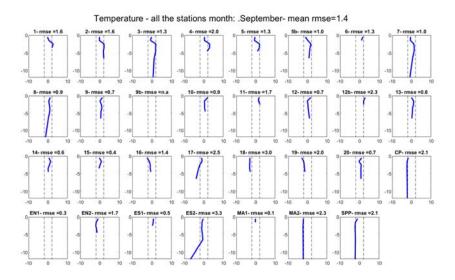
















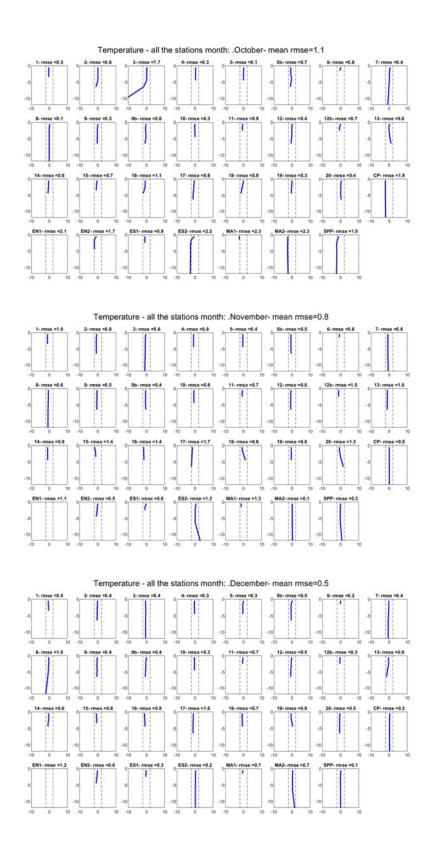


Figura 130. Perfiles de sonda y desviaciones (BIAS) respecto a las predicciones del modelo.







#### 7.3.5. Conclusiones

El estudio incluido en este apartado es una primera aproximación con SHYFEM al modelado hidrodinámico el Mar Menor en condiciones altamente cambiantes, con tiempos de respuesta cortos, de las condiciones meteorológicas, como las ocurridas durante la Dana de 2019. Para ello se ha implementado un modelo hidrodinámico numérico del Mar Menor y la zona del Mediterráneo adyacente, adoptando la última versión disponible de SHYFEM y actualizando tanto la configuración del modelo como los datos de entrada de forzamiento. La simulación reproduce la circulación del agua y la evolución de la temperatura y la salinidad en la cuenca considerando un sistema tridimensional totalmente baroclínica bajo el forzamiento realista más completo disponible. Hasta ahora, los modelos hidrodinámicos que habíamos ejecutado utilizando SHYFEM respondían al funcionamiento de la laguna bajo condiciones ambientales que podríamos llamar normales en el Mar Menor y los resultados mostraban buenos ajustes con los datos de campo, lo que nos ha permitido valorar la importancia relativa de las distintas ramblas en la entrada de nutrientes y contaminantes a la laguna (Pérez-Ruzafa, 2010), anticipar los posibles efectos del cambio climático (De Pascalis et al., 2012), estudiar la conectividad con el Mediterráneo, el papel que juega en la composición del poblamiento ictioplanctónico, en la estructura genética de las poblaciones de animales, en las especies migradoras y en la pesca (Pérez-Ruzafa et al., 2019c), compararla con la de otras lagunas en Europa (Ghezzo et al., 2015) y simular los efectos que tendrían distintos escenarios de dragado en las golas sobre la hidrodinámica y el funcionamiento lagunar (García-Oliva et al., 2018 y 2019). Ahora, las condiciones, que por otro lado tenderán a ser más frecuentes, implican eventos de lluvias que pueden ser más frecuentes e intensos, pero sobre todo, en condiciones de flujos contínuos desde el freático, entradas de agua superficiales más difusas por afloramiento de las aguas del freático en las depresiones de la cuenca vertiente en las proximidades de la ribera interna, la necesidad de reajustar los coeficientes de escorrentía en condiciones de suelos saturados, especialmente en los eventos de lluvias torrenciales o sostenidas y, finalmente y no menos importante para los balances de masas, los cambios en la salinidad dependiendo del momento y de las entradas de agua, ya que el contenido en sales determinado para cada rambla en periodos de flujo regular, no tienen nada que ver con la salinidad en de las masas de agua que entran durante las lluvias torrenciales. Estos cambios de salinidad, además, en momentos de lluvias torrenciales masivas, como en la Dana de 2019, originan una estratificación brusca de la columna de agua que ponen a prueba la sensibilidad de los modelos a eventos turbulentos que sin embargo se comportan como laminares y no dan lugar a mezcla. Comprender y ajustar los algoritmos y parámetros resulta esencial para poder anticipar los intercambios con el Mediterráneo en distintos escenarios y los riesgos de colonización y estabilización de especies invasoras







y que pueden afeactar a las poblaciones de especies autóctonas o en riesgo de desaparición.

De este modo, los modelos desarrollados son el inicio de un proceso más complejo que supera el diempo disponible durante este seguimiento, pero en los que se continúa trabajando. La comparación de los resultados del modelo con los datos de campo de temperatura y salinidad permite cuantificar las desviaciones de las predicciones.

El modelo reproduce la temperatura con un error medio anual en toda la cuenca igual a 0,9 grados. Los errores anuales oscilan entre 0,6 y 2,6 en las estaciones, teniendo el mayor valor en la estación ES2. La desviación de la salinidad tiene un valor medio anual en toda la cuenca igual a 1,9 PSU. Los errores anuales oscilan entre 0,4 y 11 PSU en las estaciones, teniendo el valor más alto en la estación 17 (cerca del Estacio hacia el interior del Mar Menor). Además, la estación ES2 (en la boca de El Estacio en la zona del Mediterráneo) mantiene desviaciones mensuales relativamente altas durante toda la simulación. Esto probablemente indica un error sistemático asociado a la precisión de las medidas horarias (relacionado con el referente horario - GMT-UCT o local-, utilizado en las bases de datos o en los muestreos de campo), teniendo en cuenta la estratificación de las masas de agua en los flujos de salida y la alternancia de corrientes de entrada y salida de aguas entre el Mar Menor y el Mediterráneo, que se produce cada 6 horas, no siendo raro que un desajuste de una hora implique situaciones completamente distintas.

No obstante, los errores mensuales tanto de temperatura como de salinidad se incluyen en el rango de -2 a 2 de RMSE, asumido como aceptable para el modelo, para la mayor parte de las estaciones durante la mayor parte de los meses.

Septiembre, el mes de la DANA, representa una excepción: en este mes el modelo no puede representar bien los datos de campo. El error mensual en la cuenca es de 1,4 en temperatura y 8,7 en salinidad. El error mensual varía entre las estaciones de 0,3 a 3,3 grados de temperatura y de 0,3 a 12 de salinidad. La estación que tiene el valor más alto en RMSE en temperatura es ES2 correspondiente a la estación mar adentro de El Estacio, en cambio en salinidad la estación 17 y las estaciones 18-20 son las más críticas.

La razón de esta falta de rendimiento debe investigarse analizando los datos de entrada utilizados: el modelo sobreestima la salinidad en la superficie y parece que la lluvia y el caudal de la rambla se subestiman como entradas de agua en la capa superficial. Esto es probablemente debido, por un lado a la salinidad baja de las aguas que entraron masivamente durante el evento, que lógicamente no mantenían la salinidad medida en los cauces durante los periodos normales, y por otro, que los coeficientes de escorrentia deben considerar tanto la saturación del terreno, como la propia estratificación del





gradiente de fricción hidrodinámica en la capa de agua que corre cuando esta es suficientemente ancha. De este modo, se está ya trabajando en la verificación y mejora de los cálculos de las entradas de agua desde la cuenca y su composición salina así como de las condiciones de mezcla vertical y horizontal asumidas en la configuración del modelo.





# 8. Análisis y estudio de los efectos de las alteraciones en las condiciones lagunares sobre la producción pesquera y sobre la capacidad de autorregulación, desarrollo de la complejidad biológica y resiliencia ante la eutrofización del Mar Menor

## 8.1. Marco de referencia, síntesis de la historia reciente del Mar Menor y complejidad de la situación actual

Las restricciones al intercambio de agua y a la colonización de especies impuestas por las golas contribuyen a mantener una elevada heterogeneidad hidrológica que se traduce en heterogeneidad y diversidad biológica (Fig. 98). Esto da lugar a una red trófica compleja, con múltiples vías para el flujo de energía, 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. 131).

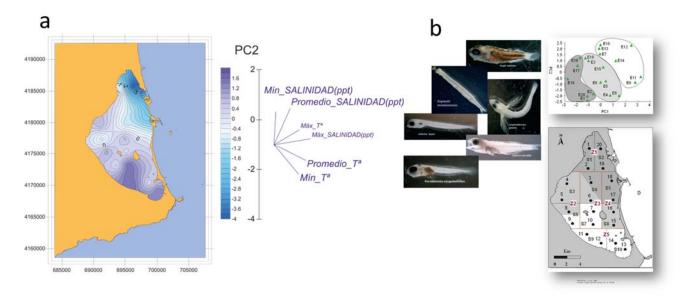


Figura 131. a) Caracterización de distintas masas de agua en el Mar Menor en función de sus condiciones de salinidad y temperatura. b) caracterización de diferentes poblamientos en el ictioplancton del Mar Menor en base a la composición y abundancia de las especies de larvas de peces (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2004).







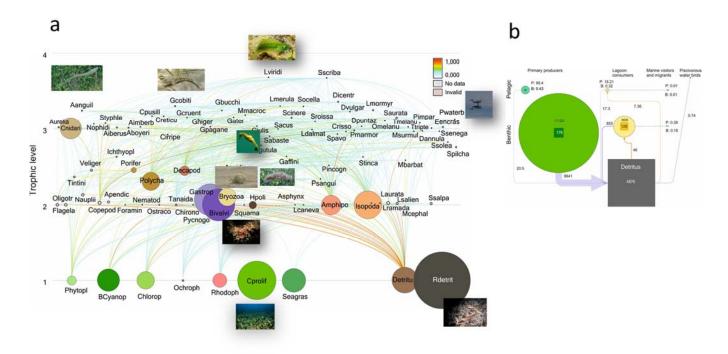


Figura 132. a) Flujos de energía e importancia relativa de los distintos grupos funcionales y taxonómicos en la red trófica del Mar Menor elaborada con el modelo Ecopath (Pérez-Ruzafa *et al.,* 2020b). b) Síntesis de los principales flujos de energía en la red trófica del Mar Menor (Pérez-Ruzafa et al., 2020b).

Todos estos procesos y factores dan lugar a los complejos mecanismos de autorregulación que tiene el ecosistema del Mar Menor (Fig. 133). La depredación de unas especies sobre otras en la red trófica puede ser un mecanismo de control muy eficiente que brinde rutas alternativas de flujo de energía al eliminar el exceso de biomasa generada por el exceso de nutrientes. Al mismo tiempo, las diferentes escalas espacio-temporales de respuesta a través de la red trófica serían un componente importante del filtro, sensu Cloern (2001), que modula la respuesta a la eutrofización en las lagunas costeras, y en concreto del Mar Menor (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2002, 2004, 2020b).





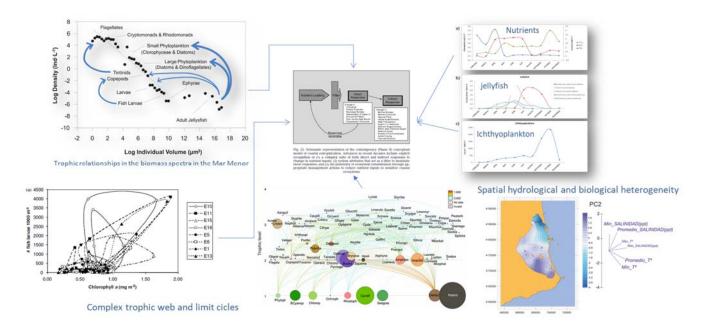


Figura 133. Procesos y factores que dan lugar a los complejos mecanismos de autorregulación que presenta el ecosistema del Mar Menor para enfrentarse y neutralizar los efectos de la eutrofización, desde el control *top-down* ejercido por las medusas y el ictioplancton y los sucesivos niveles tróficos 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 ictioplanton 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.*, 2020b) 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. En el Mar Menor, los efectos de las operaciones de dragado dependen de la extensión y ubicación de las golas y tienen efectos acumulativos. Como ya se advirtió en anteriores informes (Pérez-Ruzafa, 2019), en general, las actuaciones agrandando las golas conducen a una mediterranización de las condiciones hidrográficas lagunares. Un cambio de 2 psu en la media mensual es relevante para muchas especies, pero los cambios de salinidad pueden ser mucho más extremos en localidades específicas, especialmente en áreas poco profundas, de modo que las desviaciones en la salinidad máxima dependiendo de las localidades pueden oscilar desde -14,67 a 3,44 dependiendo del escenario. Esto podría representar cambios importantes en la composición y estructura de las comunidades biológicas. Por otro lado, el efecto sobre la temperatura media puede suponer localmente un aumento de 0,3°C en los máximos y una disminución de 1,06°C en los mínimos, lo que puede ser determinante para las posibilidades de colonización o reproducción de algunas especies.







Los escenarios donde se dragan simultáneamente los canales de las Encañizadas y Marchamalo podrían dar una idea inicial acerca de los efectos similares a los inducidos por el cambio climático según el trabajo de De Pascalis *et al.* (2012), aunque el aumento del nivel del mar no estaría incluido. Por ejemplo, a este respecto, en De Pascalis *et al.* (2012) se indica que la morfología de la cuenca conduce a una amplificación de la respuesta de la laguna al cambio climático. El trabajo muestra que entre 1997 y 2010 la disminución de la salinidad dentro de la laguna con respecto a la anomalía impuesta en mar abierto debido al cambio climático podría alcanzar valores de alrededor del 67 %, mientras que para el mismo escenario para la temperatura representaría un aumento de aproximadamente el 39 %.

La capacidad de las especies marinas de colonización y aclimatación difieren 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.*, 2018).

Las modificaciones de la temperatura pueden causar cambios en los procesos biológicos a escalas celulares o de ecosistemas, conectadas a través de presupuestos energéticos y estrategias ecológicas condicionantes de las especies (Pérez-Ruzafa et al., 2018b), lo que afecta también a la temporalidad de los procesos lagunares (Anthony et al., 2009; Reid, 2016). Las temperaturas podrían sobrepasar los valores por encima o por debajo de la tolerancia térmica de las especies, modificar la solubilidad del oxígeno y aumentar el costo metabólico de las especies (Koch, 2016), afectando la ecofisiología de los peces e invertebrados marinos, su rango de distribución y fenología, sus patrones de migración y disminuyendo su crecimiento y reproducción, reduciendo finalmente su abundancia (Liang et al., 2018). Koch (2016) también advierte sobre el hecho de que los niveles bajos de oxígeno elevan la concentración de sulfuros en los sedimentos, siendo estos una fitotoxina conocida. Este autor también señala que el estrés térmico reduce la viabilidad de las praderas de fanerógamas marinas de vida larga y persistentes, con tasas de crecimiento lentas, que pueden verse reemplazadas por especies de macroalgas oportunistas o sedimentos desnudos que proporcionan menos servicios ecosistémicos (Koch, 2016). Además, en un efecto cascada, los cambios en la vegetación del fondo marino pueden resultar en una disminución de las poblaciones de peces (Pérez-Ruzafa et al., 2012).

Pero, aunque el cambio climático es una amenaza global, en ecosistemas particulares podemos encontrar acciones que también cambian los rangos de temperatura, afectando a los organismos y al funcionamiento general de los mismos. Puede ser contaminación térmica o, en el caso de sistemas costeros semicerrados y poco profundos, como las







lagunas costeras, cambios en la dinámica de intercambio con las aguas externas al sistema, ya sean de origen marino o continental, superficiales o del freático.

Por otro lado, la salinidad es un factor clave en las lagunas y se ha considerado el parámetro esencial para explicar los gradientes lagunares en densidad, biomasa, riqueza o diversidad de especies (Por, 1980; Mariani, 2001), condicionando también la viabilidad de la colonización y el asentamiento de nuevas especies (Pérez-Ruzafa et al., 2019). Asimismo, es uno de los principales factores que determinan las similitudes y diferencias entre lagunas (Petit, 1953; Aguesse, 1957; Anonymous, 1959; D'Ancona, 1959; Remane en McLusky, 1999).

Los estudios de cambio climático global señalan que se espera que el aumento previsible en la variabilidad e intensidad de los eventos de precipitación, o la intensificación de la comunicación con el mar abierto debido al aumento del nivel del mar produzcan una mayor variabilidad, tanto espacial como temporal, en la salinidad de las lagunas costeras (Anthony et al., 2009; Angus, 2017).

Sin embargo, ni la salinidad ni la temperatura actúan de manera aislada y las variables ambientales clave en las lagunas, entre las que también se destaca el grado de comunicación con el mar abierto, están interrelacionadas y los cambios pueden actuar como factores de estrés múltiples (Pérez-Ruzafa et al., 2007a). Por ejemplo, el aumento de la temperatura y la salinidad dan como resultado una mayor estratificación, si la laguna no está bien mezclada verticalmente por el viento, y una menor solubilidad del oxígeno, lo que aumenta la probabilidad de los ciclos de hipoxia-anoxia (Pérez-Ruzafa et al., 2019b).

Además, los cambios en la salinidad o la temperatura, al modificar la densidad y la estratificación de la columna de agua, también pueden afectar los procesos de sedimentación, así como la adsorción-desorción de fosfato, o la especiación y disponibilidad de metales que, por ejemplo, se encuentran en altas concentraciones en los fondos de la laguna del Mar Menor. Esto puede causar la liberación de contaminantes "secundarios", lo que resalta la relevancia de los procesos que ocurrieron en el pasado y que a menudo no se consideran en las estrategias de gestión actuales o nuevas (O'Higgins et al., 2014). Tales efectos de frontera en la interfaz entre la laguna y la atmósfera o el agua y los sedimentos son particularmente importantes para los flujos de elementos y nutrientes, debido a la gran relación de superficie a volumen de estos sistemas poco profundos (Pérez-Ruzafa et al., 2019a).

En el Mar Menor, este trabajo muestra que uno de los efectos más significativos de las intervenciones de dragado sería la homogeneización de los tiempos de renovación del







agua entre las partes norte y sur de la laguna, con efectos sobre la conectividad de las especies (García-Oliva *et al.*, 2018). También se observa que, en la mayoría de los escenarios de dragado simulados, cualquier aumento en la profundidad de las entradas conduce a un aumento mensual promedio de la temperatura en los meses de julio a febrero, hasta una diferencia máxima de 0,25°C en diciembre.

De la misma manera, se ha observado una reducción general de la salinidad media mensual con respecto a la situación sin dragado, observándose una disminución de la salinidadmedia mensual en todos los meses del año con respecto a la situación de referencia, y las diferencias más marcadas llegaron a 2 psu en octubre.

En la historia reciente del Mar Menor, la salinidad aumentó después de la última regresión del nivel del mar en el Cuaternario y el aislamiento progresivo que tuvo lugar durante el siglo XVIII, alcanzando un máximo a fines de ese siglo con 70 g de sal por litro. Después de este período, hubo varios episodios esporádicos en los cuales las tormentas rompieron La Manga (Dezileau et al., 2016). El último de estos eventos, que ocurrió en 1869, causó una disminución significativa de la salinidad, de 60-70 a 50-53 psu, probablemente reforzada por la apertura de golas artificiales que permitieron la comunicación de la laguna con el Mediterráneo (la construcción de Marchamalo comenzó en 1769, El Charco en 1878, y el Estacio también a finales del siglo XIX) para la instalación de dispositivos de pesca (localmente llamados "encañizadas") para capturar peces durante sus migraciones reproductivas. Esto implicó un fuerte cambio en la biología de la laguna con la colonización de varias especies, principalmente peces como la dorada (Sparus aurata Linnaeus, 1758), lubina (Dicentrarchus labrax (Linnaeus, 1758)), y mújoles (Mugilidae spp.) (Butigieg, 1927; Navarro, 1927; Pérez-Ruzafa et al., 1987) y la introducción de diferentes especies de fanerógamas (Cymodocea nodosa y Zostera noltii Hornemann 1832) que se expandieron en toda la cuenca. Además, alrededor de 30 nuevas especies de moluscos se asentaron en la laguna (Pérez-Ruzafa et al., 1987).

Sin embargo, cabe señalar que una de las transformaciones más drásticas en la ecología de la laguna del Mar Menor tuvo lugar como ya se ha comentado después de la ampliación y profundización, a principios de la década de 1970, de la gola de El Estacio para construir un canal navegable de hasta 30 m de ancho y 5 m de profundidad. El aumento en las tasas de renovación del agua llevó a una disminución significativa en la salinidad de 44.8–52.9 a 43–45 y a una atenuación de las temperaturas extremas (Pérez-Ruzafa *et al.*, 1987; 1991). Este proceso de homogeneización hidrográfica es similar a las tendencias predichas por Ferrarin *et al.* (2014) sobre la base de simulaciones numéricas para un rango de lagunas costeras en un escenario de cambio climático. Estos autores prevén una pérdida general tanto de la variabilidad intra-lagunar como entre lagunas en sus propiedades físicas. Estos cambios podrían llevar a una facilitación de la colonización de







especies alóctonas e invasoras, incluidos los parásitos y son asimilables a las de dragado en las golas y al aumento de la comunicación con el mar abierto.

Este proceso previo de "Mediterranización" del Mar Menor 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 (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 (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2002).

El cambio más importante derivado del dragado del canal del Estacio que afectó la fisiografía y el funcionamiento del ecosistema del Mar Menor ocurrió a nivel de las praderas y comunidades bentónicas. Las poblaciones de *Ceramium ciliatum* var. *Robustum* (J.Agardh) Mazoyer, 1938 y *Cladophora* Kütz., 1843 sp. (García-Carrascosa, 1982) en la comunidad fotofílica fueron reemplazados en su mayoría por facies de *Acetabularia acetabulum* Lamouroux, 1812, *Jania Rubens* (Linnaeus) J.V.Lamouroux 1816, *Padina pavonica* L. (Thivy) y, dependiendo de la zona, por *Palisada tenerrima* (Cremades) D.Serio, M.Cormaci, G.Furnari & F.Boisset, 2010 (Pérez-Ruzafa I.M., 1989). Además, las praderas de fanerógamas (con la presencia de *Cymodocea nodosa, Zostera marina* Linnaeus, 1753 y *Z. noltii*) que dominaron los fondos blandos de la laguna antes de 1970 (Lozano, 1954; Simonneau, 1973), fueron reemplazadas progresivamente por una pradera monoespecífica de *Caulerpa prolifera* o mixta de *Caulerpa-Cymodocea*, dominada por *C. prolifera*, cubriendo más del 80% del fondo de la laguna, favoreciendo altos contenidos de materia orgánica en el sedimento y bajas concentraciones de oxígeno (Pérez-Ruzafa *et al.*, 1989, 2012) (Figs. 3-4).

La colonización inicial de *C. prolifera* probablemente se debió al aumento de las temperaturas mínimas, ya que esta alga tolera mal las temperaturas por debajo de 10°C (Meinesz, 1979), que se alcanzaban con frecuencia antes de que se agrandara El Estacio. A partir de ese momento, la variación progresiva de las condiciones ambientales de la laguna, y el aumento del estrés en los sedimentos en una fase posterior, favorecieron a las algas y afectaron negativamente a la fanerógama *C. nodosa*.







La tendencia a aumentar la temperatura en los últimos años probablemente también sea responsables de la colonización o el aumento de otras especies. En el último año se han encontrado nuevas especies de origen tropical en la laguna del Mar Menor, y algunas de ellas han establecido poblaciones estables, como el caso del poliqueto *Branchiomma boholense* (Grube, 1878).

Por otro lado, el molusco anaspideo *Bursatella leachii* Blainville, 1817, ha estado extendiendo su distribución a través del Mediterráneo de este a oeste durante la última década. Esta expansión parece estar especialmente relacionada con lagunas costeras como la Bahía de Izmir en Turquía (Kazak & Cavas, 2007) o la laguna Ghar El Melh (NE Túnez) (Zakhama-Sraieb *et al.*, 2009) y Mar Chica (Marruecos) (Selfati *et al.*, 2017). En 2008, se detectaron ocho individuos de *Bursatella leachii* en el Mar menor, cerca de las Encañizadas (Murillo & Murcia, 2009; Murcia-Requena, http://fotosubb.blogspot.com), colonizando más tarde toda la laguna, teniendo lugar un rápido aumento y disminución en la población durante 2015-2016 (obs. pers.).

Por otro lado, los valores extremos de salinidad y temperatura en las lagunas costeras pueden ser una barrera protectora contra parásitos y enfermedades para algunas especies marinas clave. Este es el caso de los bivalvos *Pinna nobilis* Linnaeus, 1758, y *Ostraea edulis* Linnaeus, 1758 en el Mar Menor. Las poblaciones de *O. edulis* del Mar Menor se utilizaron como fuente de juveniles para la acuicultura debido a la ausencia en ellos de los parásitos *Bonamia ostreae* Pichot, Comps, Tigé, Grizel & Rabouin, 1980 o *Marteilia refringens* Grizel, Comps, Bonami, Cousserans, Duthoit & Le Pennec, 1974, que generalmente infecta a otras poblaciones costeras europeas (Cano & Rozamora, 1996; Arzul *et al.*, 2006). Más recientemente, la especie amenazada *Pinna nobilis* ha sufrido un evento de mortalidad masiva en el Mediterráneo occidental (Vázquez-Luis *et al.*, 2017), hasta ahora sin afectar a las poblaciones del Mar Menor.

Está claro que una mediterranización de la laguna del Mar Menor 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.



#### 8.2. Registro de nuevas especies no alóctonas en el Mar Menor<sup>2</sup>

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 vías 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, estas 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 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

Kousteni, V., Anastasiadis, A., Bariche, M., Battaglia, P., Bonifazi, A., Ćetković, I., Chimienti, G., Colombo, M., Constantinou, C., Corsini-Foka, M., Dalyan, C., Dogrammatzi, A., Domenichetti, F., El Zrelli, R., Fernández-Alías, A., Kampouris, T.E., Kesici, N.B., C. Küpper, F., Lipej, L., Mancini, E., Manunza, B., Marcos, C., Mavrič, B., Mavruk, S., Mutlu, E., Özvarol, Y., Papadimitriou, E., Pešić, A., Pérez-Ruzafa, A., Pey, A., Poursanidis, D., Rizgalla, J., Samaha, Z., Stipa, M.G., Trkov, D., Türeli, C., Ventura, P., Yacoubi, L., Zacchetti, L., & Zava, B. (2022). New records of rare species in the Mediterranean Sea (May 2022). Mediterranean Marine Science, 23(3), 417–446.

Sala-Mirete, A., López, E., Sánchez-Fernández, O., Marcos 20,1& Pérez-Ruzafa, A. (2023). First records of non-indigenous Timarete caribous (Grube, 1859) (Polychaeta; Cirratulidae) in the Western Mediterranean, and its ecology in the Mar Menor (Murcia, SE Spain). BioInvasions Records, 12.

<sup>&</sup>lt;sup>2</sup> Este capítulo se encuentra parcialmente publicado en:







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 tener capacidad de supervivencia y reproducción en la laguna y encontrar 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 ya que en ambos casos 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 la laguna.

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 competición 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 (*C. tuberculata* and *R. pulmo*) (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2002; Fernández-Alías *et al.*, 2020), anélidos (*Branchiomma boholense*) (Roman *et al.*, 2009), ctenóforos (*Mnemiopsis leidyi*) (Marambio *et al.*, 2013), o crustáceos (*Callinectes sapidus* Rathbun, 1896) (Fuentes *et al.*, 2019).







Esto hace necesario que se mantenga un sistema de monitorización 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 monitarización controlando el proceso de eutrofización actual, la comunidad ictioplanctónica y las poblaciones de medusas se viene desarrollando en diferentes periodos desde el año 1997 (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2019b). En el presente capítulo exponemos la colonización de la laguna por parte de la medusa *Olindias muelleri* y el anélido poliqueto *Timarete caribous* (Grube, 1859).

#### 8.2.1. Olindias muelleri Haeckel, 1897

O. muelleri, también conocida como medusa cruz, es un hidrozoo con hábitos nocturnos cuya campana hemisférica puede alcanzar un diámetro de ocho centímetros. En su fase medusa tiene cuatro canales rojizos radiales dispuestos en forma de cruz festoneados a lo largo por gónadas de color blanco. Estas gónadas se extienden hasta el manubrio, situado en el centro de la campana, que se prolonga terminando en una boca estrecha. El número de tentáculos primarios y secundarios alcanza 60 y 120 respectivamente (Ziemski & Sittler, 2020). El primer registro de O. muelleri en el Mediterráneo data del año 1824 en la costa oeste de Italia e, incluso considerando que hay avistamientos a lo largo de un gran área del Mediterráneo, estos son escasos y distantes tanto geográfica como temporalmente (ver Aytan et al. (2019) para una revisión histórica de avistamientos).

En este apartado describimos las primeras etapas de la colonización del Mar Menor por parte de O. muelleri. Debido a sus hábitos nocturnos, consideramos que la realización diurna de los censos visuales del sistema de monitorización podría dar como resultado una subestimación de su abundancia por lo que estos censos han sido complementados con las declaraciones de los pescadores y entrevistando a un fotógrafo submarino especializado en el Mar Menor. Nuestra primera observación de este hidrozoo fue realizada en el año 2010 en las cercanías del canal de Veneziola y la segunda se realizó en el año 2014. En septiembre de 2020 los pescadores declararon que sus pesquerías se estaban viendo afectadas negativamente por la aparición de esta hidromedusa en las redes ya que provocan la muerte de los langostinos (Penaeus kerathurus (Forskål, 1775)) atrapados en éstas al entrar en contacto con sus tentáculos urticantes y que, una vez muertos, disminuyen su valor de mercado. Desde esta fecha, ese mismo año, realizamos 13 observaciones de individuos adultos y una carcasa de un individuo muerto (Fig. 134). En ese mismo periodo, el fotógrafo submarino nos alertó de agregaciones de hasta 5 individuos y censos de hasta 50 ejemplares en un único buceo. Además, nos facilitó una fotografía de O. muelleri alimentándose de un ejemplar del pez Atherina boyeri Risso, 1810, especie de interés comercial (Fig. 135). Un problema adicional que podría aparecer si la





especie consigue establecerse sería las picaduras a los bañistas ya que, al contrario de lo que ocurre con otras especies registradas (Fernández-Alías *et al.*, 2022), ésta resulta tan dolorosa como la de una avispa. Además, hay que considerar que, debido a su pequeño tamaño, esta especie sería capaz de traspasar las redes de protección que tradicionalmente se instalan en las zonas de baño. En el año 2021 y 2022 no se ha registrado ningún avistamiento de esta especie y actualmente se clasifica como visitante marino frecuente.





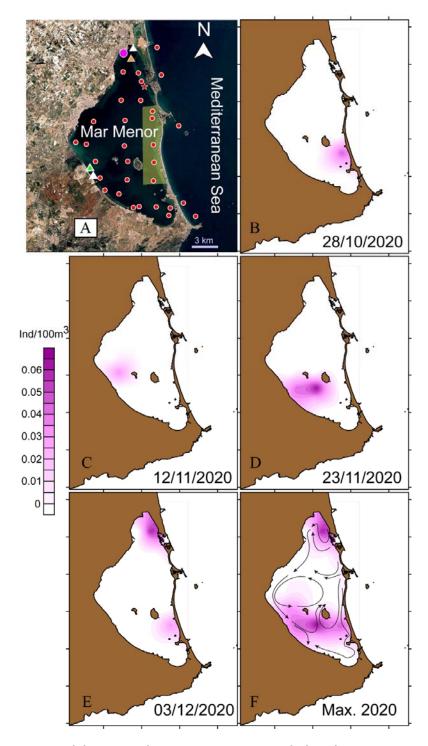


Figura 134. Estaciones del sistema de monitoreo, registro de las observaciones y abundancias (individuos/100m³) de *Olindias muelleri* en el Mar Menor. A: Los círculos rojos corresponden a las estaciones de muestreo. La estrella roja indica la localización de la primera observación (06/07/2010). Los triángulos indican las observaciones del fotografo Javier Murcia: verde (1 individuo 06/02/2014), blanco (>8 individuos cada una 16 y 17/11/2020), naranja (>5 individuos 23/11/2020). El círculo rosa indica la última observación (1 carcasa, 15/12/2020). El área sombreada en amarillo indica la zona de pesca de langostino. B-E: distribución de *O. muelleri* en los censos visuales. F: Máximas abundancias registradas en los censos visuales del Mar Menor en 2020 y sus corrientes marinas.





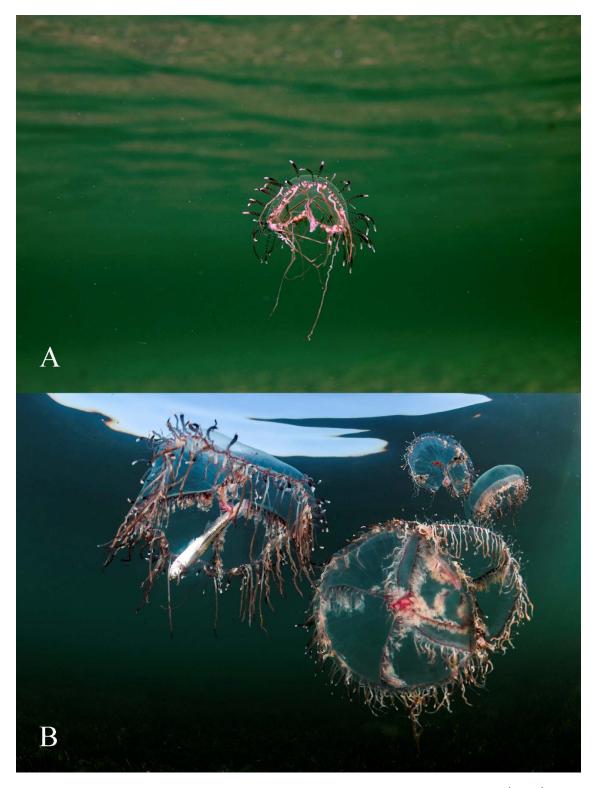


Figura 135. *Olindias muelleri* detectadas en el Mar Menor. A: Primer registro, 06/Julio/2010. B: Agregación de individuos con uno de ellos depredando un individuo del pez *Atherina boyeri*. Fotografías A: Angel Pérez-Ruzafa, B: Javier Murcia.







#### 8.2.2. Timarete caribous (Grube, 1859)

Timarte caribous (Grube, 1859) es una especie de anélido poliqueto, perteneciente a la familia de los cirratúlidos, originaria del mar Caribe. Esta familia se caracteriza por la presencia de diferente número y disposición de filamentos tentaculares a lo largo de su cuerpo. *T. caribous* presenta un cuerpo aplanado dorsoventralmente, de coloración naranja oscuro en los organismos vivos y con pigmentos oscuros localizados en la parte anterior en zona ventral. Uno de los caracteres que determinan su identificación es la presencia de un par de espinas gruesas y bien visibles en los podios ventrales posteriores (Fig. 136).

La identificación de esta especie añade un nuevo género a la comunidad de anélidos poliquetos de la familia de los cirratúlidos en el ecosistema del Mar Menor. T. caribous mostró una clara dominancia en los sustratos rocosos de origen antrópico, como son las biocenosis fotófilas medio e infralitorales del Canal del Estacio (Sala-Mirete et al., 2023) (Fig. 137). Esta dominancia puede ser resultado de la influencia del Mar Mediterráneo, el cual en estas zonas de conexión, puede ejercer una doble función: por un lado, de acuerdo con la teoría el confinamiento (Guelorget & Perthuisot 1983; Pérez-Ruzafa & Marcos 1992, 1993), el asentamiento de especies no nativas en zonas de conexión está favorecido tanto por la alta probabilidad de colonización, como por el hecho de que las condiciones de salinidad y temperatura son menos extremas que aquellas del interior lagunar. Así, estas condiciones en las zonas de comunicación resultan ser favorables para especies oportunistas, permitiendo el crecimiento de sus poblaciones. A lo largo del tiempo, estas poblaciones se componen de individuos seleccionados genéticamente que toleran las condiciones extremas de estos ecosistemas y, en este sentido, queda explicado la presencia de T. caribous en sustratos rocosos de la isla del Ciervo o en los pilares bajo los balnearios de Santiago de la Ribera, en el año 2017 (Sala-Mirete et al. 2023).

Estudios como el que se presenta en este informe, de seguimiento del estado de un ecosistema, nos permiten identificar y analizar la dinámica y su papel en la red trófica de especies alóctonas como las que se tratan en este apartado, así como determinar si se trata de observaciones puntuales o si se puede considerar como colonizadoras. Además, estos estudios demuestran un alto valor en el conocimiento ecológico en el sentido de competencia entre especies nativas que puedan verse desplazadas y cómo esto afectaría al funcionamiento del ecosistema.





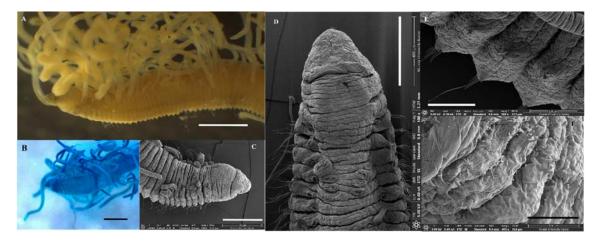


Figura 136. *Timarete caribous*. (A) Vista lateral de la zona anterior con detalle de la disposición dorsal de las branquias. Barra de escala: 1 mm; (B) Vista ventral de la de la zona anterior con coloración Verde de Metilo. Barra de escala: 1 mm; (C) Microfotografía electrónica de barrido de la zona anterior, vista dorsal. Barra de escala: 400  $\mu$ m; (D) Microfotografía electrónica de barrido con detalle en vista dorsal del prostomio, peristomio y filamentos tentaculares. Barra de escala: 400  $\mu$ m; (E) Microfotografía electrónica de barrido en vista lateral de notopodios y neuropodios torácicos. Barra de escala: 100  $\mu$ m; (F) Microfotografía electrónica de barrido de los segmentos abdominales. Barra de escala: 100  $\mu$ m.

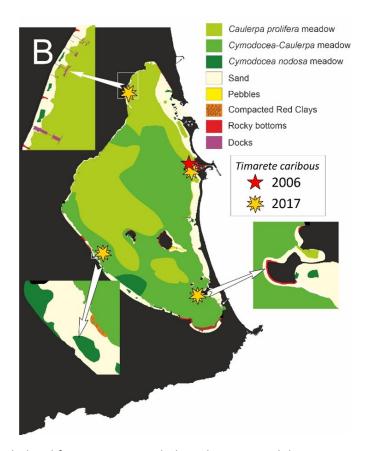


Figura 137. Mapa de las diferentes comunidades y biocenosis del Mar Menor, y representación de las estaciones de muestreo donde fueron identificados individuos de *Timarete caribous* en los años 2006 y 2017.







#### 8.3. Cambios en la batimetría y en la estructura de los sedimentos

Un aspecto importante de los cambios que está sufriendo el Mar Menor es la estructura y naturaleza de sus sedimentos. Dichos cambios afectan tanto a los modelos hidrodinámicos como a las comunidades biológicas que los habitan y, evidentemente a los usos y actividades humanas, ya sea directamente, en lo referente a la calidad del baño en las playas, como indirectamente, por la repercusión que puede tener en la biodiversidad, en la distribución de especies protegidas o en la producción pesquera.

Como se ha visto en los apartados anteriores, se está produciendo un cambio significativo en la batimetría de la laguna (Fig. 123), con una erosión neta en las zonas más profundas. Esto podría tener que ver con un incremento en la erosión y el transporte de sedimentos tras la regresión de la pradera de Caulerpa prolifera que tubo lugar en 2016 (comárense los datos de las Figs. 3 y 138).

Los resultados obtenidos hasta ahora muestran una gran variabilidad espacio-temporal en la distribución de los sedimentos (datos en elaboración). La comparación entre la naturaleza de los mismos en 2017, tras la desaparición de las praderas profundas y en 2021, tras su recuperación, muestra un progresivo reincremento de las partículas finas con respecto al porcentaje de arena. Dicho incremento se debería ahora a la nueva entrada de materiales arcillosos y limosos con la DANA de 2019 y las que sucesivas y la recuperación de la capacidad de retención de dichas partículas con la recuperación de la densidad de las praderas. Todo ello implica que el sistema físico del Mar Menor está sufriendo cambios a escalas que son semejantes a las de los poblamientos biológicos, lo que obliga a aumentas la frecuencia de la monitorización de estos parámetros, que tradicionalmente se consideraban más estables.





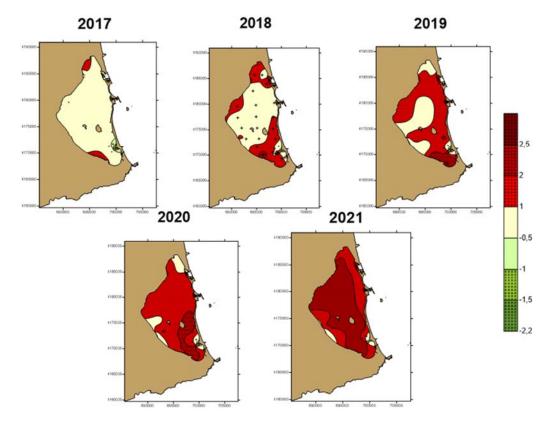


Figura 138. Evolución temporal en la distribución espacial en las zonas profundas del Mar Menor en el periodo 2017 – 2021, de la dominancia de *C. prolifera* (rojo), frente a *C. nodosa* (verde), expresados como el ratio Ca/Cy de acuerdo con el índice diseñado por por Pérez-Ruzafa et al. (1989; 2012).





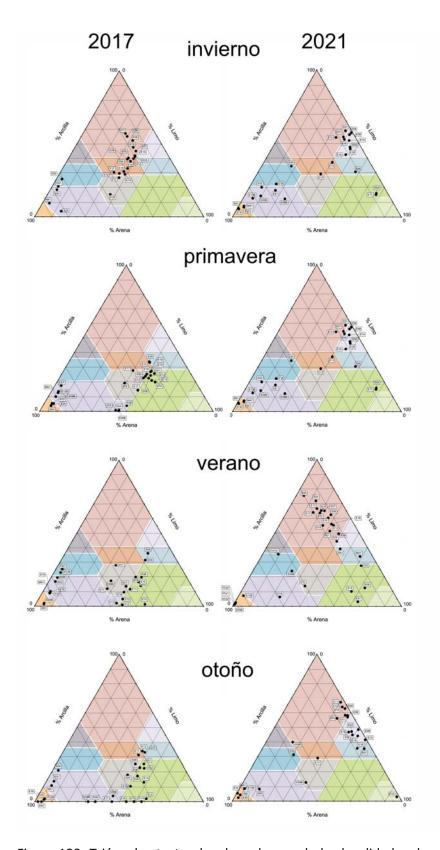


Figura 139. Triángulos texturales de cada una de las localidades de muestreo a lo largo de las estaciones del año 2021: (a) Invierno, (b) Primavera, (c) Verano y (d) Otoño







### 8.4. Monitorización de las redes tróficas y la biodiversidad del mar menor a través de esponjas

La utilización de ADN medioambiental (eDNA) para estudiar la biodiversidad en investigaciones ecológicas se ha incrementado en los últimos años (Bohmann et al., 2014). Este método permite obtener información representativa de los organismos que se encuentran en un ecosistema concreto a través del análisis de muestras que provienen del agua, suelos e incluso el aire (Andersen et al., 2012; Eble et al., 2020). Su elevado rendimiento y pocos requisitos ofrece considerables mejoras sobre las metodologías tradicionales (Goldberg et al., 2016; Lebuhn et al., 2016). Esto supone especialmente una mejora en el estudio ecológico de sistemas marinos, en los que la mayoría de trabajos pretenden alcanzar la máxima información posible, tratando de identificar el mayor número de taxones. Sin embargo, la utilización de eDNA tiene una limitada capacidad de muestreo (Goldberg et al., 2016) con una relación inversa entre la probabilidad de obtener falsos negativos y el volumen de agua utilizado en los estudios (McQuillan et al., 2017; Bessey et al., 2020). Intentar optimizar esta metodología de muestreo conlleva un incremento sustancial de los presupuestos para los estudios y, consecuentemente, la búsqueda y aplicación de soluciones alternativas de última generación como los sistemas integrados de muestreo de eDNA (Ficetola et al., 2015; Thomas et al., 2018). Como solución a estos problemas, Cai et al. (2022) proponen la utilización de esponjas para detectar el eDNA. En este sentido, Turon et al. (2020) ya destacaron la utilidad de las esponjas para la obtención de información de las comunidades de peces de arrecife en el sudeste asiático. Las esponjas son organismos cosmopolitas y uno de los filtradores de agua más eficientes en el mundo (Van Soest et al., 2012). Por eso han sido propuestos recientemente como las candidatas ideales para actuar como muestreadoras ambientales (Mariani et al., 2019). Gracias a su estructura, pueden capturar desde partículas microscópicas hasta grandes diatomeas (Harper et al., 2023), por ello se pueden considerar como un sumidero de eDNA del ecosistema objeto de estudio.

Dada la actual degradación medioambiental de los ecosistemas marinos y, especialmente los ecosistemas marinos costeros como el Mar Menor, la monitorización ambiental a través de novedosas técnicas como la mencionada anteriormente supone un avance en el conocimiento de la dinámica de estos sistemas. Además, el uso del eDNA, se plantea como una potente herramienta para poder anticiparnos a los cambios que actualmente se producen en los ecosistemas, pudiendo ganar tiempo para amortiguar sus efectos negativos derivados de procesos de contaminación. Por tanto, la aplicación del análisis de







eDNA a través de las esponjas presentes en ecosistemas marinos protegidos como el Mar Menor, implica un salto cualitativo en el estudio de las variaciones ambientales que se están produciendo en el ecosistema debido principalmente a la presión antropogénica.

#### 8.3.1. Metodología

La colaboración científica constituye un aspecto esencial en la actividad profesional de cualquier grupo de investigación. Esta permite alcanzar de forma más rápida y eficiente los objetivos planteados y, por ello, para este proyecto se ha establecido la colaboración con dos científicos de la Universidad Complutense de Madrid, Ana Riesgo y Sergi Taboada. Ambos tienen una amplia experiencia en trabajos de biología molecular aplicados a organismos marinos, concretamente en esponjas, y además han trabajado con eDNA evaluando la técnica en acuarios. Por ello se considera que los resultados que se obtendrán de la colaboración establecida entre los investigadores mencionados y el grupo Ecología y Ordenación de Ecosistemas Marinos Costeros, bajo la dirección de Ángel Pérez Ruzafa, aportarán una importante mejora en el conocimiento del sistema ecológico del Mar Menor utilizando una técnica novedosa.

En el Mar Menor, al igual que en otras lagunas (Occhipinti Ambrogi *et al.,* 1988), coexisten comunidades distintas caracterizadas por grupos de especies bien diferenciados en función de su aislamiento con respecto al mar, el tipo de sustrato o la profundidad. Entre estas comunidades, destacan las comunidades de filtradores, éstas se han adaptado a vivir en las zonas más oscuras o esciáfilas situadas principalmente en las estructuras artificiales habilitadas para el baño (balnearios). Es en este tipo de estructuras es donde se encuentra la especie objetivo del estudio descrito en este apartado, la esponja *Haliclona mediterranea* Griessinger, 1971. Esta esponja, conocida como tubo púrpura, fuera del Mar Menor aparece desde la superficie hasta unos 45 m de profundidad sobre fondos duros como paredes verticales, muelles y embarcaderos, siempre en zonas de umbría.

Las esponjas serán recolectadas una vez por estación desde junio de 2022 hasta junio de 2023 en las dos localidades de estudio (La Ribera y Los Urrutias). En cada zona se recolectará en dos puntos distintos 4 ejemplares de *H. mediterranea*. En total se muestrearán 16 esponjas cada vez con la intención de obtener una serie anual de las variaciones de biodiversidad y la red trófica. Se recolectará una muestra de unos 4 cm de tejido de cada colonia con guantes y se utilizarán recipientes estériles. Las muestras serán fijadas directamente en etanol absoluto y congeladas a -21°C. El etanol se renovará pasadas 24h.







Para cada muestra de esponja se utilizarán 3 fragmentos de tejido (1-5 g). El ADN se extraerá con kits comerciales (e.g., *Blood and Tissue DNeasy* de QIAGEN), y los marcadores a utilizar serán una región hipervariable del 18S rRNA (Hadziavdic *et al.*, 2014), el fragmento usado para metabarcoding (aprox. La mitad 5' del fragmento habitual en barcoding) del COI (Geller *et al.*, 2013; Leray *et al.*, 2013) para metazoos, y un fragmento del 12S específico para peces (Miya *et al.*, 2015). Se extraerá ADN de todas las muestras por triplicado y se combinarán en un solo tubo, para construir librerías con doble index, sin PCR, con el kit KAPA Hyper Prep Kit (PCR-free), cuantificadas con qPCR y secuenciadas con Illumina Novaseq 6000 en Novogene (siempre 2x250 paired-end).

El pipeline bioinformático para de metabarcoding que usaremos está totalmente optimizado, gracias a la experiencia del grupo colaborador, aunque se utilizarán nuevos algoritmos disponibles si fuera el caso. Se utilizará un pipeline basado en OBITOOLS (Boyer et al., 2016), con SWARM v2 (Mahé et al., 2014) para el clustering, y generación de ASVs en DADA2 (Callahan et al., 2016). Con la matriz final de datos, se realizarán análisis estadísticos de ecología de comunidades sobre las dimensiones de diversidad alpha, beta y gamma, incluyendo ordenaciones (nMDS, PCoA), test de permutaciones para comprobar la significación de los patrones, y de varianza y correlativos entre matrices de distancia (PERMANOVA, ANOSIM, Test de Mantel, etc) con Primer6 y R.

#### 8.3.2. Resultados preliminares

Se extrajo ADN de las 16 muestras de especies de *Haliclona mediterranea*, usando el kit comercial de Biotools Speedtools DNA extraction kit en condiciones estériles de laboratorio, todo ello en el Museo Nacional de Ciencias Naturales. Se amplificó una región de aproximadamente 313 pares de bases con los primers para el citocromo c oxidasa I de Leray *et al.* (2013) y un barcode específico para cada muestra diseñado en el laboratorio y obtenidos en Eurofins. Las amplificaciones positivas se juntaron en dos librerías con un barcode identificativo de secuenciación con el kit NextFlex Rapid DNA-Seq kit 2.0 bundle. Las librerías de secuenciación se enviaron a 5 nM a Novogene (novogene.com) para obtener 17 Gb de datos en Novaseq 6000 (250 bpx2). Las librerías (Ada8 y Ada9) tenían un tamaño de fragmento en torno a 300-400 pares de bases (Fig. 140).





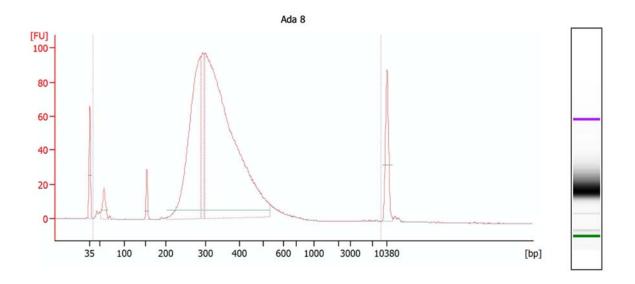


Figura 140. Perfil de TapeStation de la librería genómica Ada8 obtenida en las muestras del Mar Menor.

Los datos obtenidos han resultado ser secuencias de gran calidad (Fig. 141) que están siendo igualmente procesados en el Museo Nacional de Ciencias Naturales.

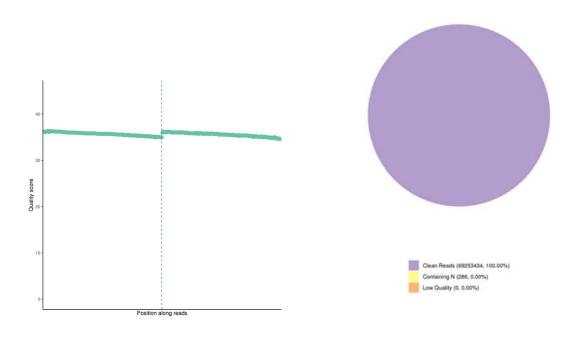


Figura 141. Perfil calidad (Phred Score) de la librería Ada8 de las muestras del Mar Menory porcentaje de secuencias (100%) con calidad suficiente para el análisis subsiguiente.







EL material genético extraído de las muestras del periodo correspondiente al verano y otoño de 2022 han supuesto ser de buena calidad para que se pueda seguir con el análisis específico. Esto supondrá la obtención de datos de calidad para evaluar los cambios en la biodiversidad lagunar de ambos periodos.

# 8.5. Valoración de los resultados de la prueba piloto de oxigenación en la cubeta sur del Mar Menor, mediante difusión de microburbujas de oxígeno realizadas por la empresa Nippon Gases

La oxigenación artificial ha sido propuesta como una de las posibles actuaciones para la prevención o minoración de los efectos de los eventos de hipoxia en la columna de agua que desde hace unos años han empezado a producirse en el Mar Menor. Hasta hace unos años, la hipoxia en la laguna estaba restringida a los fondos fangosos situados bajo las praderas densas de Cymodocea-Caulerpa, dominadas por C. prolifera, que aportan anualmente la mayor parte de su biomasa a los sedimentos habíendose producido un incremento progresivo en materia orgánica en dichos sedimentos desde que este alga invadió el Mar Menor tras el ensanchamiento y dragado del canal de El Estacio a principios de la década de 1973. Sin embargo, las situaciones de anoxia en la columna de agua empezaron a suceder tras la rotura del sistema en 2016 y han producido gran preocupación social por la aparición de peces e invertebrados muertos o agonizantes en las orillas. Los procesos hidrodinámicos básicos implicados y los mecanismos biológicos de regulación o activación de estos eventos ya han sido analizados en los apartados anteriores. Aquí se analiza la viabilidad de la oxigenación artificial como herramienta de gestión en base a las pruebas realizadas por una de las empresas promotoras de este tipo de posibles soluciones.

El diseño de dichas pruebas fue realizado por la propia empresa promotora, y el periodo experimental fue desde el 25/05/2022 al 25/08/2022. Los detalles de la experiencia y los datos y variables medidos están descritos en el informe fina presentado por Nippon Gases (2022) a la CARM. El análisis realizado por nosotros de cara a la valoración de los resultados del experimento por parte del Comité de Asesoramiento Científico del Mar Menor no ha entrado en los aspectos relacionados sobre posibles efectos secundarios o impactos en las comunidades, sino tan solo en la potencialidad de la técnica para ser aplicada con éxito para evitar o anular los efectos de los eventos de hipoxia.

El diseño experimental aplicado por la empresa (Fig. 142) consta del Sistema de transporte y difusión de  $O_2$  mediante microburbuja (ubicación 5); una localidad (6) con la Instrumentación para la monitorización online del Oxígeno Disuelto (OD) y la medición de Temperatura en un punto sumergido cercano a la difusión y una localidad (7), con la Instrumentación para monitorización online de OD, potencial Redox y Temperatura en un







punto alejado de la difusión (situado a unos 100 m del punto de oxigenación dentro del puerto). Además, en dicho diseño se han utilizado como referencia de los niveles de oxígeno naturales en el Mar Menor los valores obtenidos por una boya colocada por la UPCT-CARM de registro contínuo, y una serie de puntos de la red de estaciones de muestreo de los programas de seguimiento realizados por el Servicio de Pesca de la CARM.

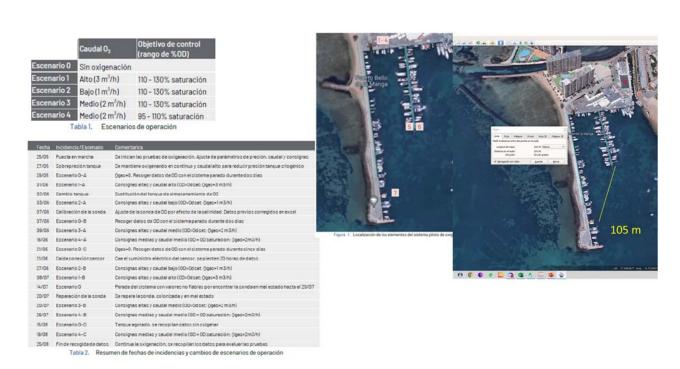


Figura 142. Diseño básico de las pruebas de oxigenación llevadas a cabo por la empresa Nippon Gasses en el puerto Bello de la Manga en la Isleta, en 2022. En las tablas se recogen los escenarios de oxigenación con los niveles aplicados en cada uno (arriba) y las incidencias ocurridas durante el desarrollo de cada escenario (abajo). La figura muestra la ubicación de la zona de oxigenación (5) y los puntos de medida de la concentración de oxígeno en la columna de agua, junto a la zona de burbujeo (6) y a una distancia de unos 100 m (7).

En una experiencia de este tipo, en el contexto del problema a resolver, las preguntas a contestar deben ser: 1) ¿La oxigenación aumenta la concentración de oxígeno?; 2) ¿El aumento en la concentración de oxígeno observado, es relevante biológicamente de cara a reducir los impactos de los eventos de hipoxia?, es decir, ¿La cantidad de oxígeno aumenta en una concentración que resuelva el problema de hipoxia?; 3) ¿A qué distancia o en qué area es efectiva la oxigenación?; 4) ¿Cuánto tiempo dura el efecto de la oxigenación?

Evidentemente, la primera pregunta es casi obvia, si se introduce oxígeno en una zona, los niveles de concentración de dicho gas deben aumentar mientras dura dicha







introducción, por ello las preguntas clave para valorar la eficiencia de la técnica y su aplicabilidad como medida de gestión son la 2, 3 y 4.

Lo primero que se observa en el experimento realizado es que apenas pueden responderse dichas preguntas con fiabilidad por los problemas que presenta el diseño experimental que afecta a una u otra de las cuestiones a resolver. Básicamente la debilidad del experimento es que no controla las fuentes de variabilidad espaciotemporal de la concentración de oxígeno, por lo que no pueden diferenciarse claramente los efectos del burbujeo de oxígeno de los procesos naturales. Por un lado, los escenarios se realizaron en días distintos, lo que impide saber si las diferencias entre escenarios se deben al experimento o a cambios naturales producidos por el viento y la mezcla de aguas, la producción o el consumo biológico, la actividad portuaria, etc. Por otro lado, la replicación de cada escenario es solo temporal por lo que se ve afectada por el mismo problema. En este caso sí serviría para controlar la variabilidad temporal que afecta a un escenario concreto, pero no la variabilidad espacial. Además, dicha replicación resulta escasa dada la variabilidad del sistema, tanto diaria como en días sucesivos y estacional (Fig. 107). Finalmente, solo hay una referencia espacial para valorar el alcance del efecto de la oxigenación, situada a 100 m, por lo que no puede afinarse el gradiente espacial efectivo y la distancia máxima que cubrirían.

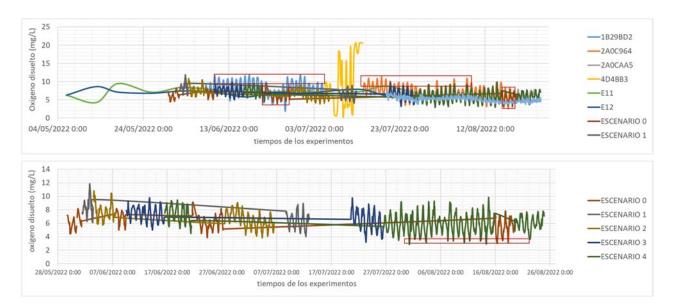


Figura 143. Evolución temporal de la concentración de oxígeno en la columna de agua durante el desarrollo de los distintos escenarios y en las localidades utilizadas como control por el experimento.

El análisis de los datos suministrados tras los experimentos muestra dichos problemas. La simple observación de los valores representados en la figura 143 ya indica que las







estaciones externas utilizadas como control presentan valores máximos más altos que las oxigenadas artificialmente pero, sin embargo, similares al escenario sin oxigenar en los días en que coinciden. Se realizó un análisis estadístico más detallado de Permanova, para comparar los valores medios utilizando el Factor escenario con 7 niveles (el escenario 0, el de no oxigenación, los escenarios 1-4 con distintos grados de burbujeo de oxígeno, la boya de la UPCT y el correspondiente a los datos de seguimiento). Este se llevó a cabo sobre la matriz de distancias euclídeas y con 999 permutaciones, tras la transformación de los datos mediante la raíz cuadrada. Para ello se utilizó el paquete estadístico Primer 7. El resultado encuentra diferencias significativas entre escenarios (p=0,001). Sin embargo, el análisis por pares para identificar entre qué escenarios radican las diferencias muestra resultados que no permiten responder a las preguntas planteadas o, más bien, indican que la eficiencia de la oxigenación es solo local y no significativa para la mayoría de los escenarios (Fig. 144, Tabla 11).

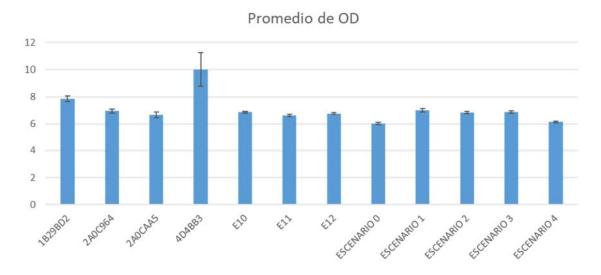


Figura 144. Valores medios de concentración de oxígeno en los distintos puntos de medida utilizados como control y en los distintos escenarios de oxigenación de acuerdo con la nomenclatura utilizada en el informe de Nippon Gases (2022) y los datos facilitados.

Como puede verse en la tabla 11, el escenario 0, de no oxigenación, no muestra diferencias significativas con el escenario 4, uno de los dos escenarios con oxigenación media, con un caudal de oxígeno de 2 m³/hora y entre el 95-110 % de saturación como objetivo de control. Tampoco hay diferencias significativas entre los escenarios 1 y 3, que corresponden a caudales de oxígeno alto (3 m³/h) y bajo (1 m³/h), respectivamente, ambos con un objetivo de control de 110-130 % de saturación. Esto claramente indica que la variabilidad temporal dentro de cada escenario enmascara cualquier diferencia relacionada con los caudales de oxígeno aportados, incluso si no hubiera ningún aporte artificial de oxígeno.







Tampoco hay diferencias significativas entre las estaciones de seguimiento en el Mar Menor y los escenarios 2 y 3, correspondientes a caudales de oxígeno bajo y medio ambos con un objetivo de control de 110-130 % de saturación. Aquí podría tenerse en cuenta que los datos se seguimiento suelen tomarse entre primeras horas de la mañana y quizás últimas de la tarde, dependiendo de las estaciones de muestreo y que, por tanto, la media no incluiría las horas de la noche en las que la concentración de oxígeno alcanza los mínimos diarios debido a la respiración en ausencia de producción primaria. Claramente, un diseño experimental adecuado debería tener en cuenta estos aspectos para poder llegar a conclusiones aplicables a la toma de decisiones.

Lo que también puede observarse con los datos analizados es una aproximación al tiempo estimado de pérdida del efecto de la oxigenación utilizando los valores de concentración de oxígeno justo antes de las paradas, los valores de oxígeno justo antes de reactivar las bombas y el tiempo transcurrido sin bombeo. Dicho tiempo ha oscilado entre 2 y 18 horas, siendo variable entre los distintos escenarios, por lo que tampoco vale la pena hacer un análisis mas detallado. La variabilidad en los valores de oxígeno durante los momentos de no bombeo es alta, por lo que no es raro que se observen subidas de oxígeno en el intervalo. Por todo ello, las tasas de pérdida de oxígeno estarán subestimadas, debido a las entradas naturales de oxígeno, sobre todo a medida que la duración del intervalo es mayor. No obstante, a pesar de la subestimación ya se observa que la duración de los efectos de la oxigenación es baja. Las tasas de pérdida llegan a alcanzar 0.76 mg/L de Oxígeno por hora, lo que supone que en menos de dos horas se ha perdido cualquier efecto de la oxigenación (a pesar incluso de que se han observado incrementos de oxígeno durante los intervalos analizados). Por otro lado, la estación situada a unos 100 m del bombeo no percibe cambios significativos.

En dichas condiciones, aunque, evidentemente, introducir oxígeno aumenta su concentración localmente, la eficiencia del sistema es muy baja, incluso para una zona cerrada como la dársena portuaria utilizada en las experiencias. Es evidente que en el mar abierto los efectos serían aún menores por la dilución más rápida esperable con la acción de las corrientes.

En conclusión, dadas la impredecibilidad actual de los lugares y el momento en el que van a tener lugar los eventos de hipoxia, asi como la extensión que alcanzan y su rápido desplazamiento por el Mar Menor una vez que se inician, el sistema propuesto no podría ni anticipar, ni minorizar dichos eventos en condiciones reales.

Al márgen de esto, la toma de decisiones debería tener en cuenta la velocidad de reacción desde que se detecte una hipoxia hasta que el sistema esté operativo en el sitio adecuado,





la capacidad de desplazamiento en tiempo real de las bolsas de agua hipóxicas, el número y la densidad por unidad de superficie de sistemas de burbujeo a desplegar para cubrir la extensión de dichas masas de agua y el tiempo que tendrían que estar operando las bombas de oxígeno. Con todo ello, se debería realizar un análisis de coste-beneficio-eficacia antes de decidir poner en marcha este tipo de actuaciones.

Tabla 11. Resultados del análisis de Permanova (comparación por pares) para los distintos escenarios y niveles de control externos.

Abbrev.	Type	Levels
Es	Fixed	7
		, ,

**PAIR-WISE TESTS** 

Term 'Es'

				Unique
Groups		t	P(perm)	perms
ESCENARIO	0, ESCENARIO 1	7,5862	0,001	999
ESCENARIO	0, ESCENARIO 2	7,8724	0,001	999
<b>ESCENARIO</b>	O, ESCENARIO 3	8,3278	0,001	997
<b>ESCENARIO</b>	0, ESCENARIO 4	1,0553	0,264	998
<b>ESCENARIO</b>	O, Nautilus	7,887	0,001	998
ESCENARIO	O, seguimientosMM	8,9244	0,001	999
<b>ESCENARIO</b>	1, ESCENARIO 2	1,2699	0,179	997
<b>ESCENARIO</b>	1, ESCENARIO 3	0,96331	0,355	997
<b>ESCENARIO</b>	1, ESCENARIO 4	6,8206	0,001	996
<b>ESCENARIO</b>	1, Nautilus	2,1619	0,038	997
ESCENARIO	<ol> <li>seguimientosMM</li> </ol>	2,2491	0,031	997
<b>ESCENARIO</b>	2, ESCENARIO 3	0,40131	0,683	996
ESCENARIO	2, ESCENARIO 4	7,3375	0,001	995
<b>ESCENARIO</b>	2, Nautilus	3,8779	0,001	996
ESCENARIO	<pre>2, seguimientosMM</pre>	0,8477	0,392	999
<b>ESCENARIO</b>	3, ESCENARIO 4	7,8616	0,001	999
<b>ESCENARIO</b>	3, Nautilus	3,7006	0,001	999
<b>ESCENARIO</b>	<ol><li>seguimientosMM</li></ol>	1,4422	0,153	998
ESCENARIO	4, Nautilus	10,261	0,001	999
ESCENARIO	4, seguimientosMM	9,2521	0,001	997
Nautilus,	seguimientosMM	6,3439	0,001	999







#### 11. Conclusiones globales

La correcta gestión de un ambiente tan importante, ecológica y socio-económicamente, como el Mar Menor, ha de realizarse, por tanto, no sólo desde el punto de vista natural sino también considerando que es un patrimonio y recurso económico de la Región de Murcia. Ello implica un conocimiento amplio y profundo del funcionamiento de su sistema ecológico y la toma de medidas coherentes con las aspiraciones de conservación y disfrute que genera. Para alcanzar dicho conocimiento es esencial tener presente 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 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.

Es importante tener en cuenta que muchas de las afirmaciones que se han hecho desde la rotura del ecosistema en 2016, incluso desde centros de investigación, al estar realizadas desde una visión sesgada de la historia reciente del Mar Menor y del funcionamiento de las lagunas costeras, no solo no han ayudado a resolver el problema y centrar las soluciones, sino que han contribuido a desenfocarlo y crear confusionismo social y en las administraciones responsables de su solución.

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 había 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, que se mantuvieron en los mínimos históricos. 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 se detectaron concentraciones más elevadas de nitratos en la zona de influencia de la rambla de El Albujón, 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.

La elevada carga de nutrientes que está llegando al Mar Menor por su ribera interior está provocando 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 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 golas, sumándose a las concentraciones de clorofila a procedentes del fitoplancton y dando lugar a bolsas de hipóxia. Como se insistía 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 este año 2022, estas actuaciones han funcionado con mayor intensidad y eficacia que en años anteriores y sus efectos han sido relevantes para el mantenimiento de las condiciones ambientales del ecosistema y de la calidad de baño de las playas. Estos problemas se verán muy reducidos si cesa la entrada de agua dulce y nutrientes.

Aunque el año 2022 no ha presentado eventos de hipoxia como los que tuvieron lugar en 2019 y 2021, sí ha habido situaciones locales ocasionales que han activado las alarmas. A medida que se van teniendo datos de los procesos que tienen lugar en dichos eventos, se podrán ir comprendiendo los factores que realmente los determinan o los desactivan. Los datos presentados en este informe sugieren que, más allá del papel que juegan las altas temperaturas, puede haber desencadenantes relacionados con el valor que alcance la relación N/P y, quizás, con procesos microbianos relacionados con dicha ratio. Pero, en la







línea de lo comentado anteriormente, también ha jugado un papel importante la reducción de materia orgánica particulada en la columna de agua a través de la retirada de biomasa vegetal acumulada en las playas antes de que ésta inicie su degradación.

Conviene, por tanto, tener claro que el Mar Menor está 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 y que puede revertirse 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. 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, con la normativa que sea 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 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.

Debe insistirse en que la capacidad de respuesta del Mar Menor a la eutrofización implica, no solo que no lleguen nutrientes en exceso, sino también 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.

Por todo ello, una vez más, se insiste en la importancia y la urgencia de un plan de gestión de las aguas en la cuenca y de regulación, no solo de los vertidos, sino también de los niveles del freático. Es muy importante el consenso social, técnico y político en este sentido y que se adopten las medidas con los especialistas en hidrogeología, y con la colaboración de los sectores activos en la cuenca y el uso de las infraestructuras disponibles para reducir el nivel freático al menos entre 1,5 y 2 metros a nivel de la orilla. 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 será posible.







En cuanto a posibles actuaciones en las golas para combatir el proceso de eutrofización debe tenerse en cuenta que aumentar los intercambios con el Mediterráneo conduce a una homogeneización hidrográfica y biológica del ecosistema que reducen su capacidad de autorregulación y favorece la colonización por especies que pueden ser perjudiciales y afectar a las poblaciones autóctonas.

En este contexto, cualquier actuación en Marchamalo que implique dragados superiores a 0,5 m tiene repercusiones importantes en toda la cubeta sur, con una pérdida sensible de velocidad en las corrientes de toda la ribera oriental de la laguna, entre la desembocadura de la rambla de El Albujón y Mar de Cristal, en la parte central de la cubeta sur y entre las islas. Estas son, precisamente, las zonas donde tienden a acumularse los materiales detríticos en las playas y a formarse las bolsas anóxicas, por lo que una disminución en la intensidad de las corrientes no favorecería la resolución del problema.

El efecto de los dragados sobre el agua intercambiada a través de las distintas golas hace que el volumen de entrada sea mayor que el de salida, por lo que no podría descartarse un efecto negativo de cara al problema a resolver en los momentos de formación de bolsas anóxicas, dado que al ser el agua del Mediterráneo menos densa que la del Mar Menor podría haber más riesgo de estratificación.

Además, las actuaciones de dragado más intensas podrían llegar a suponer una disminución de los tiempos de residencia de más de 150 días en algunas áreas de la cubeta sur, con efectos antagónicos en la cubeta norte, por lo que se produciría una compensación de las diferencias actuales dando lugar a una homogeneización de toda la laguna. Debe tenerse en cuenta que el mantenimiento de características ambientales y de tasas de colonización de especies diferenciadas entre las cubetas norte, central y sur es fundamental para preservar las especies lagunares frente a competidores e infecciones, y también para que los efectos de cualquier impacto ambiental no se transmitan rápidamente por toda la laguna.

Es por ello que dichas actuaciones no parecen ser una solución a los procesos de formación de capas hipóxicas e incluso podrían agravar el problema. De este modo, cualquier propuesta de actuaciones en este sentido debe de ser previamente modelada y valorada en detalle, haciendo un análisis de los efectos globales en la laguna y en el contexto de las actuaciones y situación de las demás golas.

Sin embargo, las actuaciones de mantenimiento, tanto parcial como más generalizado, en las que no se superen los 50 cm de dragado, podrían considerarse en situaciones justificadas ya que tienen efectos mucho más moderados tanto sobre las corrientes como







sobre los propios intercambios con el Mediterráneo, que apenas se incrementarían en un 1 % en los volúmenes de entrada, o los tiempos de residencia del agua. Los efectos sobre las condiciones de salinidad y temperatura son también pequeños, e incluso tienden a aumentar ligeramente mientras que los dragados más extensos tienen el efecto contrario.

En definitiva, las actuaciones que sobrepasen las actividades de mantenimiento (mantenimiento de calados <50 cm) deben ser consideradas de alto riesgo para la integridad del ecosistema. Incluso las de mantenimiento, deben ser evaluadas y puestas en contexto con minuciosidad. Cualquier propuesta de actuaciones en las golas como medida para paliar el impacto de la formación de bolsas hipóxicas durante las crisis distróficas de verano debe analizarse en cada caso y podrían ser razonables solo en el rango de las actividades de mantenimiento y más en previsión y como anticipación de los efectos de posibles DANAs que por su posible capacidad para reducir la propia anoxia. Dichas medidas deben estudiarse con máximo detalle y en las condiciones más realistas posible, teniendo en cuenta que no deben improvisarse cuando el evento sea una amenaza inminente. Todos los datos deben estar analizados con la suficiente anticipación y los protocolos bien definidos mucho antes de que la amenaza pudiera estar próxima. Aparte de los detalles relacionados con los resultados de las simulaciones, y de que las actuaciones no deberían superar los 50 cm de profundidad, deben definirse las formas de actuación, como utilizar preferentemente sistemas de succión y no de pala excavadora, o realizar las operaciones durante las corrientes de salida. Todo esto, además, deberá reanalizarse en las nuevas condiciones hidrográficas del Mar Menor, tan pronto los modelos estén recalibrados y teniendo en cuenta que aspectos que se consideraban relativamente estables a largas escalas temporales, como la batimetría general o la estructura de los sedimentos en áreas no sometidas a impactos, en realidad son altamente variables a escalas espaciotemporales estacionales y de pocos kilómetros, lo que obliga a una revisión continuada de dichas condiciones.

Con respecto a la opción de utilizar bombas de oxigenación para prevenir o aminorar los efectos de los eventos de hipoxia, el análisis de los datos facilitados sobre las pruebas realizadas sugieren que dicha medida de gestión no sería operativa. Dada la impredecibilidad actual de los lugares y el momento en el que van a tener lugar los eventos de hipoxia, la extensión que alcanzan y su rápido desplazamiento por el Mar Menor una vez que se inician, el sistema propuesto no podría ni anticipar, ni minorizar dichos eventos en condiciones reales, tanto por la corta duración de su efecto positivo, como por el escaso radio de acción que tiene en relación con la escala espacial y temporal de este tipo de eventos en el Mar Menor.

Al márgen de esto, la toma de decisiones debería tener en cuenta otros aspectos operativos como la velocidad de reacción desde que se detecte una hipoxia hasta que el





sistema esté operativo en el sitio adecuado, la capacidad de desplazamiento en el tiempo real de los desplazamientos de las bolsas de agua hipóxicas, la densidad de sistemas a instalar para cubrir la extensión de dichas masas de agua y el tiempo que tendrían que estar operando las bombas de oxígeno. Con todo ello, se debería realizar un análisis de coste-beneficio-eficacia antes de decidir poner en marcha este tipo de actuaciones. Sería, asimismo, recomendable que el diseño de los experimentos para la detección de hipótesis se presentara previamente y pudiera discutirse en el seno del Comité de Asesoramiento Científico del Mar Menor, para intentar optimizarlo y tratar de garantizar la obtención de conclusiones fiables ante las preguntas previamente formuladas, necesarias para la toma de decisiones.





## 12. BIBLIOGRAFÍA

- AEMET (2021a). Avance meteorológico mensual marzo 2021 en la Región de Murcia. *Gobierno de España. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico*.
- AEMET (2021b). Avance meteorológico mensual abril 2021 en la Región de Murcia. *Gobierno de España. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico.*
- Aguesse P. (1957). La classification des eaux poikilohalines, sa difficulté en Camargue. Nouvelle tentative de classification. *Vie et Milieu* 8: 341-365.
- Alcolea A., Contreras S., Hunink J.E., García-Aróstegui J.L. & Jiménez-Martínez J. (2019). Hydrogeological modelling for the watershed management of the Mar Menor coastal lagoon (Spain). *Science of The Total Environment* 663: 901-914.
- Alongi D.M. (1998). Coastal ecosystem processes. CRC Press, Boca Raton, Florida.
- 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.
- Álvarez-Rogel J., Barberá G.G., Maxwell B., Guerrero-Brotons M., Díaz-García C., Martínez-Sánchez J.J., Sallent A., Martínez-Ródenas J., González-Alcaraz M.N., Jiménez-Cárceles F.J., Tercero C. & Gomez R. (2020). The case of Mar Menor eutrophication: State of the art and description of tested Nature-Based Solutions. *Ecological Engineering* 158: 106086.
- Amanieu M., Baleux B., Guelorguet O. & Michel P. (1975). Etude Biologique et hydrologique d'une crise dystrophique (malaigue) dans l'étang du Prévost a Palavas (Hérault). *Vie Milieu* 25 B (2): 175-204.
- Andersen K., Bird K.L., Rasmussen M., Haile J., Breuning-Madsen H., Kjaer K.H., Orlando L., Gilbert M.T.P. & Willerslev E. (2012). Meta-barcoding of 'dirt'DNA from soil reflects vertebrate biodiversity. *Molecular Ecology* 21 (8): 1966-1979.
- Angus S. (2017). Scottish saline lagoons: impacts and challenges of climate change. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 198: 626–635
- Anonymous (1959). Final resolution. The Venice System for the Classification of Marine Waters according to salinity. *Arch. Oceanogr. Limnol.* 11 (suppl.): 243-245. DOI: 10.2307/2832997
- Anthony A., Atwood J., August P., Byron C., Cobb S., Foster C., Fry C., Gold A., Hagos K., Heffner L., Kellogg 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. http://www.ecologyandsociety.org/vol14/iss1/art8/
- Aravio-Torre J. & Arévalo A. (1971). La salinidad del Mar Menor, sus variaciones. Algunas consideraciones sobre el Intercambio de aguas con el Mar Mediterráneo. *Boletín del Instituto Español de Oceanografía* 146: 3-20.
- Arévalo L. (1988). El Mar Menor como sistema forzado por el Mediterráneo. Control hidráulico y agentes fuerza. *Boletín del Instituto Español de Oceanografía* 5 (1): 63-96.
- Arévalo A. & Aravio-Torre J. (1969). La sallnidad de las lagunas litorales. El Mar Menor (Murcia). Apéndice. Tablas hidrográficas para sallnidades de 47'32 a 53'10 por 1000. *Boletín del Instituto Español de Oceanogra*fía 139: 1-37.







- Arzul I., Miossec L., Blanchet E, García C., Francois C. & Joly J.P. (2006). *Bonamia ostreae* and *Ostrea edulis*: a stable host-parasite system in France. *XI International Symposium for Veterinary Epidemiology and Economics*, Cairns, Queensland, Australia.
- Aytan Ü., Aksu İ. & Bektaş Y. (2019) Recent occurrence of *Olindias muelleri* Haeckel, 1879 (Cnidaria, Hydrozoa, Limnomedusae, Olindiidae) in the Aegean Sea. *Plankton & Benthos Research* 14 (1): 22–28. DOI: 10.3800/pbr.14.22
- Bachelet G., De Montaudouin X., Auby I. & Labourg P.J. (2000). Seasonal changes in macrophyte and macrozoobenthos assemblages in three coastal lagoons under varying degrees of eutrophication. *Ices Journal of Marine Science* 57 (5): 1495-1506.
- Barbier E.B. (2015). Valuing the storm protection service of estuarine and coastal ecosystems. *Ecosystem Services* 11: 32-38.
- Barbier E.B., Acreman M.C. & Knowler D. (1997). *Valoración económica de los humedales Guía para decisores y planificadores*. Oficina de la Convención de Ramsar, Gland.
- Barnes R.S.K. (1980). *Coastal lagoons. The natural history of a neglected habitat*. Cambridge University Press, Cambridge, 106 pp.
- Basset A., Elliott M., West R.J. & Wilson J.G. (2013a). Estuarine and lagoon biodiversity and their natural goods and services. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 132: 1-4.
- Basset A., Barbone E., Rosati I., Vignes F., Breber P., Specchiulli A., D'Adamo R., Renzi M., Focardi S., Ungaro N. & Pinna M. (2013b). Resistance and resilience of ecosystem descriptors and properties to dystrophic events: a study case in a Mediterranean lagoon. *Transitional Waters Bulletin* 7 (1): 1-22.
- Bayo J., Rojo D. & Olmos S. (2019). Abundance, Morphology and Chemical Composition of Microplastics in Sand and Sediments from a Protected Coastal Area: The Mar Menor Lagoon (SE Spain). *Environ. Pollut.* 252: 1357–1366. DOI: 10.1016/j.envpol.2019.06.024.
- 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.* Instituto Español de Oceanografía y Asociación de Naturalistas del Sureste, Murcia.
- Bellafiore D., Ferrarin C., Braga F., Zaggia L., Maicu F., Lorenzetti G., Manfè G., Brando V. & De Pascalis F. (2019). Coastal mixing in multiple-mouth deltas: A case study in the Po delta, Italy. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 226: 106254.
- Bessey C., Jarman S.N., Berry O., Olsen Y.S., Bunce M., Simpson T., Power M., McLaughlin J., Edgar G.J. & Keesing J. (2020). Maximizing fish detection with eDNA metabarcoding. *Environmental DNA* 2(4): 493-504.
- 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.
- Bohmann K., Evans A., Gilbert M.T.P., Carvalho G.R., Creer S., Knapp M., Yu D.W. & De Bruyn M. (2014). Environmental DNA for wildlife biology and biodiversity monitoring. *Trends in Ecology & Evolution* 29 (6): 358-367.
- Boutiere H., Bovee F., Delille D., Fiala M., Gros C., Jacques G., Knoepffler M., Labat J.P., Panouse M. & Soyer C. (1982). Effect d'une crise distrophique dasn l'étang de Salses-Leucate. *Oceanol. Acta, Actes Symposium International sur les lagunes cotieres*: 31-242.
- Boyd P.W., Strzepek R., Fu F.X. & Hutchins D.A. (2010). Environmental control of open-ocean phytoplankton groups: Now and in the future. *Limnol. Oceanogr.* 55: 1353–1376.





- Boyer F., Mercier C., Bonin A., Le Bras Y., Taberlet P. & Coissac E. (2016). Obitools: A unix-inspired software package for DNA metabarcoding. *Molecular Ecology Resources* 16 (1): 176-182.
- Boynton W.R., Murray L., Hagy J.D., Stokes C. & Kemp W.M. (1996). A comparative analysis of eutrophication patterns in a temperate coastal lagoon. *Estuaries and Coasts* 19 (2): 408-421.
- Bueno-Pardo J., García-Seoane E., Sousa A.I., Coelho J.P., Morgado M., Frankenbach S., Ezequiel J., Vaz N., Quintino V., Rodrigues A.M., Leandro S., Luis A., Serôdio J, Cunha M.R., Calado A.J., Lillebø A., Rebelo J.E. & Queiroga H. (2018). Trophic web structure and ecosystem attributes of a temperate coastal lagoon (Ria de Aveiro, Portugal). *Ecological Modelling* 378: 13-25.
- Butigieg J. (1927). La despoblación del Mar Menor y sus causas. *Boletín de Pescas* 133: 251–286.
- Cai W., Harper L.R., Neave E.F., Shum P., Craggs J., Arias M.B., Riesgo A. & Mariani, S. (2022). Environmental DNA persistence and fish detection in captive sponges. *Molecular Ecology Resources* 22 (8): 2956-2966.
- Cano J. & Rocamora J. (1996). Growth of the European flat oyster in the Mediterranean Sea (Murcia, SE Spain). *Aquaculture International* 4 (1): 67-84.
- Cataudella S., Crosetti D. & Massa F. (Eds.) (2015). Mediterranean coastal lagoons: sustainable management and interactions among aquaculture, capture fisheries and the environment. *Studies and Reviews, General Fisheries Commission for the Mediterranean* 95. FAO, Rome.
- Cheung W.W.L. (2018). The future of fishes and fisheries in the changing oceans. *Journal of Fish Biology* 92: 790-803.
- Chubarenko B., Koutitonsky V.G., Neves R. & Umgiesser G. (2005). Modeling concepts. In: Gönenç I.E. & Wolflin J.P. (Eds.), *Coastal Lagoons: Ecosystem Processes and Modeling for Sustainable Use and Development*. CRC Press, Boca Ratón: 231-306.
- Çinar M.E. (2013) Alien polychaete species worldwide: current status and their impacts. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 93 (5): 1257-1278, DOI: 10.1017/S002531412001646
- Clark J.R. (1998). Coastal Seas: The Conservation Challenge. Blackwell Science, Oxford.
- Clarke K.R. & Gorley R.N. (2015). Getting started with PRIMER v7. *PRIMER-E: Plymouth Marine Laboratory*, 20.
- Cloern J.E. (2001). Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *Marine Ecology Progress Series* 210: 223–253.
- Cloern J.E., Abreu P.C., Carstensen J., Chauvaud L., Elmgren R., Grall J., Greening H., Johansson J.O.R., Kahru M., Sherwood E.T., Xu J. & Yin K. (2016). Human activities and climate variability drive fast-paced change across the world's estuarine-coastal ecosystems. *Global change biology* 22 (2): 513-529.
- Cooper L.H. (1933). Chemical constituents of biological importance in the English Channel, November, 1930, to January, 1932. Part I. Phosphate, silicate, nitrate, nitrite, ammonia. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 18: 677-728.
- D'Ancona U. (1959). The classification of brackish waters with reference to the North Adriatic lagoons. *Arch. Oceanogr. Limnol.* 11 (suppl.): 93-109.
- D'Avanzo C., Kremer J.N. & Wainright S.C. (1996). Ecosystem production and respiration in response to eutrophication in shallow temperate estuaries. *Marine Ecology Progress Series* 141: 263-274.







- Day Jr, J. W., & Yáñez-Arancibia, A. (1982). Coastal lagoons and estuaries, ecosystem approach. CIENC. INTERAMERICANA., 22(1), 11-26.
- De Groot R., Brander L., Van Der Ploeg S., Costanza R., Bernard F., Braat L., Christie M., Crossman N., Ghermandi A., Hein L., Hussain S., Kumar P., McVittie A., Rosimeiry P., Rodriguez L.C., ten Brink P. & van Beukering P. (2012). Global estimates of the value of ecosystems and their services in monetary units. *Ecosystem services* 1 (1): 50-61.
- De Pascalis F., Pérez-Ruzafa A., Gilabert J., Marcos C. & Umgiesser G. (2012). Climate change response of the Mar Menor coastal lagoon (Spain) using a hydrodynamic finite element model. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 114: 118-129. DOI: 10.1016/j.ecss.2011.12.002.
- De Wit R. (2011). Biodiversity of Coastal Lagoon Ecosystems and their Vulnerability to Global Change. In: Grillo O. & Venora G. (Eds.), *Ecosystems Biodiversity*. InTech, Rijeka, Croatia: 29-40. Desmit et al., 2018
- 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). *Clim. Past* 12: 1389–1400
- Díaz-García C., Martínez-Sánchez J.J., Maxwell B.M., Franco J.A. & Álvarez-Rogel J. (2021). Woodchip bioreactors provide sustained denitrification of brine from groundwater desalination plants. *Journal of Environmental Management* 289: 112521.
- Dirección General del Mar Menor (2021). Aforos Rambla del Albujón. Gobierno de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia. Disponible en: https://canalmarmenor.carm.es/monitorizacion/monitorizacion-de-parametros/aforos/ (Acceso 9 marzo 2022).
- Dirección General del Mar Menor (2022). Aforos Rambla del Albujón. Gobierno de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia. Disponible en: https://canalmarmenor.carm.es/monitorizacion/monitorizacion-de-parametros/aforos/ (Acceso 9 marzo 2022).
- Duarte C.M., Conley D.J., Carstensen J. & Sánchez-Camacho M. (2009). Return to *Neverland*: Shifting Baselines Affect Eutrophication Restoration Targets. *Estuaries and Coasts* 32 (1): 29-36. DOI: 10.1007/s12237-008-9111-2
- Eble J.A., Daly-Engel T.S., DiBattista J.D., Koziol A. & Gaither M.R. (2020). Marine environmental DNA: Approaches, applications, and opportunities. In: *Advances in Marine Biology* Vol. 86, No. 1. Academic Press: 141-169.
- EEA European Environment Agency (1999). Nutrients in European Ecosystems. *Environmental Assessment Report* 4, Copenhagen.
- EEA European Environment Agency (2001). Eutrophication in Europe's coastal waters. *Topic Report* 7, Copenhagen.
- EEA European Environment Agency (2010). Ecosystem accounting and the cost of biodiversity losses. The case of coastal Mediterranean wetlands. *EEA Technical Report No 25*, 96 pp.
- Eloire D., Somerfield P.J., Conway D.V., Halsband-Lenk C., Harris R. & Bonnet D. (2010). Temporal variability and community composition of zooplankton at station L4 in the Western Channel: 20 years of sampling. *Journal of Plankton Research* 32 (5): 657-679.







- 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.
- Erena M., Domínguez J.A., Aguado-Giménez F., Soria J. & García-Galiano S. (2019). Monitoring Coastal Lagoon Water Quality through Remote Sensing: The Mar Menor as a Case Study. *Water* 11: 1468. DOI: 10.3390/w11071468.
- 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
- Esamur Entidad de Saneamiento y Depuración de la Región de Murcia (2018). Realización de aforos y determinación del contenido en Nitratos en la desembocadura de la rambla del Albujón. Disponible en http://www.canalmarmenor.es/web/canalmarmenor/seguimiento-ambiental/historico/aforos
- Escudier R., Clementi E., Omar M., Cipollone A., Pistoia J., Aydogdu A., Drudi M., Grandi A., Lyubartsev V., Lecci R., Cretí S., Masina S., Coppini G. & Pinardi N. (2020). Mediterranean Sea Physical Reanalysis (CMEMS MED-Currents) (Version 1) Data set. Copernicus Monitoring Environment Marine Service (CMEMS). DOI: 10.25423/CMCC/MEDSEA MULTIYEAR PHY 006 004 E3R1
- Facca C., Ceoldo S., Pellegrino N. & Sfriso A. (2014). Natural Recovery and Planned Intervention in Coastal Wetlands: Venice Lagoon (Northern Adriatic Sea, Italy) as a Case Study. *The Scientific World Journal*: 968618. DOI: 10.1155/2014/968618
- 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. & Pérez-Ruzafa A. (2021). Larger scyphozoan species dwelling in temperate, shallow waters show higher blooming potential. *Marine Pollution Bulletin* 173: 113100.
- Fernández-Alías A., Montaño-Barroso T., Conde-Caño 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* 846: 157388. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2022.157388
- Ferrari I., Ceccherelli V.U., Naldi M. & Viaroli P. (1993). Planktonic and benthic communities in a shallow-water dystrophic lagoon. *Verh. Int. Ver. Limnol.* 25: 1043-1047.
- Ferrarin C., Bajo M., Bellafiore D., Cucco A., De Pascalis F., Ghezzo M. & Umgiesser G. (2014). Toward homogeneization of Mediterranean lagoons and their loss of hydrodiversity. *Geophysical Research Letter* 41: 5935-5941. DOI: 10.1002/2014GL060843
- Ferrarin C., Maicu F. & Umgiesser G. (2017). The effect of lagoons on Adriatic Sea tidal dynamics Ocean Modelling 119: 57-71.
- Ferreira J.G., Andersen J.H., Borja A., Bricker S.B., Camp J., Cardoso Da Silva M., Garcés E., Heiskanen A.S., Humborg C., Ignatiades L., Lancelot C., Menesguen A., Tett P., Hoepffner N. & Claussen U. (2011). Overview of eutrophication indicators to assess environmental status







- within the European Marine Strategy Framework Directive. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 93 (2): 117-131.
- Ficetola G.F., Pansu J., Bonin A., Coissac E., Giguet-Covex C., De Barba M., Gielly L., Lopes C.M., Boyer F., Pompanon F., Rayé G. & Taberlet, P. (2015). Replication levels, false presences and the estimation of the presence/absence from eDNA metabarcoding data. *Molecular Ecology Resources* 15 (3): 543-556. DOI: 10.1111/1755-0998.12338
- Fraga F. (1967). El agua marina. In: Estación de Investigaciones Marinas de Margarita (Ed.), *Ecología marina*. Fundación La Salle de ciencias naturales. *Monografías*, 14, 711 pp.
- Fuentes M., Torrent L., Barrera S. & Boix D. (2019). Rapid invasion of the American blue crab *Callinectes sapidus* Rathbun, 1896 in the North-East of the Iberian Peninsula. *BioInvasions Records* 8 (1): 113–118. DOI: 10.3391/bir.2019.8.1.12
- Gamito S., Gilabert J., Marcos C. & Pérez-Ruzafa A. (2005). Effects of Changing Environmental Conditions on Lagoon Ecology. In: 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.
- Gamito S., Coelho S. & Pérez-Ruzafa A. (2019). Phyto-and zooplankton dynamics in two ICOLLs from Southern Portugal. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 216: 110-117.
- García-Aróstegui J.L. (2018). Asesoramiento hidrogeológico sobre el acuífero del campo de Cartagena en contacto con el Mar Menor. Informe para la puesta en marcha de la investigación y seguimiento hidrogeológico de las actuaciones en marcha durante 2018. *Expediente CARM:* N-75/17. Instituto Geológico y Minero de España. Ministerio de Ciencia, Innovación y Universidades. Disponible en <a href="https://canalmarmenor.carm.es/wp-content/uploads/2020/07/Informe-2-asesoramiento-del-IGME-a-la-CARM Campo-Cartagena-Mar-Menor.pdf">https://canalmarmenor.carm.es/wp-content/uploads/2020/07/Informe-2-asesoramiento-del-IGME-a-la-CARM Campo-Cartagena-Mar-Menor.pdf</a> (Acceso 9 Marzo 2022).
- Garcia-Ayllon S. & Radke J. (2021). Geostatistical Analysis of the Spatial Correlation between Territorial Anthropization and Flooding Vulnerability: Application to the DANA Phenomenon in a Mediterranean Watershed. *Appl. Sci.* 11: 809. DOI: 10.3390/app11020809
- García-Carrascosa A.M. (1982). Contribución al conocimiento del bentos del Mar Menor: poblamientos bentónicos de las islas Perdiguera, Redonda y del Sujeto. Estudio descriptivo y cartografía bionómica. *Actas del I Simpósio Ibérico de Estudios del Bentos Marino*, San Sebastián: 795-812.
- García-Martínez J. (2020). Estudio sobre el estado de la MaSub 070.052 Campo de Cartagena a los efectos de la procedencia de su declaración de en riesgo de no alcanzar el buen estado cuantitativo o químico. Confederación Hidrográfica del Segura. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. Disponible en: https://www.chsegura.es/export/sites/chs/descargas/servicios/informacionpublica/decriesg occartagena/docsdescarga/EstudioDeclaracionRiesgo.pdf (Acceso 9 Marzo 2022).
- García-Oliva M., Pérez-Ruzafa A., Umgiesser G., McKiver W., Ghezzo 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-Oliva, M., Marcos, C., Umgiesser, G., McKiver, W., Ghezzo, M., De Pascalis, F., & Pérez-Ruzafa, A. (2019). Modelling the impact of dredging inlets on the salinity and temperature regimes in coastal lagoons. Ocean & Coastal Management, 180, 104913. doi:10.1016/j.ocecoaman.2019.104913







- Garcia-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-Sánchez M., Korbee N., Pérez-Ruzafa I.M., Marcos C., Domínguez B., Figueroa F.L. & Pérez-Ruzafa A. (2012). Physiological response and photoacclimation capacity of *Caulerpa prolifera* (Forsskål) J.V. Lamouroux and *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson meadows in the Mar Menor lagoon (SE Spain). *Marine Environmental Research* 79: 37-47. DOI: 10.1016/j.marenvres.2012.05.001
- Geller J., Meyer C., Parker M. & Hawk H. (2013). Redesign of PCR primers for mitochondrial cytochrome c oxidase subunit I for marine invertebrates and application in all-taxa biotic surveys. *Molecular ecology resources* 13 (5): 851-861.
- Ghezzo M., De Pascalis F., Umgiesser G., Zemlys 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
- Gilabert J. (2001a). Seasonal plankton dynamics in a Mediterranean hypersaline coastal lagoon: the Mar Menor. *Journal of Plankton Research* 23 (2), 207-218.
- Gilabert J. (2001b). Short-term variability of the planktonic size structure in a Mediterranean coastal lagoon. *Journal of Plankton Research* 23: 219–226.
- Giordani G., Azzoni R., Bartoli M. & Viaroli P. (1997). Seasonal variations of sulphate reduction rates, sulphur pools and iron availability in the sediment of a dystrophic lagoon (Sacca di Goro, Italy). *Water Air and Soil Pollution* 99 (1-4): 363-371.
- Giordani G., Zaldivar J.M. & Viaroli P. (2009). Simple tools for assessing water quality and trophic status in transitional water ecosystems. *Ecological Indicators* 9 (5): 982-991.
- Giusti E., Marsili-Libellia S., Renzi M. & Focardi S. (2010). Assessment of spatial distribution of submerged vegetation in the Orbetello lagoon by means of a mathematical model. *Ecological Modelling* 221: 1484-1493.
- Goldberg C.S., Turner C.R., Deiner K., Klymus K.E., Thomsen P.F., Murphy M.A., Spear S.F., McKee A., Oyler-McCance S.J., Cornman R.S., Laramie M.B., Mahon A.R., Lance R.F., Pilliod D.S., Strickler K.M., Waits L.P., Fremier A.K., Takahara T., Herder J.E. & Taberlet P. (2016). Critical considerations for the application of environmental DNA methods to detect aquatic species. *Methods in Ecology and Evolution* 7 (11): 1299-1307.
- Guelorget O. & Perthuisot J.P. (1983). Le domaine paralique. Exprressions géologiques, biologiques et économiques du confinement. *Travaux du laboratorie de géologie* 16: 1-136.
- Guyoneaud R., De Wit R., Matheron R. & Caumette P. (1998). Impact of macroalgal dredging on dystrophic crises and phototrophic bacterial blooms (red waters) in a brackish coastal lagoon. *Oceanologica Acta* 21 (4): 551-561.
- Hadziavdic K., Lekang K., Lanzen A., Jonassen I., Thompson E.M. & Troedsson C. (2014). Characterization of the 18S rRNA gene for designing universal eukaryote specific primers. *PloS one* 9 (2): e87624.







- Harper L.R., Neave E.F., Sellers G.S., Cunnington A.V., Arias M.B., Craggs J., MacDonald B., Riesgo A. & Mariani, S. (2023). Optimized DNA isolation from marine sponges for natural sampler DNA metabarcoding. *Environmental DNA*. DOI: 10.1002/edn3.392
- Heck K.L. & Valentine J.F. (2007). The primacy of top-down effects in shallow benthic ecosystems. *Estuaries and Coasts* 30 (3): 371-381.
- Howson U.A., Buchanan G.A. & Nickels J.A. (2017). Zooplankton community dynamics in a western mid-Atlantic lagoonal estuary. *Journal of Coastal Research* 78: 141-168.
- 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.
- Katsanevakis S., Zenetos A., Belchior C. & Cardoso A.C. (2013) Invading European Seas: Assessing pathways of introduction of marine aliens. *Ocean & Coastal Management* 76: 64–74. <u>DOI:</u> 10.1016/j.ocecoaman.2013.02.024
- 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 marine species on ecosystem services and biodiversity. *Aquatic Invasions* 9 (4): 391–423, <u>DOI: 10.3391/ai.2014.9.4.01</u>
- Kazak M. & Cavas L. (2007). On the occurrence of *Bursatella leachii* de Blainville, 1817 in Izmir Bay, Turkey. *Mediterranean Marine Science* 8 (2): 87-90. DOI: 10.12681/mms.156
- Kennish M.J. & de Jonge V.N. (2011). Chemical introductions to the systems: diffuse and nonpoint source pollution from chemicals (Nutrients: Eutrophication). In: Kennish M.J. & Elliott M. (Eds.), *Treatise on Estuarine and Coastal Science. Human-Induced Problems (Uses and Abuses)*, vol.8. Elsevier, Oxford: 113–148.
- Kennish M.J. & Paerl H.W. (2010). Coastal lagoons. critical habitats of environmental change. In: Kennish M.J. & Paerl H.W. (Eds.) *Coastal Lagoons. Critical Habitats of Environmental Change.* CRC Press, Boca Ratón, FL: 1–15.
- Kikinger R. (1992). *Cotylorhiza tuberculata* (Cnidaria: Scyphozoa) Life history of a stationary population. *P.S.Z.N: Marine Ecology* 13 (4): 333-362.
- Kjerfve B. (1994). Coastal Lagoons. In: Kjerfve B. (Ed), *Coastal Lagoon Processes*. Elsevier Oceanography series 60, Elsevier, Amsterdam: 1-8
- Kjerfve, B., and Magill, K. E. (1989). Geographic and hydrographic characteristics of shallow coastal lagoons. Mar. Geol. 88, 187–199. doi: 10.1016/0025-3227(89)90097-2
- Koch M.S. (2016). Impacts and effects of ocean warming on seagrass. In: Laffoley D. & Baxter J.M. (Eds.), *Explaining Ocean warming: Causes, scale, effects and consequences.* IUCN, Gland: 121-134.
- Kousteni V., Anastasiadis A., Bariche M., Battaglia P., Bonifazi A., Ćetković I., Chimienti G., Colombo M., Constantinou C., Corsini-Foka M., Dalyan C., Dogrammatzi A., Domenichetti F., El Zrelli R., Fernández-Alías A., Kampouris T.E., Kesici N.B., Küpper F.C., Lipej L., Mancini E., Manunza B., Marcos C., Mavrič B., Mavruk S., Mutlu E., Özvarol Y., Papadimitriou E., Pešić A., Pérez-Ruzafa A., Pey A., Poursanidis D., Rizgalla J., Samaha Z., Stipa M.G., Trkov D., Türeli C., Ventura P., Yacoubi L., Zacchetti L. & Zava B. (2022). New records of rare species in the Mediterranean Sea (May 2022). *Mediterranean Marine Science* 23 (3): 417–446.
- Kralj M., De Vittor C., Comici C., Relitti F., Auriemma R., Alabiso G. & Del Negro P. (2016). Recent evolution of the physical-chemical characteristics of a Site of National Interest the Mar







- Piccolo of Taranto (Ionian Sea) and changes over the last 20 years. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 23: 12675-12690.
- Larink O. & Westheide W. (2011). *Coastal Plankton Photo Guide for European Seas*. Verlag Dr. Friedrich Pfeil, Germany, 191 pp.
- Lebuhn M., Derenkó J., Rademacher A., Helbig S., Munk B., Pechtl A., Stolze Y., Prowe S., Schwarz W.H., Schlüter A., Liebl W. & Klocke M. (2016). DNA and RNA extraction and quantitative real-time PCR-based assays for biogas biocenoses in an interlaboratory comparison. *Bioengineering* 3 (1): 7. DOI: 10.3390/bioengineering3010007
- Lenzi M., Palmieri R. & Porrello S. (2003). Restoration of the eutrophic Orbetello lagoon (Tyrrhenian Sea, Italy): water quality management. *Marine Pollution Bulletin* 46: 1540-1548.
- Lenzi M., Birardi F., Calzolai R., Finoia M.G., Marcone F., Nocciolini S., Roffilli R., Sgroi S. & Solari D. (2010). Hypertrophic lagoon management by sediment disturbance. *Marine Pollution Bulletin* 61: 189-197.
- Leoni V., Molinero J.C., Meffre M. & Bonnet D. (2021). Variability of growth rates and thermohaline niches of *Rhizostoma pulmo*'s pelagic stages (Cnidaria: Scyphozoa). *Marine Biology* 168 (7): 1-19.
- Leray M., Yang J.Y., Meyer C.P., Mills S.C., Agudelo N., Ranwez V., Boehm J.T. & Machida R.J. (2013). A new versatile primer set targeting a short fragment of the mitochondrial COI region for metabarcoding metazoan diversity: application for characterizing coral reef fish gut contents. *Frontiers in Zoology* 10 (1): 1-14.
- Leruste A., Malet N., Munaron D., Derolez V., Hatey E., Collos Y., De Wit R. & Bec B. (2016). First steps of ecological restoration in Mediterranean lagoons: Shifts in phytoplankton communities. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 180: 190-203.
- Liang C., Xian W. & Pauly D. (2018). 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
- Likens G.E. (1972). Eutrophication and aquatic ecosystems. *Limnology and Oceanography* 1 (Special Symposia) 3.
- Limón R. (2016). El Mar Menor, al borde del colapso. La Fiscalía investiga la contaminación de la zona, que se encuentra en situación límite. *El Pais*, 07/07/2016. Disponible en: https://elpais.com/politica/2016/06/15/actualidad/1466007368\_066035.html
- Lonsdale D.J., Cerrato R.M., Holland R., Mass A., Holt L., Schaffner R.A., Pan J. & Caron D.A. (2009). Influence of suspension-feeding bivalves on the pelagic food webs of shallow, coastal embayments. *Aquatic Biology* 6: 263-279.
- López Bermúdez F., Ramírez-Díaz L. & Martín de Agar P. (1981). Análisis integral del medio natural en la planificación territorial: el ejemplo del Mar Menor. *Murcia* (VII) 18: 11-20.
- Lozano F. (1954). Una campaña de prospección pesquera en Mar Menor (Murcia). *Boletín del Instituto Español de Oceanografía* 66: 1-34.
- Mahé F., Rognes T., Quince C., de Vargas C. & Dunthorn M. (2014). Swarm: robust and fast clustering method for amplicon-based studies. *PeerJ* 2: e593.
- Maicu F., De Pascalis F., Ferrarin C. & Umgiesser G. (2018). Hydrodynamics of the Po River-Delta-Sea system. *Journal of Geophysical Research: Oceans* 123: 6349-6372. DOI: 10.1029/2017JC013601







- Marambio M., Franco I., Purcell J.E., Canepa A., Guerrero E. & Fuentes V. (2013). Aggregations of the invasive ctenophore *Mnemiopsis leidyi* in a hypersaline environment, the Mar Menor lagoon (NW Mediterranean). *Aquatic Invasions* 8 (2): 243-248.
- Marcos C. Torres I., López-Capel A. & Pérez-Ruzafa A. (2015). Long term evolution of fisheries in a coastal lagoon related to changes in lagoon ecology and human pressures. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 25: 689–713.
- Marcos C., Gamito S., Umgiesser G. & Perez-Ruzafa A. (2019). Vindicating the biological and socioeconomic importance of coastal lagoons and transitional Waters. *Estuarine Coastal And Shelf Science* 216: 1-3.
- Mariani S. (2001). Can spatial distribution of Ichthyofauna describe marine influence on Coastal lagoons? A central Mediterranean case study. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 52: 261–267.
- Mariani S., Baillie C., Colosimo G. & Riesgo A. (2019). Sponges as natural environmental DNA samplers. *Current Biology* 29 (11): R401-R402.
- Marques R., Bonnet D., Carré 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.
- Martelloni T., Tomassetti P., Gennaro P., Vani D., Persia E., Persiano M., Falchi R., Porrello S. & Lenzi M. (2016). Artificial soft sediment resuspension and high density opportunistic macroalgal mat fragmentation as method for increasing sediment zoobenthic assemblage diversity in a eutrophic lagoon. *Marine Pollution Bulletin* 110: 212-220.
- McCrackin, M. L., Jones, H. P., Jones, P. C., and Moreno-Mateos, D. (2016). Recovery of lakes and coastal marine ecosystems from eutrophication: a global meta-analysis. Limnol. Oceanogr. 62, 507–518. doi: 10.1002/lno.10441
- McLusky D.S. (1999). Estuarine benthic ecology: A European perspective. *Australian Journal of Ecology* 24: 302–311. DOI: 10.1046/j.1442-9993.1999.00983.x
- McQuillan J.S. & Robidart J.C. (2017). Molecular-biological sensing in aquatic environments: recent developments and emerging capabilities. *Current opinion in biotechnology* 45: 43-50.
- Meinesz A. (1979). *Contribution à l'étude des Caulerpales (Chlorophytes*). PhD thesis, Université de Nice, France, 262 pp.
- Ménesguen A. & Lacroix G. (2018). Modelling the marine eutrophication: A review. *Science of The Total Environment* 636: 339–354.
- Mercado J.M., Cortés D., Gómez-Jakobsen F., García-Gómez C., Ouaissa 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.
- Moreno F. (1975). Estudio de un ciclo anual del plancton en el Mar Menor. *CRIS Rev. de la Mar* 149: 12-17.
- Murillo L. & Murcia F.J. (2009). Primeria cita *de Bursatella leachi* de Blainville, 1817 (Mollusca, Gastropoda, Aplysiidae) en la Península Ibérica. *Noticiario SEM* 52: 38.
- Nature Geoscience Editorial (2014) Eighty years of Redfield. Nature Geoscience 7: 849.







- Navarro F. de P. (1927). Observaciones sobre el Mar Menor (Murcia). *Notas y Resúmenes Instituto Español de Oceanografía* II 16, 63 pp.
- Newell R.I.E., Kemp W.M., Hagy J.D., Cerco C.F., Testa J.M. & Boynton W.R. (2007). Top-down control of phytoplankton by oysters in Chesapeake Bay, USA: Comment on Pomeroy *et al.* (2006). *Marine Ecology-Progress Series* 341: 293-298.
- Newton A., Icely J.D., Falcao M., Nobre A., Nunes J.P., Ferreira J.G. & Vale C. (2003). Evaluation of eutrophication in the Ria Formosa coastal lagoon, Portugal. *Continental Shelf Research*, 23: 1945-1961.
- Newton A., Icely J., Cristina S., Brito A., Cardoso A.C., Colijn F., Riva S.D., Gertz F., Hansen J.W., Holmer M., Ivanova K., Leppäkoksi E., Canu D.M., Mocenni C., Mudge S., Murray N., Pejrup M., Razinkovas A., Reizopoulou S., Pérez-Ruzafa A., Schernewski G., Schubert H., Carr L., Solidoro C., Viaroli P. & Zaldívar J.M. (2014). An overview of ecological status, vulnerability and future perspectives of European large shallow, semi-enclosed coastal systems, lagoons and transitional waters. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 140: 95-122.
- 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
- Nienhuis P.H. (1992). Eutrophication, water management, and the functioning of Dutch estuaries and coastal lagoons. *Estuaries* 15 (4): 538-548.
- Nippon Gases, (2022). Prueba piloto de oxigenación en la cubeta sur del mar menor, mediante difusión de microburbujas de oxígeno. Puerto de la isleta. Informe final. 50 pp.
- Nixon S.W. (1995). Coastal marine eutrophication: a definition, social causes and future concerns. *Ophelia* 41: 199–219.
- Nixon S.W. (2009). Eutrophication and the macroscope. *Hydrobiologia* 629: 5–19. DOI: 10.1007/s10750-009-9759-z
- NRC (2000). Clean coastal waters: understanding and reducing the effects of nutrient pollution.

  National Research Council, Committee on the Causes and Management of Eutrophication,
  Ocean Studies Board, Water Science and Technology Board. National Academies Press,
  Washington D.C.
- Occhipinti-Ambrogi A. (2007). Global change and marine communities: Alien species and climate change. *Marine Pollution Bulletin* 55 (7-9): 342–352. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2006.11.014
- Occhipinti-Ambrogi A., Bianchi C.N., Morri C. & Sconfietti R. (1988). Recherches sur la zonation verticale du macrobenthos sessile dans la lagune de Venise. *Cahiers de biologie marine* 29 : 297-311.
- Odum, E.P. (2000).Tidal marshes as outwelling/pulsing systems. In: Weinstein, M.P. & D.A. Kreeger (eds). Concepts and Controversies in Tidal Marsh Ecology. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 3-8.







- O'Higgins, T. G., Cooper, P., Roth, E., Newton, A., Farmer, A., Goulding, I., & Tett, P. (2014). Temporal Constraints on Ecosystem Management: Definitions and Examples from Europe's Regional Seas. Ecology and Society, 19(3): 12 pages.
- Oksanen J., Blanchet F.G., Friendly M., Kindt R., Legendre P., McGlinn D., Minchin P.R., O'Hara R.B., Simpson G.L., Solymos P., Stevens M.H.H., Szoecs E. & Wagner H. (2020). Package 'vegan'. R package version 2.5-6.2019.
- Olguín-Jacobson C., Pitt K.A., Carroll A.R. & Melvin S.D. (2020). Polyps of the Jellyfish *Aurelia aurita* are unaffected by chronic exposure to a combination of pesticides. *Environmental Toxicology and Chemistry* 39 (9): 1685-1692.
- Papantoniou G., Cladas Y., Ketsilis-Rinis V., Vaitsi Z. & Fragopoulu N. (2020). Effects of HABs and a dystrophic event on zooplankton community structure in a Mediterranean lagoon (W Greece). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 245: 106985.
- Parsons T.R., Maita Y. & Lalli C.M. (1984). A Manual of Chemical and Biological Methods for Sea-Water Analysis. Pergamon Press, Oxford, 173 pp.
- Pastor F., Valiente J.A. & Palau J.L. (2018). Sea Surface Temperature in the Mediterranean: Trends and Spatial Patterns (1982–2016). *Pure Appl. Geophys.* 175: 4017–4029. DOI: 10.1007/s00024-017-1739-z.
- Pérez-Ruzafa A. (1989). Estudio ecológico y bionómico de los poblamientos bentónicos del Mar Menor (Murcia, SE de España). Tesis Doctoral, Universidad de Murcia, España.
- Pérez-Ruzafa A. (Coord.) (1995). *Caracterización de la calidad de aguas y sedimentos del Mar Menor.* Mancomunidad de Servicios Turísticos del Mar Menor / Ayuntamiento de San Javier.
- 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. Consejería de Medio Ambiente, Agricultura y Agua de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia.
- Pérez-Ruzafa A. (Coord.) (1997). Estudio de la dinámica de las poblaciones de medusas en el Mar Menor, problemática asociada y búsqueda de soluciones. Consejería de Medio Ambiente, Agricultura y Agua de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia.
- Pérez-Ruzafa A. (Coord.) (2002). Seguimiento del estado de las aguas litorales y de la contaminación por nitratos de origen agrícola en el Mar Menor (Región de Murcia). Aplicación en la Región de Murcia de la directiva 91/676/CEE sobre la protección de las aguas contra la contaminación producida por nitratos utilizados en la agricultura. Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia, 40 pp.
- Pérez-Ruzafa A. (Coord.) (2003). Seguimiento del estado de las aguas litorales y de la contaminación por nitratos de origen agrícola en el Mar Menor (Región de Murcia). Aplicación en la Región de Murcia de la directiva 91/676/CEE sobre la protección de las aguas contra la contaminación producida por nitratos utilizados en la agricultura. Ampliación de los resultados del informe de 2002. Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia, 36 pp.
- Pérez-Ruzafa A. (Coord.) (2004). *Red de control y vigilancia de la calidad de las aguas litorales de la Región de Murcia: el Mar Menor*. Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia, 77 pp.







- Pérez-Ruzafa A. (Coord.) (2007). *Asistencia técnica para la red de control y vigilancia de la calidad de las aguas litorales del Mar Menor*. Consejería de Industria y Medio Ambiente de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia, 85 pp.
- Pérez-Ruzafa A. (Coord.) (2010). Estudio de dispersión de los vertidos existentes en la laguna costera del Mar Menor y los análisis coste-eficacia de la no aplicación de las medidas correctoras oportunas para la mejora de la calidad de las aguas en esta laguna. Consejería de Agricultura y Agua de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia.
- Pérez-Ruzafa A. (2015). El papel de la conectividad restringida en la construcción de los ecosistemas marinos semiaislados: el ejemplo de las lagunas costeras y los archipiélagos. *Revista de la Academia Canaria de Ciencias* 27: 411-456.
- 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. & 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. (1987). Los sustratos arenosos y fangosos del Mar Menor (Murcia), su cubierta vegetal y su posible relación con la disminución del mújol en la laguna. *Cuadernos Marisqueros Publ. Téc.* 11: 111-123.
- 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. *Rapp. Comm. Int. Mer Medit.* 33: 100.
- 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 del Instituto Español de Oceanografía* 11: 347-358.
- Pérez-Ruzafa A. & Marcos C. (2001). Estado de las aguas litorales de la Región de Murcia y elaboración de un programa de acción para el control y seguimiento de la contaminación por nitratos de origen agrícola. Aplicación en la Región de Murcia de la directiva 91/676/cee sobre la protección de las aguas contra la contaminación producida por nitratos utilizados en la agricultura. Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia.
- Pérez-Ruzafa A. & Marcos C. (2012). Fisheries in coastal lagoons: an assumed but poorly researched aspect of the ecology and functioning of coastal lagoons. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 110: 15-31.
- Pérez-Ruzafa A. & Marcos C. (2015). Monitoring heterogeneous and quick-changing environments: coping with spatial and temporal scales of variability in coastal lagoons and transitional waters In: Sebastiá M. (Ed.), *Coastal Ecosystems: Experiences and Recommendations for Environmental Monitoring*. Nova Science Publishers, Inc., New York: 89-116.
- 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.D. (1987). Evolución de las características ambientales y de los poblamientos del Mar Menor (Murcia, SE de España). *Anales de Biología* 12 (*Biología Ambiental* 3): 53-65.
- 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. In: Bouderesque C.F., Meinesz A., Fresi E. & Gravez V. (Eds.), *International Workshop on Posidonia Beds*, volume 2. GIS Posidonie, Marseille: 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.
- 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.
- 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. In: Gönenç I.E. & Wolflin J.P. (Eds.), *Coastal Lagoons: Ecosystem Processes and Modeling for Sustainable Use and Development*. CRC Press, Boca Ratón, Florida, USA: 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.
- Pérez-Ruzafa A., Marcos C., Pérez-Ruzafa I.M., Barcala E., Hegazi M.I. & Quispe J. (2007a). 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.
- Pérez-Ruzafa A., Mompeán M.C. & Marcos C. (2007b). Hydrographic, geomorphologic and fish assemblage relationships in coastal lagoons. *Hydrobiologia* 577: 107–125.
- 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.
- Pérez-Ruzafa A., Marcos C. & Pérez-Ruzafa I.M. (2009). 30 años de estudios en la laguna costera del Mar Menor: de la descripción del ecosistema a la comprensión de los procesos y la solución de los problemas ambientales. In: Instituto Euromediterráneo del Agua (Ed.), El Mar Menor. Estado actual del conocimiento científico. Fundación Instituto Euromediterráneo del Agua, Murcia: 17-46.







- Pérez-Ruzafa A., Marcos C., Pérez-Ruzafa I.M., & Pérez-Marcos M. (2011a). Coastal lagoons: "transitional ecosystems" between transitional and coastal waters. *Journal for Coastal Conservation* 15 (3): 369-392. DOI:10.1007/s11852-010-0095-2
- Pérez-Ruzafa A., Marcos C. & Pérez-Ruzafa I.M. (2011b). Recent advances in coastal lagoons ecology: evolving old ideas and assumptions. *Transitional Waters Bulletin* 5: 50-74.
- Pérez-Ruzafa A., Marcos C. & Pérez-Ruzafa I.M. (2011c). Mediterranean coastal lagoons in an ecosystem and aquatic resources management context. *Physics and Chemistry of the Earth* 36: 160-166.
- 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, Coast and Shelf Science* 110: 101–115. DOI: 10.1016/j.ecss.2012.04.004
- Pérez-Ruzafa A., Marcos C., Pérez-Marcos M. & Pérez-Ruzafa I. (2013). Are coastal lagoons physically or biologically controlled ecosystems? Revisiting r vs K strategies in coastal lagoons and estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 132: 17-33.
- Pérez-Ruzafa A. Marcos C. & Pérez-Ruzafa I.M. (2018). When maintaining ecological integrity and complexity is the best restoring tool: The case of the Mar Menor lagoon. In: Quintana X., Boix D., Gascón S. & Sala J. (Coords), *Management and restoration of Mediterranean coastal lagoons in Europe*. Recerca i territorio 10: 67-95.
- Pérez-Ruzafa A., Pérez-Ruzafa I., Newton A. & Marcos C. (2019a). Coastal lagoons: environmental variability, ecosystem complexity and goods and services uniformity. In: Wolanski E., Day J., Elliott M. & Ramesh R. (Eds.), *Coasts and Estuaries, The Future*. Elsevier: 253-276.
- Pérez-Ruzafa A., Campillo S., Fernández-Palacios J.M., García-Lacunza A., García-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. (2019b). 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. DOI: 10.3389/fmars.2019.00026.
- Pérez-Ruzafa, A., Ghezzo M., De Pascalis F., Quispe, J., Hernández-García, R., Muñoz, I., Vergara-Chen, C., Umgiesser G., and 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.org/10.1016/j.ecss.2018.02.031
- Pérez-Ruzafa A., Perez-Marcos M. & Marcos C. (2020a). Coastal lagoons in focus: Their environmental and socioeconomic importance. *Journal for Nature Conservation* 57: 125886
- Pérez-Ruzafa A., Morkune R., Marcos C., Pérez-Ruzafa I.M. & Razinkovas-Baziukas A. (2020b). 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 I.M. (1989). *Fitobentos de una laguna costera. El Mar Menor*. Tesis Doctoral, Universidad de Murcia, España.
- Petit G. (1953). Introduction à l'étude écologique des étangs méditerranéens. *Vie Milieu* 4 (4) : 569-604.







- 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. DOI: 10.3389/fmars.2018.00451
- Por F.D. (1980). A classification of hypersaline waters, based on trophic criteria. *P.S.Z.N.I: Marine Ecology* 1: 121-131. DOI: 10.1111/j.1439-0485.1980.tb00214.x
- 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.
- Puertes C., Bautista I., Lidón A. & Francés F. (2021). Best management practices scenario analysis to reduce agricultural nitrogen loads and sediment yield to the semiarid Mar Menor coastal lagoon (Spain). *Agricultural Systems* 188: 103029.
- 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. In: *Jellyfish Blooms IV*. Springer, Dordrecht: 169-180.
- Purcell J.E., Baxter E.J. & Fuentes V.L. (2013). Jellyfish as products and problems of aquaculture. In: *Advances in aquaculture hatchery technology*. Woodhead Publishing: 404-430.
- Quispe J.I. (2014). *Dinámica espacio-temporal del ictioplancton del Mar Menor (SE de España) y factores ambientales asociados*. PhD Thesis, University of Murcia, Murcia, Spain, 552 pp.
- R Development Core Team (2011). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Redfield A.C. (1958). The biological control of chemical factors in the environment. *American Scientist* 46 (3): 230-221.
- Reid P.C. (2016). Ocean warming: setting the scene. In: Laffoley D. & Baxter J.M. (Eds.), *Explaining ocean warming: Causes, scale, effects and consequences.* IUCN, Gland: 17-46. DOI: 10.2305/IUCN.CH.2016.08.en
- Reyes E. & Merino M. (1991). Diel dissolved-oxygen dynamics and eutrophication in a shallow, wellmixed tropical lagoon (Cancun, Mexico). *Estuaries* 14 (4): 372-381.
- Ribelles E. (2022). Bahía Bella plantea una solución contra sus vertidos al Mar Menor. *La Verdad*, 1 de febrero, disponible en: https://www.laverdad.es/murcia/cartagena/bahia-bella-impulsara-20220131120936-nt.html?ref=https%3A%2F%2Fwww.google.com%2F (Acceso 8 Febrero 2022).
- 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.
- Rodríguez-Gallego L., Achkar M., Defeo O., Vidal L., Meerhoff E. & Conde D. (2017). Effects of land use changes on eutrophication indicators in five coastal lagoons of the Southwestern Atlantic Ocean. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 188: 116-126.
- Roman S., Perez-Ruzafa A. & Lopez 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 Díaz A. & Pérez Morales A. (2021). Before, during and after the Dana of September 2019 in the region of Murcia (Spain), as reported in the written press. Cuadernos de Investigación Geográfica 47.
- Romero-Díaz A., Caballero Pedraza A. & Pérez Morales A. (2017). Expansión urbana y turismo en la Comarca del Campo de Cartagena-Mar Menor (Murcia). Impacto en el sellado del suelo. Cuadernos de Turismo 39: 521-546.
- Ros M. & Miracle R.M. (1984). Variación estacional del fitoplancton del Mar Menor y su relación con la de un punto próximo en el Mediterráneo. Limnética 1: 32-42.
- 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.
- Sabetta L., Barbone E., Giardino A., Galuppo N. & Basset A. (2007). Species-area patterns of benthic macro-invertebrates in Italian lagoons. Hydrobiologia 577 (1): 127-139. DOI: 10.1007/978-1-4020-6008-3 11
- Sakka Hlaili A., Grami B., Hadj Mabrouk H., Gosselin M. & Hamel D. (2007). Fate of phytoplankton production in a restricted Mediterranean lagoon. Rapp. Comm. int. Mer Médit. 38: 391.
- Sala-Mirete A., López E., Sánchez-Fernández O., Marcos C. & Pérez-Ruzafa A. (2023) First records of non-indigenous Timarete caribous (Grube, 1859) (Polychaeta; Cirratulidae) in the Western Mediterranean, and its ecology in the Mar Menor (Murcia, SE Spain). BioInvasions Records 12.
- Salas F., Teixeira H., Marcos C., Marques J.C. & Pérez-Ruzafa A. (2008). Applicability of the trophic index TRIX in two transitional ecosystems: the Mar Menor lagoon (Spain) and the Mondego estuary (Portugal). Ices Journal of Marine Science 65 (8): 1442-1448.
- 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.
- Schindler D.W. (2012). The dilemma of controlling cultural eutrophication of lakes. Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences 279 (1746): 4322-4333.
- Schindler D.W., Carpenter S.R., Chapra S.C., Hecky R.E. & Orihel D.M. (2016). Reducing phosphorus to curb lake eutrophication is a success. Environmental Science & Technology 50 (17): 8923-8929.
- Srichandan, S., Tarafdar, L., Muduli, P. R., & Rastogi, G. (2021). Spatiotemporal patterns and impact of a cyclone on the zooplankton community structure in a brackish coastal lagoon. Regional Studies in Marine Science, 44, 101743.
- Secretaría de la Convención de Ramsar (2006). Manual de la Convención de Ramsar: Guía a la Convención sobre los Humedales (Ramsar, Irán, 1971). Secretaría de la Convención de Ramsar, Gland, Suiza.
- Selfati M, El Ouamari N, Crocetta F, Mesfioui A, Boissery P, Bazairi H. (2017). Clos-ing the circle in the Mediterranean Sea: Bursatella leachii Blainville, 1817 (Mollusca: Gastropoda: Anaspidea) has reached Morocco. BioInvasions Rec. 6(2):129-34
- Sfriso A., Pavoni B. & Marcomini A. (1995). Nutrient distributions in the surface sediment of the central lagoon of Venice. Science of the Total Environment 172 (1): 21-35.







- Sigovini M. (2011) Multiscale Dynamics of Zoobenthic Communities and Relationships with Environmental Factors in the Lagoon of Venice. PhD Thesis, University Ca'Foscari di Venezia, Venezia, Italy, 190 pp.
- Simonneau J. (1973). *Mar Menor: évolution sédimentologique et géochimique récent en remplissage.* Ph.D. thesis, University of Toulouse, France.
- Smith P.E. & Richardson S.L. (1977). Standard techniques for pelagic fish egg and larvae surveys. *FAO Fisheries Technical Paper* 175, 100 pp.
- Solidoro C., Bandelj V., Aubry Bernardi F., Camatti E., Ciavatta S., Cossarini G., Facca C., Franzoi P., Libralato S., Melaku Canu D., Pastres R., Pranovi F., Raicevich S., Socal G., Sfriso A., Sigovini M., Tagliapietra D. & Torricelli P. (2010). Response of Venice Lagoon Ecosystem to Natural and Anthropogenic Pressures over the Last 50 Years. In: Paerl H. & Kennish M. (Eds.), *Coastal Lagoons: Systems of Natural and Anthropogenic Change*, CRC Press, Taylor & Francis: 483-511.
- Solomon S., Qin D., Manning M., Chen Z., Marquis M., Averyt K., Tignor M. & Miller H. (Eds.) (2007). Summary for Policymakers. In: *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Tech. Rep., ISDGM/CNR, Cambridge, UK and New York, USA.
- Somot S., Sevault F., Déqué M. & Crépon M. (2008). 21st century climate change scenario for the Mediterranean using a coupled atmosphereeocean regional climate model. *Global and Planetary Change* 63, 112e126.
- Specchiulli A., D'Adamo R., Renzi M., Vignes F., Fabbrocini A., Scirocco T., Cilenti L., Florio M., Breber P. & Basset A. (2009). Fluctuations of physicochemical characteristics in sediments and overlying water during an anoxic event: a case study from Lesina lagoon (SE Italy). *Transitional Waters Bulletin* 3 (2): 15-32.
- Steele J.H., Thorpe S.A. & Turekian K.K. (Eds.) (2011). *Encyclopedia of ocean sciences*. Academic Press, San Diego, London.
- Stenvers, V., X. Chi, and J. Javidpour. 2020. Seasonal variability of the fatty acid composition in Aurelia aurita (Cnidaria: Scyphozoa): Implications for gelativore food web studies. J. Plankton Res. 42: 440–452. doi:10.1093/plankt/fbaa026
- Stone J.P., Steinberg D.K. & Fabrizio M.C. (2018). Long-term changes in gelatinous zooplankton in Chesapeake Bay, USA: Environmental controls and interspecific interactions. *Estuaries and Coasts* 42 (2): 513-527.
- Strickland J.D.H. & Parsons T.R. (1972). Pigment analysis. *A Practical Handbook of Seawater Analysis*, 167: 201-203. DOI: 10.1002/iroh.19700550118
- Tagliapietra D., Sigovini M. & Volpi-Ghirardini A. (2009). A review of terms and definitions to categorize estuaries, lagoons and associated environments. *Marine and Freshwater Research* 60 (6): 497-509.
- Tagliapietra D., Aloui-Bejaoui N., Bellafiore D., De Wit R., Ferrarin C., Gamito S., Laserre P., Magni P., Mistri M., Pérez-Ruzafa A., Pranovi F., Reizopoulou S., Rilov G., Solidoro C., Tunberg B., Valiela I. & Viaroli P. (2011). The Ecological Implications of Climate Change on the Lagoon of Venice. UNESCO Venice Office and ISMAR-CNR, Venice.
- Taylor D.I. (1983). The effects of a major macrophyte regression upon primary production in the littoral of Swartvlei. *Archiv fur Hyrobiologie* 9 (6): 345-353.







- Taylor D.I., Nixon S.W., Granger S.L. & Buckley B.A. (1999). Responses of Coastal Lagoon Plant Communities to Levels of Nutrient Enrichment: A Mesocosm Study. *Estuaries* 22 (4): 1041-1056.
- Terrados J. & Ros J.D. (1991). Production dynamics in a macrophyte domInated ecosystem: the Mar Menor coastal lagoon (SE Spaln). *Oecologia Aquatica* 10: 255-270.
- Thomas A.C., Howard J., Nguyen P.L., Seimon T.A. & Goldberg C.S. (2018). eDNA Sampler: A fully integrated environmental DNA sampling system. *Methods in ecology and evolution* 9 (6): 1379-1385.
- Tournebize J., Chaumont C. & Mander Ü. (2017). Implications for constructed wetlands to mitigate nitrate and pesticide pollution in agricultural drained watersheds. *Ecological Engineering* 103: 415-425.
- Trégouboff G. & Rose M. (1957). *Manuel De Planctonologie Méditerranéenne*, 2 tomes. Centre National de la Recherche Scientifique, Paris.
- Tsimplis M., Marcos M. & Somot S. (2008). 21st century Mediterranean Sea level rise: steric and atmospheric pressure contributions from a regional model. *Global and Planetary Change* 63, 105e111.
- Turon M., Angulo-Preckler C., Antich A., Præbel K. & Wangensteen O.S. (2020). More than expected from old sponge samples: A natural sampler DNA metabarcoding assessment of marine fish diversity in Nha Trang Bay (Vietnam). *Frontiers in Marine Science* 7: 605148.
- Umgiesser G., Canu D.M., Cucco A. & Solidoro C. (2004). A finite element model for the Venice Lagoon. Development, set up, calibration and validation. *Journal of Marine Systems* 51 (1), 123-145.
- Umgiesser G., Ferrarin C., Cucco A., De Pascalis F., Bellafiore D., Ghezzo M. & Bajo M. (2014). Comparative hydrodynamics of 10 Mediterranean lagoons by means of numerical modeling. *Journal of Geophysical Research: Oceans* 119: 2212-2226. DOI: 10.1002/2013JC009512.
- UNESCO (1981). *Coastal Lagoon Research, Present and Future*. UNESCO Technical Papers in Marine Science, 32 pp.
- Van Soest R.W., Boury-Esnault N., Vacelet J., Dohrmann M., Erpenbeck D., De Voogd N.J., Santodomingo N., Vanhoorne B., Kelly M. & Hooper J.N. (2012). Global diversity of sponges (Porifera). *PLoS one* 7 (4): e35105.
- 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.
- Vasconcelos R.P., Reis-Santos P., Costa M.J. & Cabral H.N. (2011). Connectivity between estuaries and marine environment: integrating metrics to assess estuarine nursery function. *Ecological Indicators* 11: 1123–1133. DOI: 10.1016/j.ecolind.2010.12.012
- Vaulot D. & Frisoni G.F. (1986). Phytoplanktonic productivity and nutrients in five Mediterranean lagoons. *Oceanologica Acta* 9: 57.
- Vázquez-Luis M., Alvarez E., Barrajón A., García-March J.R., Grau A., Hendriks I.E., Jiménez S., Kersting D., Moreno D., Péerez M., Ruiz J.M., Sánchez J., Villalba A. & Deudero S. (2017). SOS *Pinna nobilis*: a mass mortality event in Western Mediterranean Sea. *Front. Mar. Sci.* 4: 220. DOI: 10.3389/fmars.2017.00220.







- 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 public perception. *Journal for Nature Conservation* 43: 180-189.
- Viaroli P. & Christian R.R. (2003). Description of trophic status, hyperautotrophy and dystrophy of a coastal lagoon through a potential oxygen production and consumption index TOSI: Trophic Oxygen Status Index. *Ecological Indicators* 3 (4): 237-250.
- Viaroli P., Bartoli M., Bondavalli C., Christian R., Giordani G. & Naldi M. (1996). Macrophyte communities and their impact on benthic fluxes of oxygen, sulphide and nutrients in shallow eutrophic environment. *Hydrobiologia* 329: 93–103.
- Viaroli P., Azzoni R., Bartoli M., Giordani G. & Tajé L. (2001). Evolution of the trophic conditions and dystrophic outbreaks in the Sacca di Goro lagoon (northern Adriatic Sea). In: Faranda F.M., Guglielmo L. & Spezie G. (Eds.), *Structure and Processes in the Mediterranean Ecosystems*. Springer Italia, Milan: 443–451.
- Viaroli, P., Bartoli, M., Giordani, G., Naldi, M., Orfanidis, S., Zaldivar, J.M., 2008. Community shifts, alternative stable states, biogeochemical controls and feedback in eutrophic coastal lagoons: a brief overview. Aquat. Conserv. Mar. Freshwat. Ecosyst. 18, S105–S117.
- Viaroli P., Azzoni R., Bartoli M., Giordani G., Naldi M. & Nizzoli D. (2010). Primary productivity, biogeochemical buffers and factors controlling trophic status and ecosystem processes in Mediterranean coastal lagoons: a synthesis. *Advances in Oceanography and Limnology* 1 (2): 271-293.
- Viaroli, P., Nizzoli, D., Pinardi, M., Soana, E., and Bartoli, M. (2015). Eutrophication of the Mediterranean Sea: a watershed-cascading filter approach. Rend. Lincei Sci. Fis. Nat. 26, 13–23. doi: 10.1007/s12210-014-0364-3
- Vybernaite-Lubiene I., Zilius M., Giordani G., Petkuviene J., Vaiciute D., Bukaveckas P.A. & Bartoli M. (2017). Effect of algal blooms on retention of N, Si and P in Europe's largest coastal lagoon. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 194: 217-228.
- Yañez-Arancibia, A., Nugent, R.S. 1977. El papel ecológico de los peces en estuarios y lagunas costeras. Anales del Centro de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México 4, 107–114.
- Zakhama-Sraieb R., Sghaier Y.R. & Charfi-Cheikhrouha F. (2009). On the occurrence of *Bursatella leachii* De Blainville, 1817 and *Pinctada radiata* (Leach, 1814) in the Ghar El Melh lagoon (NE Tunisia). *Aquatic Invasions* 4 (2), 381-383. DOI: 10.3391/ai.2009.4.2.14
- 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
- Ziemski F. & Sittler A.P. (2020). *Olindias muelleri* Haeckel, 1879. In: DORIS. <a href="https://doris.ffessm.fr/ref/specie/784">https://doris.ffessm.fr/ref/specie/784</a> (Acceso 31 Julio 2021).



