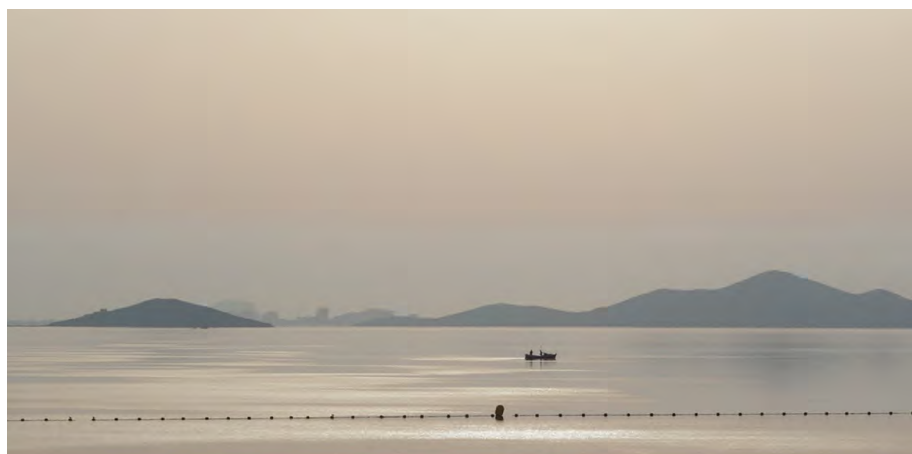


SEGUIMIENTO Y ANÁLISIS PREDICTIVO DE LA EVOLUCIÓN DEL ESTADO ECOLÓGICO DEL ECOSISTEMA LAGUNAR DEL MAR MENOR Y PREVENCIÓN DE IMPACTOS

Grupo de
investigación
Ecología y
ordenación de
ecosistemas
marinos costeros

Departamento de
Ecología e
Hidrología

Facultad de
Biología

Universidad de
Murcia

Coordinador:
Angel Pérez Ruzafa
Catedrático de Ecología

noviembre de 2021



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
- Grdo. José Manuel Cañizares González
- Grdo. Manuel Rosendo Conde Caño
- Grdo. Alfredo Fernández Alías
- Grda. Sara Manchado Pérez
- Grda. Teresa Montaña Barroso
- Grda. Elena Moya Urbano
- Grdo. Antonio Sala Mirete
- Grda. Olga Sánchez Fernández
- Grda. Elena Tamarit Castro

- Técnico José Antonio Rodríguez Navarro

Grupo de Investigación “Ecología y ordenación de ecosistemas marinos costeros”, Departamento de Ecología e Hidrología, Facultad de Biología, Sección de Medio Acuático del Área Científica y Técnica de Investigación, Universidad de Murcia
Campus Regional de Excelencia Internacional “Mare Nostrum”

Noviembre de 2021

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

Contenido

1. Introducción general	1
1.1. <i>Objetivos del estudio</i>	2
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	4
2.1. <i>Inicio y evolución del proceso de eutrofización en el Mar Menor</i>	16
3. Monitorización de Mar Menor. Diseño del muestreo y trabajo de campo y laboratorio	28
3.1. <i>Muestreo y análisis de los parámetros físico-químicos y del estado trófico del Mar Menor</i>	30
3.2. <i>Muestreo y análisis del sistema pelágico (ictioplancton y plancton gelatinoso)</i>	31
3.2.1. <i>Estudio del ictioplancton</i>	34
3.2.2. <i>Estudio del zooplancton distinto al ictioplancton</i>	35
3.2.3. <i>Análisis de la dinámica de las poblaciones de medusas</i>	35
4. Seguimiento de las condiciones hidrológicas y oceanográficas del Mar Menor	36
4.1. <i>Condiciones geomorfológicas, meteorológicas e hidrográficas generales del Mar Menor</i>	36
4.2. <i>Evolución reciente de los principales parámetros físico-químicos</i>	41
4.2.1. <i>Temperatura y salinidad</i>	41
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	49
5.1. <i>Profundidad de visibilidad del disco de Secchi</i>	49
5.2. <i>Estado trófico</i>	53
5.3. <i>Nutrientes</i>	56
5.3.1. <i>Nitratos</i>	57
5.3.2. <i>Nitritos</i>	59
5.3.3. <i>Amonio</i>	60
5.3.4. <i>Fosfatos</i>	62

5.3.5. Silicatos.....	64
5.3.6. Clorofila a	64
5.3.7. Oxígeno	66
5.4. Discusión de la evolución del estado trófico	69
6. Análisis y valoración del estado de los mecanismos ecosistémicos reguladores y del funcionamiento del sistema pelágico (ictioplancton y plancton gelatinoso) ...	93
6.1. Zooplancton.....	93
6.1.1. Estudio del plancton gelatinoso: dinámica de poblaciones de medusas	97
6.1.2. Ictioplancton.....	101
7. Valoración de las alteraciones del ecosistema originadas por los vertidos desde costa, modificaciones en las golas y los escenarios potenciales del cambio climático.....	106
8. 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.....	125
9. 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 ...	129
<i>Efectos de los canales de dragado sobre la actividad pesquera y los rendimientos pesqueros.</i>	136
10. Observatorio Mar Menor: necesidad, oportunidad y fases de implementación para la creación de un observatorio centrado en el estudio del Mar Menor y las lagunas costeras	141
<i>Equipo humano y organigrama funcional.....</i>	147
<i>Acciones para la puesta en marcha del Observatorio (fase I).....</i>	149
11. Conclusiones	150
12. BIBLIOGRAFÍA	155
ANEXO I.....	1



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

1. Introducción general

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.

En la actualidad, el estado ecológico del Mar Menor se encuentra en una situación crítica viéndose seriamente amenazada su integridad ecológica tras el evento de DANA (Depresión Aislada en Niveles Altos o gota fría), sufrido en septiembre de 2019, y los sucesivos episodios de lluvias torrenciales posteriores, lo que provocó 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, pudiendo repetirse los episodios de anoxia en las capas profundas del Mar Menor como el sufrido en octubre del 2019. Entre las medidas urgentes a aplicar para paliar en la medida de lo posible 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, se encuentra el establecimiento de un sistema de monitorización continua de parámetros ambientales y ecológicos del Mar Menor. Por todo lo anterior 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. 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 serán 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 incluso los efectos del cambio climático global sobre la laguna.

Ante la situación ambiental del Mar Menor y el interés y la preocupación social existente 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, el Decreto 78/2020, de 30 de julio, de la CARM, modificado por el Decreto 112 /2020 de 15 de octubre, establecía las normas especiales de la 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 del proyecto sobre el “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 29 de octubre de 2020, hasta el 30 de noviembre de 2021, fecha en la que se presenta la siguiente memoria justificativa de la investigación realizada.

1.1. Objetivos del estudio

El objetivo general de este proyecto 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.**

Siendo los **objetivos específicos**:

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 del plan de monitorización seguido 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.

No puede obviarse que el presente trabajo se ha desarrollado bajo las condiciones y restricciones impuestas por la pandemia del Covid-19. Ello ha implicado la toma de medidas de prevención necesarias tanto en los trabajos de campo como de laboratorio, con el establecimiento de restricciones en el número de personas que podían coexistir tanto en los trabajos en el mar, a bordo de la embarcación, como en las distintas fases de los análisis de fauna, aguas y sedimentos. Ello obligó al establecimiento de turnos y distribución de tareas que supusieron esfuerzos fuera de lo habitual. Además, los cierres perimetrales en numerosos municipios obligaron a la consideración de los servicios relativos al programa de seguimiento y monitorización del estado ecológico del Mar Menor como servicio esencial. De este modo, y a pesar de las dificultades, el sistema de monitorización establecido en el presente trabajo ha sido 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 trabajo incluye también datos y resultados obtenidos en el



marco de las monitorizaciones realizadas desde la crisis de 2016 y 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 Comunidad Autónoma de la Región de Murcia, y otros previos realizados durante los últimos 20 años por el grupo de investigación, como el proyecto ConnectMar CTM 2014-56458-R, financiado por el Ministerio de Economía y Competitividad de España. También se han utilizado datos meteorológicos e hidrográficos facilitados por la Agencia Española de Meteorología (AEMet) y el Organismo Público Puertos del Estado, respectivamente.

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

Las lagunas costeras son ecosistemas de transición entre las aguas de transición en el sentido de la Directiva Marco del Agua de la Unión Europea y las aguas costeras (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2011a), caracterizadas por ser poco profundas, relativamente aisladas 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 las hacen estar entre los hábitats marinos con la mayor productividad biológica (Alongi, 1998; Kennish y Paerl, 2010). Desempeñan 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 áreas 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 y 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.*, 2013; Barbier, 2015; Newton *et al.*, 2018; Velasco *et al.*, 2018).

El hombre aprovecha el potencial de las lagunas costeras 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). Pero al mismo tiempo, y como consecuencia de estas características, 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 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 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 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 conocer 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, 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*, 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 y Marcos, 2001, Pérez-Ruzafa y Aragón, 2002) y en los distintos informes de seguimiento previos presentados (Pérez-Ruzafa, 2019).

Sus 136 km² de superficie y 4,4 m de profundidad media, hacen que el Mar Menor se encuentre entre las lagunas más grandes de las más de 400 que hay en el Mediterráneo. Las principales características que comparten este tipo de ecosistemas son el ser someras y presentar una comunicación restringida con el mar abierto. La gran cantidad e intensidad de los gradientes ambientales que presentan hacen de ellas ecosistemas altamente productivos desde el punto de vista biológico y pesquero, con especies objetivo compartidas en todas ellas, como las doradas, lubinas, anguilas, magres o los 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 y los conducen a los cajones de la muerte, donde son fácilmente recogidos por los pescadores (Pérez-Ruzafa y 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 adaptadas 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 del 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 hace especialmente adecuado para el desarrollo de actividades turísticas, de deportes náuticos, de baño y talasoterapia.

Por ello, en el Mar Menor han confluído un amplio abanico de usos e intereses socio-económicos (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. Esta 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 y 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* 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 del 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 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.

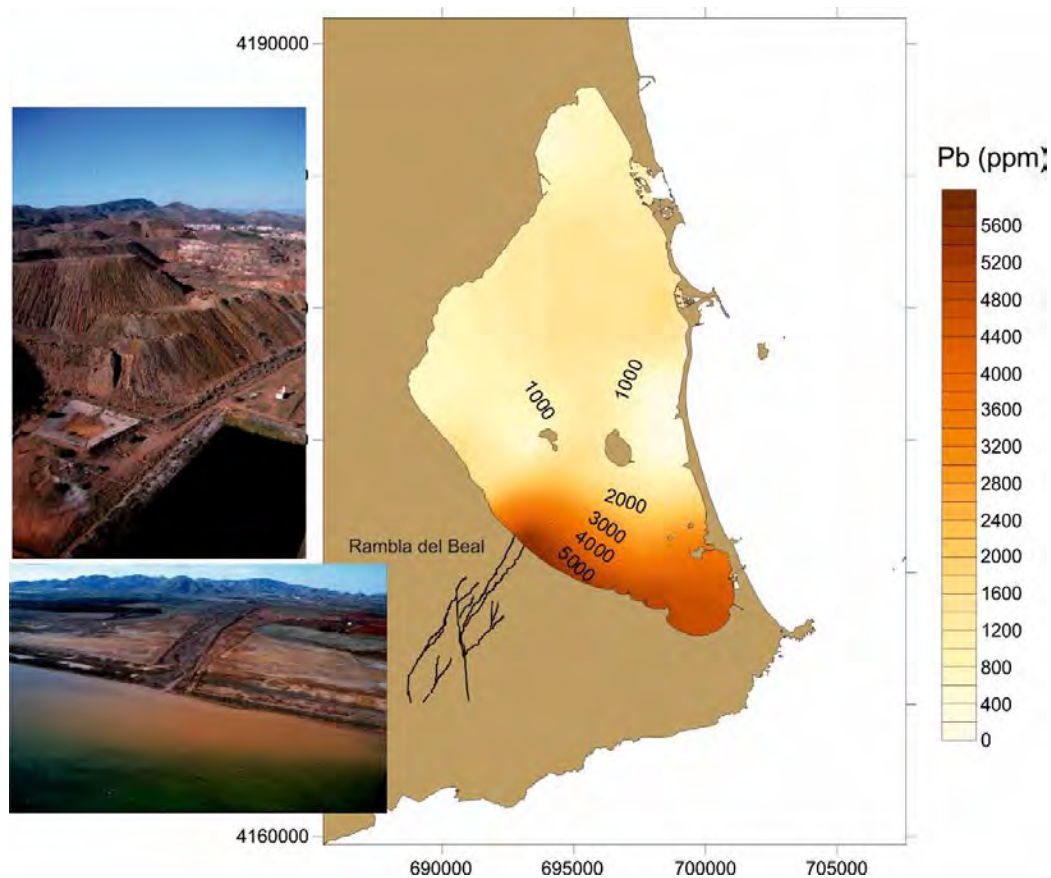


Figura 1. Aunque la minería dejó de verter directamente al Mar Menor a partir de la década de 1950, la actividad minera se mantuvo en la sierra de La Unión hasta la década de 1980, y las lluvias torrenciales aún arrastran materiales hacia la laguna a través de la rambla del Beal. Tanto las fotos como el mapa de distribución de concentraciones de plomo en los sedimentos superficiales corresponden al principio de la década de 1980 (tomado de Pérez-Ruzafa y 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 tuvo 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 (m ³)	3.6×10^8	6.1×10^8	6.4×10^8
Entrada de agua desde el Mediterráneo (m ³)	4.5×10^8	7.2×10^8	7.3×10^8
Tiempo de residencia (años)	1.28	0.81	0.79
Temperatura (°C)	7.5 - 29	12 - 27.5	12 - 30.5
Salinidad (‰)	48.5 - 53.4	43 - 46	42 - 45



Figura 2. 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). Esta 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 ácido 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 y Marcos, 1987; Marcos *et al.*, 2015).

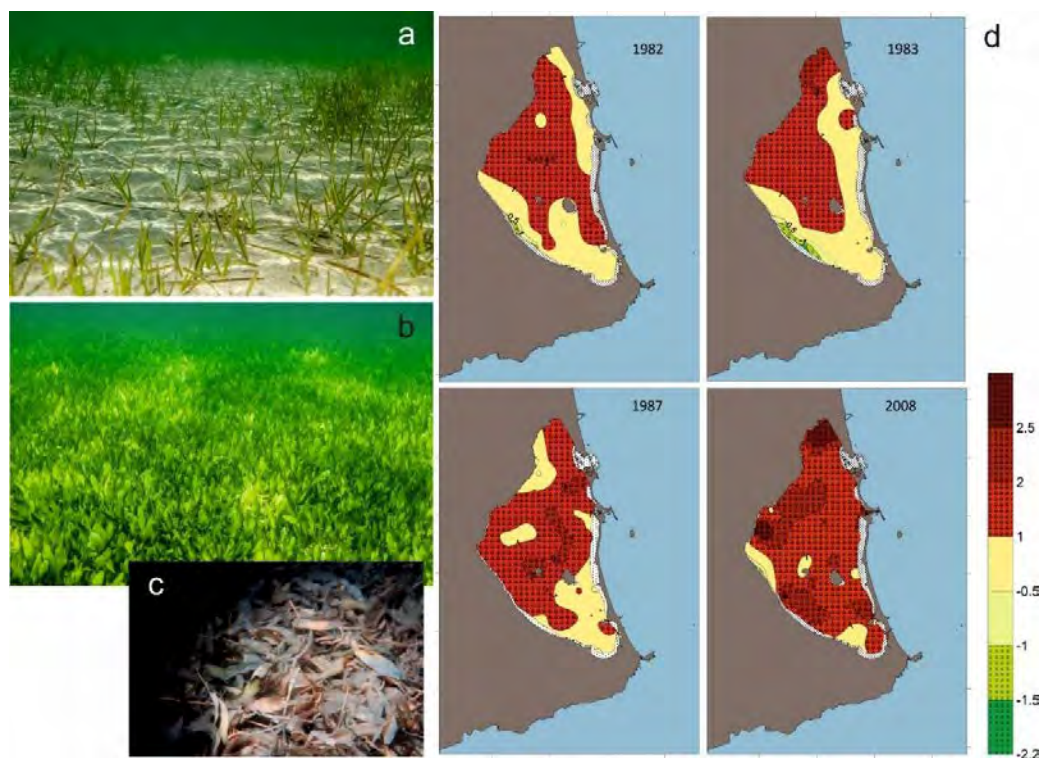


Figura 3. Tras el dragado del canal de El Estacio en 1973, las antiguas praderas poco densas de la fanerógama *Cymodocea nodosa* (a) fueron sustituidas por praderas muy densas dominadas por el alga *Caulerpa prolifera* (b) que aportan gran cantidad de materia orgánica al sedimento (c). La serie de mapas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

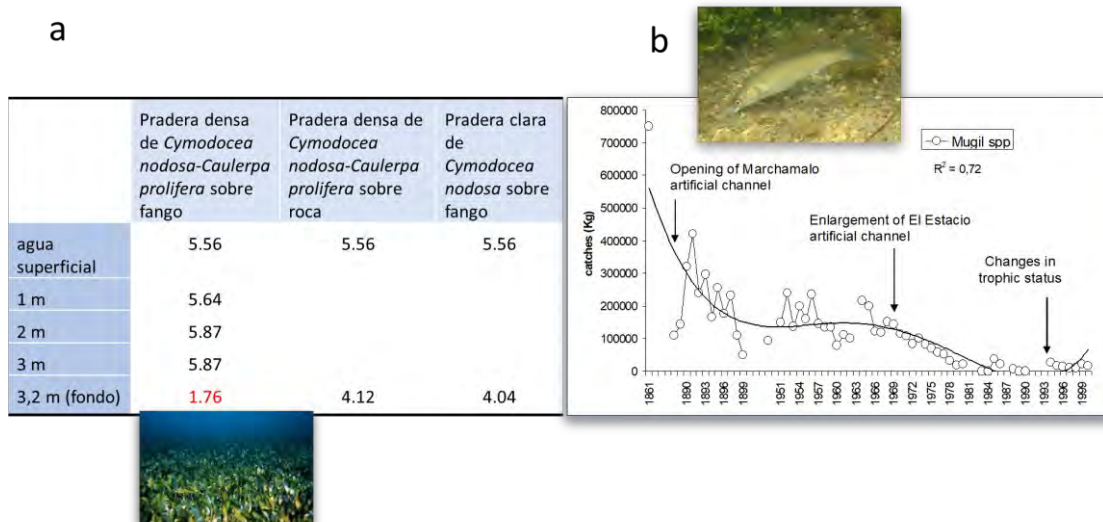


Figura 4. a) Concentración de oxígeno (mg/l) en la columna de agua sobre distintos tipos de sustrato y de praderas de macrófitos en una localidad frente a Los Urrutias a 300 m de la orilla (Julio de 1986) (Pérez-Ruzafa et al., 2005b). b) Evolución de las capturas de mújol en el Mar Menor antes y después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

A lo largo de la década de 1980, se inició una ocupación masiva del espacio costero y proliferaron los puertos deportivos, contruidos 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 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 concluían 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* (Ucria) Ascherson, 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 realizaban 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.

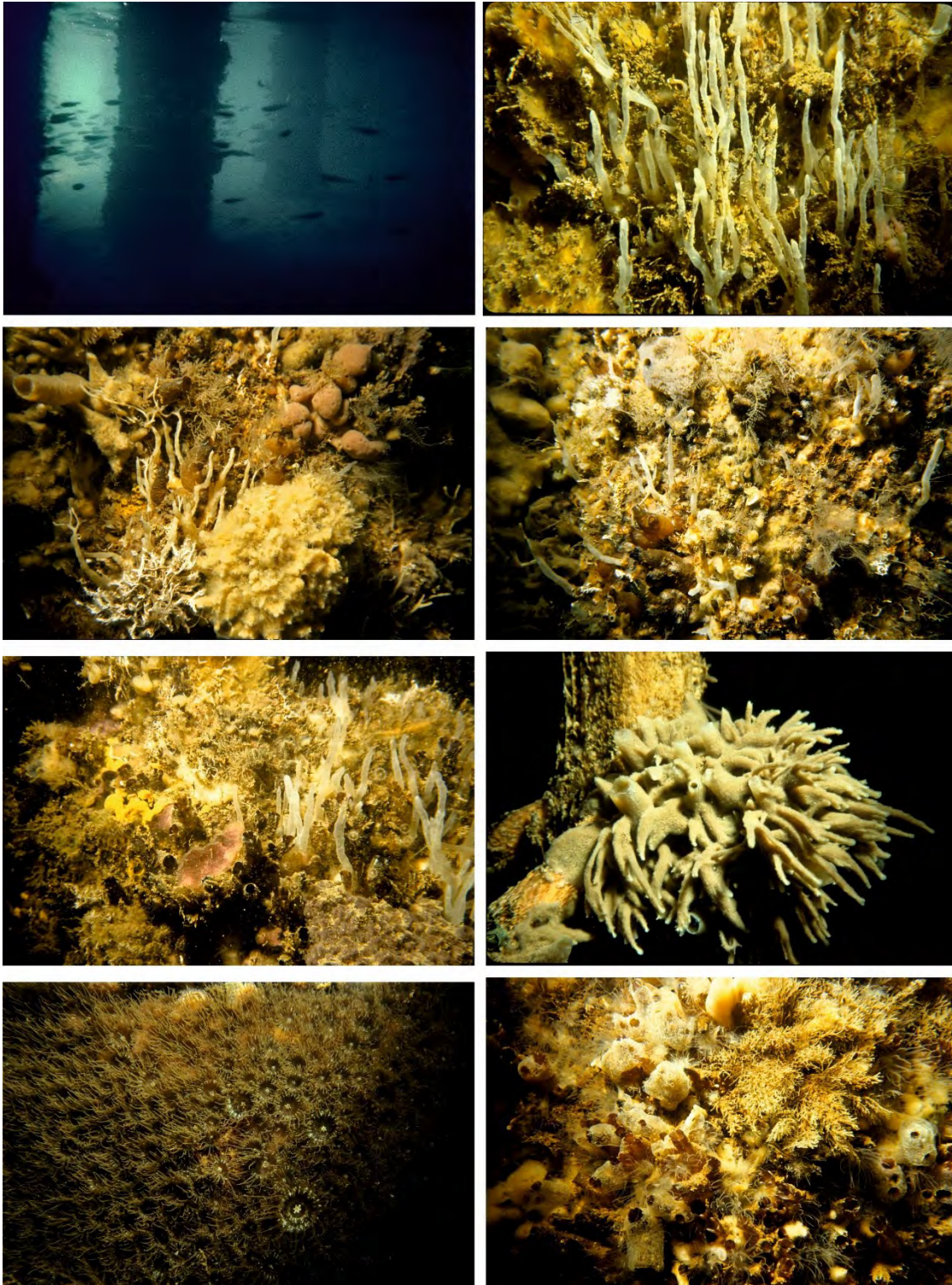


Figura 6. El ambiente umbrío que se crea debajo de los balnearios es idóneo como refugio de bancos de peces y como hábitat para especies típicas de cuevas que constituyen comunidades esciáfilas conformadas por esponjas, briozoos, poliquetos filtradores, cnidarios y ascidias, entre otros muchos grupos animales, que filtran el agua y contribuyen a la biodiversidad del Mar Menor y a la calidad de las aguas.

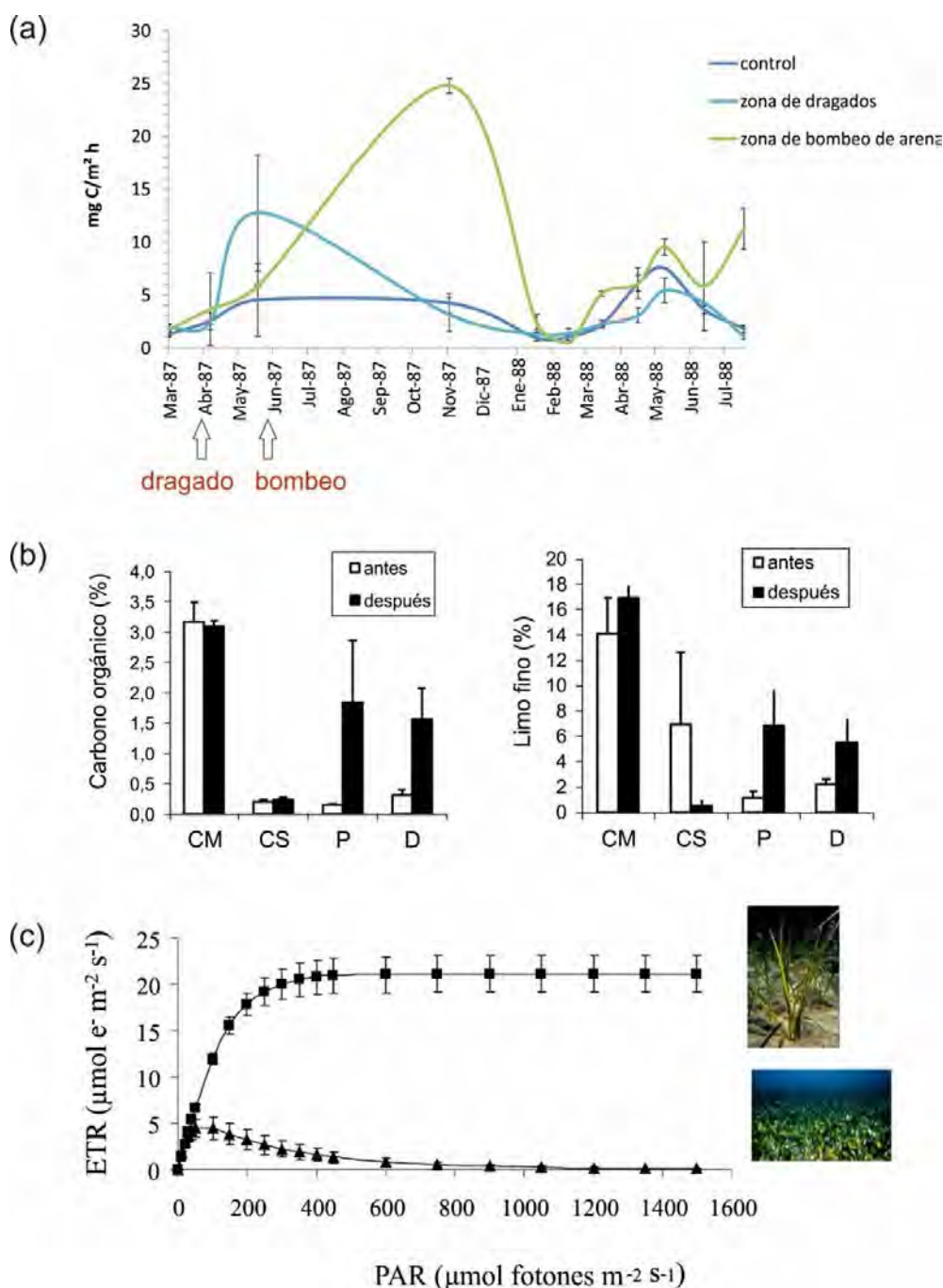


Figura 7. Entre los efectos de las regeneraciones de playas, tanto en las operaciones de dragado como de bombeo de arena, están un aumento de la producción primaria del microfitobentos (a) (Pérez-Ruzafa *et al.*, 1991); con lo que progresivamente, después de las actuaciones, se incrementan tanto la concentración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



2.1. 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 y 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 (Likens, 1972; Nixon, 1995; Gamito *et al.*, 2005) y que implica un desequilibrio energético y funcional del sistema, produciendo una gran variedad de cambios en la estructura y dinámica del mismo (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, su mayor



disponibilidad 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 y 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 y 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.*, 2013; 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 y 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 y 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 y 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 y 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, después del cambio sufrido en las prácticas agrícolas en su cuenca a principios de la década de 1990, 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, manifestando 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 y 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 $1 \mu\text{mol NO}_3^-/\text{l}$, en contraste con los valores más altos de fósforo. 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).

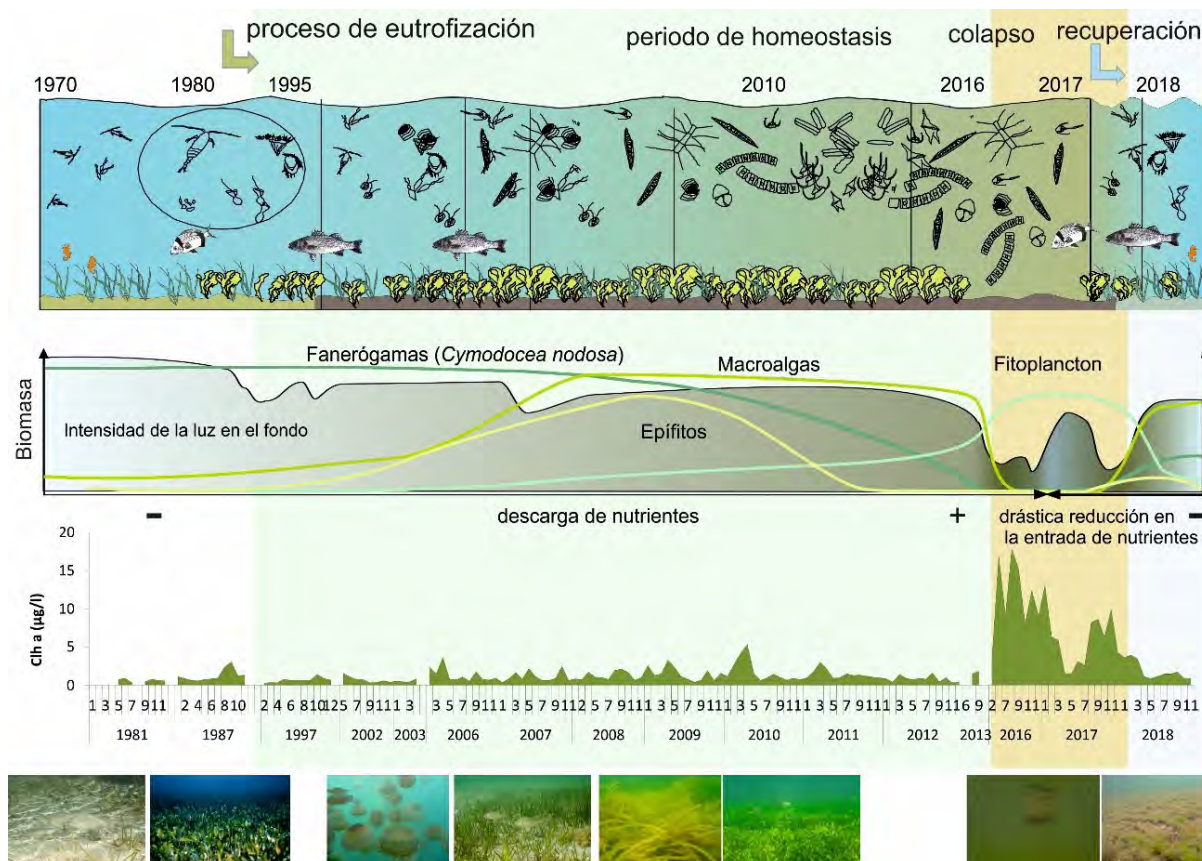


Figura 8. El proceso de eutrofización en el Mar Menor, iniciado a principios de la década de 1990 tras el cambio de agricultura de secano por regadío, ha presentado tres fases bien diferenciadas, durante dos décadas los mecanismos de autorregulación y homeostasis han estado operando y manteniendo la 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 $8 \mu\text{mol NO}_3^-/\text{l}$, 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 $45 \mu\text{M NO}_3^-$ (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2005a). En estos momentos, el aporte medio anual de compuestos de nitrógeno era de $219 \text{ t N-NO}_3^-/\text{año}$ y $30 \text{ t N-NH}_4^+/\text{año}$ (García-Pintado *et al.*, 2007).

La diferencia entre las altas concentraciones medidas en los cauces de las ramblas y la más baja 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; Ghezzi *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 *a* se ha mantenido baja ($1,15 \pm 0,02 \mu\text{g/L}$) durante los aproximadamente 20 años de vertidos continuados, y similar a los valores previos al inicio del proceso de eutrofización ($1,02 \pm 0,16 \mu\text{g/L}$) (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* sp. y *Cryptomonas* sp., y, de primavera a otoño, por diatomeas y dinoflagelados, fueron sustituidos por otros constituidos por diatomeas grandes como *Coscinodiscus* spp. y *Asterionella* 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* 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 simbiotas 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 golfs. 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 y Valentine, 2007; Newell *et al.*, 2007; Lonsdale *et al.*, 2009) y se propone actualmente como medida de remediación.

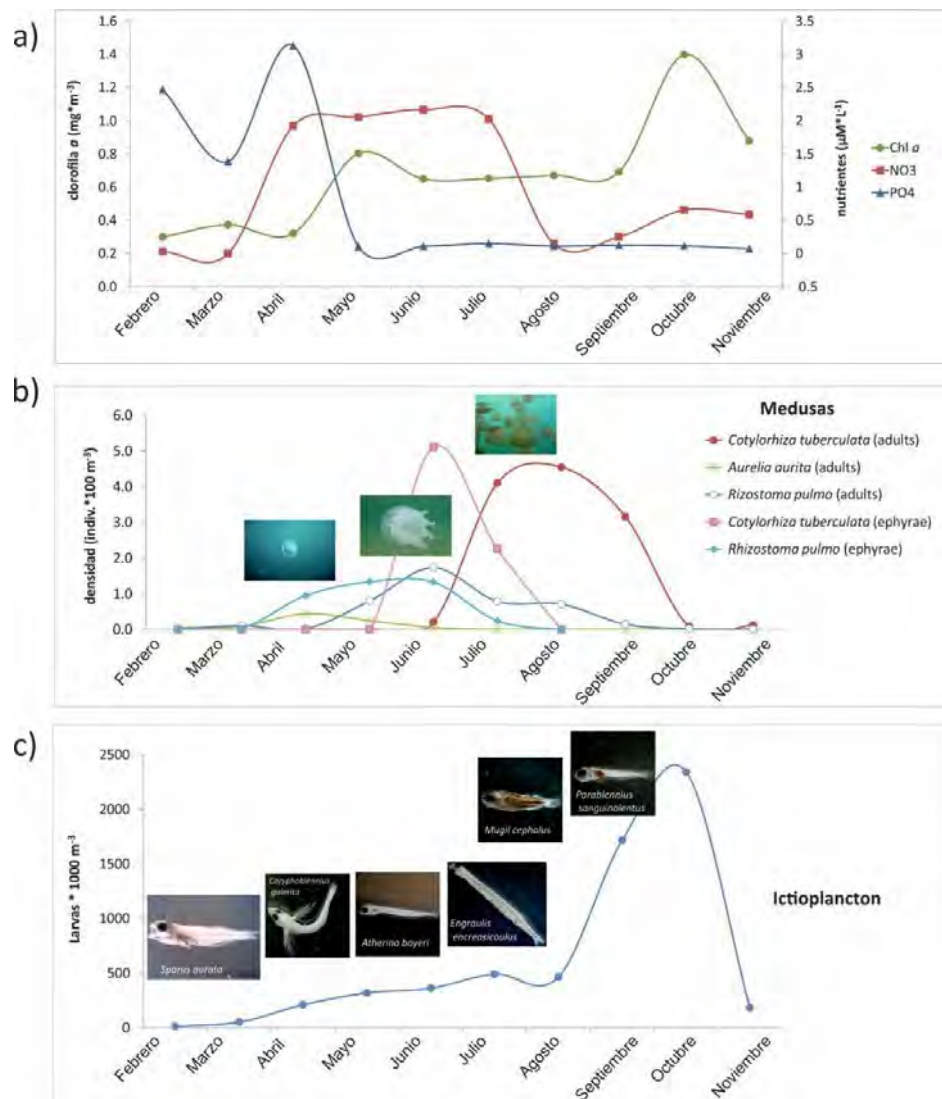


Figura 9. Variación mensual en un año estándar de la fase de homeostasis de a) nutrientes (NO₃⁻ y PO₄³⁻) y concentración de clorofila *a*; b) densidad de medusas (incluidas las fases efira y adulta de *Rhizostoma pulmo* y *Cotylorhiza tuberculata*, y adultos de *Aurelia* sp.; y c) densidad de ictioplancton. 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.

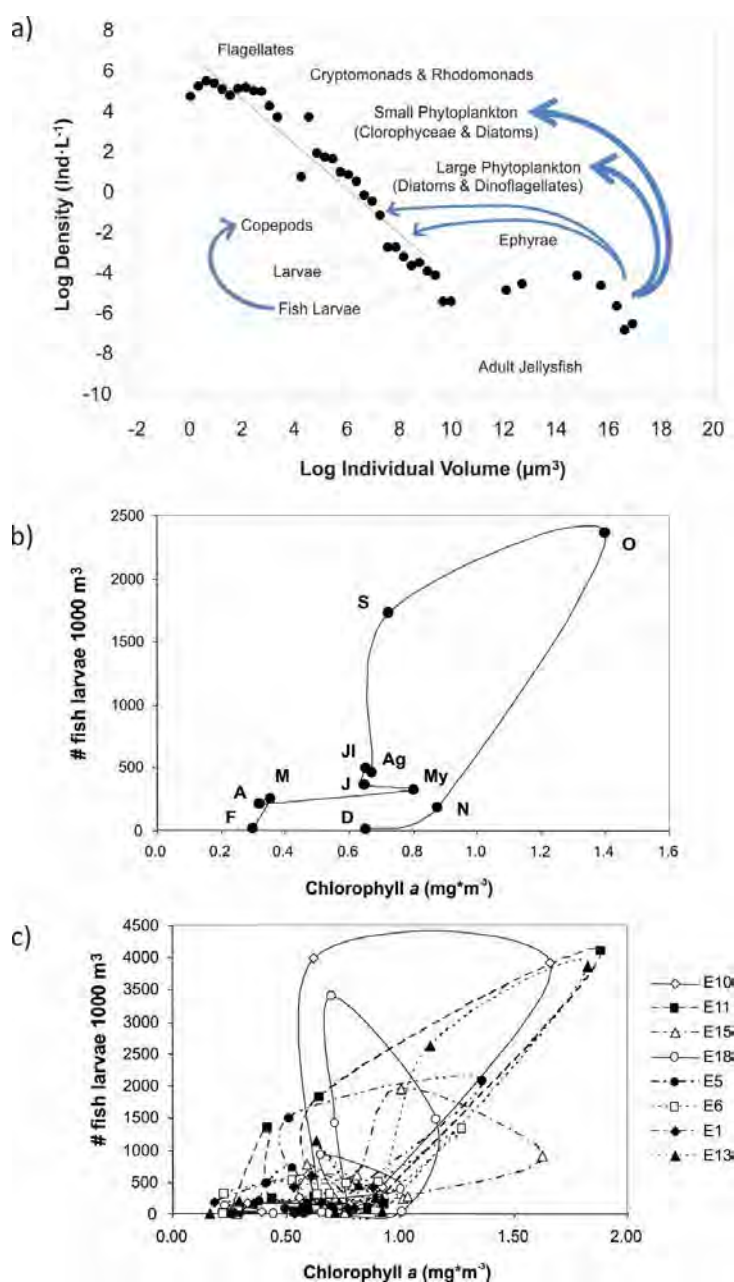


Figura 10. (a) Control de arriba abajo (*top-down*) ejercido por medusas e ictioplancton sobre los diferentes compartimentos de la red trófica pelágica del Mar Menor, mostrada en una representación del espectro de tamaños y de biomasa desde los niveles más bajos y abundantes que corresponden a los flagelados 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 Albuñón 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 y Marcos, 2001, Pérez-Ruzafa y Aragón, 2002) fueron ignorados por las administraciones de distintos gobiernos 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 *a* 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 *a* 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 *a* 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 $1,24 \pm 0,02$ /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* 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 funcionan los sistemas, tanto biológicos como hidrológicos o socio-económicos.

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

Un sistema de monitorización para abordar la calidad del ecosistema lagunar y la respuesta del sistema a la eutrofización debe incluir 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 el nivel del mar, velocidad y dirección de las corrientes y registro de condiciones meteorológicas (velocidad y fuerza del viento, precipitación, evaporación, radiación luminosa, temperatura, presión atmosférica). Todos ellos deben medirse 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 poder controlar las escalas relevantes de variabilidad espacial y temporal del sistema (Pérez-Ruzafa et al., 2004, 2005a, 2007a, 2008; Pérez-Ruzafa y Marcos, 2015). Finalmente, es igualmente necesario un sistema de recogida de datos en las entradas que fuerzan el sistema desde tierra (ramblas y vertidos antrópicos).

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 cubrió 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 a noviembre de 2021, 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 presente informe se incluyen además los resultados de 2018 muestras analizadas entre enero de 2019 y noviembre de 2021. Todos estos datos permiten tener una visión detallada y extensa sobre la variabilidad ambiental y la dinámica temporal, estacional e interanual, de una serie de parámetros básicos en el 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.

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.

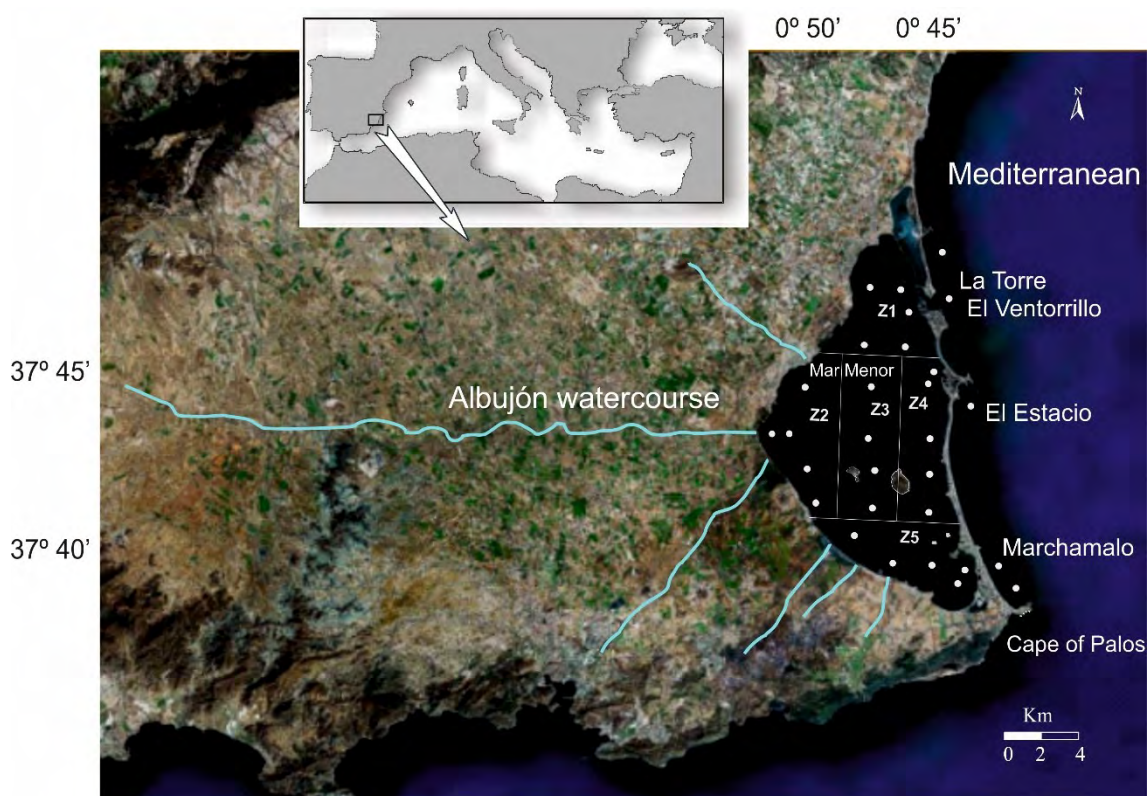


Figura 11. Ubicación del Mar Menor, su cuenca de drenaje y los principales cursos de agua que desembocan en la laguna. Los puntos representan la red de estaciones de muestreo utilizadas en la monitorización de la laguna.

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

Las muestras de agua se tomaron a una profundidad aproximada de 1 m, mediante bombeo o utilizando una botella Niskin, fueron mantenidas en la oscuridad a 4°C en el campo y almacenadas a -28°C. En 1997, la salinidad se determinó con un salinómetro Beckman RS 7B y la clorofila *a* se analizó con los métodos espectrofotométricos indicados por Parsons *et al.* (1984), ambos en todas las estaciones de muestreo. Desde 2002-2003, se vienen realizando determinaciones *in situ* de salinidad, temperatura, oxígeno disuelto y clorofila *a* utilizando una sonda múltiple WTW Multiline F / Set3, y desde 2016 se utilizan las sondas multiparamétricas YSI 6600 y YSI EXO2 que incluyen también medidas de turbidez (Fig. 12). La calibración de los sensores de las sondas se realiza en el laboratorio a temperatura estable siguiendo el protocolo descrito en el manual (YSI Incorporated, 2016). La calibración para las medidas de clorofila se realiza en µg/L y en unidades RFU. Además, en 9 estaciones de muestreo en cada campaña se han tomado muestras de agua para el análisis de clorofila *a* 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 determinación de sólidos en suspensión se ha realizado siguiendo la metodología descrita en Strickland & Parsons (1972) (Fig. 13).

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) y mediante Análisis de Flujo Continuo Segmentado utilizando un autoanalizador de flujo continuo (SYSTEAM µMAC-1000 y SEAL AutoAnalyzer 3 HR con un detector de fluorescencia JASCO FP-2020 Plus), previa calibración utilizando material certificado de referencia (Fig. 14).



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.



Figura 13. Rampa de filtrado y filtros para la determinación de los materiales en suspensión.



Figura 14. 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, así 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 diseño experimental de muestreo previamente descrito.

La recogida de las muestras de ictioplancton se realizó en las 20 estaciones lagunares 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 y 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. 16), 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 y Richardson, 1977). Los arrastres han sido diurnos, lineales y con una duración de 5 minutos (Fig. 17), con una periodicidad mensual.

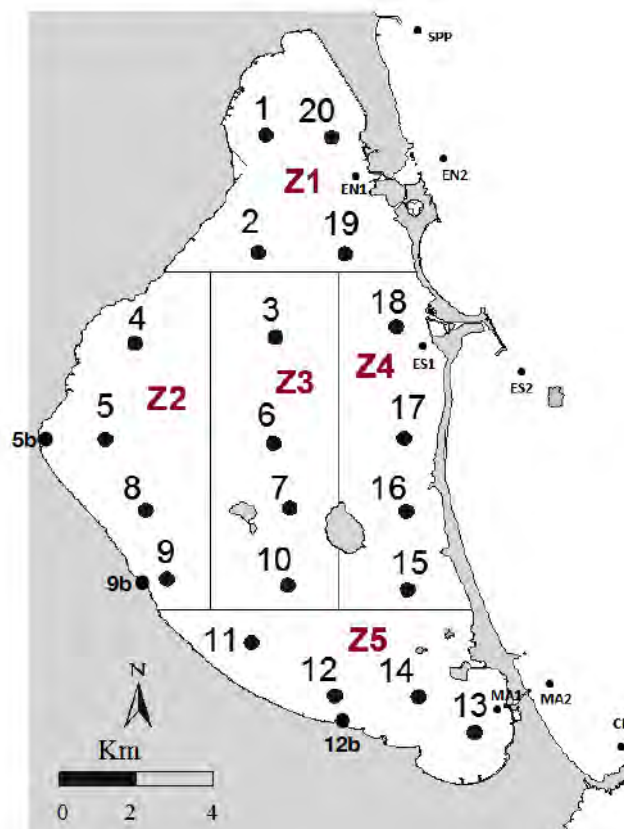


Figura 15. Red de localidades de muestreo para el seguimiento del ictioplancton, éfiras de medusas y crustáceos en la laguna del Mar Menor y Mediterráneo adyacente.

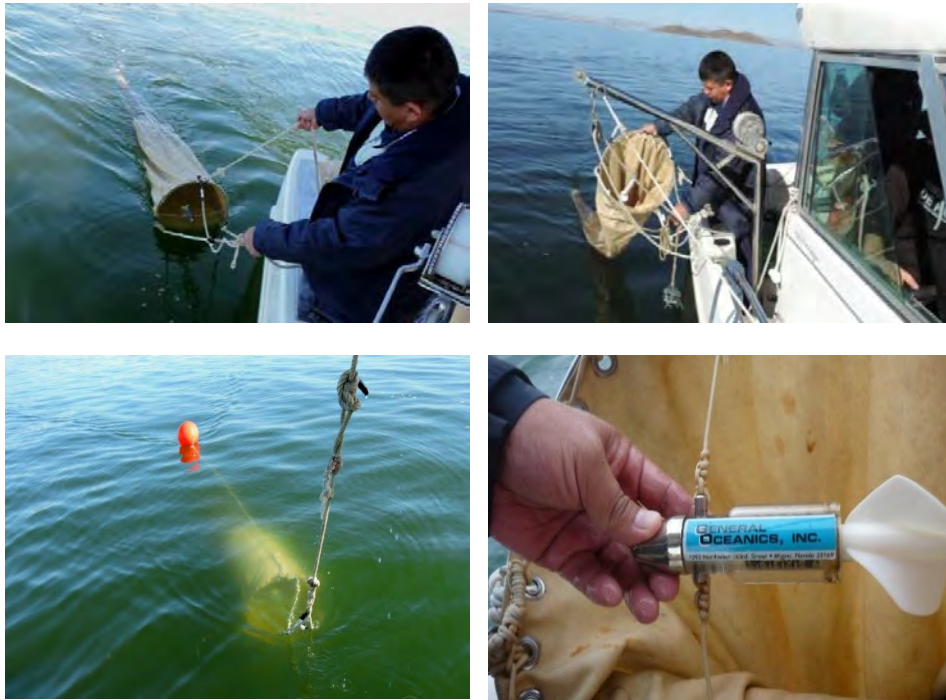


Figura 16. Red de plancton utilizada en el muestreo y seguimiento del ictioplancton, éfiras de medusas y crustáceos en la laguna del Mar Menor y estaciones adyacentes, y flujómetro utilizado.



Figura 17. 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. 15), ubicadas cada una en una de las zonas definidas en Fernández-Alías *et al.* (2020) a fin de representar la heterogeneidad de la laguna (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2019b). Las muestras fueron fijadas con formaldehído al 5% en agua de mar tamponada con tetraborato de sodio (bórax).

El censo de adultos de medusas de las especies *Cotylorhiza tuberculata*, *Rhizostoma pulmo*, *Aurelia* sp. y *Pelagia noctiluca* (Forsskål, 1775) se ha realizado con una periodicidad quincenal, coincidiendo con los muestreos de recogida de aguas, mediante censos visuales 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).

3.2.1. 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. 18).



Figura 18. Muestra de plancton en una placa Petri para su estudio en el laboratorio.

3.2.2. Estudio del zooplancton distinto al ictioplancton

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 m³.



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

3.2.3. Análisis de la dinámica de las poblaciones de medusas

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.

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 carácter de laguna costera hipersalina, con una conectividad restringida con el Mediterráneo occidental a través de las distintas golos que interrumpen la barrera de 22 km de largo que supone La Manga. A pesar 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 golos 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 del Estacio en la hidrografía (Tabla I) 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 $3062,51 \pm 174,81$ y $3512,73 \pm 392,82$ wats/m² en otoño y unos máximos en primavera y verano entre $6387,78 \pm 421,33$ y $7471,46 \pm 291,74$ wats/m² (Tabla 2, Fig. 20) (Pérez-Ruzafa, 2019). Por el contrario, las precipitaciones son 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 es inferior a 300 mm y la evapotranspiración potencial es cercana a 900 mm (López-Bermúdez *et al.*, 1981). El saldo hídrico neto en la cuenca, por tanto, alcanza un déficit anual de más de 600 mm/m² * año (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2005a).

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. 20). 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.

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

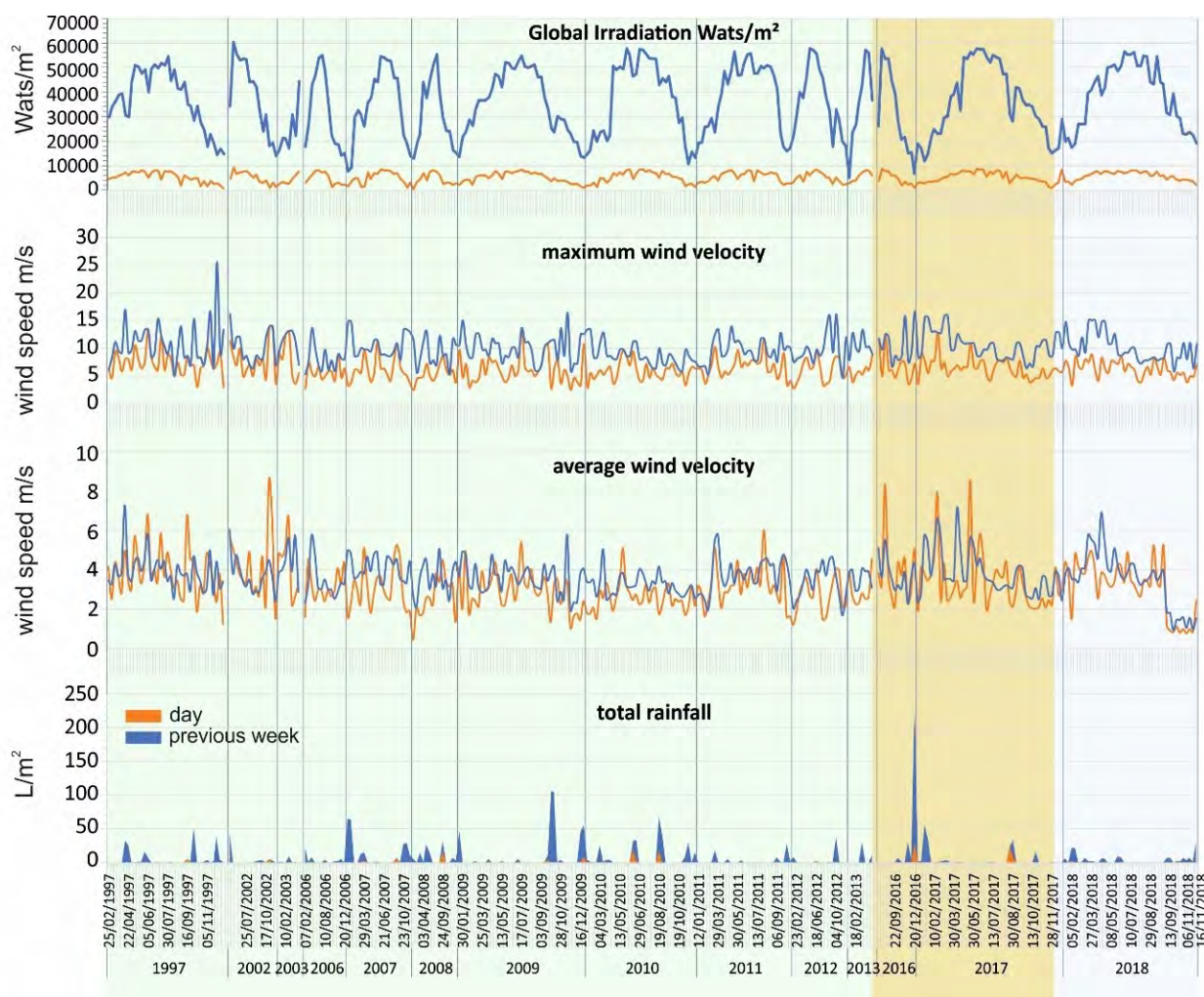


Figura 20. Evolución de las principales variables meteorológicas durante el período 1997-2018 en el área del Mar Menor. La fase previa a la crisis distrófica o ruptura (Prebreak) se resalta en verde, la fase de ruptura o de crisis (Break) en ocre y la fase de recuperación (Recovery) en azul claro.

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. Estas condiciones se han visto alteradas en épocas más 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. 21). 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 y Aravio-Torre, 1969; Aravio-Torre y Arevalo, 1971; Moreno, 1975) a un intervalo de 39 a 51 (Ros y 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).

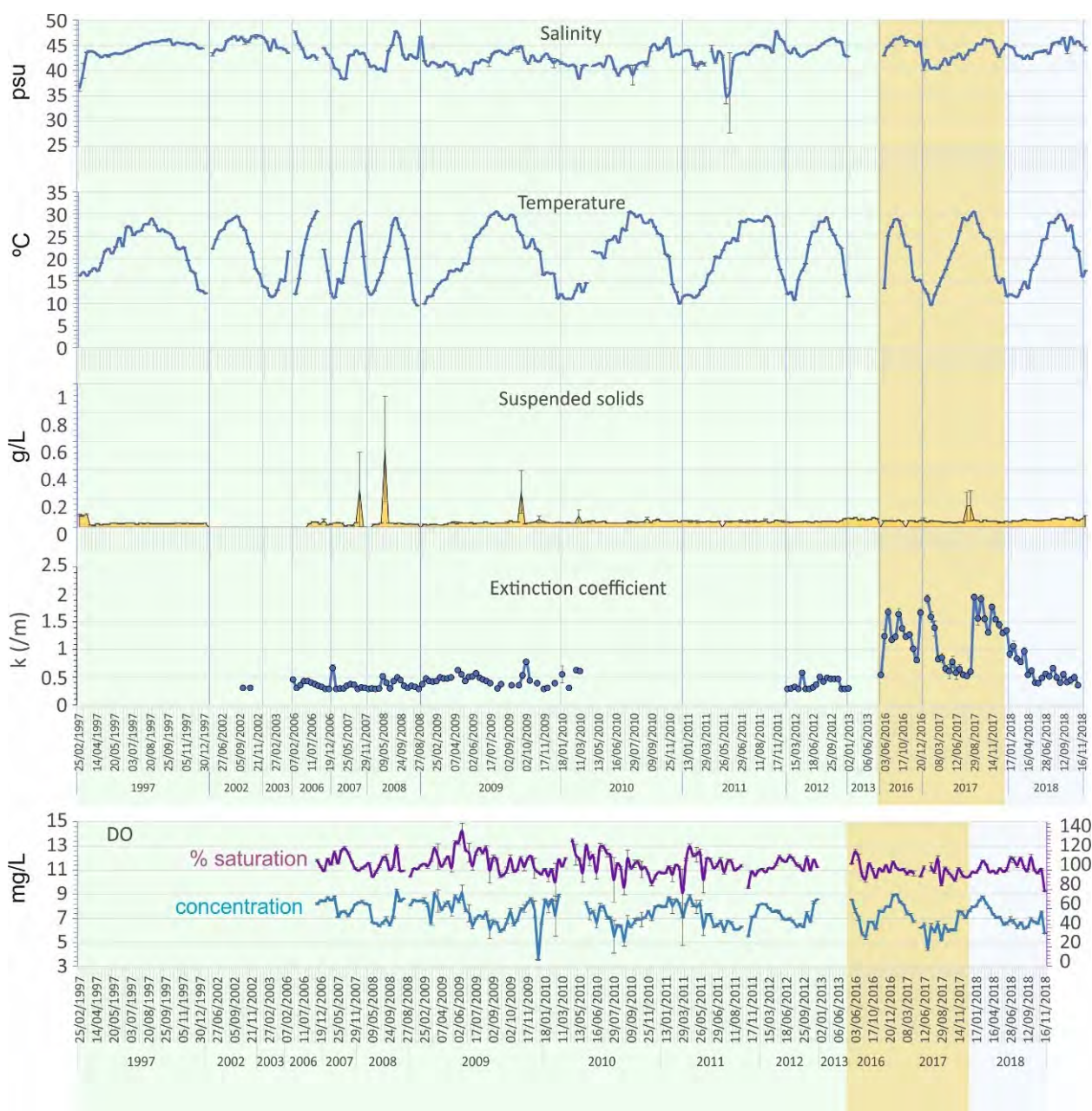


Figura 21. Evolución de las principales variables hidrográficas durante el periodo 1997-2018 en la columna de agua de la laguna Mar Menor. La fase previa a la crisis distrófica o ruptura (Prebreak) se resalta en verde, la fase de ruptura o de crisis (Break) en ocre y la recuperación (Recovery) en azul claro.

4.2. Evolución reciente de los principales parámetros físico-químicos

4.2.1. Temperatura y salinidad

Durante 2021 la temperatura ha oscilado 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. 22), 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 observaron 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 han sido 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.

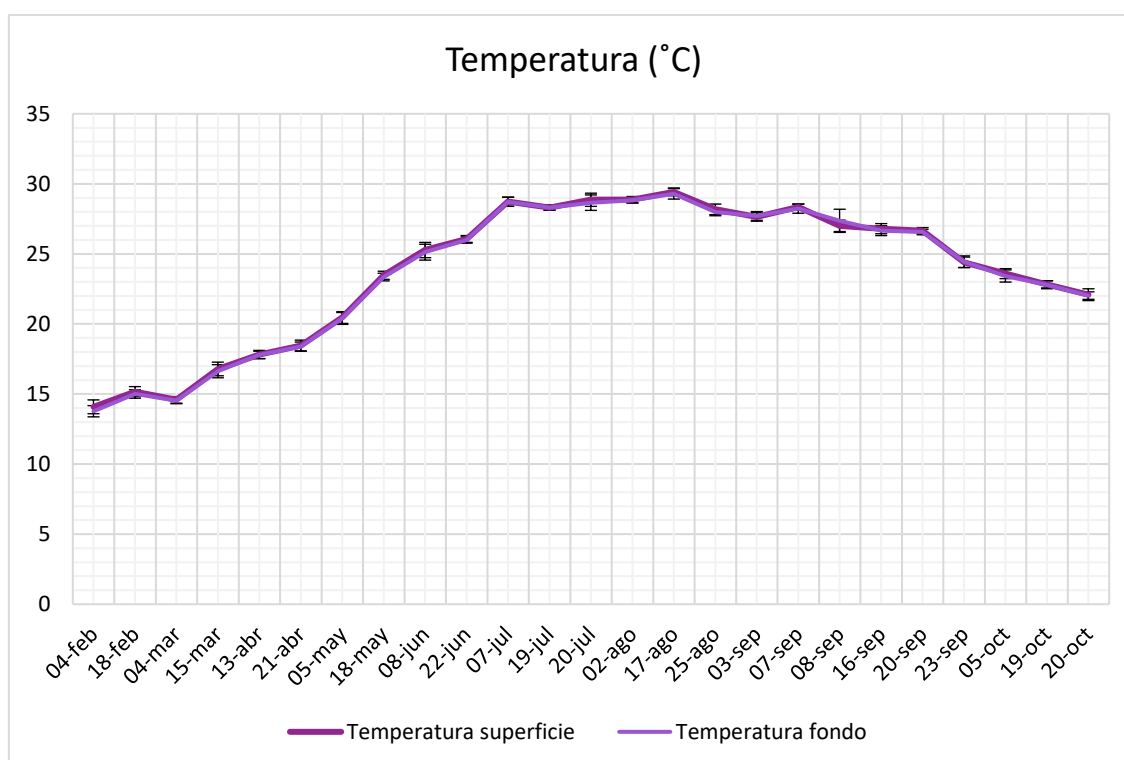


Figura 22. Temperatura promedio en la superficie y fondo del Mar Menor en el periodo de estudio en 2021. Las barras de error indican la desviación típica.

La salinidad sí ha sufrido cambios importantes a lo largo del periodo de estudio y muestra una tendencia preocupante a seguir descendiendo. 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 Albuñón y la cubeta sur del Mar Menor (Fig. 23a). 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. 23f), muy por debajo, por tanto, 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.

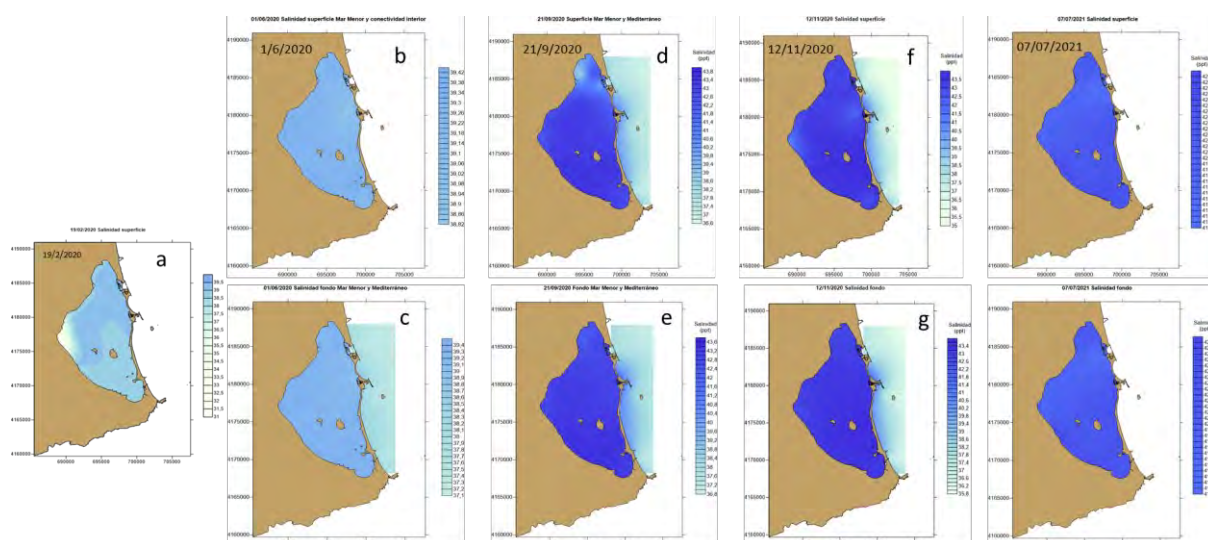


Figura 23. Distribución de los valores de salinidad en las aguas superficiales (arriba) y en el fondo (debajo) del Mar Menor en distintas fechas desde febrero de 2020 al 7 de julio de 2021.

En el inicio del invierno de 2021 puede decirse que el Mar Menor se encontraba en una fase de estabilidad con un futuro incierto. 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.

A lo largo de la primavera de 2021, este parámetro 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. 24; AEMET, 2021a, 2021b), no recuperando valores superiores a 42 hasta inicios de julio. En los informes de 24 de mayo de 2021 (anexo I) 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 sobrepasaran su capacidad de respuesta. De hecho, en el informe de 19 de julio de 2021 (anexo I) se ponía de manifiesto una entrada de agua dulce por la Ribera (Fig. 25), 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. 26) 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.

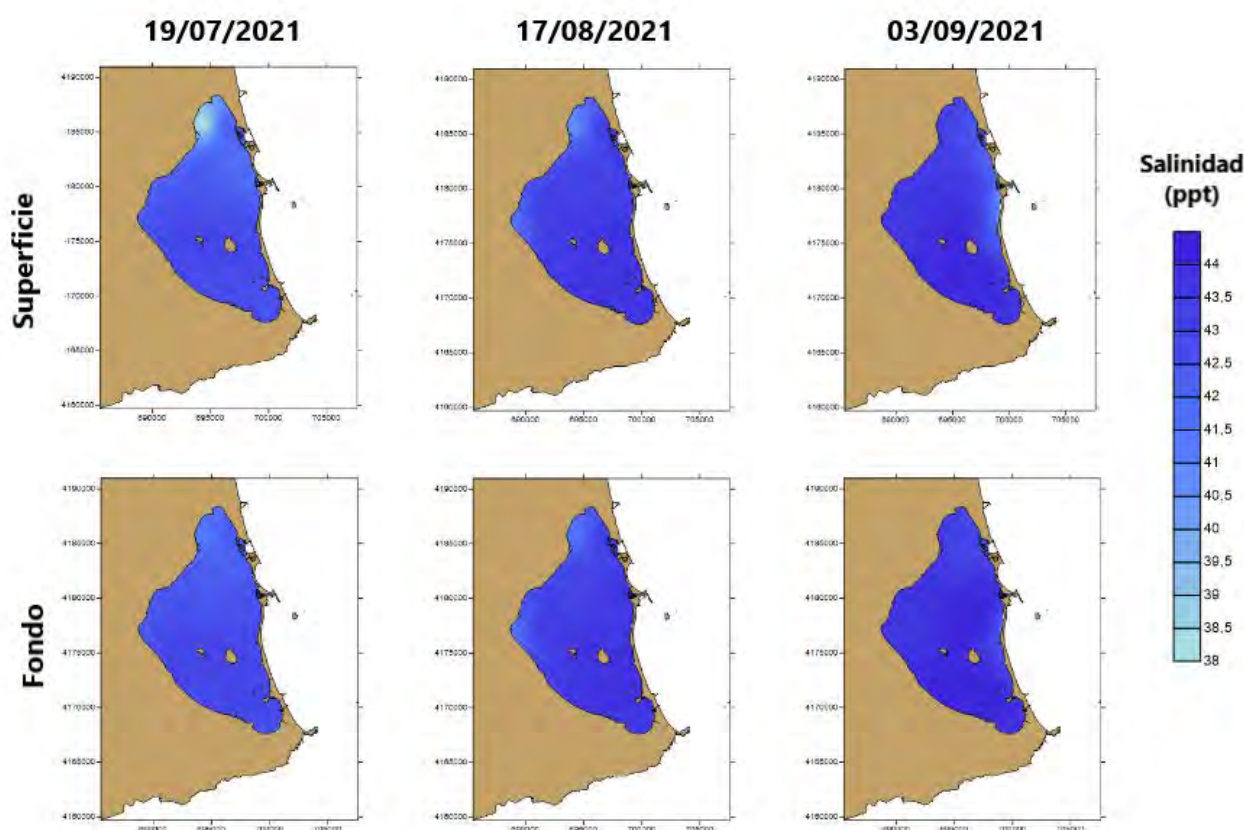


Figura 24. Evolución de la distribución horizontal de la salinidad en superficie y fondo del Mar Menor, destacándose algunos eventos de entradas de aguas dulces por la cubeta norte en julio y agosto de 2021.

A principios de agosto, la temperatura media en el Mar Menor era de 28,9°C y la salinidad de 42,89 (Fig. 25), 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. 27).

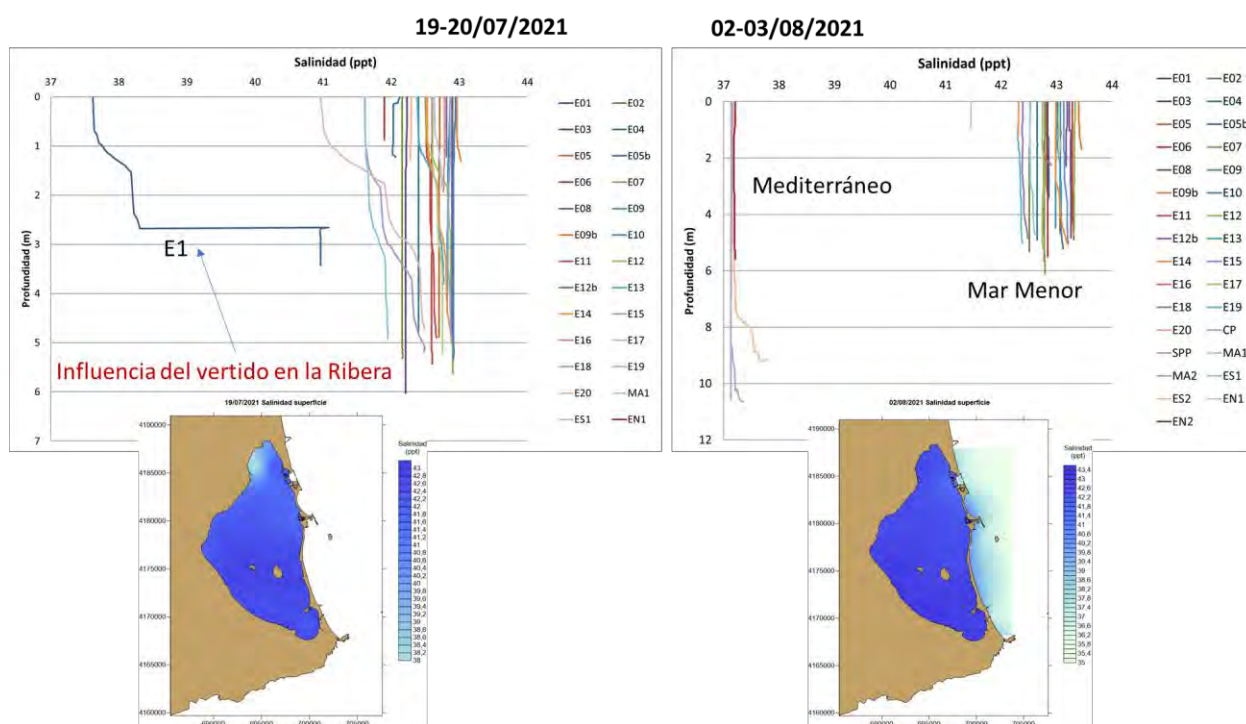


Figura 25. Perfiles y distribución superficial de los valores de salinidad en el Mar Menor el 19 de julio y el 2 de agosto de 2021.

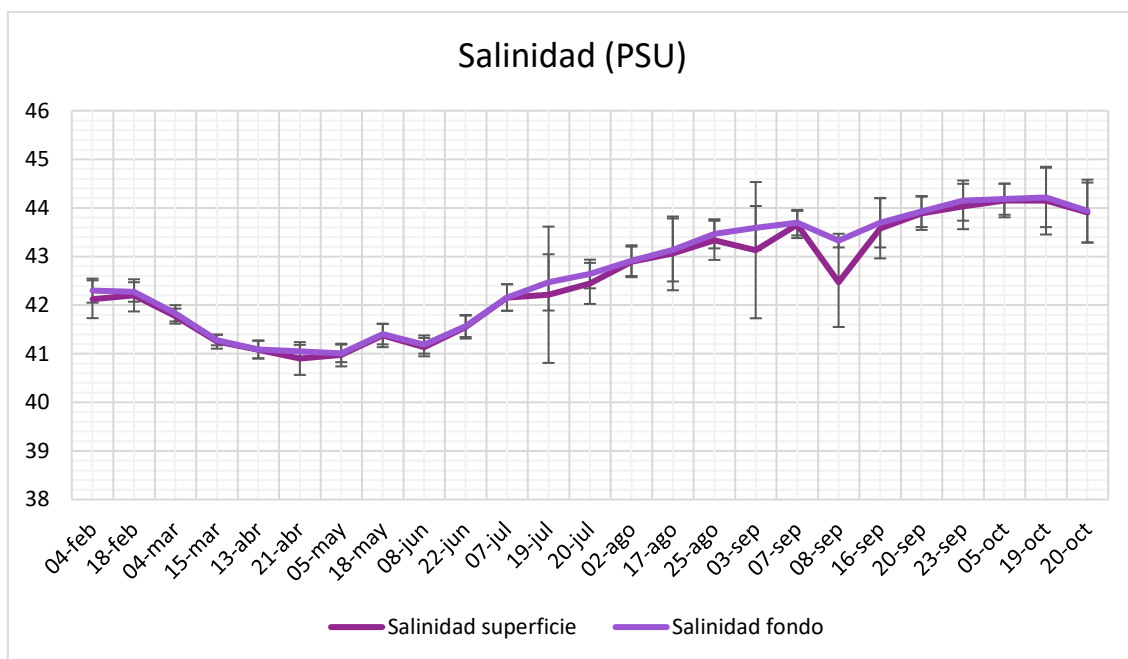


Figura 26. Salinidad promedio en la superficie y fondo del Mar Menor entre febrero y octubre de 2021. Las barras de error indican desviación típica.

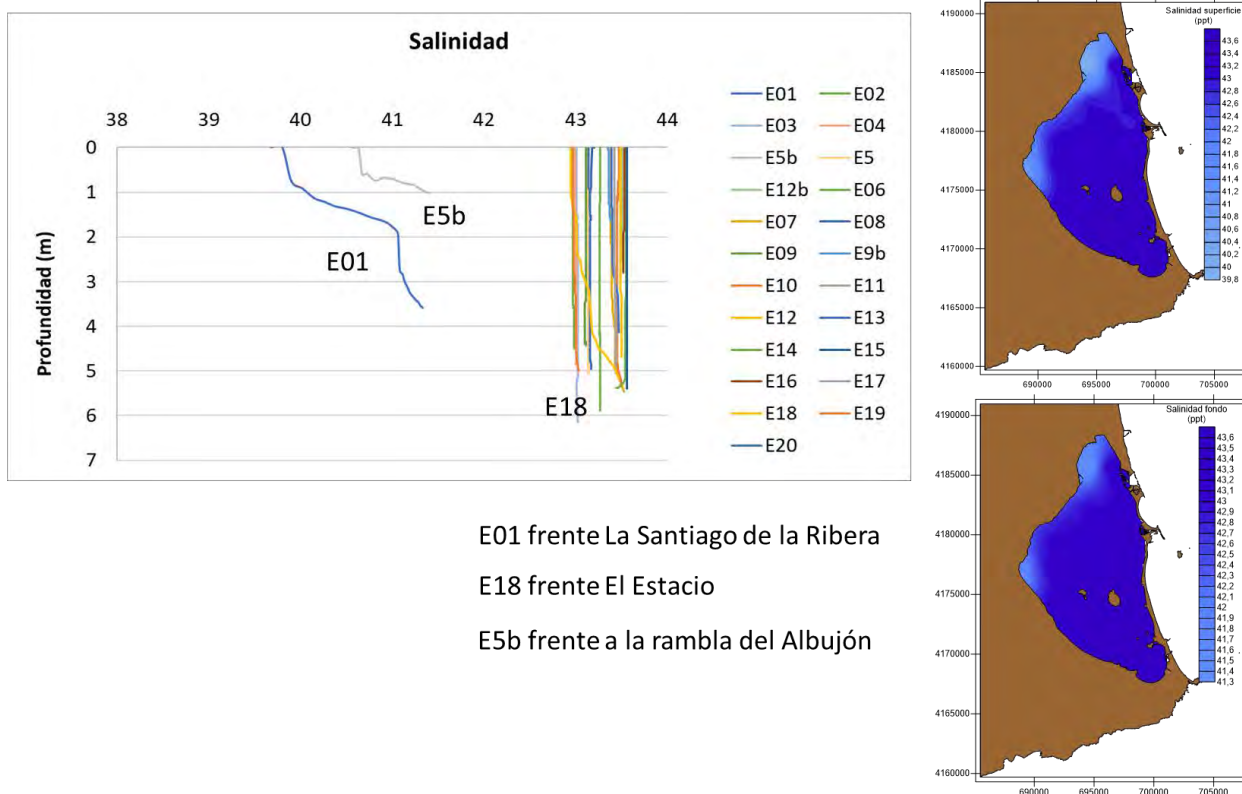


Figura 27. Perfiles y distribución superficial de los valores de salinidad en el Mar Menor el 17 de agosto de 2021.

En general, la salinidad está mostrando una tendencia preocupante a seguir decreciendo progresivamente (Fig. 28). 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. 29).

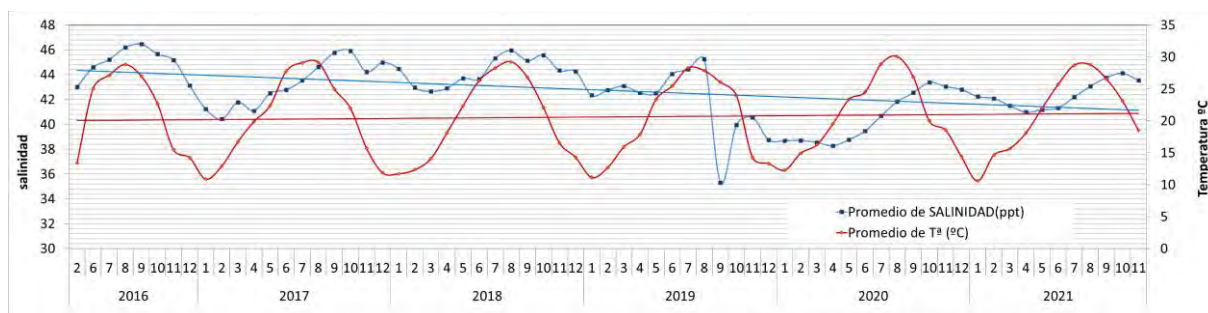


Figura 28. Evolución del ciclo anual de la salinidad y la temperatura (medias mensuales para la laguna) desde 2016 hasta noviembre de 2021 mostrándose las respectivas líneas de tendencia para ambos parámetros a lo largo del periodo de estudio.

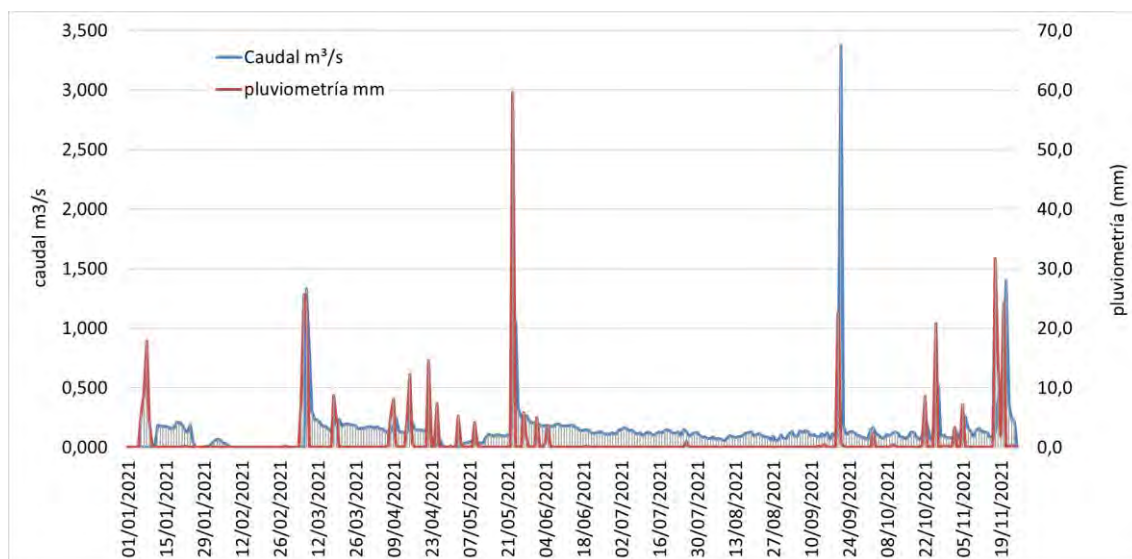


Figura 29. Evolución de los caudales de descarga al Mar Menor en la desembocadura de la rambla de El Albuñón en relación con los eventos de lluvia ocurridos en la cuenca del Mar Menor entre enero de y noviembre de 2021.

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 muestra que los riesgos de que esto ocurra si se producen entradas importantes de agua desde la ribera interna son reales. Por otro lado, debe destacarse que las diferencias espaciales entre estaciones de muestreo en la laguna ya no son entre cubetas, sino vinculadas a las entradas de agua dulce por la ribera interna, como las mencionadas anteriormente, que generan un gradiente de salinidad inverso a la comunicación con el Mediterráneo, y estratificación local como las mostradas en las figuras 25 y 27 o la detectada frente al canal de El Estacio el día 3 de septiembre de 2021. La estratificación registrada frente a El Estacio este día 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 valores medios de sólidos en suspensión en la columna de agua del Mar Menor han estado oscilando normalmente entre 0.002 g/L y 0.01 g/L, obteniendo el valor máximo registrado en 2021 en la campaña realizada el 17 de agosto, justo en el momento en el que se produjo el primer evento de hipoxia, alcanzándose en ese caso valores de 0.037 g/L (Fig. 30).

Aunque la mayor parte de las estaciones en este periodo de 2021 se han mantenido en valores inferiores a 0,01 g/L, sin embargo, se han detectado dos estaciones con unos valores muy por encima del resto, la estación E05b en la desembocadura de la rambla del Albuñón con una media de 0.017 g/L y la estación E13 en la zona mas confinada de la cubeta sur, frente a la gola de Marchamalo, donde se ha encontrado el mayor valor de 0.037 g/L.



Figura 30. Concentración media de sólidos en suspensión en la columna de agua del Mar Menor en el seguimiento realizado en el año 2021.

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. 31). Esta progresiva bajada de la concentración de clorofila *a* 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 del Albuñón 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. 32).

Pero, por otro lado, como se recogió en el informe de 28 de febrero de 2021 (Anexo I), 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. 31).

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 del Albujón (Albujón, Miranda y Canal de drenaje de los Alcázares) (Fig. 32), 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 ha manifestado 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 del Albujón hasta los Urrutias.

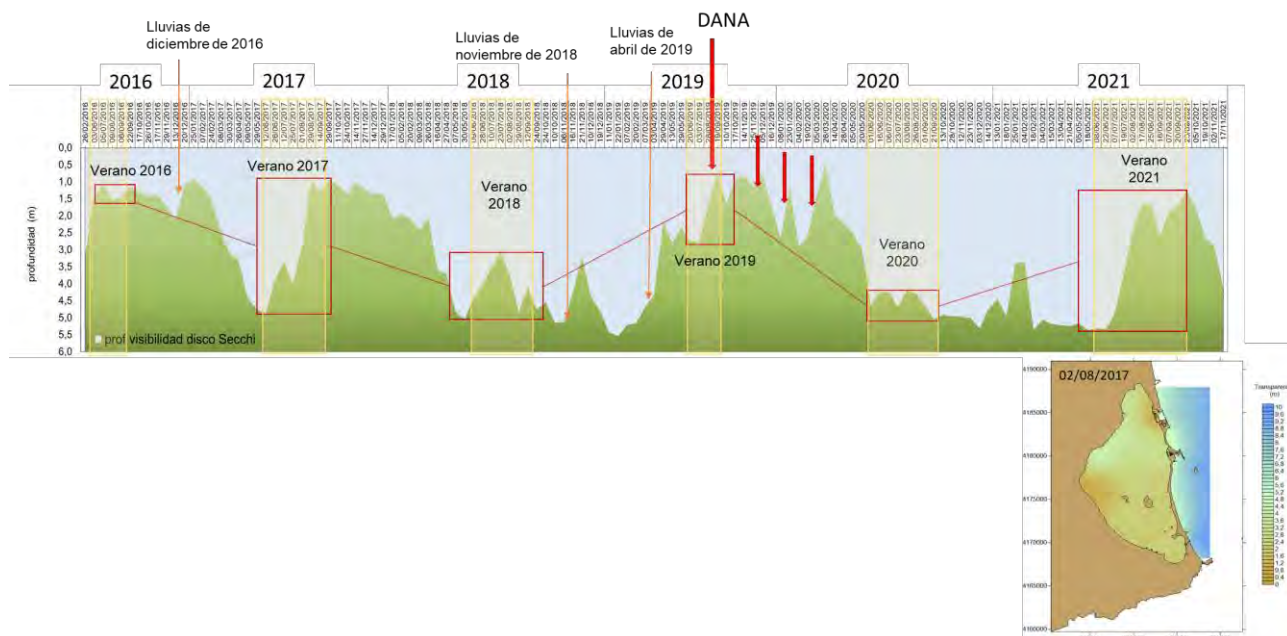


Figura 31. Profundidad de visibilidad del disco de Secchi en la columna de agua del Mar Menor entre el verano de 2016 y noviembre de 2021 y mapa con la distribución espacial de la profundidad de visibilidad el 2 de agosto de 2021.

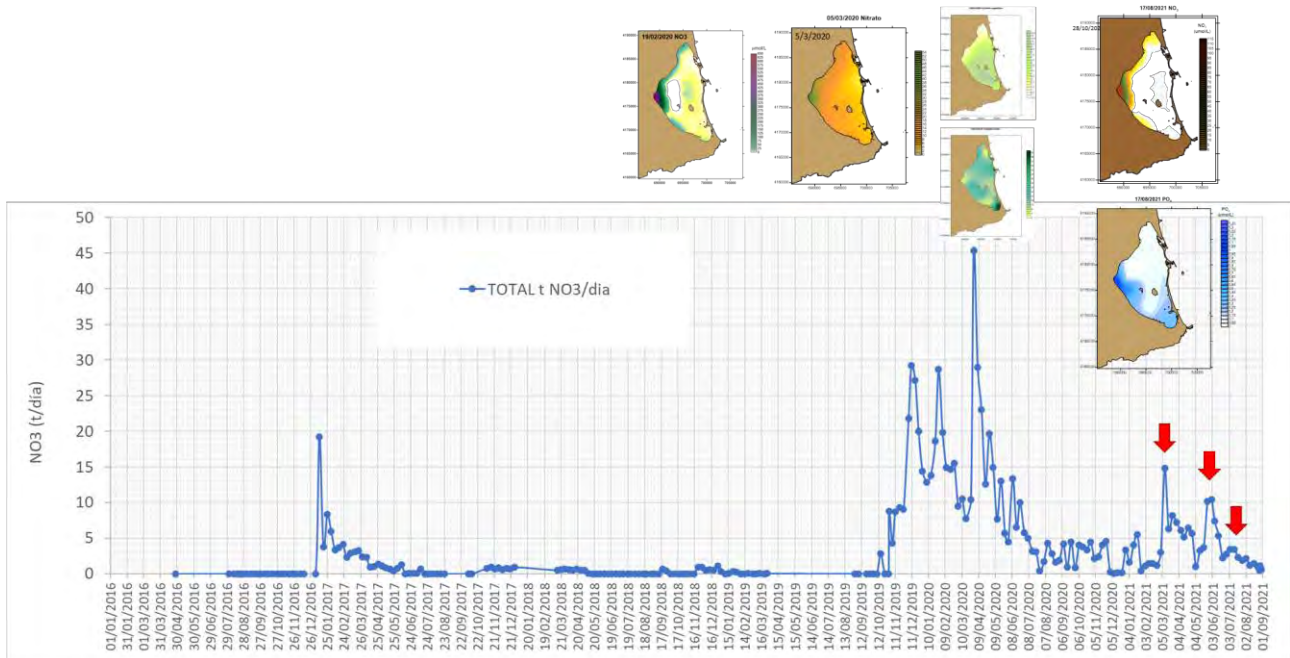


Figura 32. Evolución de las descargas de nitratos al Mar Menor a través de la rambla del Albujón, asociados a los caudales en la misma, en relación con algunos los momentos de peor estado del Mar Menor desde 2016 hasta septiembre de 2021. Es importante resaltar el incremento ocurrido desde octubre de 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 33. Mala calidad del agua en el área de influencia de la rambla del 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 34. 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 noviembre de 2021.

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 $\mu\text{g/L}$ y la estación E18, frente al Estacio, llegó a 148,1 $\mu\text{g/L}$ de clorofila a .

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 Albuñón se redujo a $5,89 \pm 1,32$ L/segundo y a una descarga de $38,76$ t 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 *a* regresaba a concentraciones inferiores a 2 $\mu\text{g/L}$ ($0,94 \pm 0,04$ $\mu\text{g/L}$) y con ello la transparencia de las aguas, con un coeficiente de extinción de la luz de $0,42 \pm 0,02/\text{m}$, permitía de nuevo una visibilidad de 4,5 a 5 m.

Al mismo tiempo, en el verano y el otoño de 2018 muchas comunidades mostraron diversidades y biomasa 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. 35) (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2019b).



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).

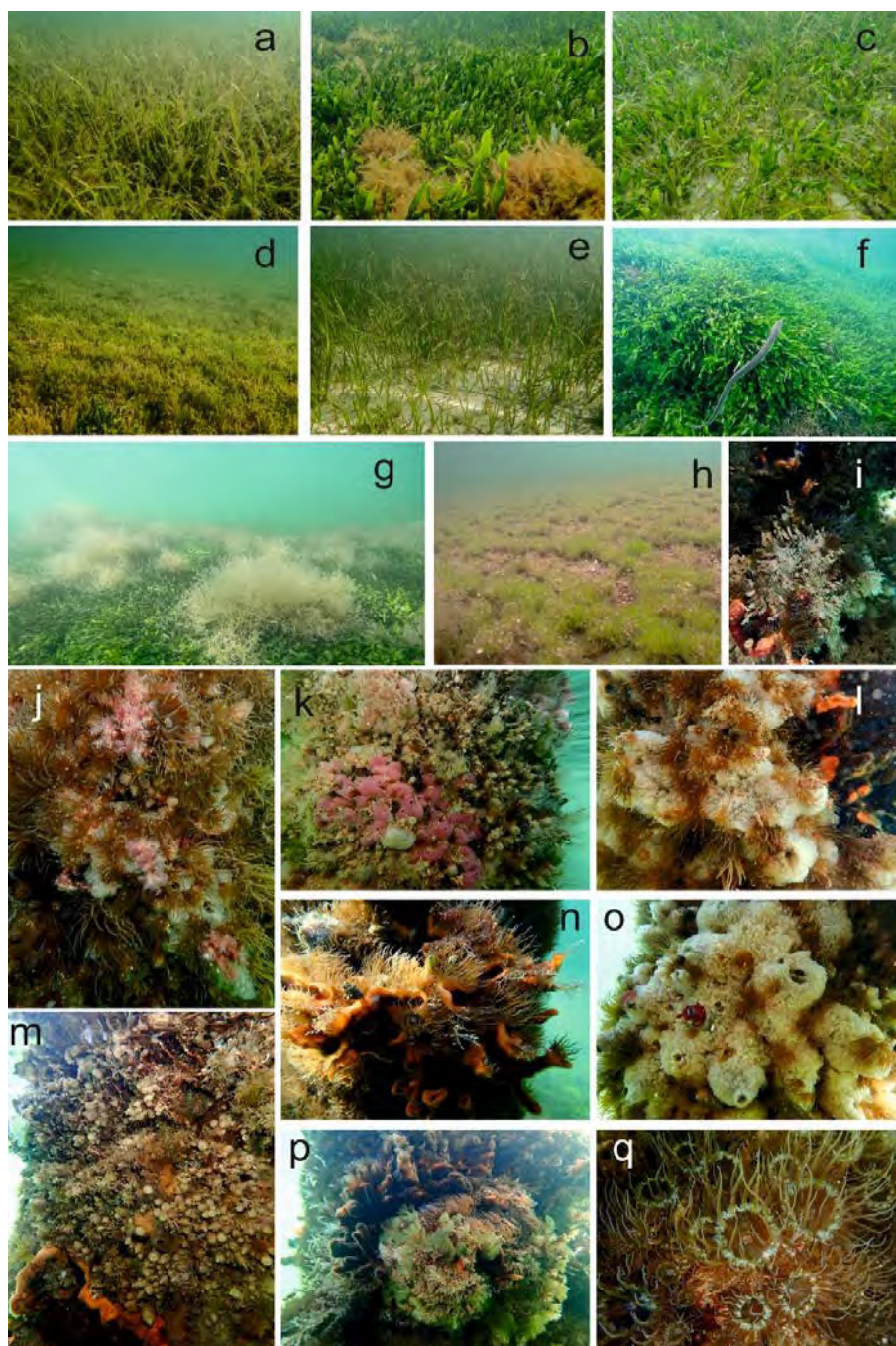


Figura 35. Algunas de las comunidades bentónicas de los fondos del Mar Menor tras la recuperación de la calidad de las aguas en agosto y otoño de 2018, a: praderas de *Cymodocea nodosa* muy epifitadas. b: pradera de *Caulerpa prolifera* sobre sustrato mixto con *Alsidium corallinum* y *Chondrophycus 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 esciáfílas 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 (Steele *et al.*, 2001). 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.*, 2001).

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, 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 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 la dinámica 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.

Esta combinación de factores hace que algunos picos de lluvia no produzcan los mismos efectos que otros. El primer pico en la entrada 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, ya sí desencadenó una proliferación de fitoplancton, análoga 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.

Se debe resaltar 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 instalación 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.

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 $50 \mu\text{mol NO}_3^-/\text{L}$, 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 *a*, lo que es un buen indicio de que el sistema mantenía su capacidad de respuesta y autorregulación.

La concentración media de nitrato en la laguna durante 2021 ha sido de $1,26 \mu\text{mol NO}_3^-/\text{L}$ con dos picos importantes, el 14 de abril y el 17 de agosto, con $4,78 \mu\text{mol NO}_3^-/\text{L}$ y $5,37 \mu\text{mol NO}_3^-/\text{L}$, respectivamente (Fig. 36), asociados a los dos picos de descarga más importantes en este periodo a través de la rambla del Albuñón, detectados especialmente en su desembocadura y por toda la ribera oeste del Mar Menor (Fig. 37).

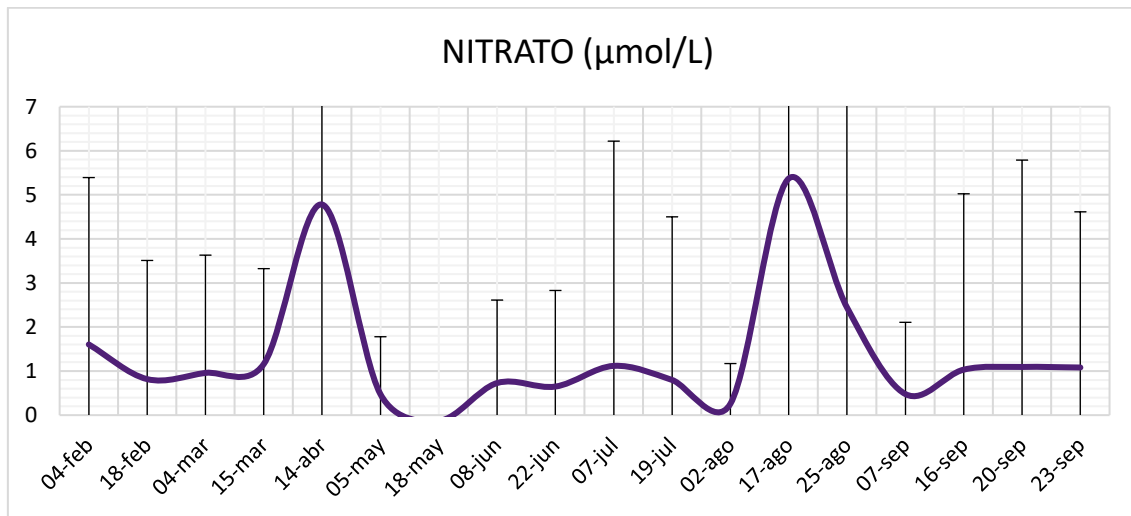


Figura 36. Concentración promedio del nutriente nitrato en la columna de agua del Mar Menor en las campañas de prospección de 2021. Las barras de error indican la desviación típica.

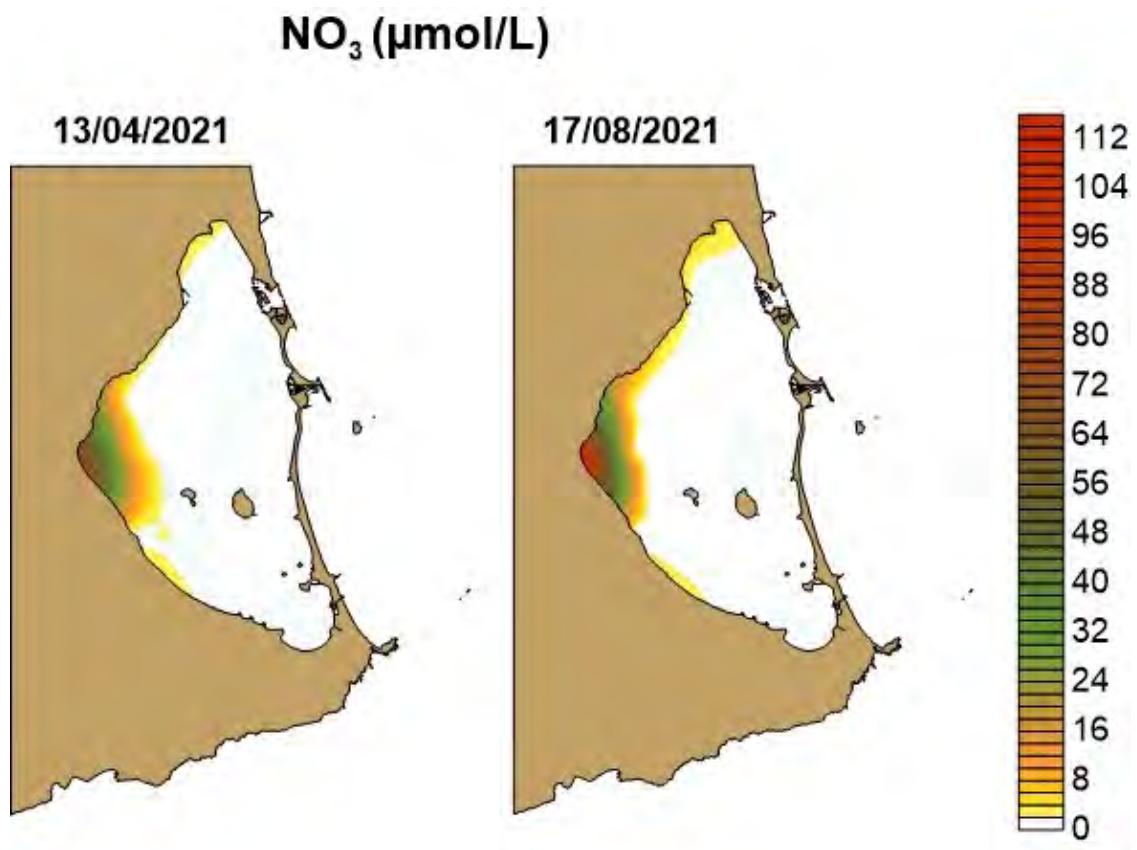


Figura 37. Distribución horizontal de la concentración nitratos en el Mar Menor durante los dos picos de máxima entrada por la rambla del Albuñol en 2021.

5.3.2. Nitritos

La concentración del nitrito se ha mantenido sensiblemente más baja que la de nitrato durante todo 2021, con un valor promedio en la laguna de $0,14 \mu\text{mol NO}_2^-/\text{L}$, siempre por debajo de $0,5 \mu\text{mol NO}_2^-/\text{L}$ y sin un patron estacional claro (Figs. 38, 39).

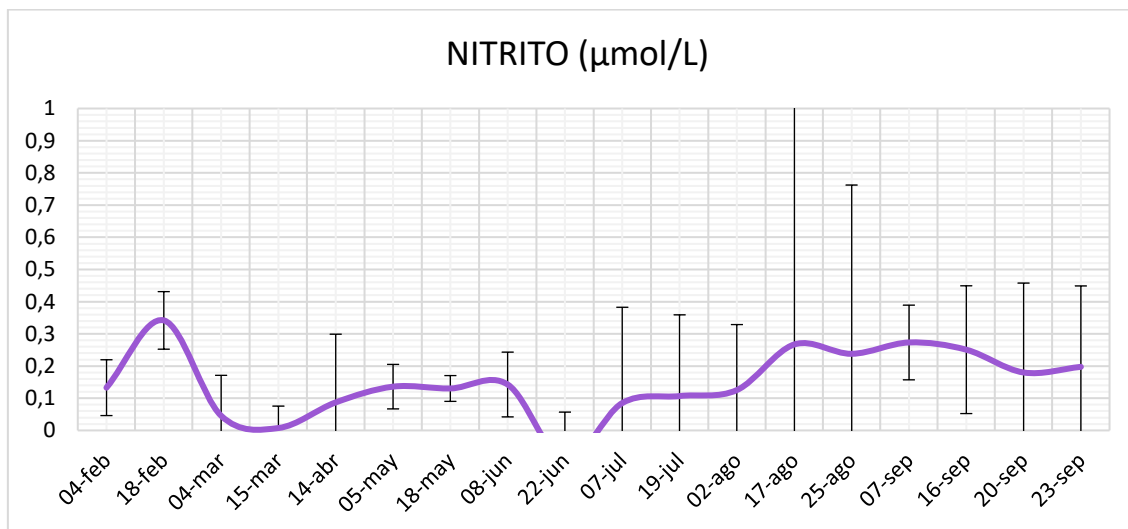


Figura 38. Concentración promedio del nutriente nitrito en la columna de agua del Mar Menor en el año 2021. Las barras de error indican la desviación típica

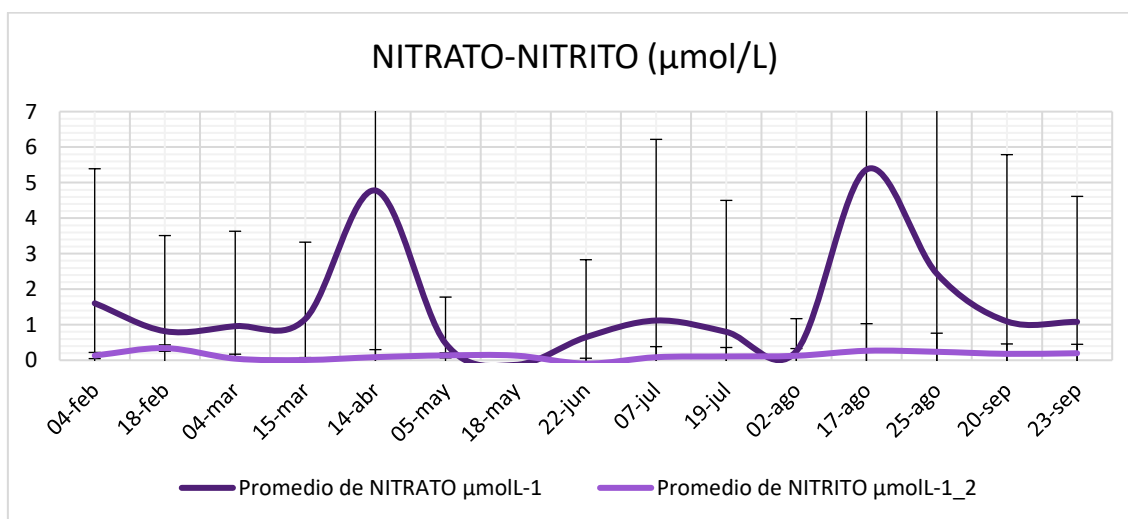


Figura 39. Concentración promedio del nutriente nitrato en la columna de agua del Mar Menor en el año 2021. Las barras de error indican la desviación típica.

5.3.3. Amonio

La concentración promedio de amonio en la laguna en 2021 ha sido de $0,85 \mu\text{mol NH}_4^+/\text{L}$, mostrando diferencias estacionales, con valores de $0,16 \mu\text{mol NH}_4^+/\text{L}$ en invierno y de $0,39 \mu\text{mol NH}_4^+/\text{L}$ durante los meses de primavera y de verano previos al episodio de anoxia (Fig. 40).

A finales de julio y hasta la segunda semana de agosto tuvo lugar una bajada de la concentración de amonio, hasta los $0,12 \mu\text{mol NH}_4^+/\text{L}$, con un ascenso a partir del 17 de agosto con valores promedio en agosto y septiembre de $3,45 \mu\text{mol NH}_4^+/\text{L}$. 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 $16,02 \mu\text{mol NH}_4^+/\text{L}$, $17,05 \mu\text{mol NH}_4^+/\text{L}$ y $15,67 \mu\text{mol NH}_4^+/\text{L}$ 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 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 $19,29 \mu\text{mol NH}_4^+/\text{L}$, $20,08 \mu\text{mol NH}_4^+/\text{L}$ y $19,35 \mu\text{mol NH}_4^+/\text{L}$, respectivamente (Fig. 41).

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.

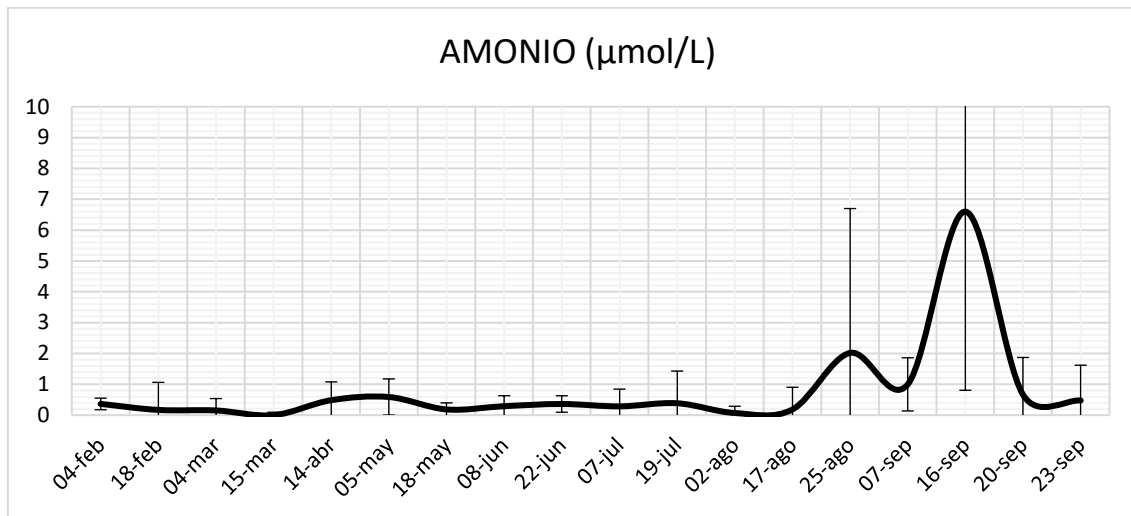


Figura 40. Concentración promedio del nutriente amonio en la columna de agua del Mar Menor. Las barras de error indican desviación típica.

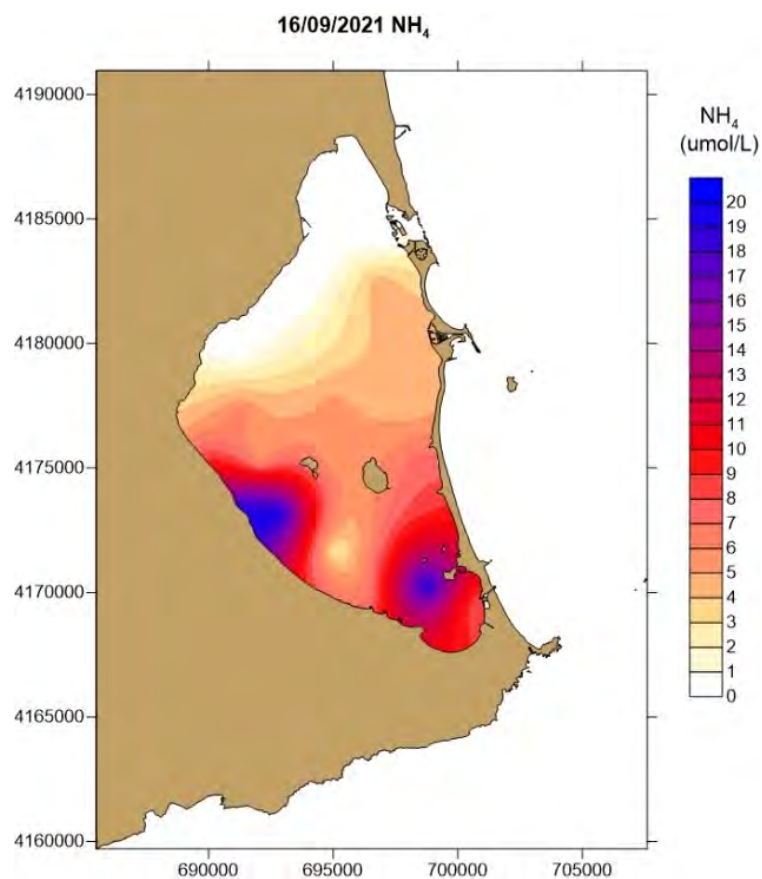


Figura 41. Distribución horizontal de la concentración de amonio ($\mu\text{mol NH}_4^+/\text{L}$) en el Mar Menor en la campaña de prospección del 16 de septiembre de 2021.

5.3.4. Fosfatos

Durante 2021, la concentración media de fosfato en el Mar Menor ha sido de $0,2 \mu\text{mol PO}_4^{3-}/\text{L}$, con diferencias estacionales entre invierno-primavera y verano, presentando concentraciones medias de $0,09 \mu\text{mol PO}_4^{3-}/\text{L}$ y $0,31 \mu\text{mol PO}_4^{3-}/\text{L}$, respectivamente (Fig. 42). Las principales entradas de este nutriente tuvieron lugar por la ribera interna de las cubetas central, especialmente vinculadas a la rambla de El Albujón, y sur (Zonas Z2 y Z5 respectivamente). No obstante, entre ambas zonas existe un patrón estacional diferente (Fig. 43). 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. 43). Este patrón coincide con lo observado en 1997, al inicio de los primeros síntomas del proceso de eutrofización (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2002, 2019b; Fernández-Alías *et al.*, 2020).

El aumento de la concentración detectada a partir del 2 de agosto ($1,08 \mu\text{mol PO}_4^{3-}/\text{L}$), fue especialmente significativo en el área de Los Nietos y Playa Honda (estaciones E12, E11 y E13) con concentraciones de $1,68 \mu\text{mol PO}_4^{3-}/\text{L}$, $1,67 \mu\text{mol PO}_4^{3-}/\text{L}$ y $1,63 \mu\text{mol PO}_4^{3-}/\text{L}$, respectivamente (Fig. 44 izquierda). El pico del día 25 de agosto (con valor medio en la Z5 de $1,14 \mu\text{mol PO}_4^{3-}/\text{L}$) alcanzó sus máximos en las estaciones E13 ($1,20 \mu\text{mol PO}_4^{3-}/\text{L}$) y E14 ($1,70 \mu\text{mol PO}_4^{3-}/\text{L}$) (Fig. 44 derecha) y se produjo ya en un ambiente de alta concentración de fósforo en toda la laguna, particularmente en las cubetas sur y central.

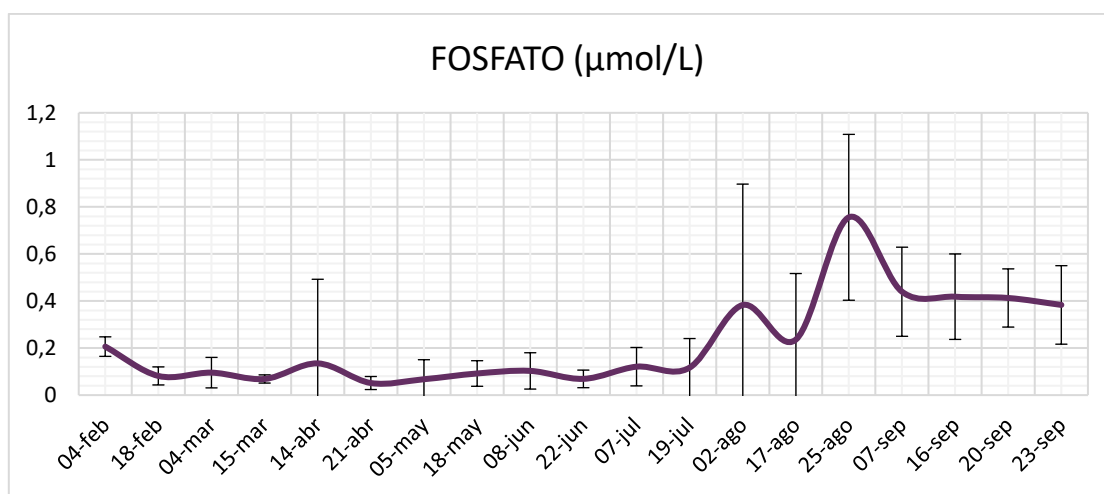


Figura 42. Concentración promedio del nutriente fosfato en la columna de agua del Mar Menor en 2021. Las barras de error indican la desviación típica.

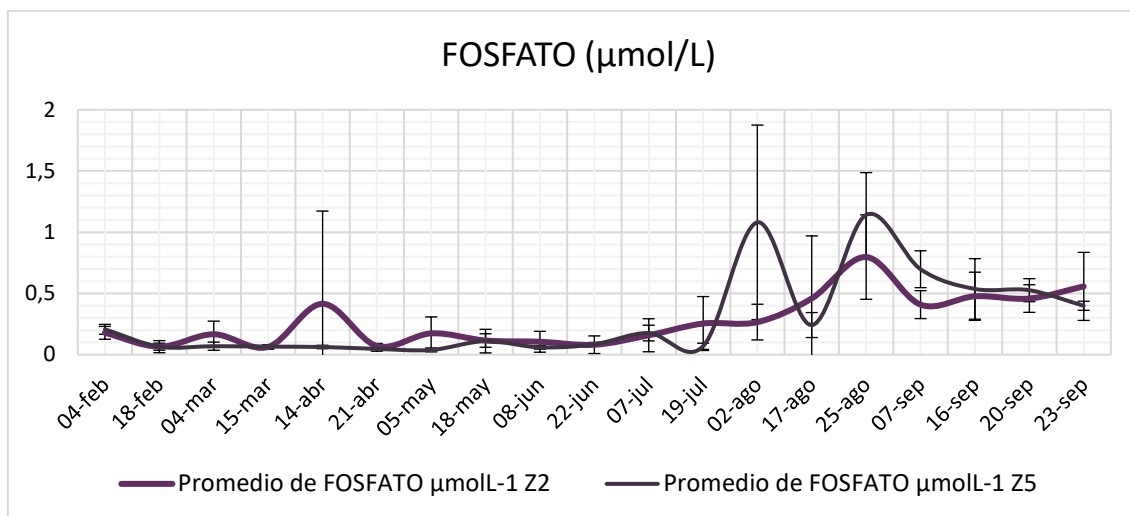


Figura 43. Concentración promedio del nutriente fosfato en la columna de agua del Mar Menor en 2021, zonas 2 y 5. Las barras de error indican desviación típica.

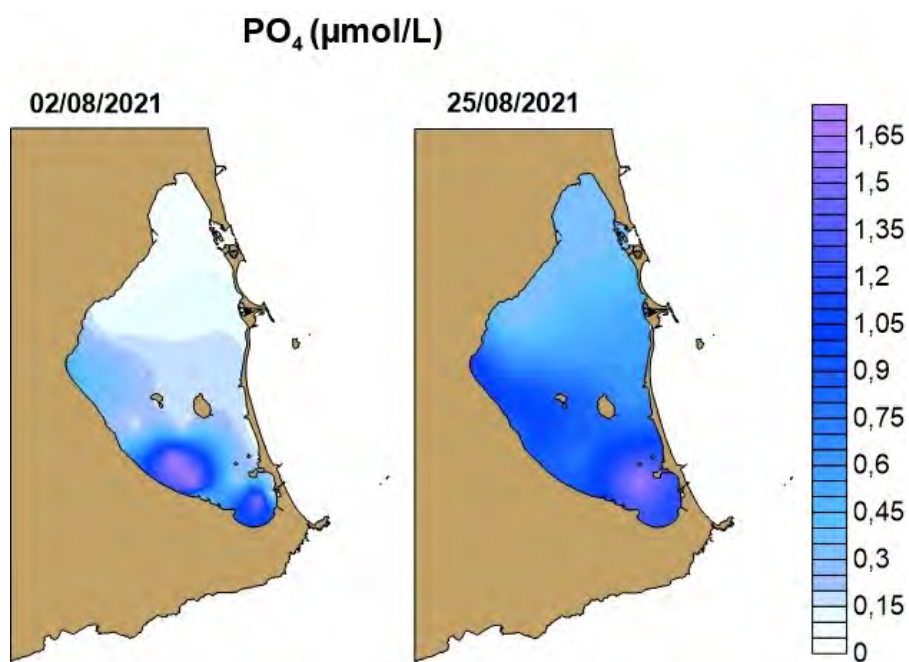


Figura 44. Distribución horizontal de la concentración fosfatos en el Mar Menor durante el incremento detectado en la estación estival de 2021.

Hay que resaltar que el fosfato es un macronutriente que ha actuado como limitante del crecimiento fitoplanctónico en e 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 Albuñón (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.

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 $200\mu\text{m}$, especialmente copépodos.

La concentración media de silicato en la laguna en el año 2021 ha sido de $8,04\mu\text{mol SiO}_2/\text{L}$, con patrones estacionales muy vinculados a la dinámica del fitoplancton, presentando $2,21\mu\text{mol SiO}_4^{4-}/\text{L}$ en invierno, $3,57\mu\text{mol SiO}_4^{4-}/\text{L}$ en primavera y $13,66\mu\text{mol SiO}_4^{4-}/\text{L}$ en verano (Fig. 45).

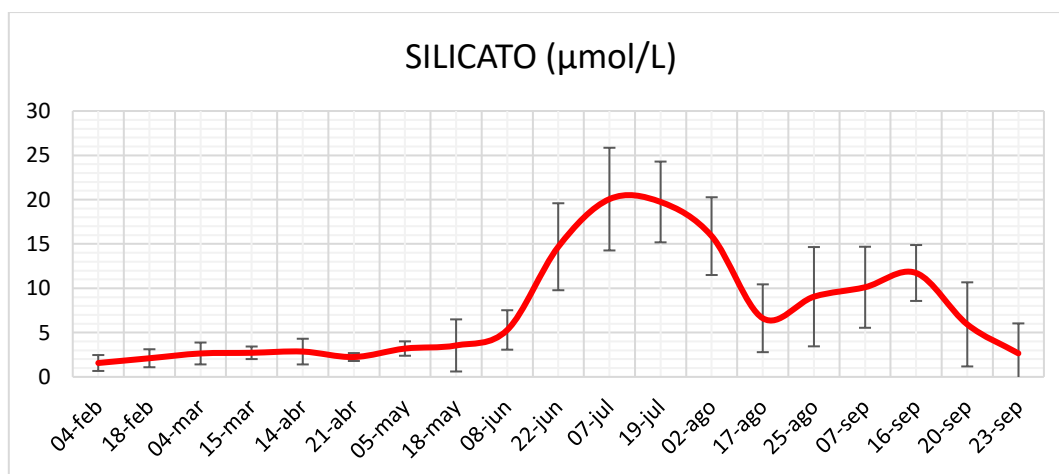


Figura 45. Concentración promedio del nutriente silicato en la columna de agua del Mar Menor en las prospecciones realizadas en 2021. Las barras de error indican la desviación típica.

5.3.6. Clorofila *a*

Entre febrero y final de julio de 2021 la concentración de clorofila *a* se mantuvo bajo el umbral de los $2\mu\text{g}/\text{L}$. A partir del 2 de agosto se inició un incremento, con tendencia a

detectarse los valores mas altos en las capas profundas de la columna de agua, que alcanzó su máximo el día 17 de este mes con valores medios de 15,74 $\mu\text{g/L}$ en las proximidades del fondo (Fig. 46), con picos que alcanzaron los 141,56 $\mu\text{g/L}$ en Los Urrutias y 34,83 $\mu\text{g/L}$ frente al canal de El Estacio (Fig. 47). A partir del 25 de agosto, los valores de clorofila comenzaron a disminuir, homogeneizándose las capas superficiales y profundas.

Sin embargo, a partir del 8 de septiembre 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 $\mu\text{g/L}$ 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 $\mu\text{g/L}$ (17 agosto) y de 9,86 $\mu\text{g/L}$ (23 septiembre) (Fig. 46). De este modo, los valores medios durante el mes de agosto de 2021 han sido similares a los registrados durante la fase de rotura del ecosistema lagunar (2016-2017) en la que se alcanzaron concentraciones de 17 $\mu\text{g/L}$ en 2016 y 12 $\mu\text{g/L}$ en 2017 (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2019b).

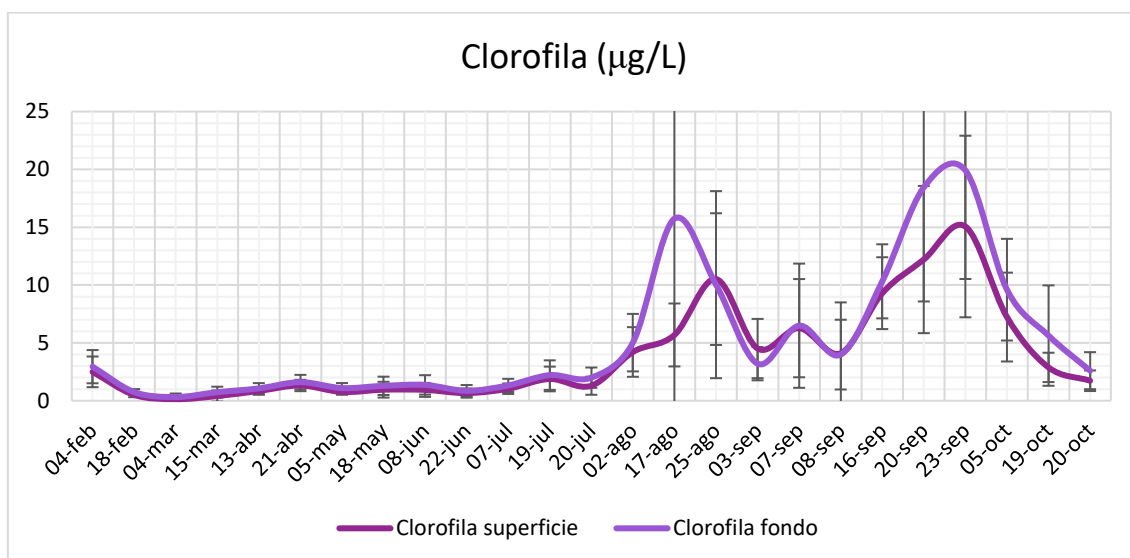


Figura 46. Concentración promedio de clorofila en la superficie y fondo del Mar Menor en las campañas de prospección de 2021. Las barras de error indican la desviación típica de los valores.

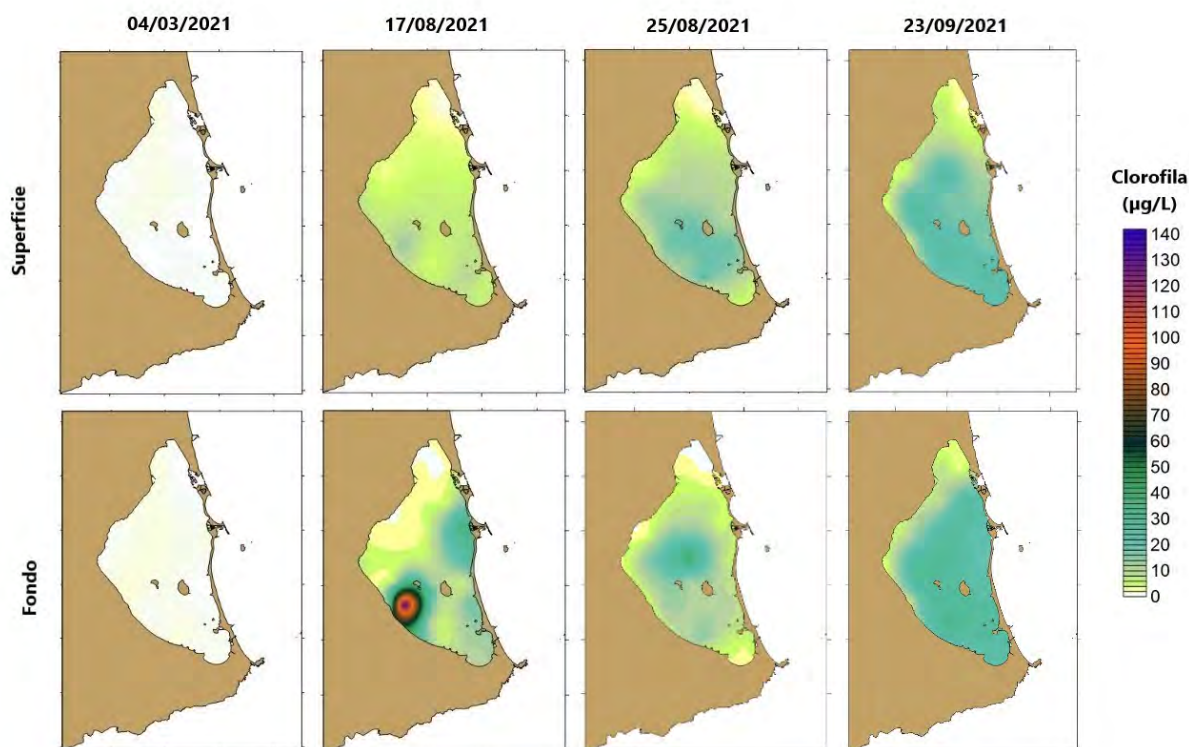


Figura 47. Evolución de la distribución horizontal de la concentración de clorofila en superficie y fondo del Mar Menor en marzo, agosto y septiembre de 2021.

5.3.7. Oxígeno

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 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. 48).

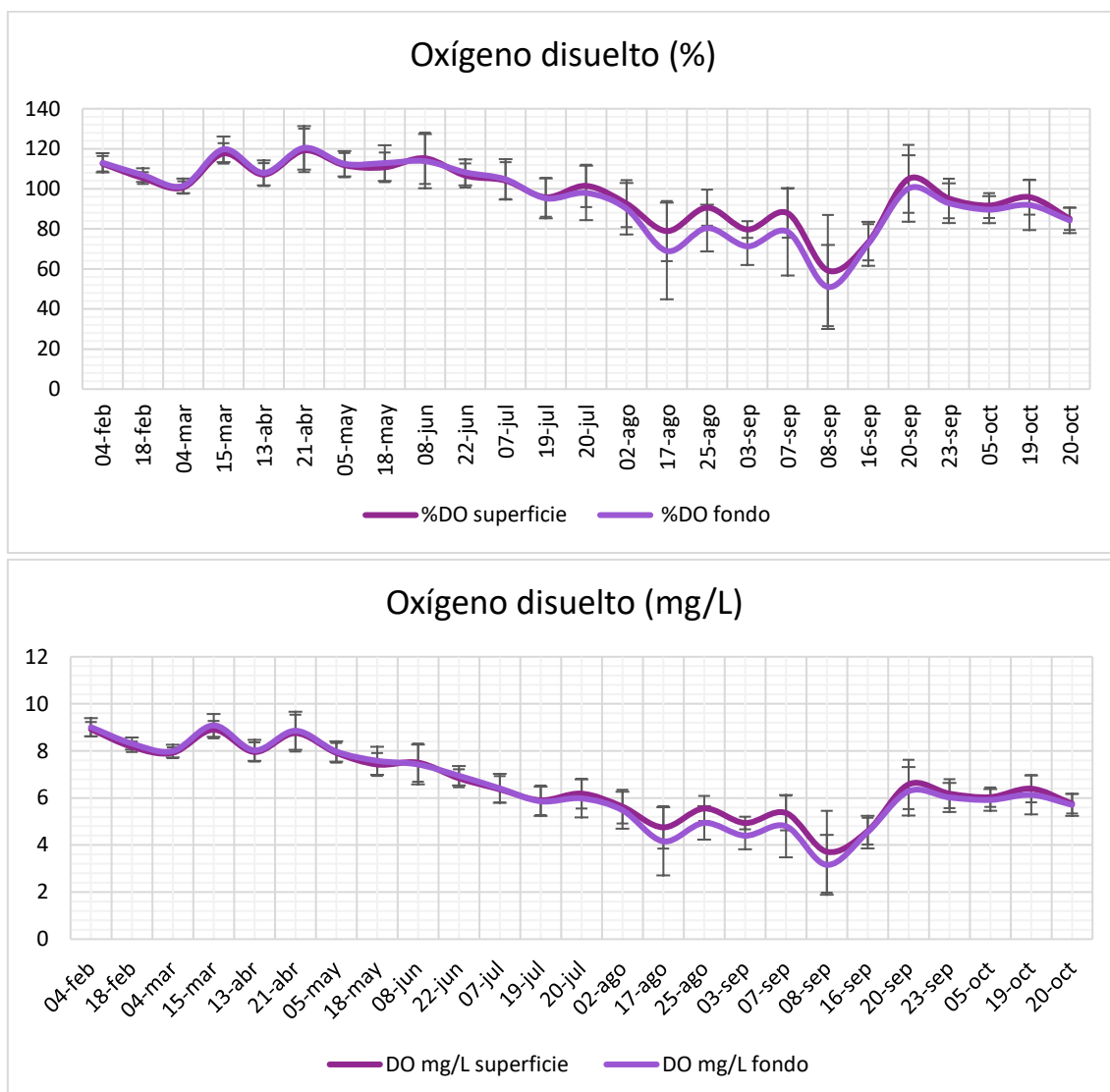


Figura 48. Porcentaje y valores absolutos de oxígeno disuelto promedio en la superficie y fondo del Mar Menor en las campañas de 2021. Las barras de error indican la desviación típica de los valores medios.

A partir del 17 de agosto empezaron a detectarse áreas hipóxicas superficiales y se desarrolló 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. 49).

Estos eventos han estado 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.

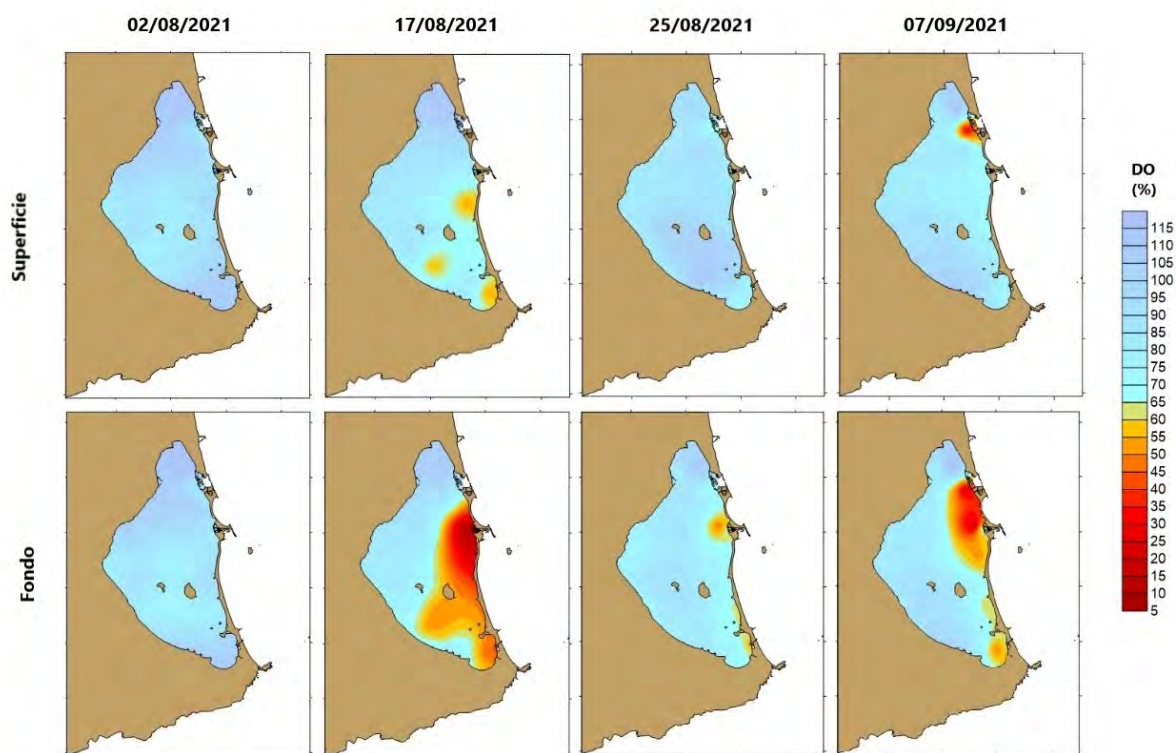


Figura 49. Evolución de la distribución horizontal del porcentaje de oxígeno disuelto en superficie y fondo del Mar Menor en agosto y septiembre de 2021.



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.

La principal diferencia entre el proceso que culminó en la crisis de 2016 y el ocurrido desde la recuperación observada en 2018 y la nueva crisis distrófica 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 concentrados en nutrientes que llegaban de forma continua 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 *a* fue descendiendo progresivamente desde finales de marzo, cuando se alcanzaron valores medios para la laguna de $50 \mu\text{mol NO}_3^-/\text{L}$, (un máximo histórico) y valores de clorofila *a* de $14,6 \mu\text{g}/\text{L}$. 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. 50). Aunque los valores medios de nitrato para el Mar Menor eran ya inferiores a $1,5 \mu\text{mol NO}_3^-/\text{L}$, a primeros de julio de 2020 se detectaron valores de $22,58 \mu\text{mol NO}_3^-/\text{L}$ en las proximidades de la desembocadura de la rambla del Albuñón. A finales de julio, los niveles medios para el Mar Menor eran ya inferiores a $1 \mu\text{mol NO}_3^-/\text{L}$, 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 nitrato alcanzó $11,85 \mu\text{mol NO}_3^-/\text{L}$ y la de fosfato $0,43 \mu\text{mol PO}_4^{3-}/\text{L}$. 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 del Albuñón, 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 α se situaron a final de agosto en 1,37 $\mu\text{g/L}$, pudiendo considerarse buenos, y bajaron hasta 2,3 $\mu\text{g/L}$ en el área de influencia de la rambla del Albujón, aunque el que llegaran a 8,1 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 α 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. Aunque se mantuvo en los distintos informes emitidos por nuestro equipo de investigación (anexo I) 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 insistía 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 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.

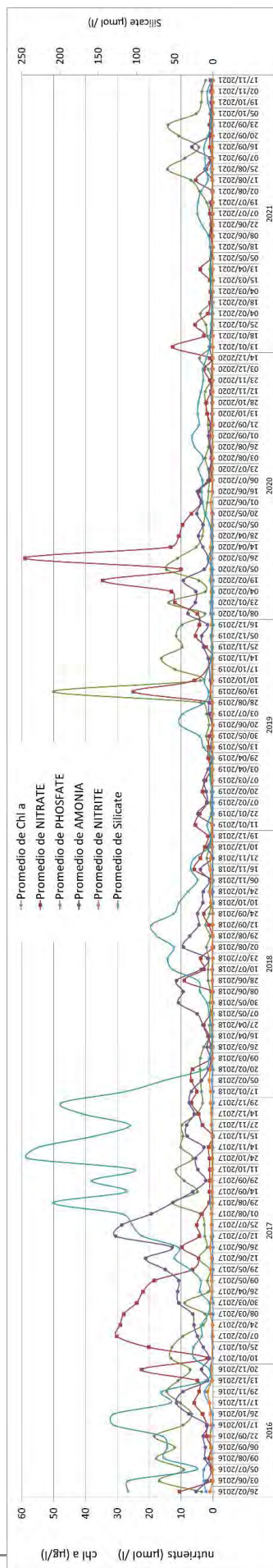


Figura 50. Evolución de los valores medios de la concentración en nutrientes y clorofila *a* en el Mar Menor en la red de estaciones de muestreo distribuidas en el interior de la laguna, desde el inicio de la crisis distrófica en 2016 hasta noviembre de 2021.

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 $24,96 \mu\text{mol NO}_3^-/\text{L}$ y la concentración media de Clorofila a llegó a $50,01 \mu\text{g/L}$. Aunque los valores de nutrientes y clorofila a 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 permanente. Cabe destacar que, tras cada pulso de concentración, la recuperación fue más notable y las fluctuaciones siguieron amortiguándose, 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 $600 \mu\text{mol NO}_3^-/\text{L}$ 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 $59,0 \mu\text{mol NO}_3^-/\text{L}$. 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 $13,36 \mu\text{mol NO}_3^-/\text{L}$, en mayo eran ya menores de $6,8 \mu\text{mol NO}_3^-/\text{L}$, y durante todo el verano se mantuvieron por debajo de $0,8 \mu\text{mol NO}_3^-/\text{L}$ y de $2 \mu\text{g/l}$ para la clorofila. Nuevamente, algunas de las lluvias intensas ocurridas en octubre de 2020 hicieron superar también los $50 \mu\text{mol NO}_3^-/\text{L}$ en el Mar Menor (Fig. 50).

Los valores medios de Chl a se situaron a final de agosto en $1,37 \mu\text{g/L}$ y a finales de septiembre en $1,7 \mu\text{g/L}$, a pesar de las lluvias. Estos valores pueden considerarse buenos, y bajaron hasta $2,3 \mu\text{g/L}$ en el área de influencia de la rambla del Albujón, aunque el que llegaron a $8,1 \mu\text{g/L}$ en la zona entre la Marina del Carmolí y Lo Poyo confirman que las presiones seguían activas, con especial incidencia en la zona del 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 subrayándose 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. Evidenciándose también un retardo con respecto al momento en el que se producían las lluvias 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. 51) 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 del 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.

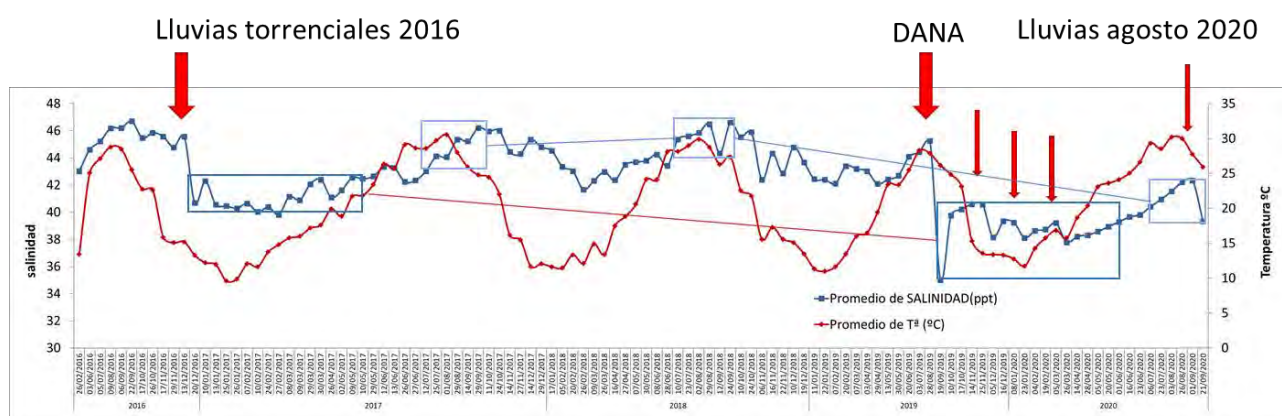


Figura 51. Evolución del ciclo anual de la salinidad y la temperatura desde 2016 hasta septiembre de 2020, un año después de la DANA de 2019, donde se pueden apreciar los tiempos de retardo, cada vez más largos entre las lluvias, y los efectos sobre la salinidad de las aguas lagunares.

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 siguían 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 el elevado nivel freático. Dichas descargas estaban especialmente focalizadas en la zona de la desembocadura de la rambla del Albuñón y en ocasiones a lo largo de la ribera suroriental de la laguna, con fuertes entradas de nitratos y, en ocasiones, también de fosfato. La persistencia del protagonismo de la rambla del Albuñón, a pesar de que intermitentemente pareciera reducir sus aportes, incican 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 nitrato, que dio lugar a valores de hasta 128,4 $\mu\text{mol NO}_3^-/\text{L}$ 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 $\mu\text{mol NO}_3^-/\text{L}$.

En la zona situada entre la Marina del Carmolí y Lo Poyo aún se mantenían concentraciones altas, con valores cercanos a 5 $\mu\text{g}/\text{L}$ 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 la primavera, en abril y mayo, la concentración de nutrientes y clorofila seguían en niveles bajos y con fluctuaciones suaves (Fig. 50), pero los picos puntuales como el de la primera quincena de enero de 2021, y valores muy altos en la ribera interna, principalmente en las cercanías de la rambla del Albuñón, 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 podría romperse en cualquier momento es la distribución de la concentración de nitrato a mediados de enero tras un evento de lluvia (Fig. 52 centro) y el retardo en la subida de la concentración de clorofila dos semanas después (Fig. 52 derecha).

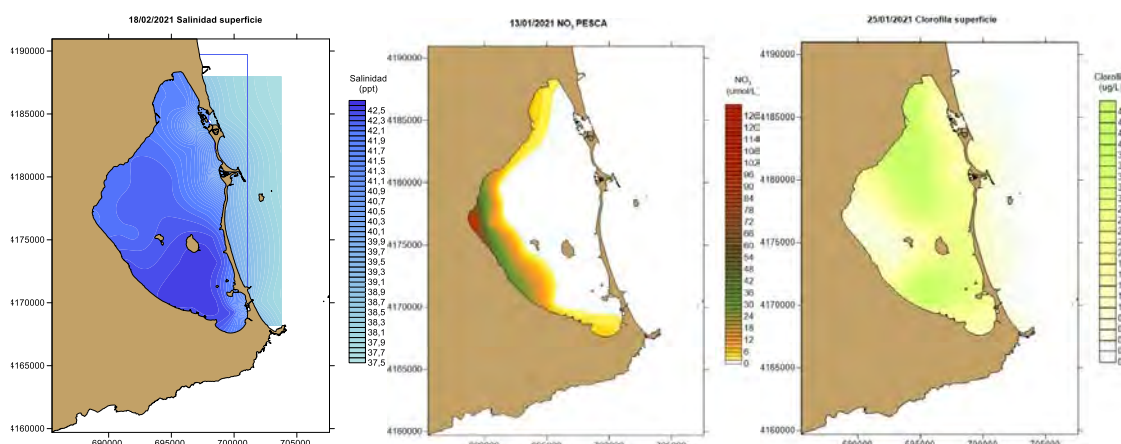


Figura 52. Distribución de los valores de salinidad (izquierda), concentración de Nitrato ($\mu\text{mol/L}$) (centro) y clorofila *a* ($\mu\text{g/L}$) (derecha) en las aguas superficiales del Mar Menor el 13 de enero de 2021 y el 25 de enero de 2021, respectivamente.

El volumen de nutrientes que se 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 del Albujón se observó una mayor concentración de microorganismos, incluidos *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. 53).

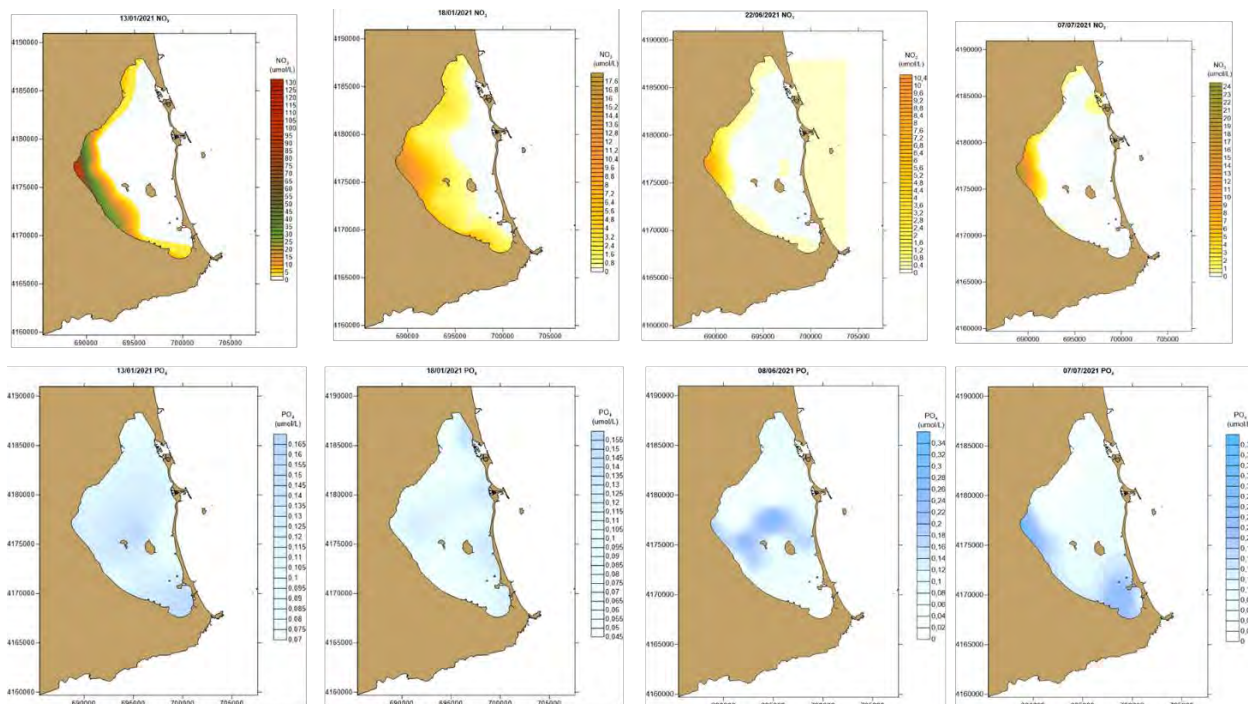


Figura 53. Distribución espacial de los valores de concentración de nitrato ($\mu\text{mol NO}_3^-/\text{L}$) en las aguas superficiales (arriba) y de fosfato ($\mu\text{mol PO}_4^{3-}/\text{L}$) (abajo) en el Mar Menor a lo largo de 2021.

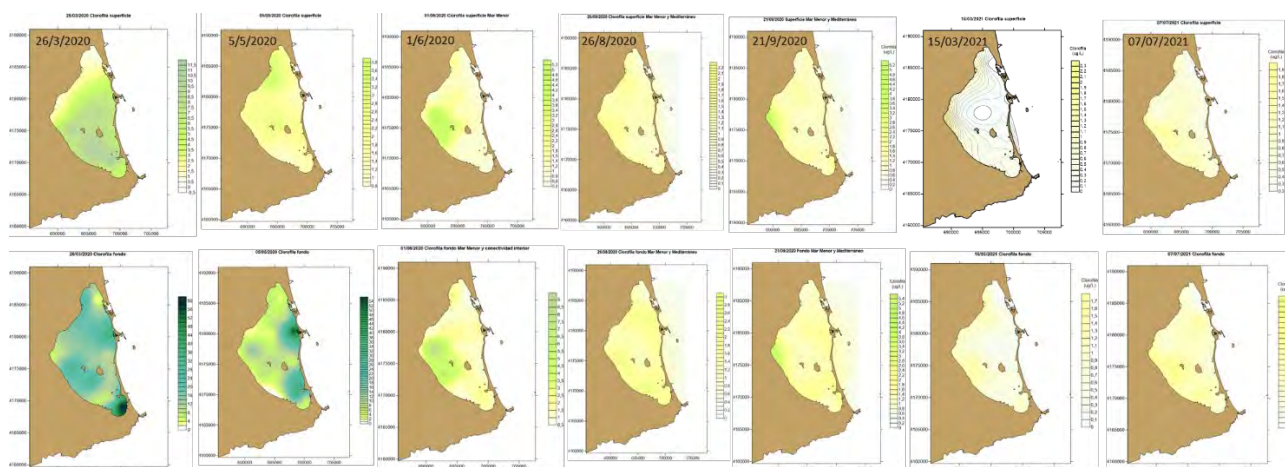


Figura 54. Distribución de los valores de concentración de clorofila *a* ($\mu\text{g/L}$) en las aguas superficiales (arriba) y en el fondo (abajo) del Mar Menor desde finales de invierno hasta julio de 2021.

A pesar de las entradas continuas de agua, la progresiva reducción de la concentración de clorofila *a* en la columna de agua por la acción reguladora del ecosistema (Fig. 54) 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, enteromorfos, 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. 55).



Figura 55. 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 del Albuñón, 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 del Albuñón 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.

Se reiteraba, en los sucesivos informes 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, 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.

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. 48). 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. 56). 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. 56). En los informes emitidos en esas fechas se resaltaba 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.

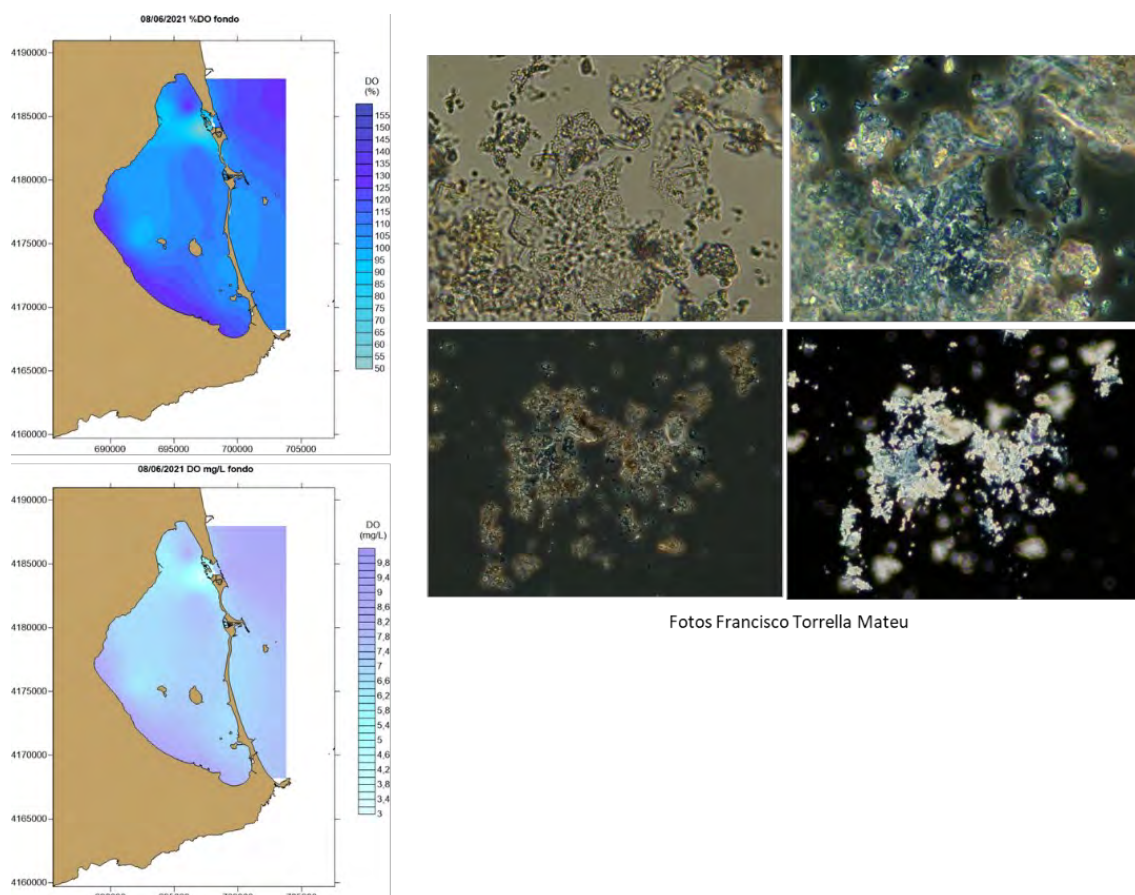


Figura 56. Izquierda: mapas de distribución de la concentración de oxígeno el 8 de junio de 2021 (expresada como % de saturación arriba, y en mg/L, abajo); derecha: imágenes del material particulado en la columna de agua en el área de las encañizadas obtenidas de las muestras de la campaña de ese día (facilitadas por el Dr. Francisco Torrella).

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 $\mu\text{g/L}$, y tan solo la estación E9, frente a Los Urrutias, presentaba valores máximos de 5,41 $\mu\text{g/L}$, pero el 2 de agosto la estación E12 ya alcanzaba valores de 10,69 $\mu\text{g/L}$ en la columna de agua y la estación E6 llegaba a 11,4 $\mu\text{g/L}$ 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. 57). 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. 58). 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.

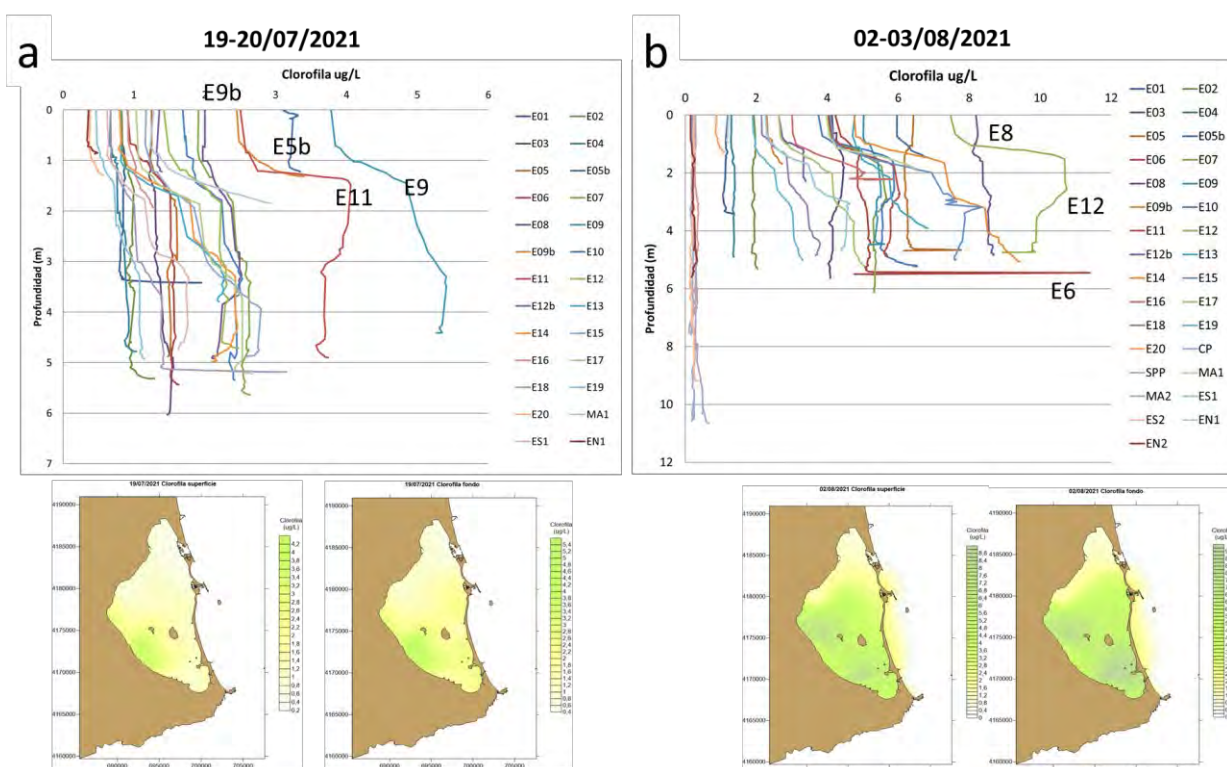


Figura 57. Perfiles y mapas de superficie y fondo de la concentración de clorofila en la red de estaciones en el Mar Menor el 19 de julio de 2021 (a) y el 2 de agosto de 2021 (b).

02-03/08/2021

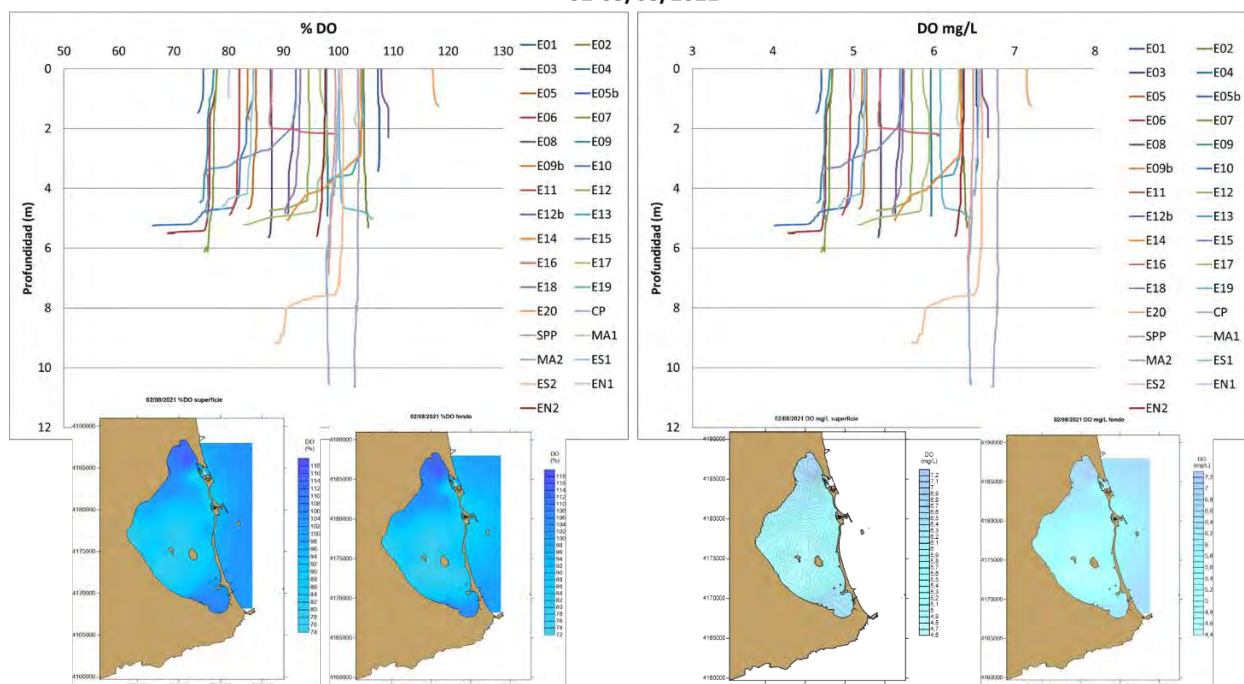


Figura 58. Perfiles y mapas de superficie y fondo de la concentración de oxígeno en la red de estaciones en el Mar Menor el dos de agosto de 2021.

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, a menos de 3,5 m de media en la primera semana de agosto (Fig. 31), y con menos de 2 metros en la zona de influencia de la rambla del Albuñón hasta los Urrutias.

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 $116,95 \mu\text{mol NO}_3^-/\text{L}$ y $1,34 \mu\text{mol PO}_4^{3-}/\text{L}$, ambas frente a la rambla del Albuñón, pero con aportes también por la ribera interna oriental y sur de la laguna (Fig. 59). 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.

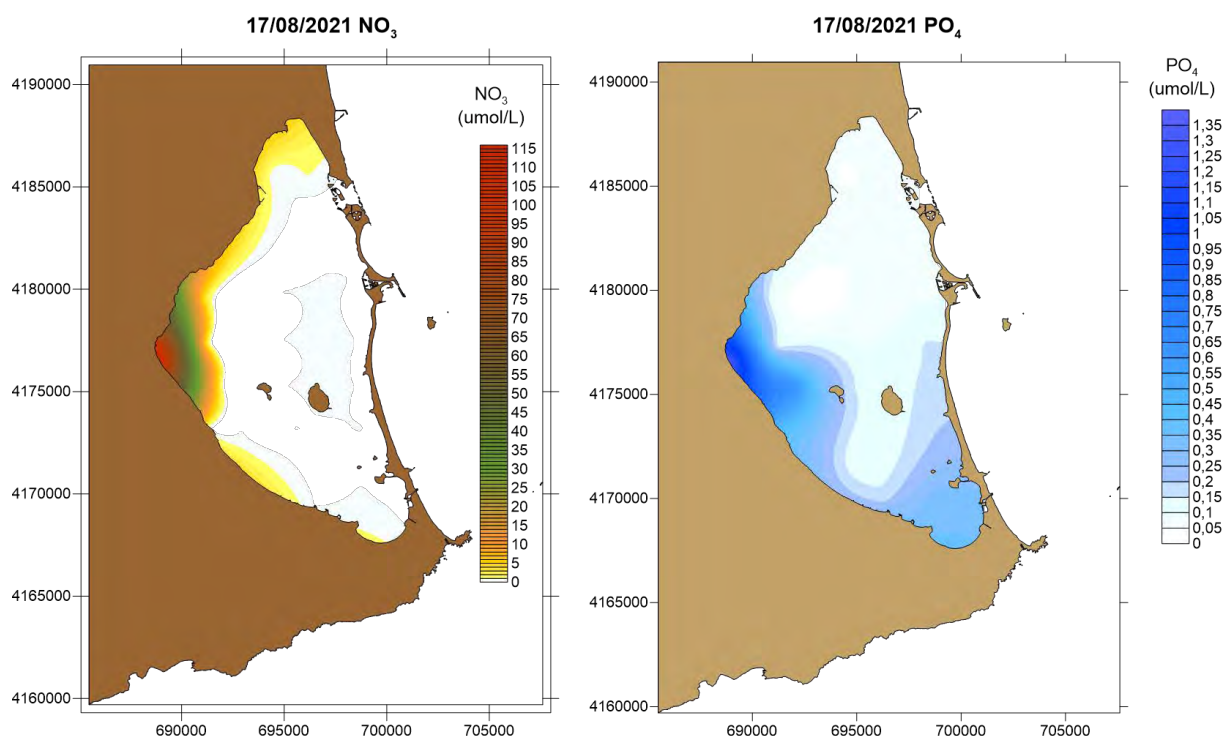


Figura 59. Mapas de superficie de la concentración de nitrato (izquierda) y fosfato (derecha) en la red de estaciones en el Mar Menor en la campaña del 17 de agosto de 2021.

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 $\mu\text{g/L}$, pero numerosas estaciones sobrepasaban ya los 5 $\mu\text{g/L}$ y la estación E9, frente a los Urrutias, que el 19 de julio presentaba valores máximos de 5,41 $\mu\text{g/L}$ en esta ocasión alcanzó 12,5 $\mu\text{g/L}$ en superficie.

Pero si esto era ya 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 $\mu\text{g Chla/L}$ y la estación E18, frente al Estacio, llegó a 148,1 $\mu\text{g Chla/L}$ (Fig. 60). De este modo, el problema que dio lugar en buena medida a la situación de mediados de agosto, sin descartar 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 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.

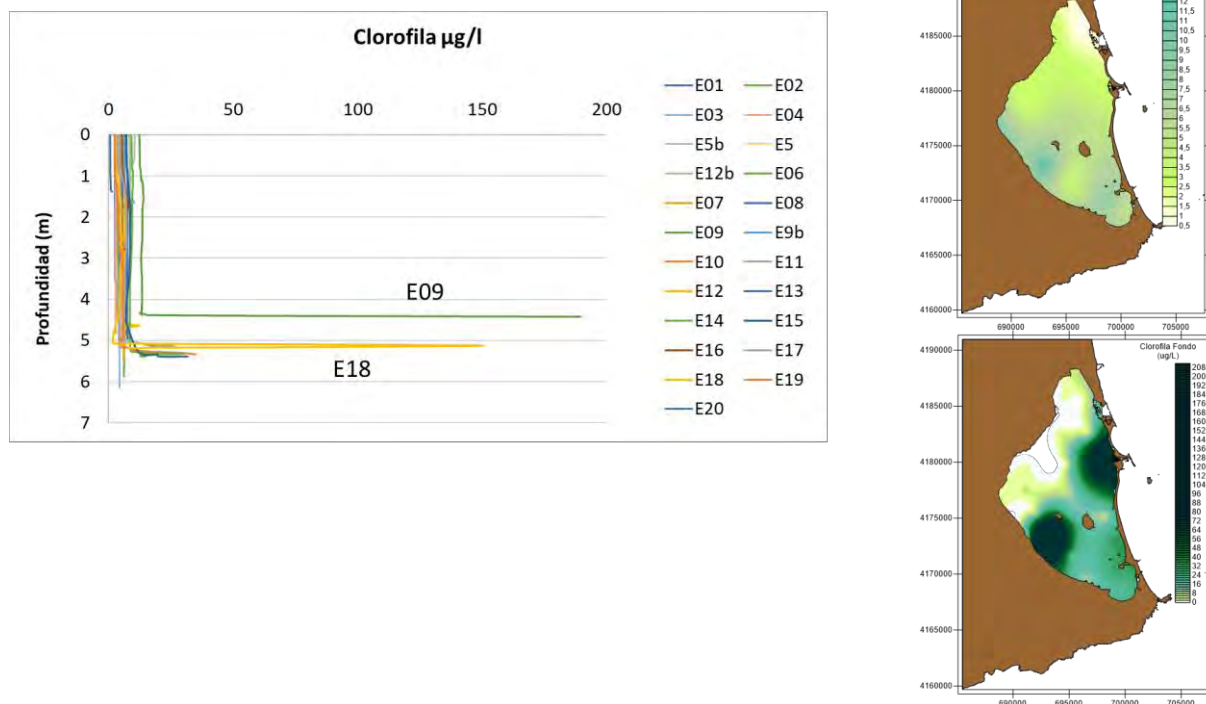


Figura 60. Perfiles y mapas de superficie y fondo de la concentración de clorofila en la red de estaciones en el Mar Menor en la campaña del 17 de agosto de 2021.

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. 61). 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 descartaba 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.

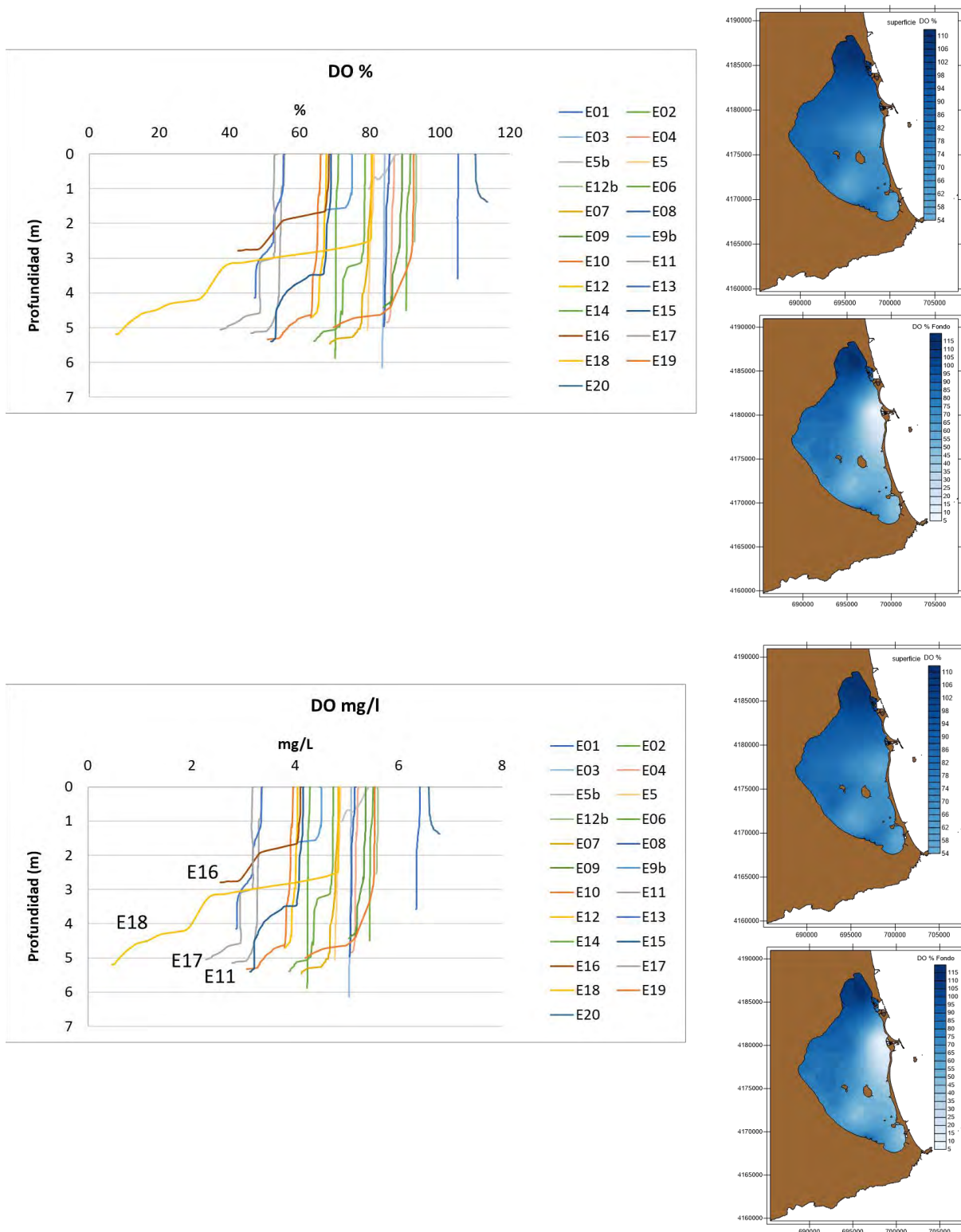


Figura 61. Perfiles y mapas de superficie y fondo de la concentración de oxígeno en la red de estaciones en el Mar Menor en la campaña del 17 de agosto de 2021.

Los perfiles y mapas de distribución espacial de los datos de salinidad y temperatura (Figs. 62 y 63), 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.

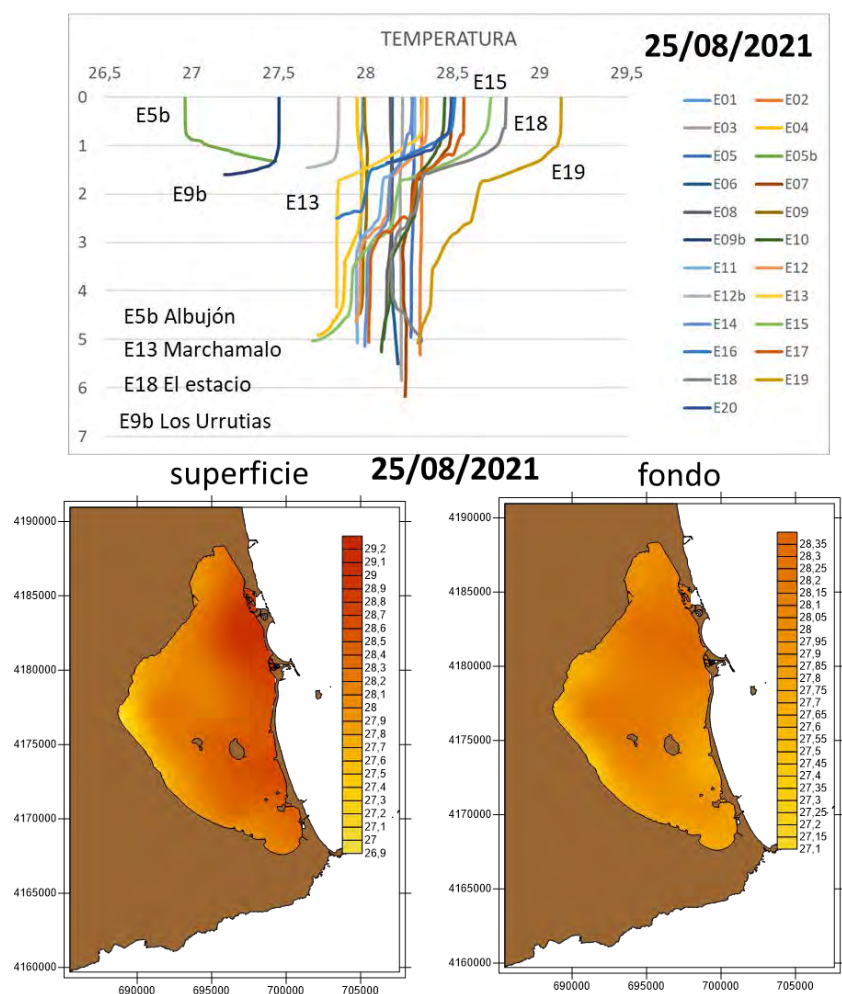
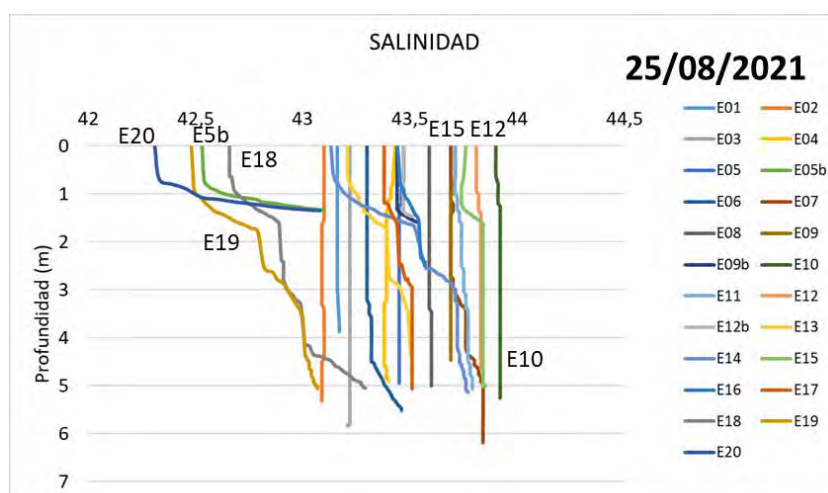


Figura 62. Perfiles (arriba) y mapas de superficie (abajo izquierda) y fondo (abajo derecha) de la temperatura del agua (°C) en la red de estaciones en el Mar Menor en la campaña del 25 de agosto de 2021.



superficie

25/08/2021

fondo

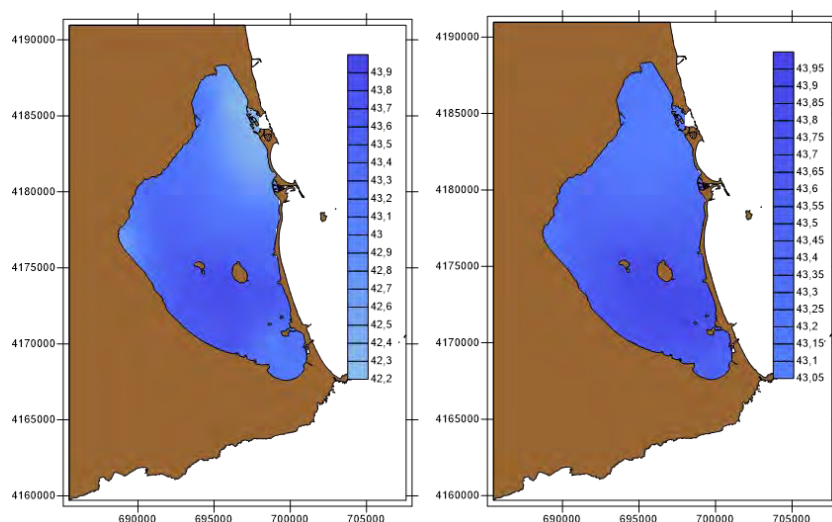


Figura 63. Perfiles (arriba) y mapas de superficie (abajo izquierda) y fondo (abajo derecha) de la salinidad del agua en la red de estaciones en el Mar Menor en la campaña del 25 de agosto de 2021.

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* 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. Los informes 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.

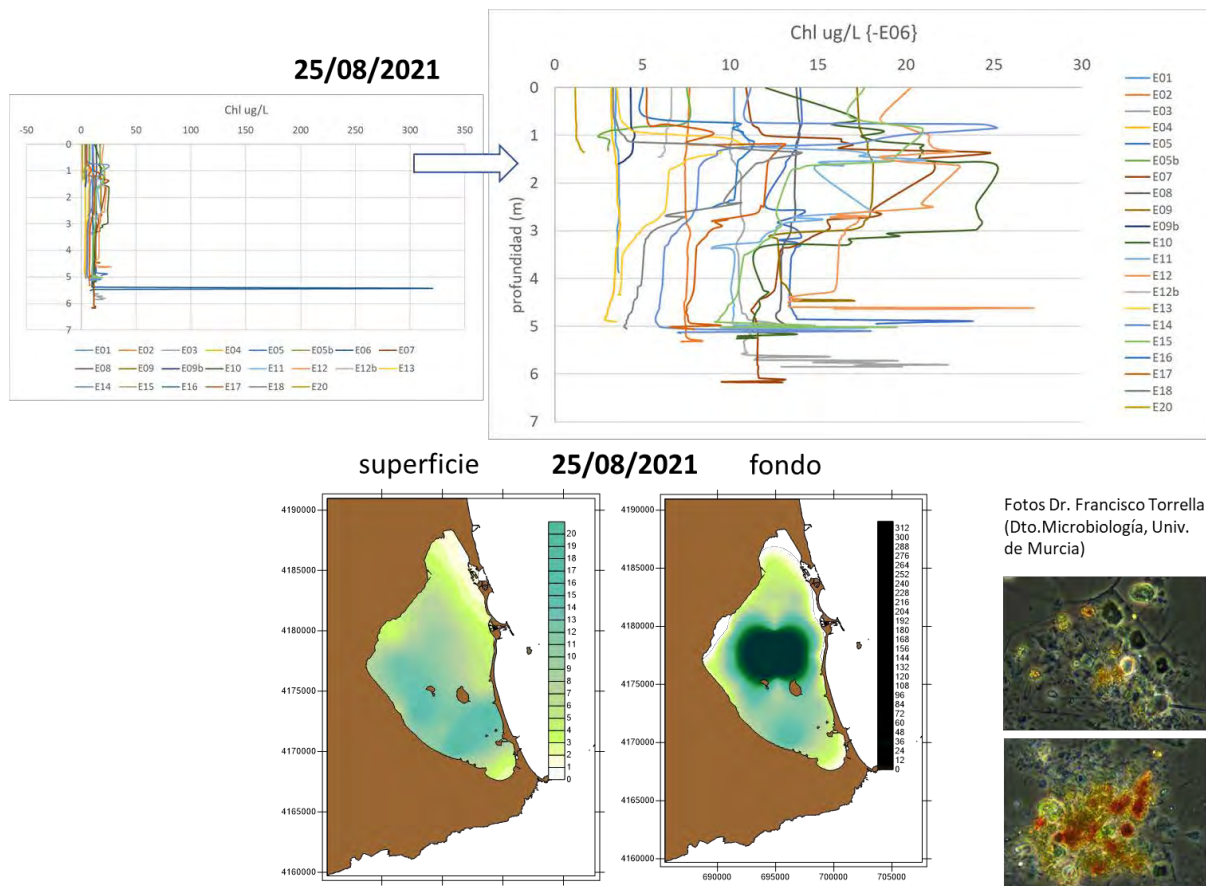


Figura 64. Perfiles y mapas de superficie y fondo de la concentración de clorofila *a* en la red de estaciones del Mar Menor en la campaña del 25 de agosto de 2021. A la derecha se muestran imágenes del material detrítico que aparecía en dichas concentraciones (obtenidas por el Dr. Francisco Torrella).

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 nosotros, 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 Albuñón 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. 66). Cabía resaltar que las estaciones con menor temperatura se correspondían, frecuentemente, con las estaciones más costeras, la estación 5b, frente a la rambla del Albuñón, 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 clásico 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 este pasado mes de agosto 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 alcanzar los 32°C, manteniéndose entre 29,3 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 del Albuñón y El Estacio, respectivamente. La primera, junto con una estratificación marcada, ya se había detectado a finales de julio de este 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 del Albuñón 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.

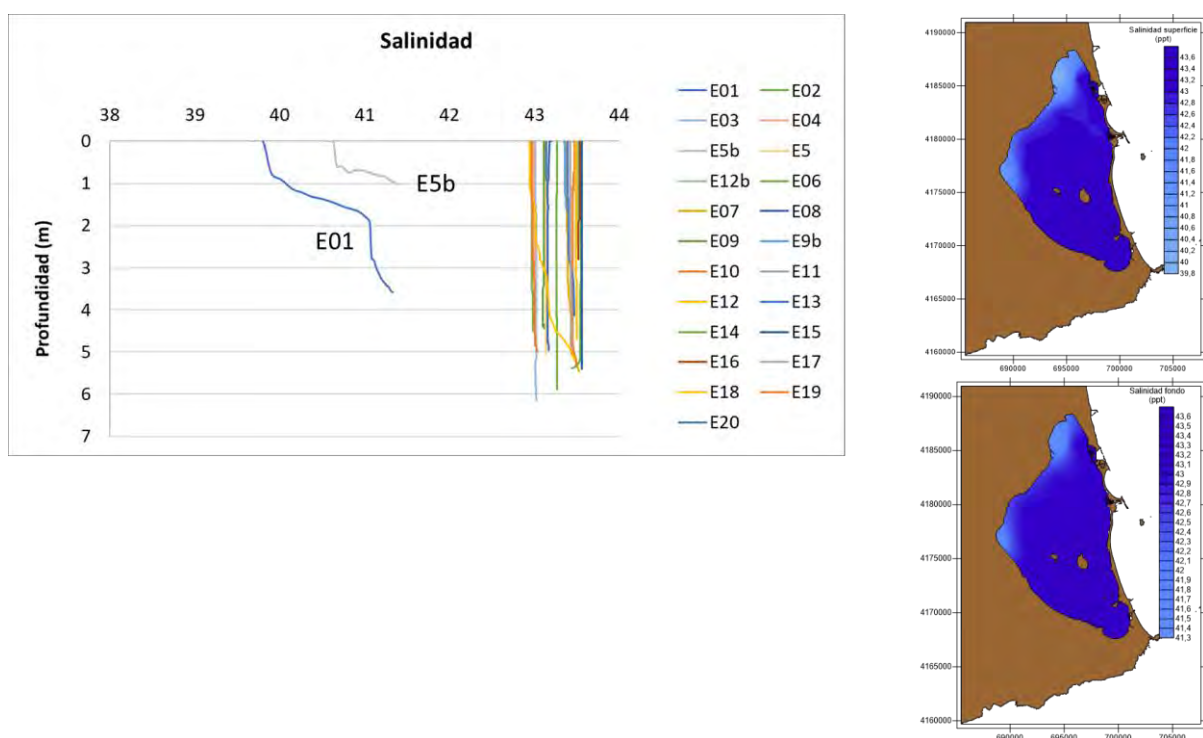


Figura 65. Perfiles y mapas de superficie y fondo de la salinidad en la red de estaciones en el Mar Menor en la campaña del 17 de agosto de 2021.

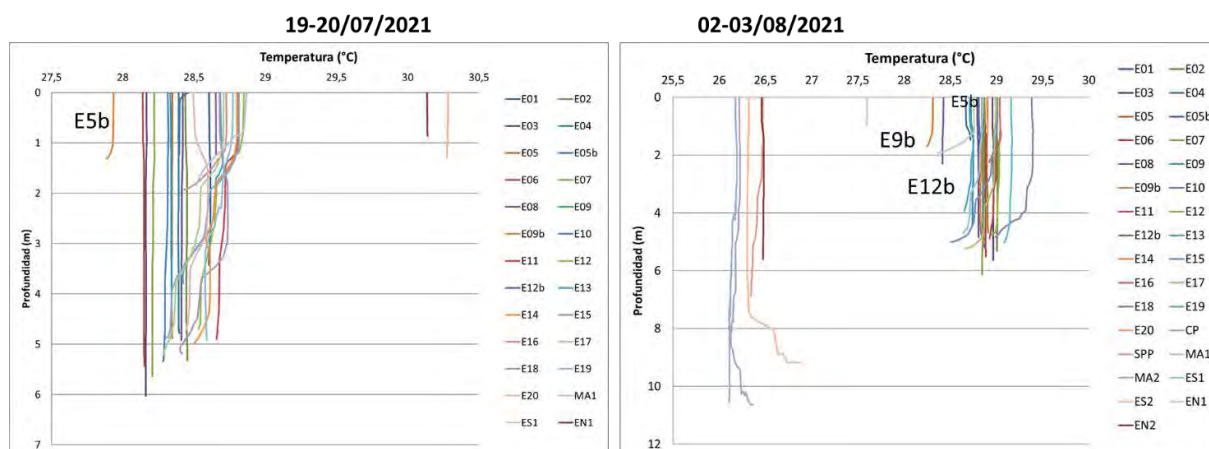


Figura 66. Perfiles de temperatura a finales de julio y principios de agosto de 2021 en la red de estaciones en el Mar Menor.

A primeros de septiembre (Fig. 67), 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.

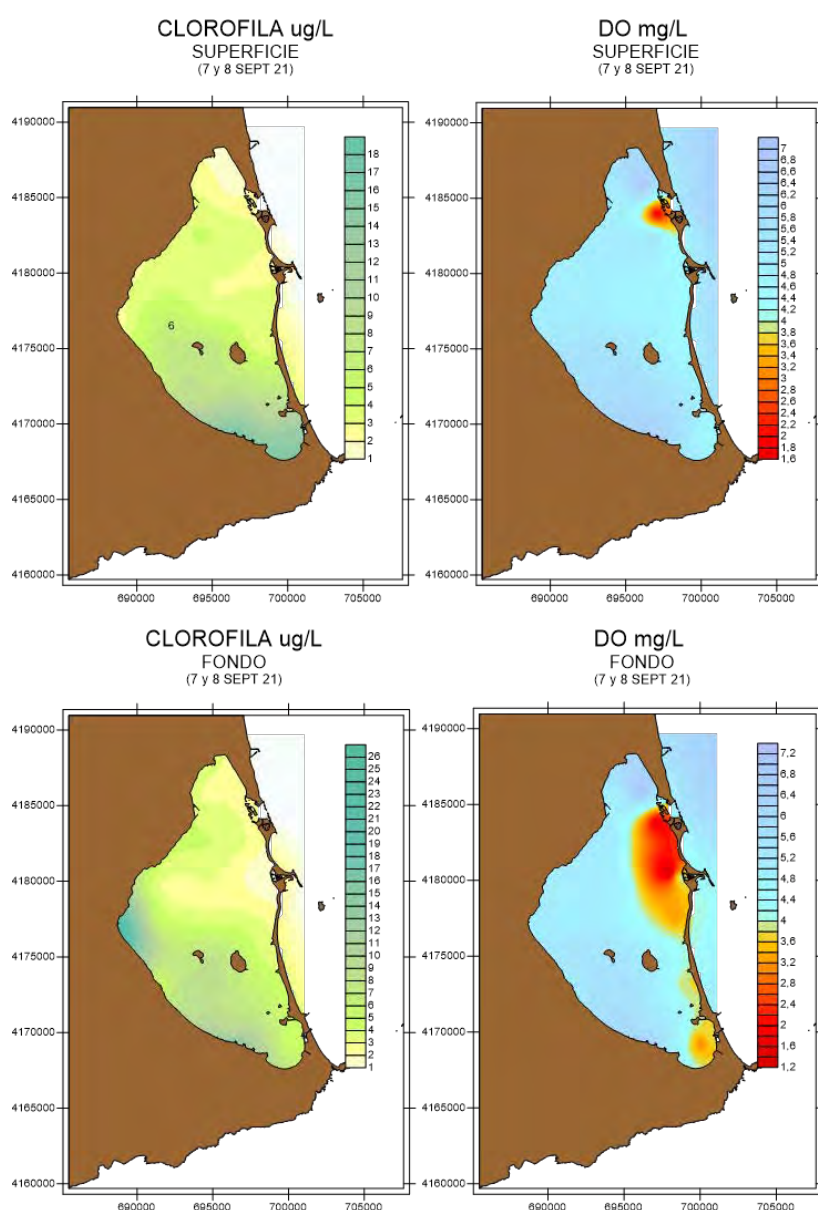


Figura 67. Mapas de superficie (arriba) y fondo (debajo) de la concentración de clorofila (izquierda) y de oxígeno (derecha) en la red de estaciones en el Mar Menor en la campaña del 7-8 de septiembre de 2021.



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 recalca 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.

6. Análisis y valoración del estado de los mecanismos ecosistémicos reguladores y del funcionamiento del sistema pelágico (ictioplancton y plancton gelatinoso)

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 se ha iniciado 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. Zooplancton

Las muestras de zooplancton del año 2021 fueron tomadas mensualmente, considerando las fracciones de 100 μm y de 200 μm , 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. 68).

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.*, 2001), en los que los eventos de crecimiento fitoplanctónico habitualmente están seguidos por proliferaciones de zooplancton (Fig. 68). 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 (Gilbert *et al.*, 2001; Pérez-Ruzafa *et al.*, 2002, 2005a, 2007, 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, los copépodos constituyeron el grupo dominante en todas las muestras de la fracción de zooplancton $\geq 200\mu\text{m}$ (Fig. 68), como es esperable en ecosistemas marinos (Day y 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).

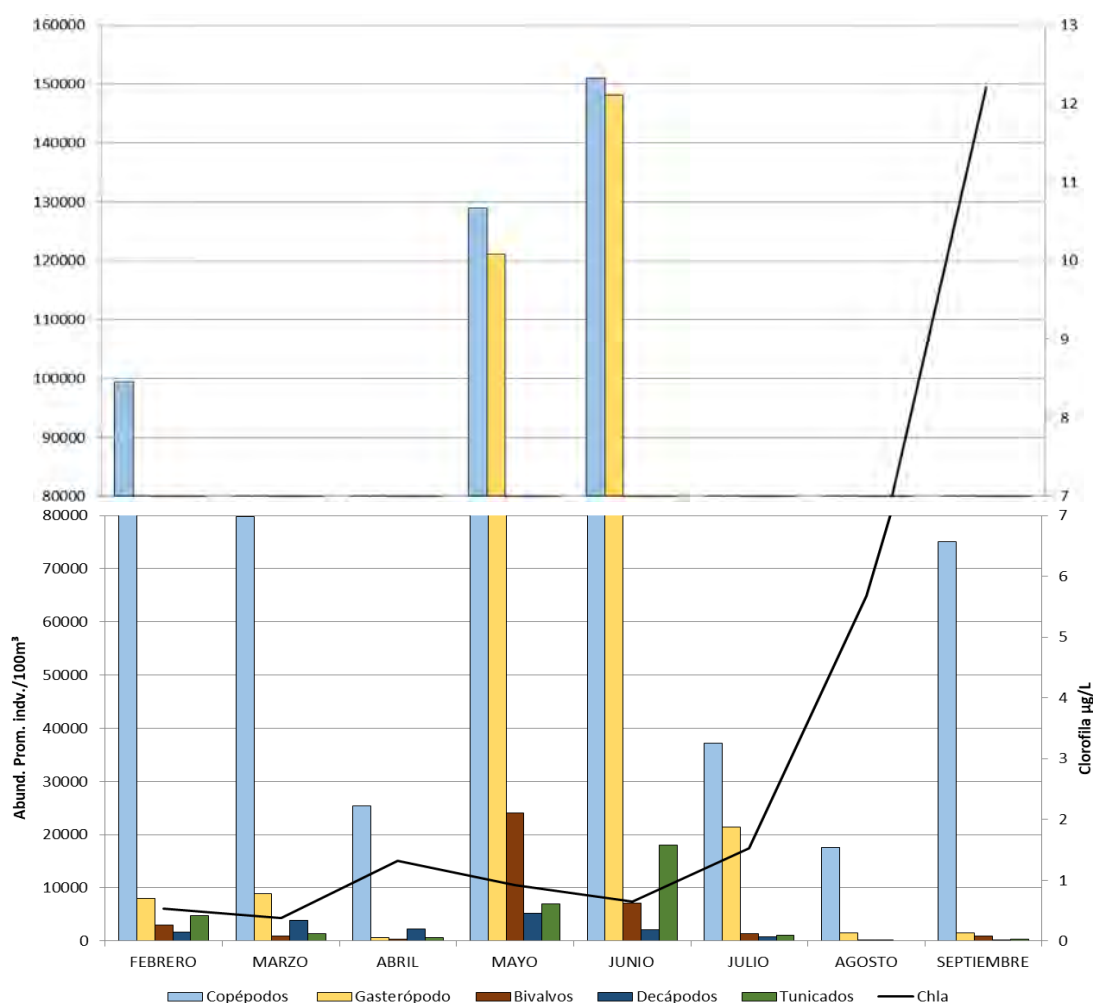


Figura 68. Dinámica poblacional de la fracción de zooplancton $\geq 200\mu\text{m}$ frente a la concentración de clorofila *a* en la laguna del Mar Menor en 2021.

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. 68), 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 µm se observa una dinámica análoga a la descrita en la fracción de 200 µm, 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. 69).

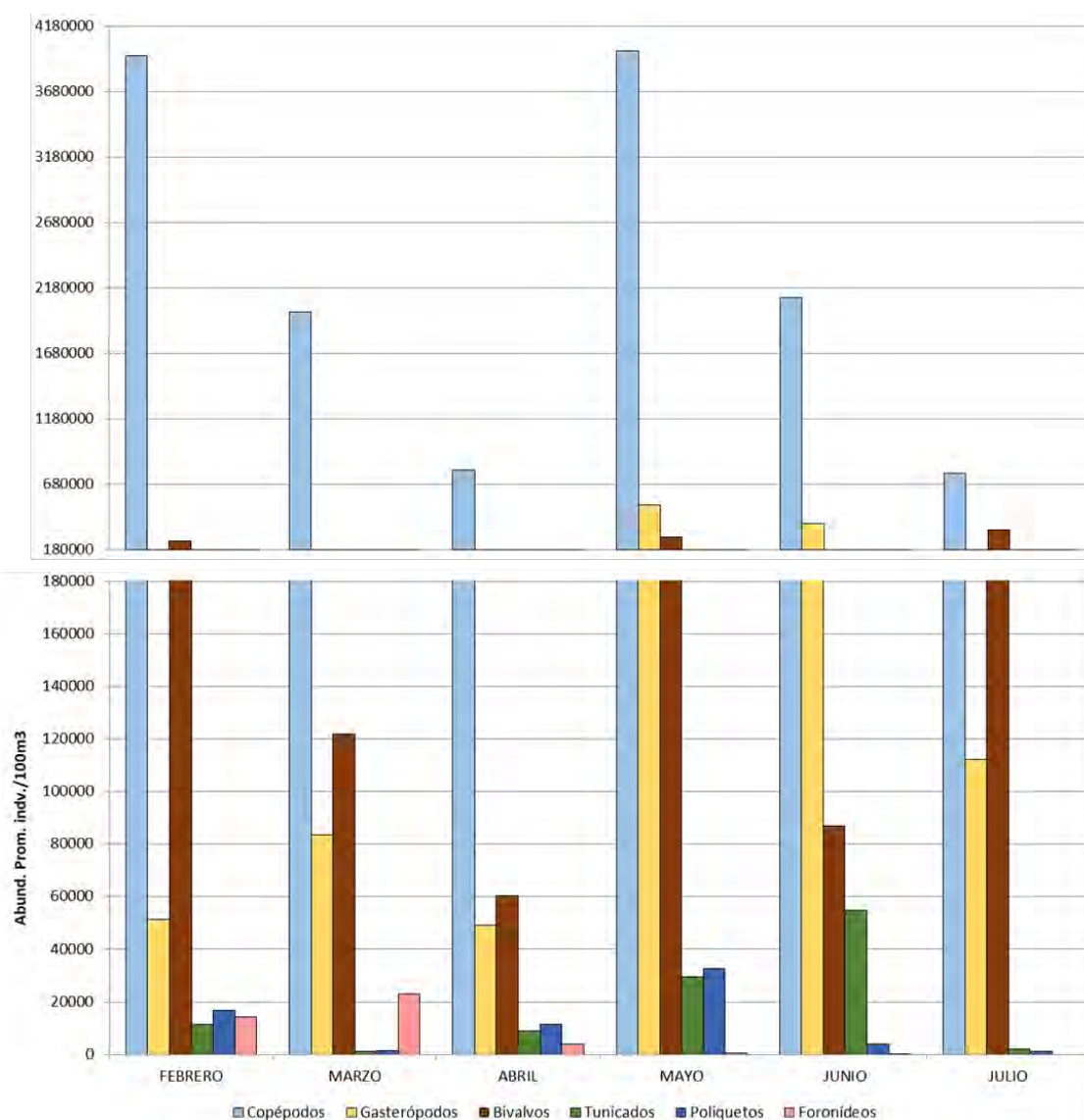


Figura. 69. Dinámica poblacional de la fracción de zooplancton $\geq 100\mu\text{m}$.

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. 70), 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/100m³, iniciando a partir de ese momento su disminución en su etapa adulta hasta su completa desaparición a finales de junio (Fig. 71).

Aurelia sp. realiza en el Mar Menor la transición de su fase pólipo a la fase de medusa con el descenso térmico estacional (Fig. 72), 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) (Fig. 71). 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).

La distribución espacial de *Aurelia* sp. muestra que su proliferación comenzó al norte de la rambla del Albujón, migrando posteriormente entre las islas para ser detectadas finalmente en la cubeta sur (Fig. 73).

Durante su periodo de presencia en la laguna, *Aurelia* sp. ha contribuido 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 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*, *C. tuberculata*, sea debido a su tolerancia a la hipoxia y anoxia en su fase pólipo, habiendo sobrevivido mejor al episodio de 2019.

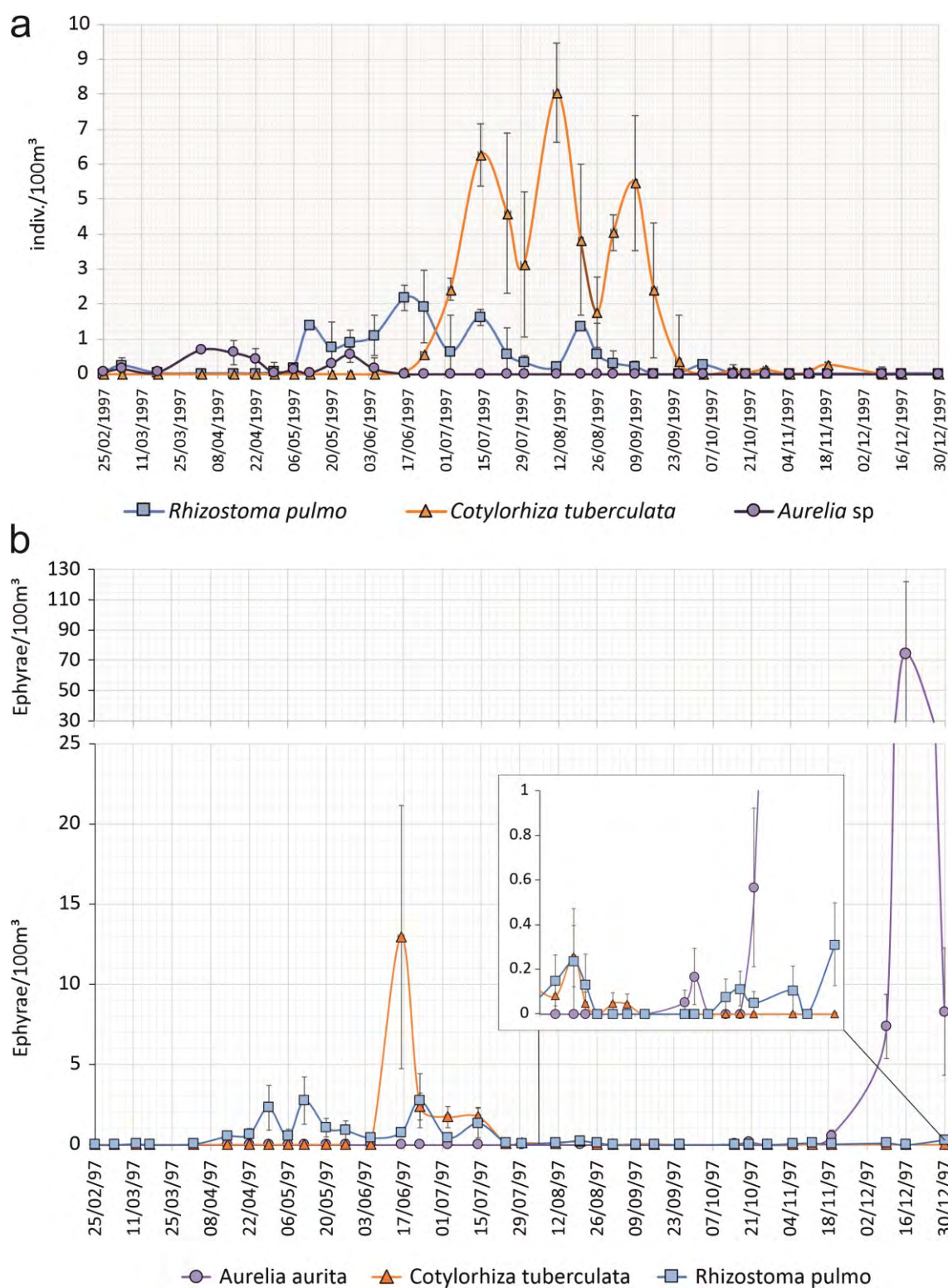


Figura 70. Dinámica poblacional de las tres especies de medusas que habitan la laguna del Mar Menor en el año 1997, al inicio del proceso de eutrofización. A: fase adulta; B: fase éfira. Los valores representan la media abundancia de las especies promediada para las 20 estaciones de muestreo (medusas o éfiras/100 m³); las barras de error representan el error estándar (Fernández-Alías *et al.*, 2020).

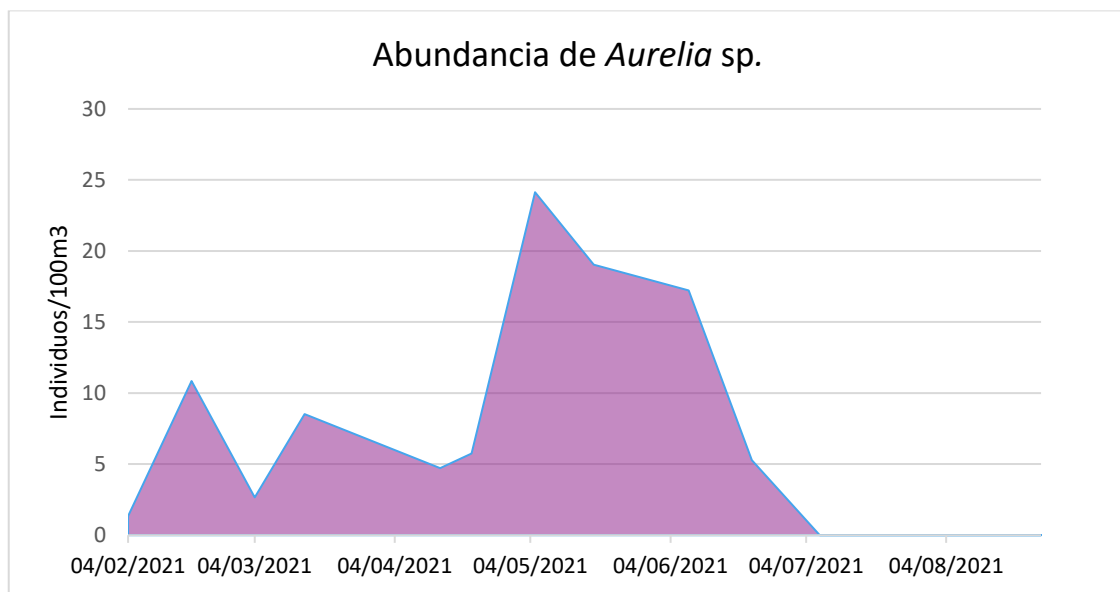
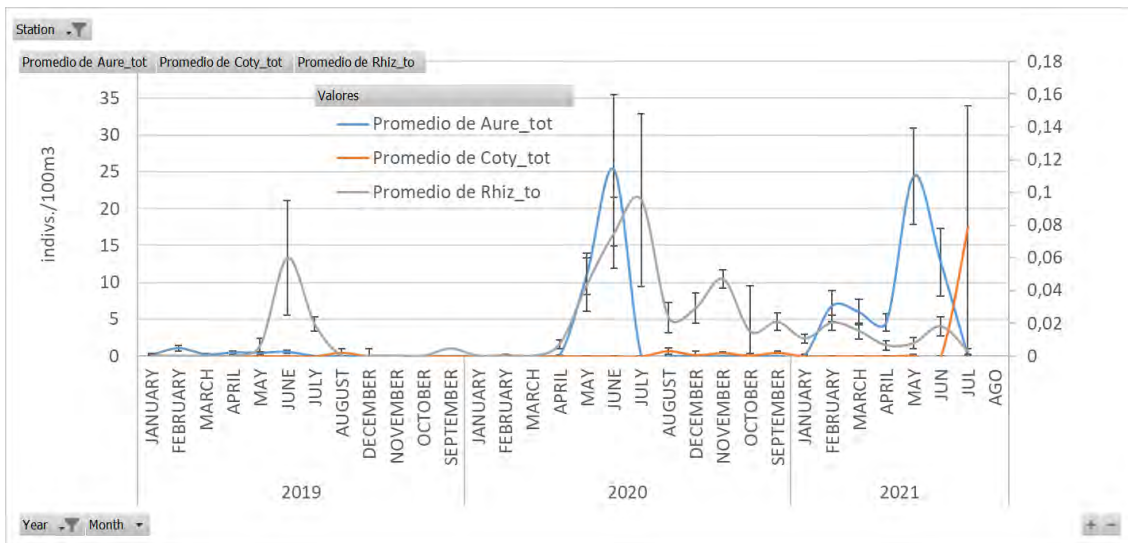


Figura 71. Abundancia media de las poblaciones de medusas en el Mar Menor. Arriba: dinámica mensual de las tres especies dominantes en el Mar Menor en los años 2019 a 2021. Abajo: dinámica de la especie dominante, *Aurelia* sp. en el Mar Menor en 2021.

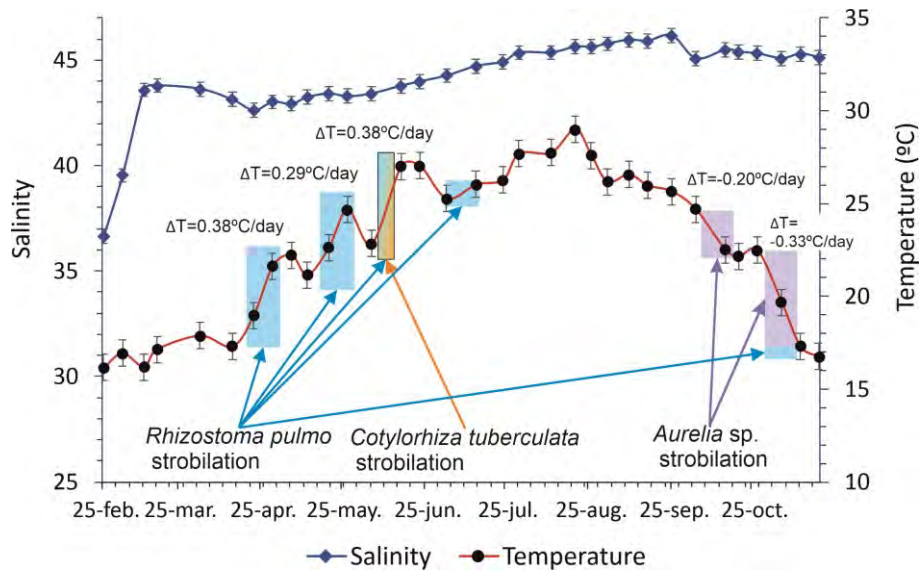


Figura 72. Evolución de los valores medios de temperatura y salinidad en el Mar Menor en 1997 indicando el efecto de la tasa diaria de aumento o disminución de temperatura en los picos de estrobilación para cada especie de medusa. Las barras de error corresponden al error estándar (Fernández-Alías *et al.*, 2020).

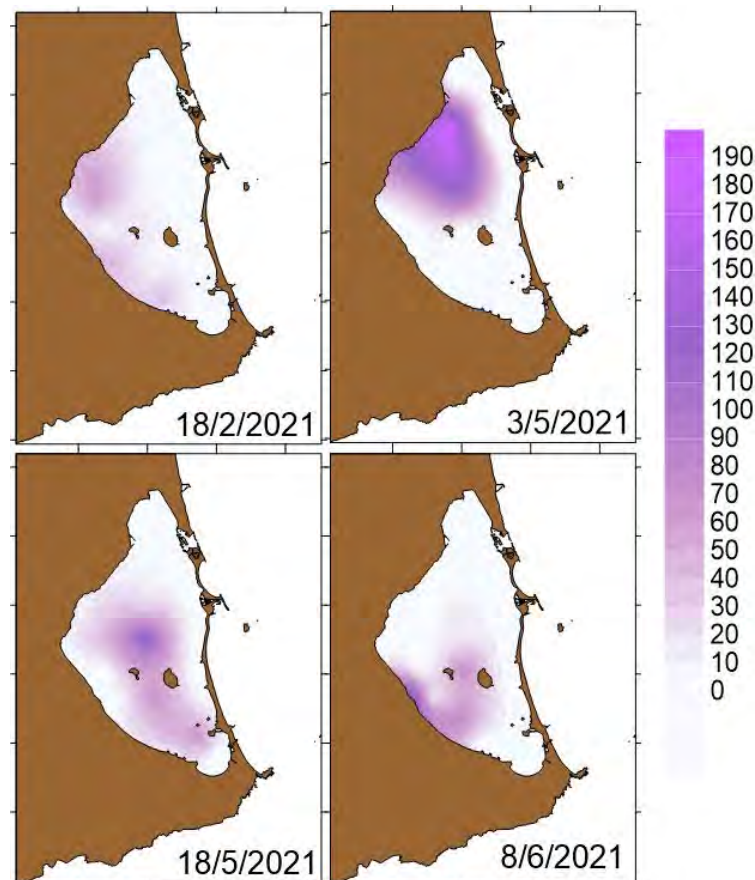


Figura 73. Evolución de la distribución horizontal de las abundancias (individ./100m³) de la medusa luna (*Aurelia* sp.) en el Mar Menor entre febrero y junio de 2021.

En 2021, la especie *R. pulmo* ha sido detectada durante todo el año, pero de forma eventual, mientras que *C. tuberculata* se ha detectado 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 detectado 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.

6.1.2. Ictioplancton

El ictioplancton, junto con las poblaciones de medusas, juega 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* demuestran 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 obtenidas desde 2016 muestra 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. 74). 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. 75).

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. 76).

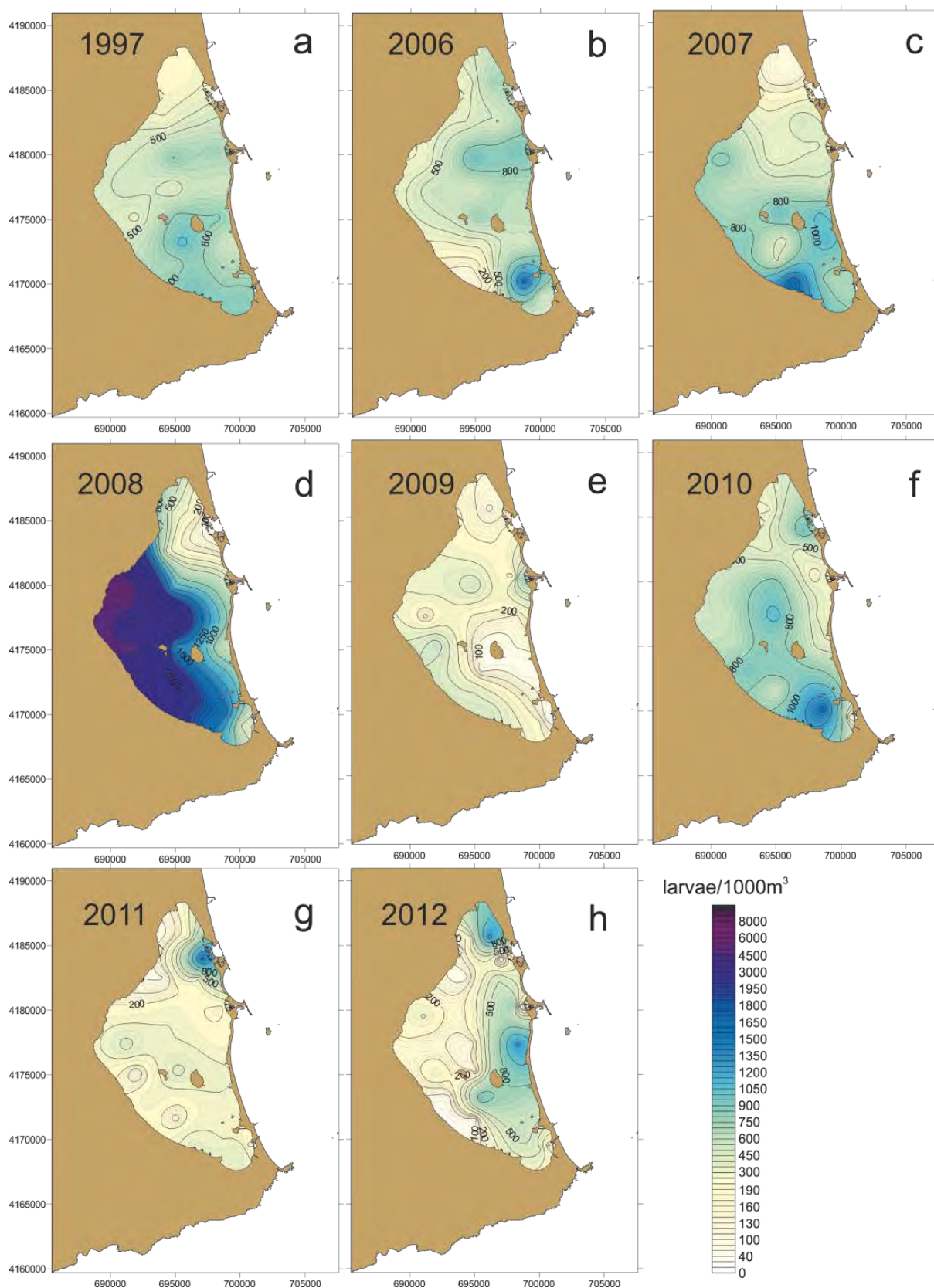


Figura 74. Variabilidad interanual en la distribución de la densidad media de larvas de peces en la laguna del Mar Menor (Quispe, 2014).

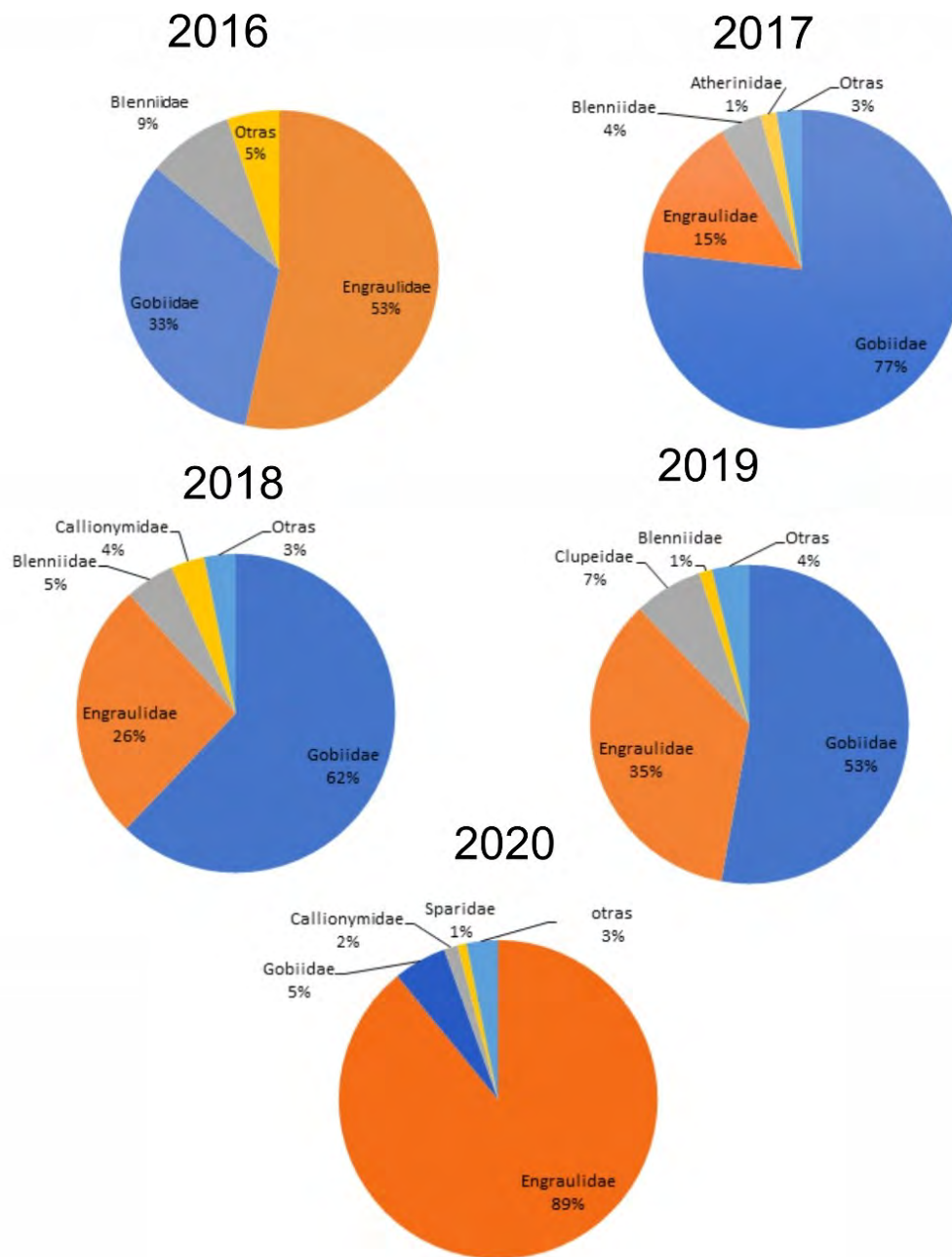


Figura 75. Composición de los poblamientos del ictioplancton en el sistema pelágico del Mar Menor a lo largo de la crisis de eutrofización tras el evento distrófico de 2016.

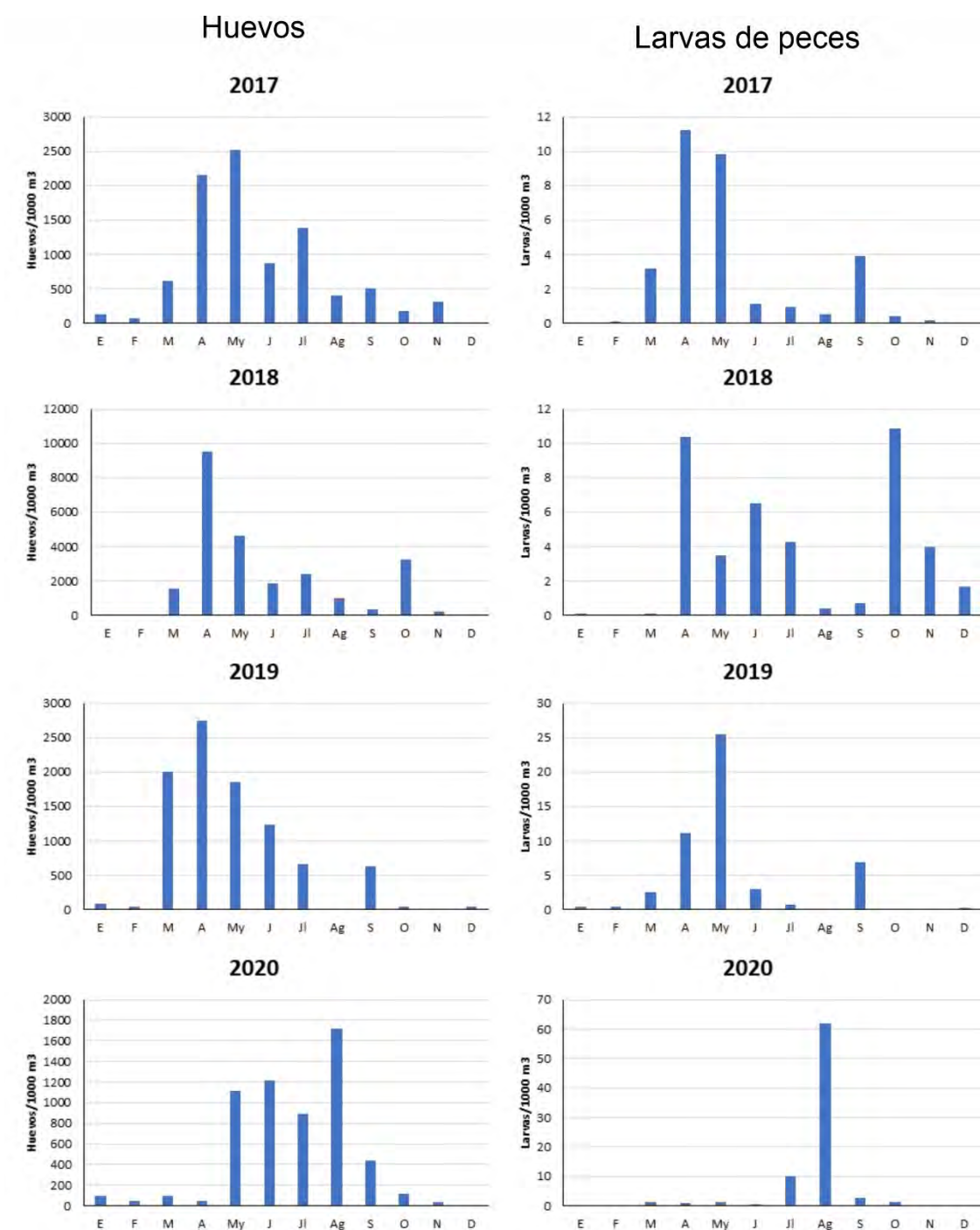


Figura 76. Dinámica temporal de la abundancia de huevos y larvas del ictioplancton en el sistema pelágico del Mar Menor a lo largo de la crisis de eutrofización tras el evento distrófico de 2016.

La cantidad de huevos y larvas muestreados ha oscilado 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 muestreados en 2018, año en el que el ecosistema tuvo una franca recuperación. 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.

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).

7. Valoración de las alteraciones del ecosistema originadas por los vertidos desde costa, modificaciones en las golgas y los escenarios potenciales del cambio climático

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, tanto por escorrentía superficial como por el afloramiento de las aguas subterráneas, tanto subsuperficiales por diversas zonas de la costa oeste como en el cauce bajo de las ramblas, las posibles actuaciones en las golgas 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 golgas pueden tener en el Mar Menor provienen de nuestros propios trabajos (De Pascalis *et al.*, 2012; García-Oliva *et al.*, 2018 y 2019). 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 CO₂ 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 3).

Tabla 3. Flujos medios de entrada y salida [$\text{m}^3 \text{s}^{-1}$] a través de las tres golas del Mar Menor en los años 1997 y 2100 (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 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 hm^3 con una salinidad media de 12.5 psu (Fig. 77). Estos valores probablemente pueden ser distintos de la situación hidrológica actual del Mar Menor ya que las entradas están aumentando y deberán ser recalculadas.

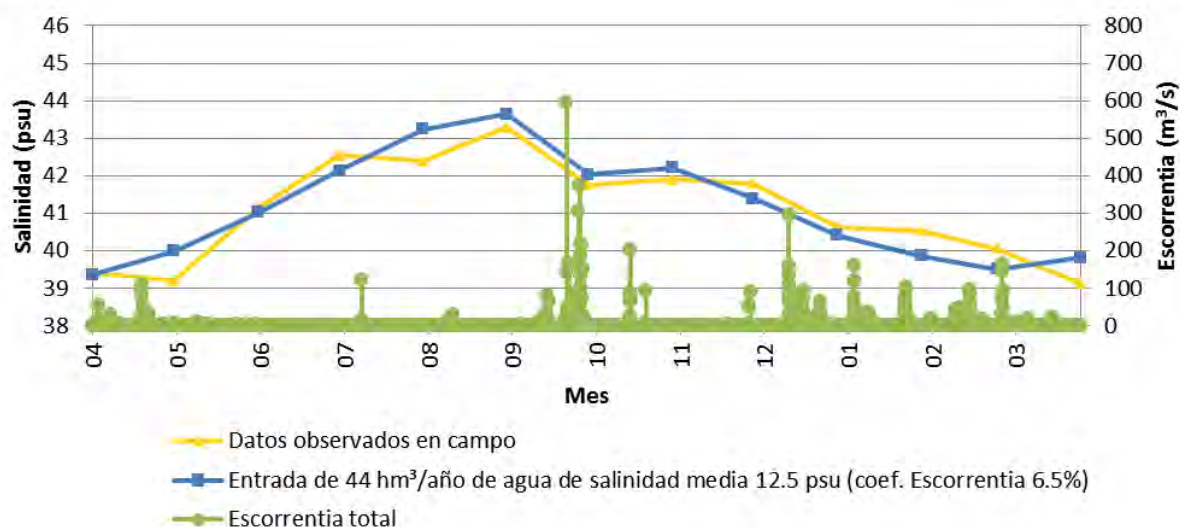


Figura 77. Medias mensuales de salinidad observadas y calculadas a partir del modelo numérico del Mar Menor con medidas de salinidad en las ramblas y superposición de la escorrentía total.

Para valorar el efecto de los dragados en las golos, 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 78 a 83 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.

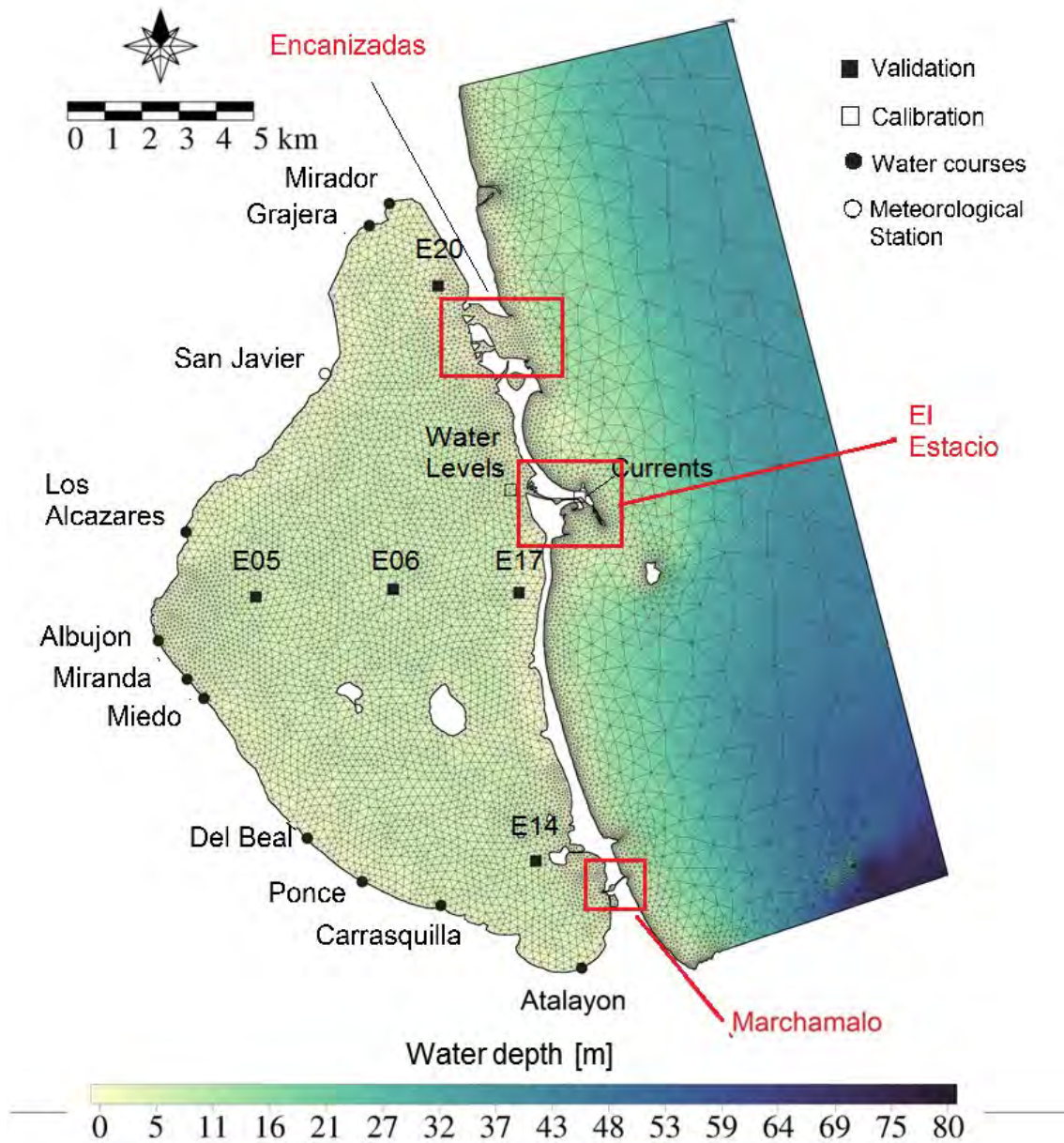


Figura 78. Dominio del modelo numérico del Mar Menor, batimetría, canales, cursos de agua y estaciones para datos meteorológicos, calibración y validación.

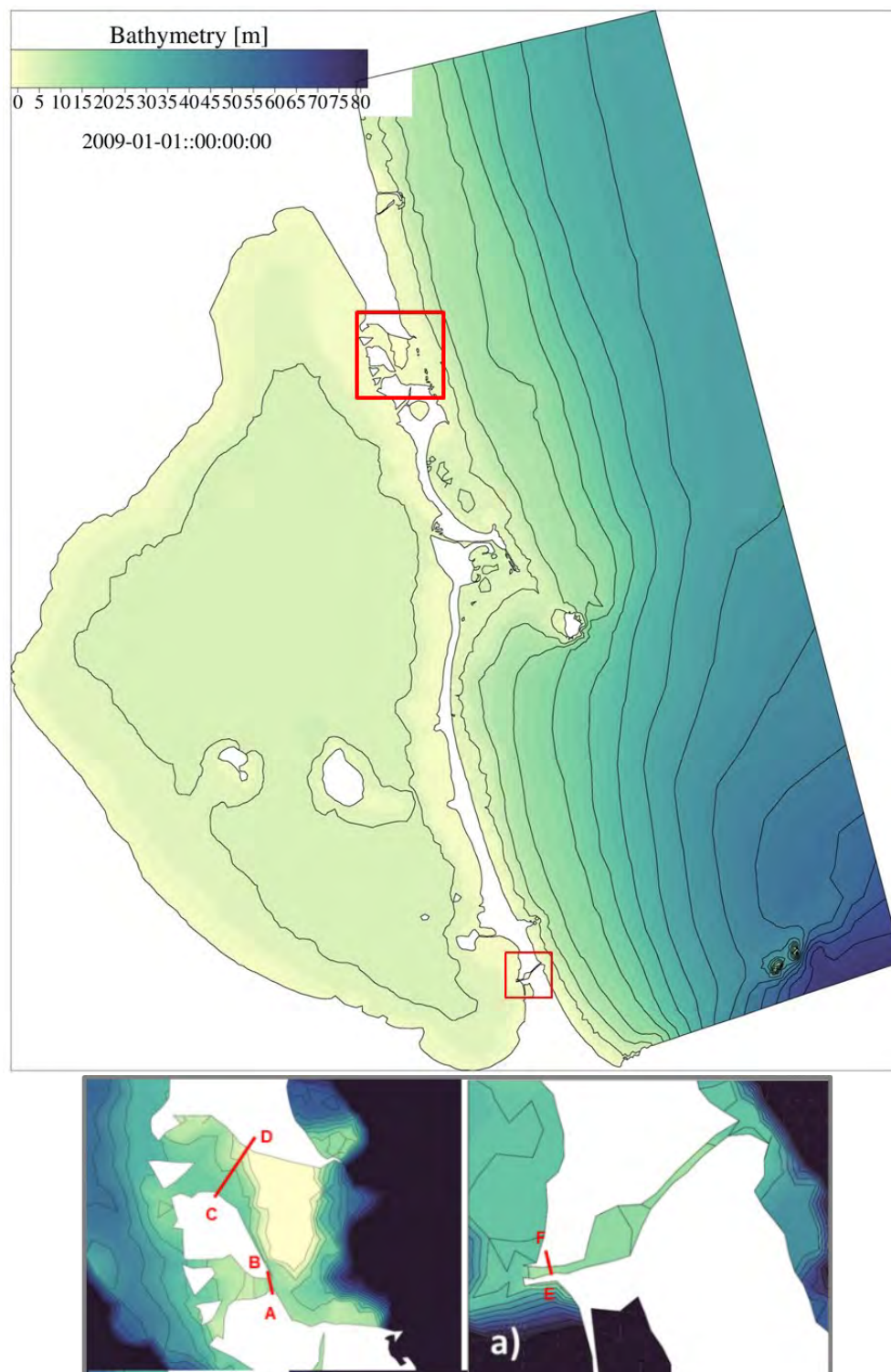
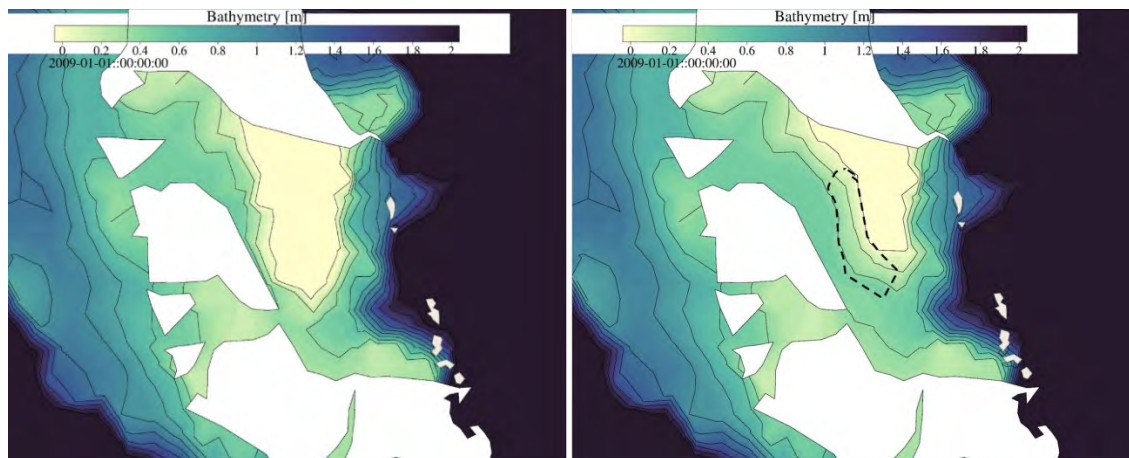
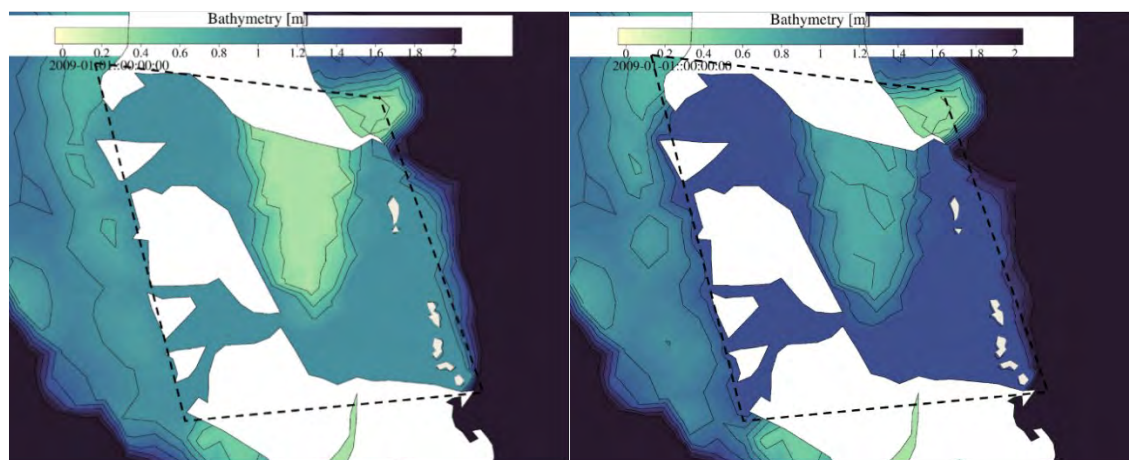


Figura 79. Batimetría en el dominio del modelo y transectos considerados para valorar el cambio de sección del canal.



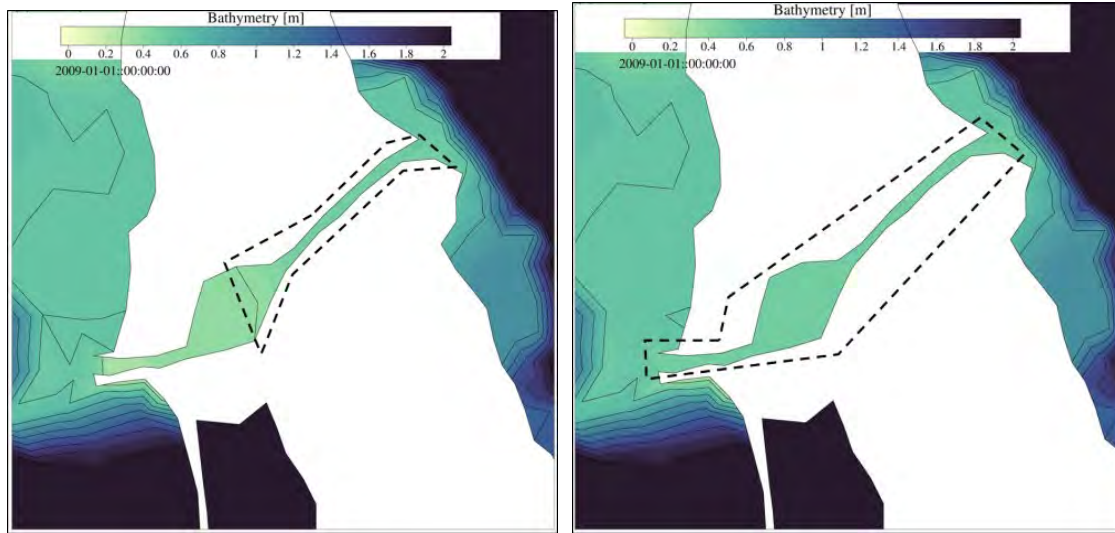
--- Zona de dragado

Figura 80. Batimetría en el canal de las Encañizadas – Situación sin dragado (izquierda) y en el canal de las Encañizadas – Mant_Enc (derecha).



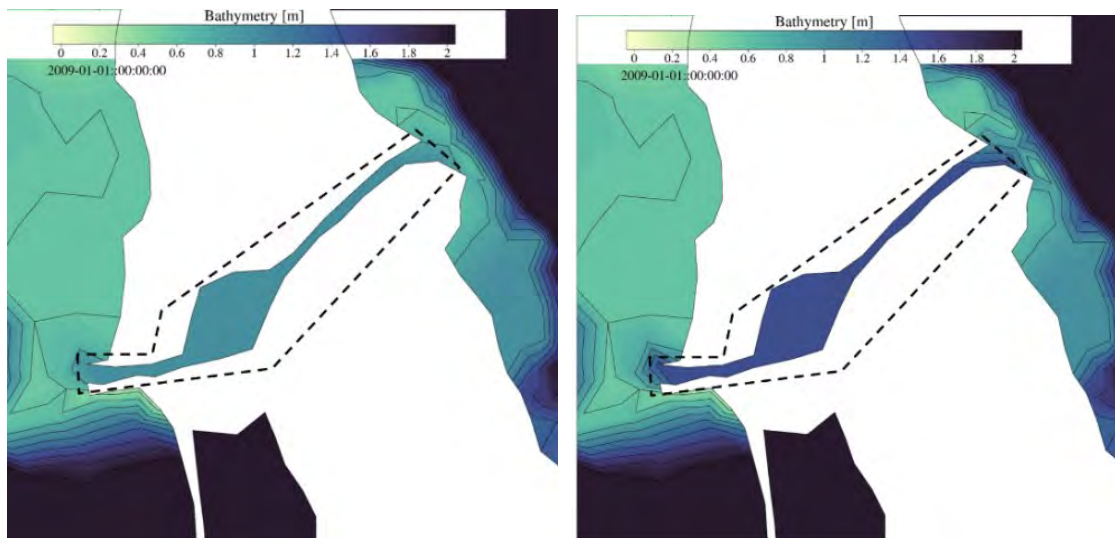
--- Zona de dragado

Figura 81. Batimetría en el canal de las Encañizadas – Enc_1m (izquierda) y batimetría en el canal de las Encañizadas – Enc_1.5m (derecha).



--- Zona de dragado

Figura 82. Batimetría en el canal de Marchamalo con dragado parcial – Mar_parc_0.5m (izquierda) y batimetría en el canal de Marchamalo – Mar_0.5m (derecha).



--- Zona de dragado

Figura 83. Batimetría en el canal de Marchamalo – Mar_1m (izquierda) y batimetría en el canal de Marchamalo – Mar_1.5m (derecha).

Tabla 4. Profundidades medias y máximas en los canales para cada escenario de dragado.

Escenario	ID	Profundidad Encañizadas (m)		Profundidad Marchamalo (m)		%cambio de la sección *
		Promedio	Máxima	Promedio	Máxima	
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

* 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).

La Figura 84 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.

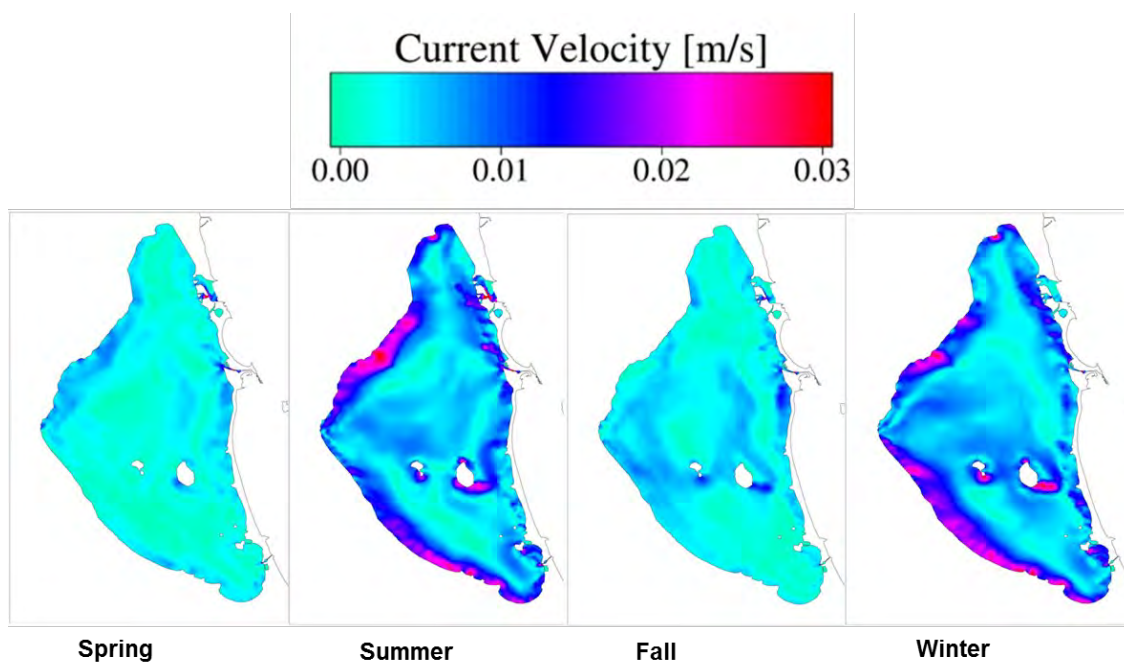


Figura 84. Velocidades medias estacionales de las corrientes en el Mar Menor.

La figura 85 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.

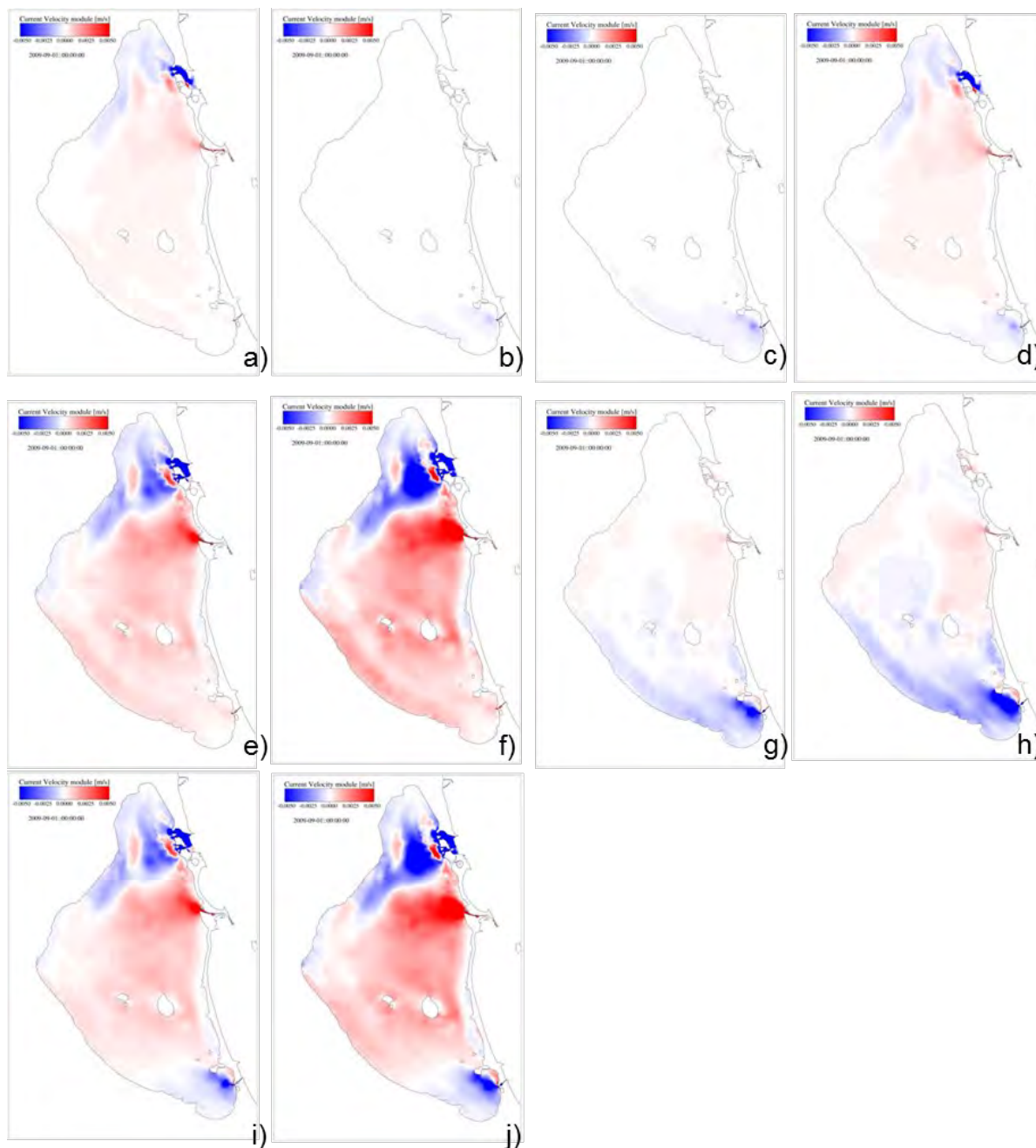


Figura 85. Diferencias de velocidad de las corrientes en verano: a) Mant_Enc / **b) Mar_parco_0.5m** / c) Mar_0.5m / d) Mant_Enc_Mar_0.5m / e) Enc_1m / f) Enc_1.5m / **g) Mar_1m** / **h) Mar_1.5m** / i) Enc_Mar_1m / j) Enc_Mar_1.5m (Rojo: aumento de la velocidad / Azul: disminución de la velocidad). Se han resaltado en **negrita** los escenarios que implican actuaciones únicamente en el canal de Marchamalo.



Como puede observarse, cualquier actuación en Marchamalo que implique dragados superiores a 0,5 m tiene repercusiones importantes en toda la cubeta sur (Fig. 85 g y h; 86 g y h), con una pérdida sensible de velocidad en las corrientes de toda la ribera sur oriental de la laguna, entre la desembocadura de la rambla de El Albujón y Mar de Cristal, y en la parte dental 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.

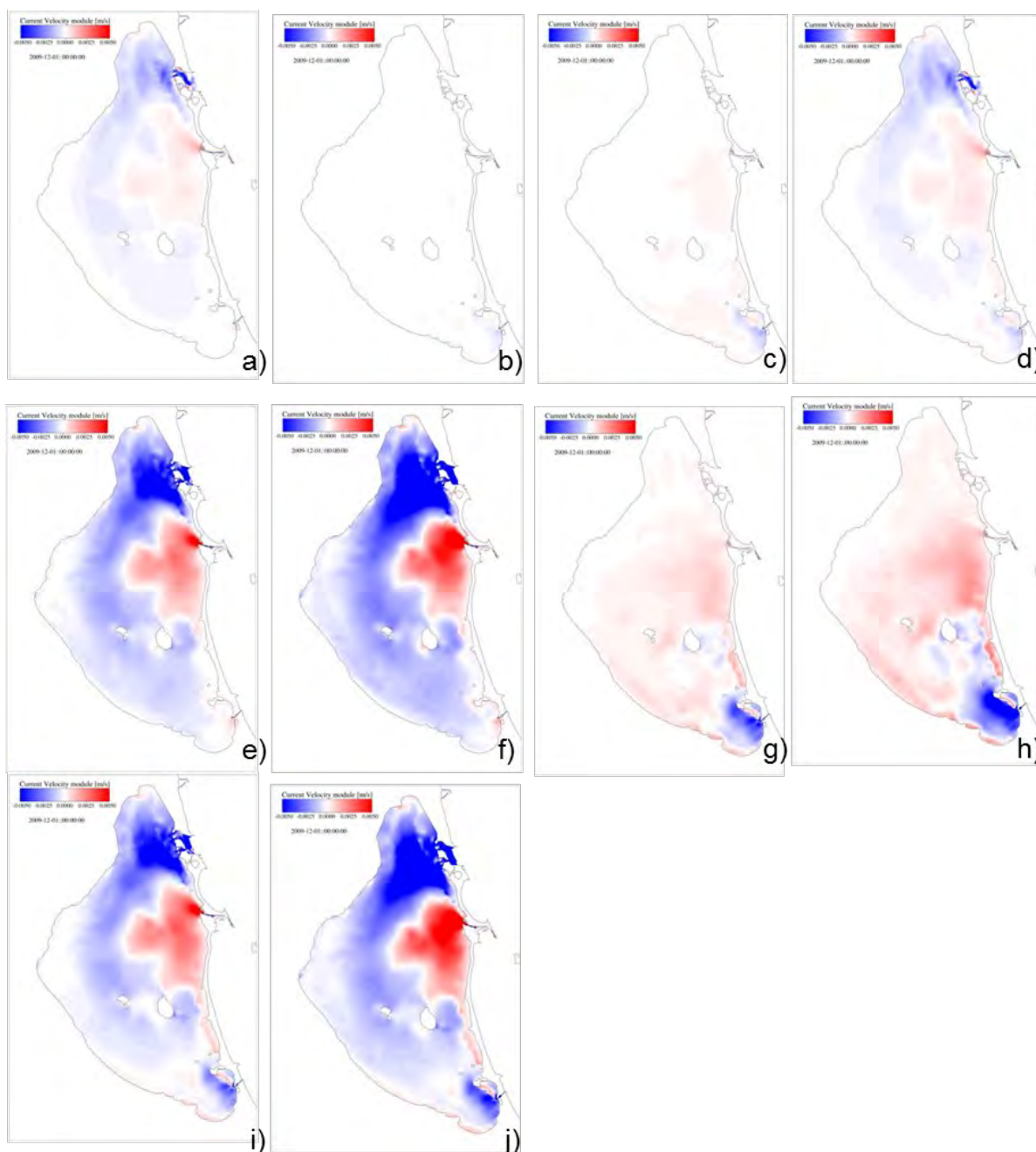


Figura 86. Diferencias de velocidad de las corrientes en otoño: a) Mant_Enc / **b) Mar_parc_0.5m** / **c) Mar_0.5m** / d) Mant_Enc_Mar_0.5m / e) Enc_1m / f) Enc_1.5m / **g) Mar_1m** / **h) Mar_1.5m** / i) Enc_Mar_1m / j) Enc_Mar_1.5m (Rojo: aumento de la velocidad / Azul: disminución de la velocidad). 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. 87), 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. 88-89) (García-Oliva *et al.*, 2018; Pérez-Ruzafa, 2019).

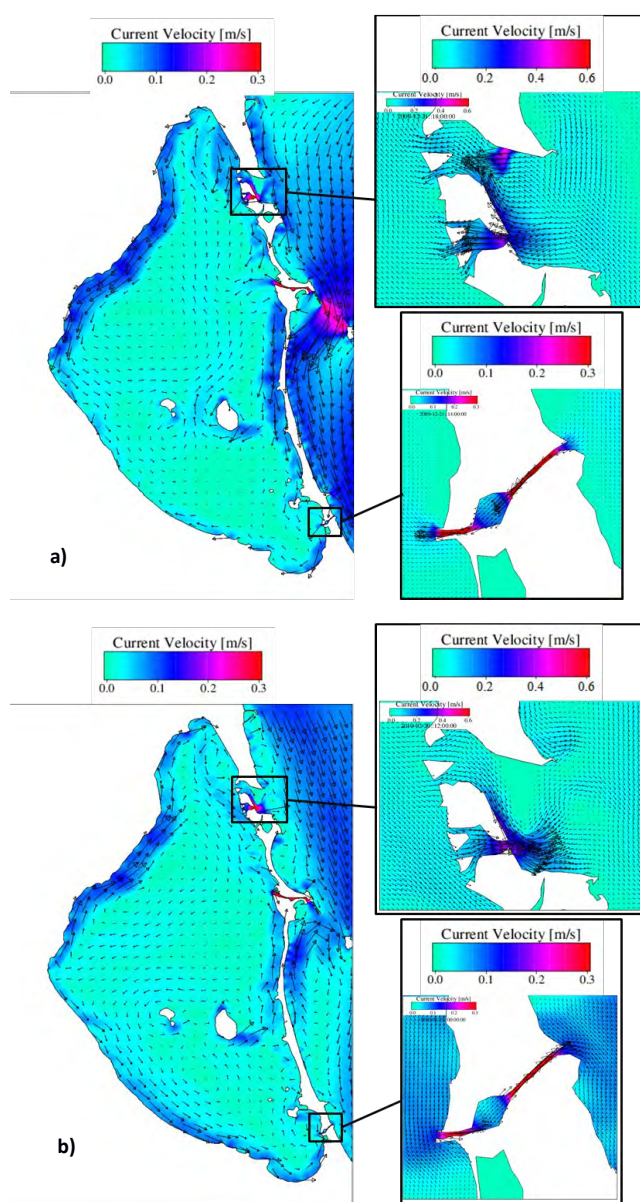


Figura 87. Velocidades de corrientes promediadas verticalmente durante el 13-02-2010 y 20-02-2010: (a) en situaciones de entrada y b) en situaciones de salida.

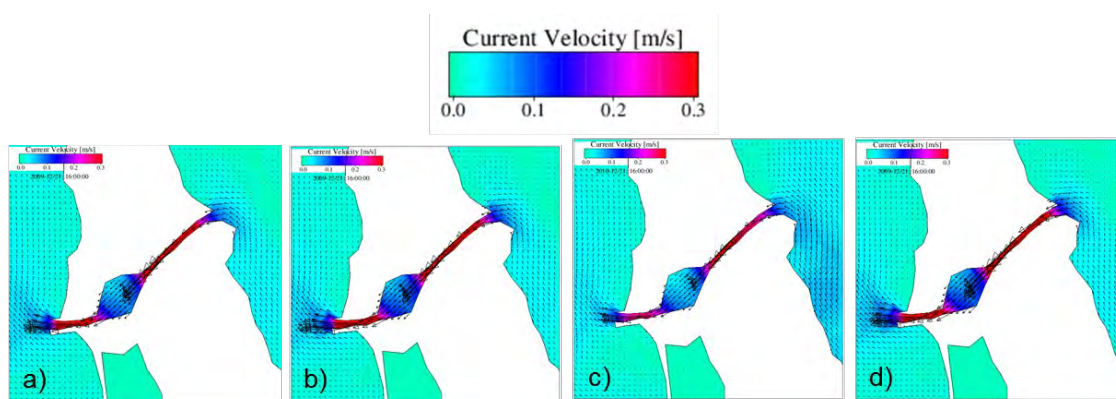


Figura 88. Velocidades de corriente promediadas verticalmente en Marchamalo con la descarga máxima en la laguna a través de El Estacio: a) Mant_Enc / b) Mar_part_0.5m / c) Mar_0.5m / d) Mant_Enc_Mar_0.5m.

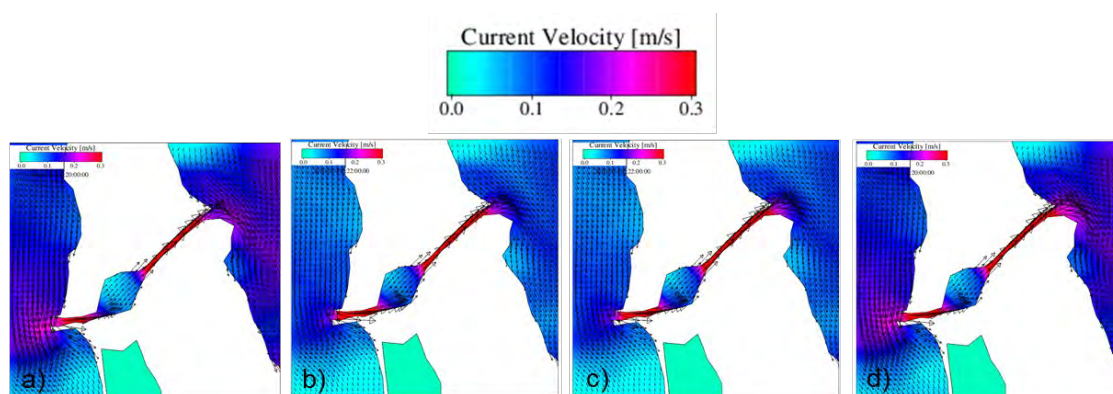


Figura 89. Velocidades de corriente promediadas verticalmente en Marchamalo con la descarga máxima hacia fuera de la laguna a través de El Estacio: a) Mant_Enc / b) Mar_part_0.5m / c) Mar_0.5m / d) Mant_Enc_Mar_0.5m.

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 5). 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.

Tabla 5. 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 (hm ³)			Volumen total anual (hm ³)
			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 6. 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 dragado 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 6), 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 prolífera* 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. 90), 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 (Fig. 72) (Pérez-Ruzafa, 1997; Fernández-Alías *et al.*, 2020).

La intensidad de los impactos es proporcional a la magnitud de las actuaciones de dragado (Fig. 90) 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. 90) y cualquier escenario de actuación debe ser considerado en el contexto completo de las motivaciones que llevan a proponerlo y de las consecuencias teniendo en cuenta todos los aspectos implicados. Las actuaciones que superen actividades de mantenimiento deben ser consideradas de alto riesgo para la integridad del ecosistema. Incluso las de mantenimiento, deben ser evaluadas y puestas en contexto con minuciosidad.

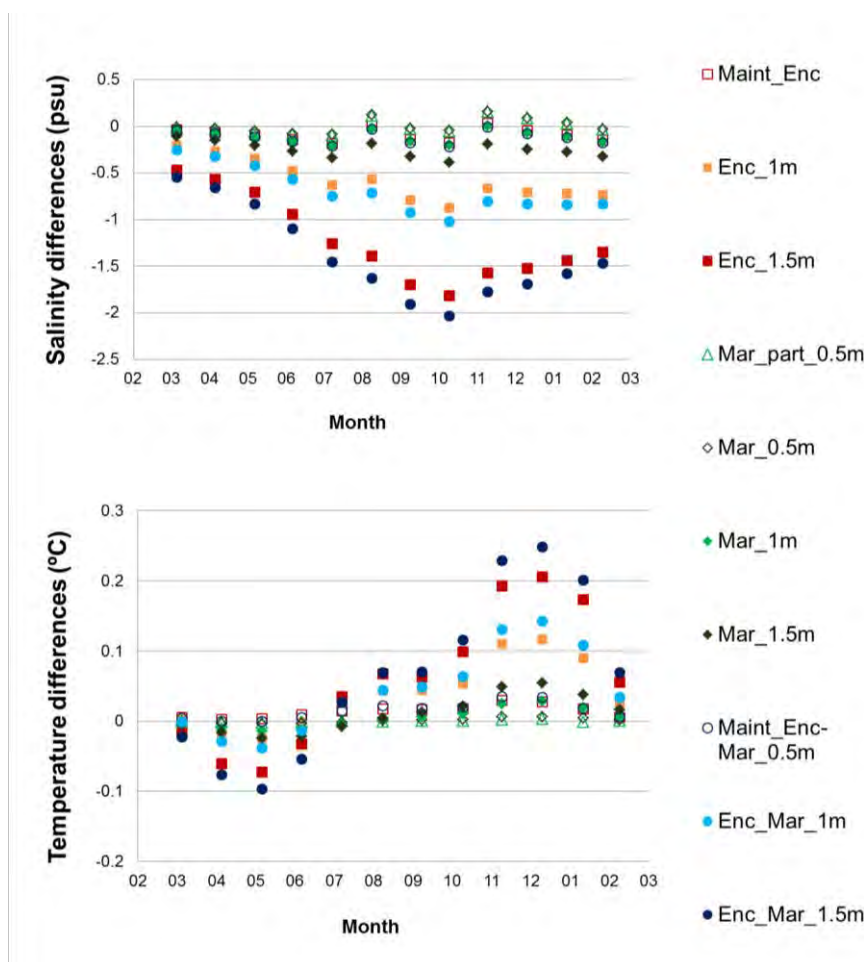


Figura 90. Diferencias en la salinidad media mensual (izquierda) y en la temperatura (derecha) entre los escenarios de dragado y sin perturbaciones (García-Oliva *et al.*, 2019).

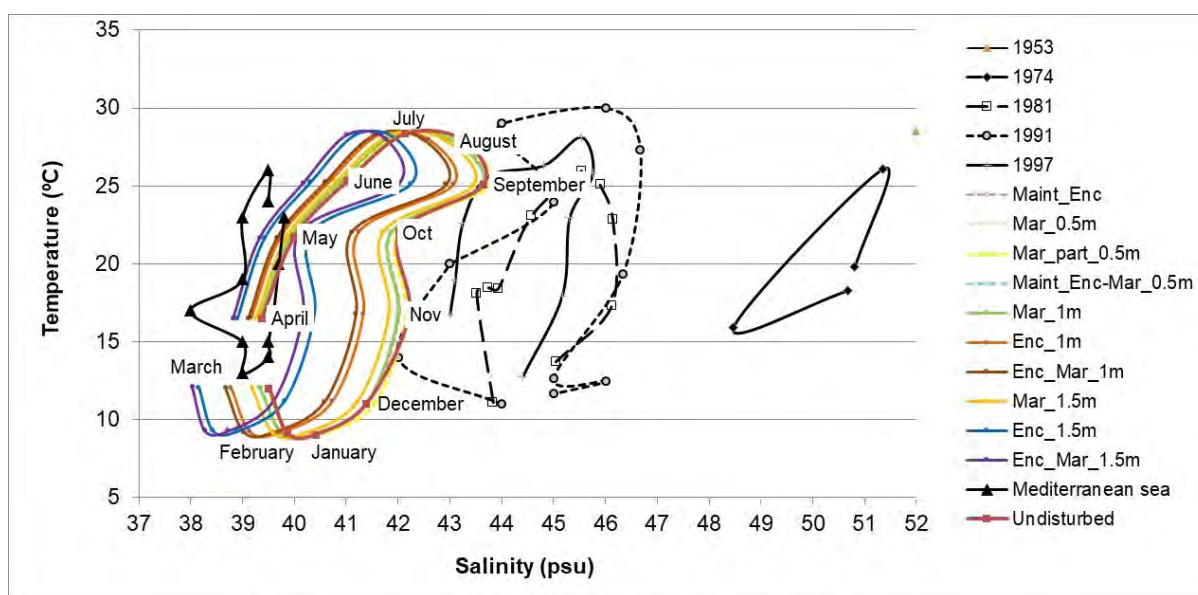


Figura 91. Diagrama T-S mostrando el ciclo anual de salinidad-temperatura de la laguna para las series históricas de datos y los distintos escenarios de dragado. Los triángulos negros representan el ciclo anual de T-S para el Mediterráneo y las otras líneas negras la evolución de T-S para el Mar Menor 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. 91). Los ciclos de los escenarios de dragado menos profundos, representados con líneas discontinuas en la Figura 91, están más cerca del caso No perturbado, mientras que los dragados más profundos particularmente lo que afectarían 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 92 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 con 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. 92a).

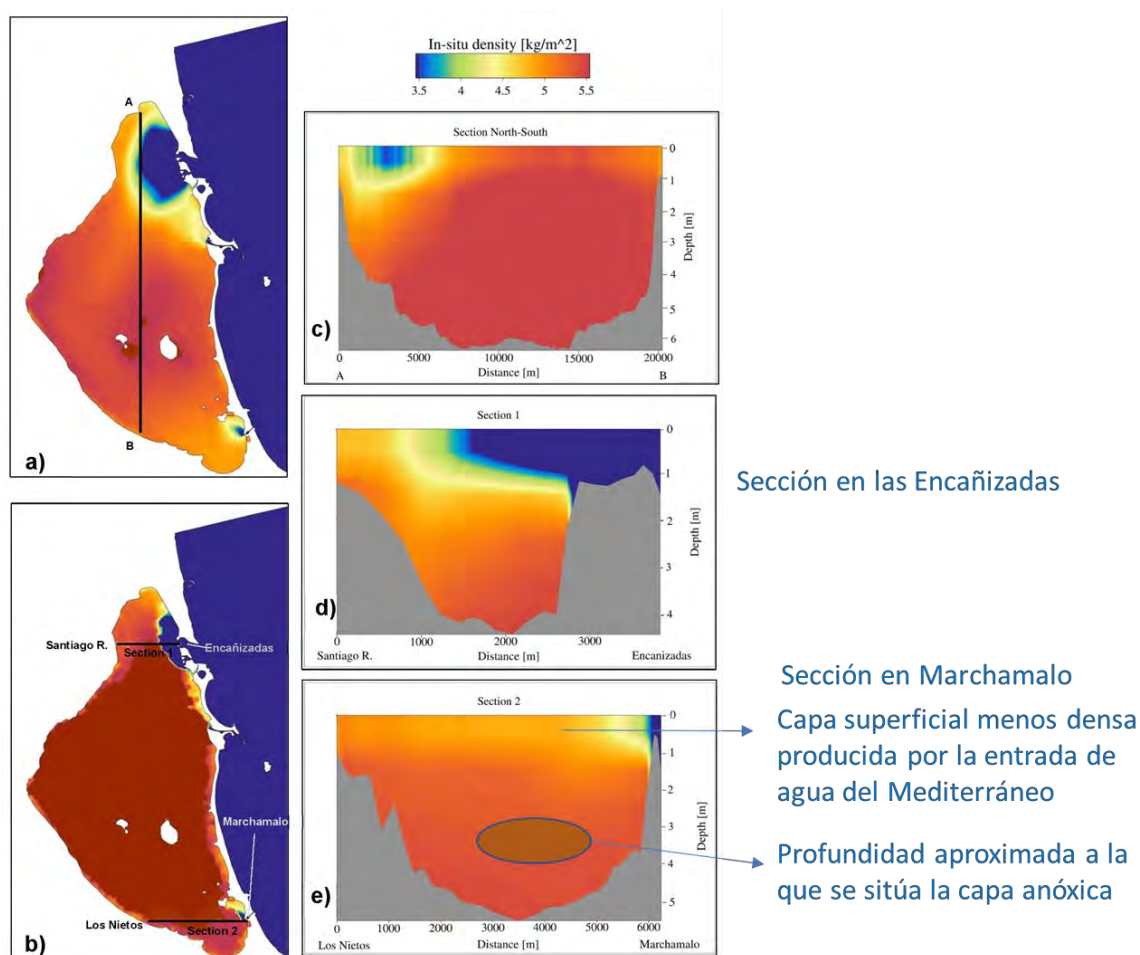


Figura 92. Densidad del agua *in situ* en el escenario Enc_Mar_1.5m el 21 de diciembre de 2009 a las 16.00 h (con caudal máximo hacia el interior): densidad de la superficie (a) y del fondo (b) capas; transectos en el transecto norte-sur de la laguna (c) y secciones este-oeste a través de las ensenadas 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. 93). 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.

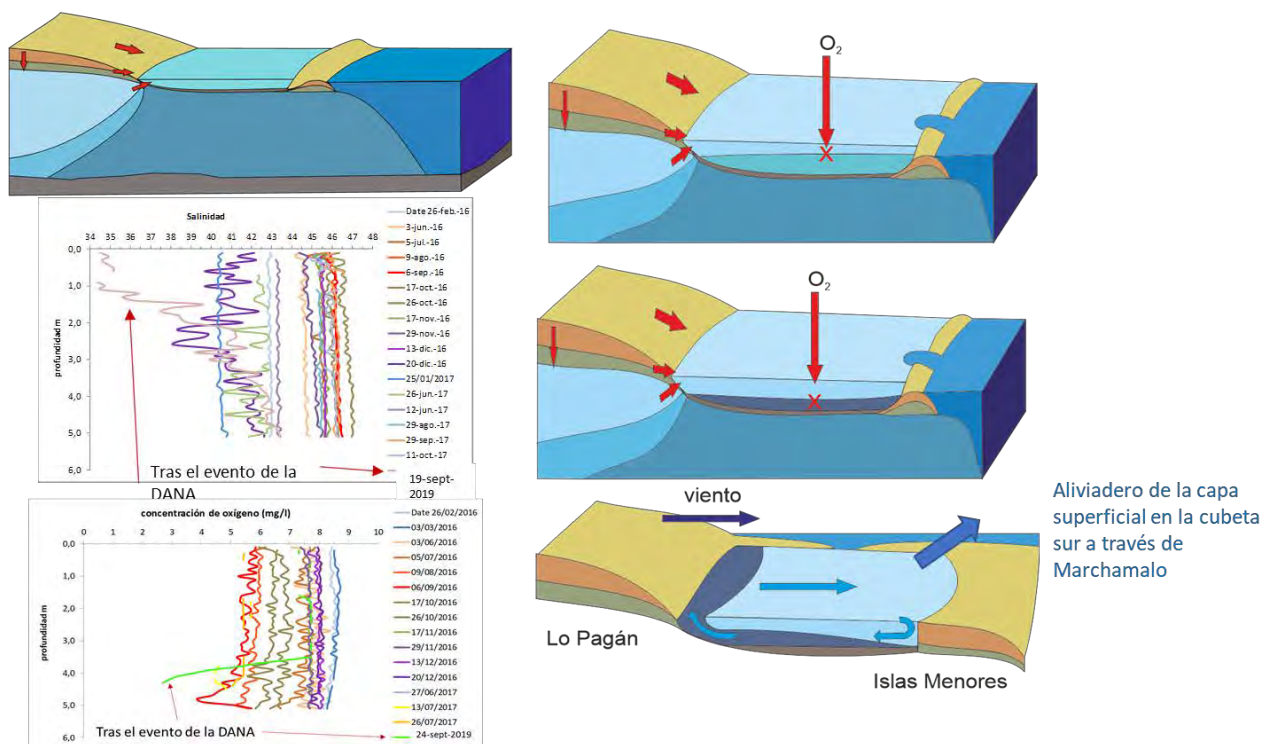


Figura 93. Esquema de la situación que se produjo durante la DANA de septiembre de 2019 en el Mar Menor.

8. 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 golos 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 94. 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 94, 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 74). Como puede verse en la figura 95, 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. 96).

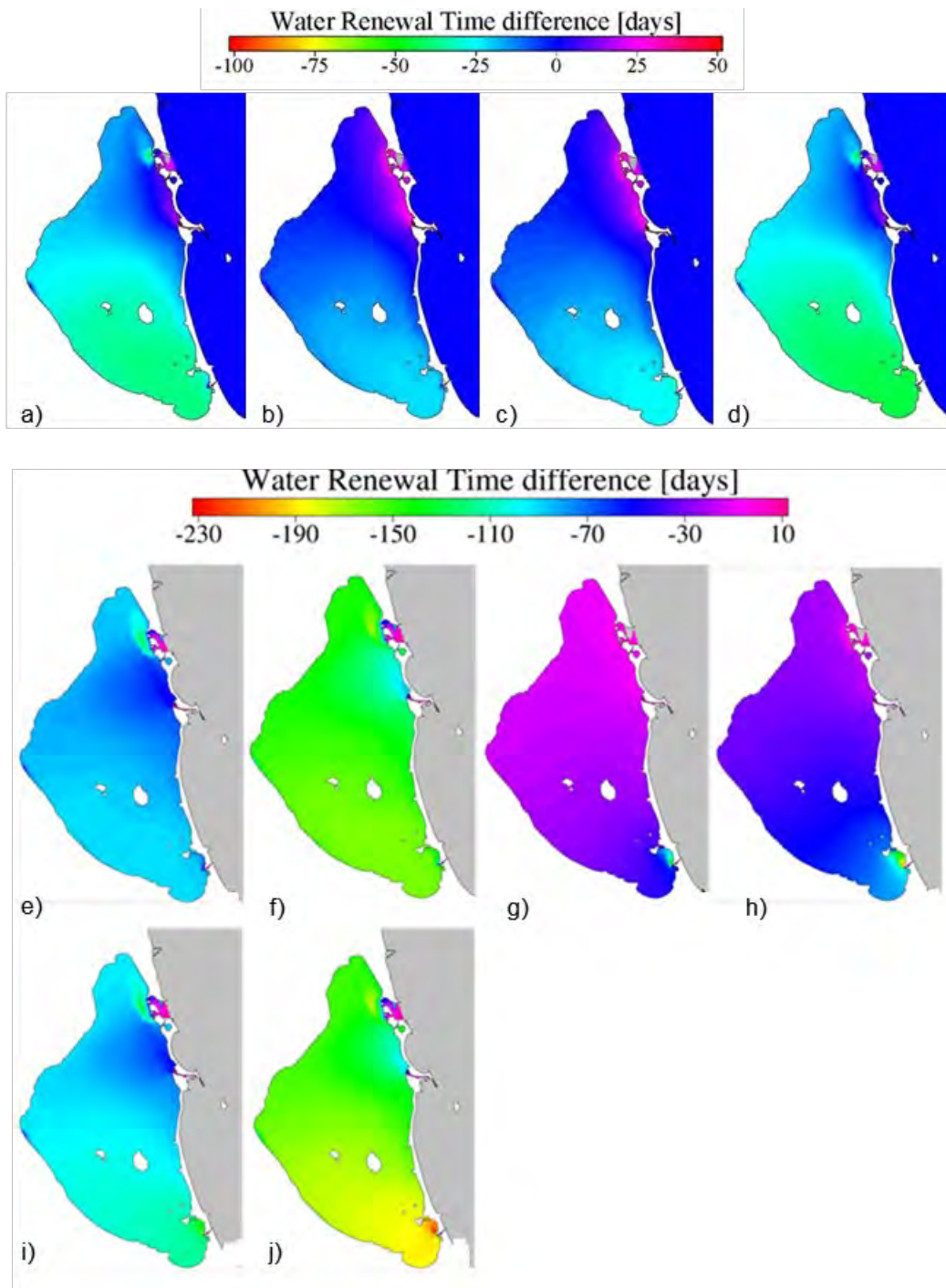


Figura 95. Diferencias en el tiempo de renovación del agua con respecto al estado sin dragar: a) Mant_Enc / b) Mar_part_0.5m / c) Mar_0.5m / d) Mant_Enc_Mar_0.5m / e) Enc_1m / f) Enc_1.5m / g) Mar_1m / h) Mar_1.5m / i) Enc_Mar_1m / j) Enc_Mar_1.5m. Los valores negativos indican una reducción de la WRT.

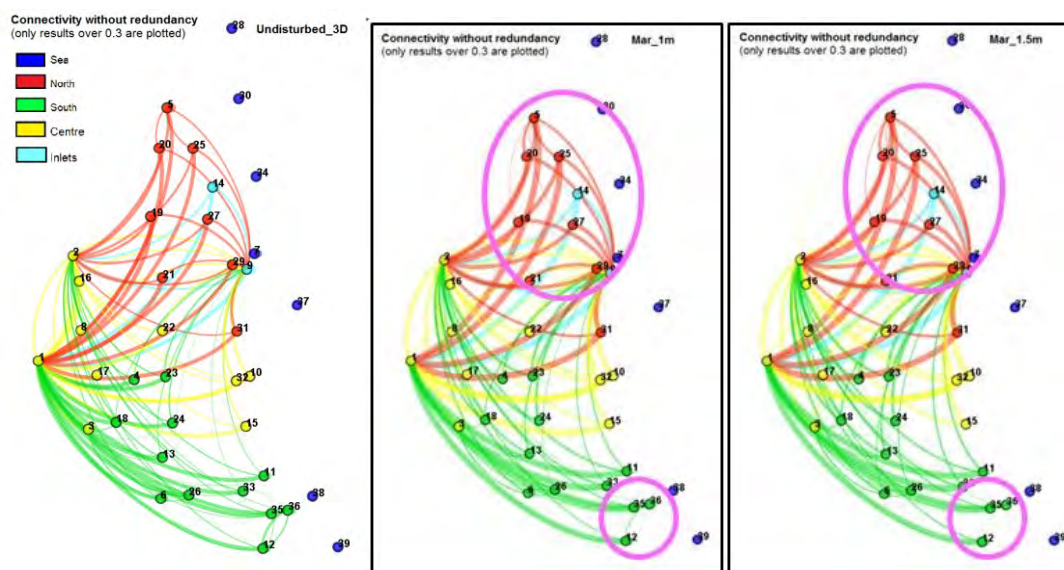


Figura 96. Izquierda: Conectividad sin redundancia entre las estaciones después del período de 2 años de la simulación 3D en el escenario sin perturbaciones (las líneas siguen una dirección en el sentido de las agujas del reloj desde la fuente hasta el punto de destino, el ancho de las líneas indica 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.

Para los escenarios relacionados con el dragado individual del canal Marchamalo (Fig. 97) 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.

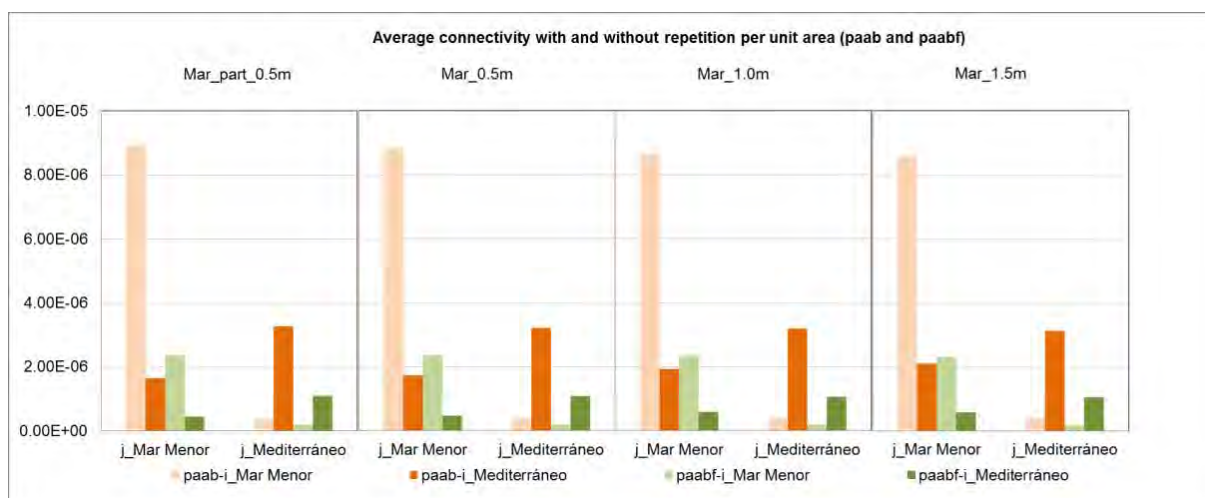


Figura 97. Conectividad con y sin redundancia (paab y paabf, respectivamente) entre el Mar Menor y el Mar Mediterráneo después del período de 2 años de las simulaciones 3D relacionadas con el dragado del canal Marchamalo.

9. 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

Las restricciones al intercambio de aguas 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 y 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. 99).

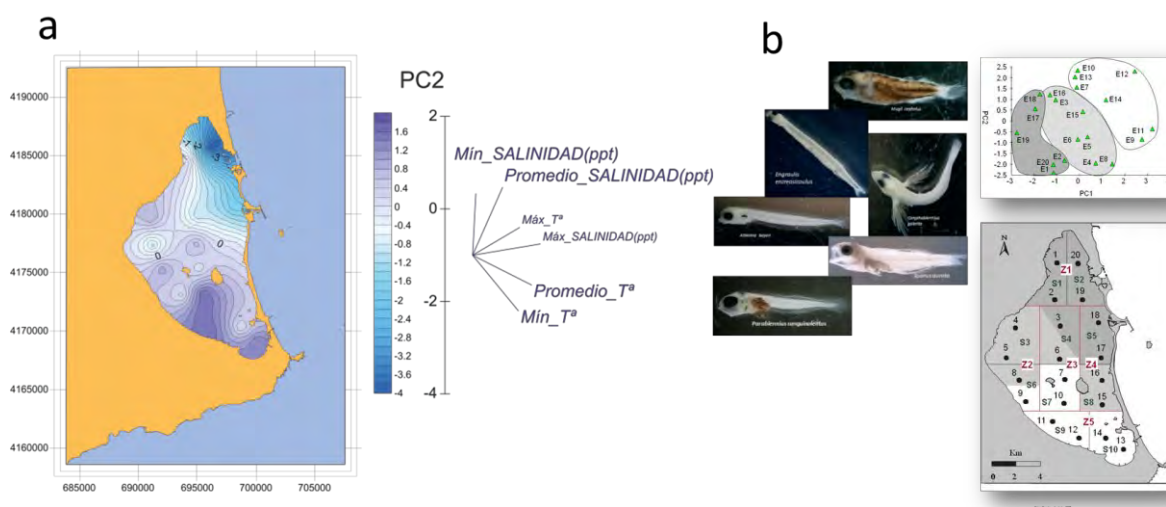


Figura 98. a) caracterización de distintas masas de agua en el Mar Menor en función de sus condiciones de salinidad y temperatura. b) caracterización de diferentes poblamientos en el ictioplancton del Mar Menor en base a la composición y abundancia de las especies de larvas de peces (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2004).

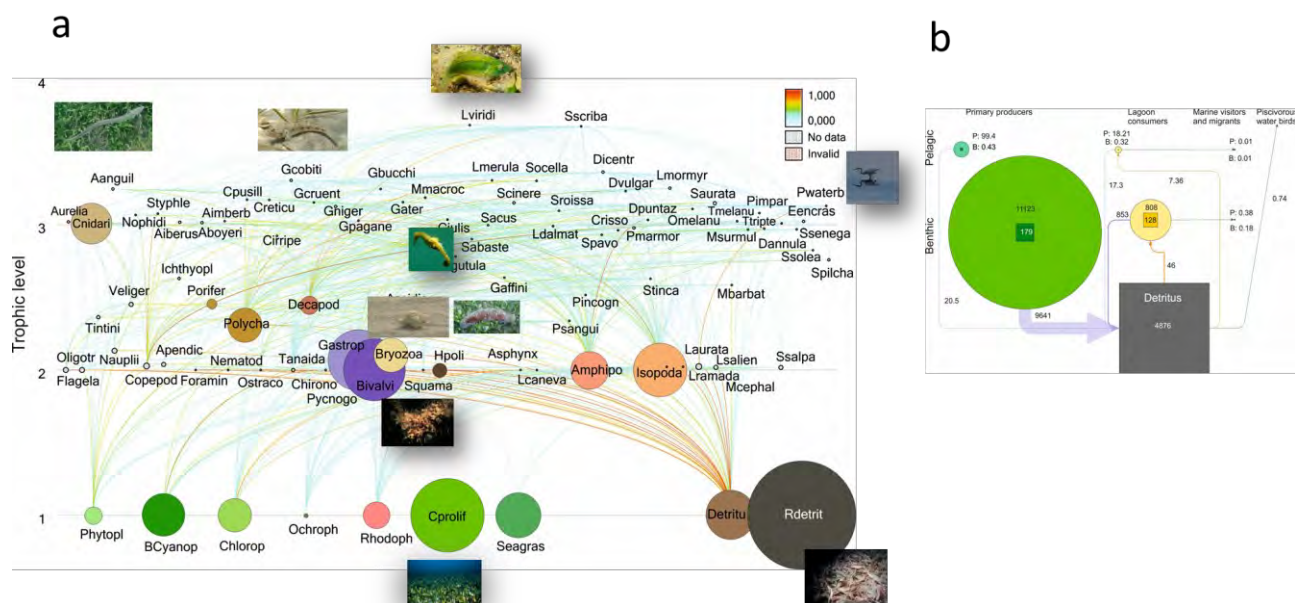


Figura 99. a) Flujos de energía e importancia relativa de los distintos grupos funcionales y taxonómicos en la red trófica del Mar Menor elaborada con el modelo Ecopath (Pérez-Ruzafa et al., 2020). b) Síntesis de los principales flujos de energía en la red trófica del Mar Menor (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2020).

Todos estos procesos y factores dan lugar a los complejos mecanismos de autorregulación que tiene el ecosistema del Mar Menor (Fig. 100). 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, 2020).

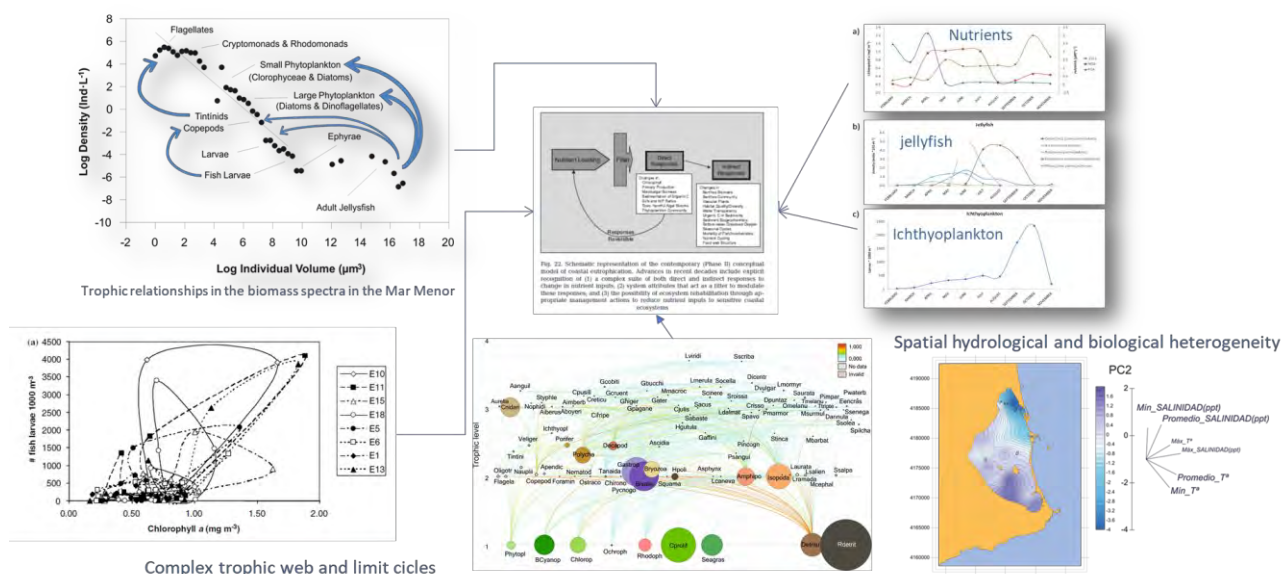


Figura 100. Procesos y factores dan lugar a los complejos mecanismos de autorregulación que presenta el ecosistema del Mar Menor para enfrentarse y neutralizar los efectos de la eutrofización, desde el control top-down ejercido por las medusas y el ictioplancton y los sucesivos niveles tróficos sobre la red trófica pelágica (arriba a la izquierda) (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2002), la segregación temporal entre las distintas especies de medusas y el ictioplancton en su función reguladora (arriba derecha) (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2002, 2004; Fernández-Alías *et al.*, 2021), la heterogeneidad espacial de los ciclos límite reguladores (abajo-izquierda) (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2005a), la complejidad de la red trófica (abajo-centro) (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2020) y 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 mediterraneización 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 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 2100 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 marinos y a los sistemas marinos en múltiples niveles de organización y desafiando la sostenibilidad de las poblaciones de peces marinos y las pesquerías (Pörtner y 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, que son 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 esperado 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 salinidad media 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 y el de El Charco, en 1878, y el Estacio también a finales de I 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*), lubina (*Dicentrarchus labrax*), 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*) 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 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 las algas *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 y 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 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* y *Cladophora* sp. (García-Carrascosa, 1982) en la comunidad fotofílica fueron reemplazados en su mayoría por facies de *Acetabularia acetabulum*, *Jania rubens*, *Padina pavonica* y, dependiendo de la zona, por *Palisada tenerima* (Pérez-Ruzafa I.M., 1989). Además, las praderas de fanerógamas (con la presencia de *Cymodocea nodosa*, *Zostera marina* 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 umentar la temperatura en los últimos años probablemente también sean 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 y 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 y 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 *Ostrea edulis* Linnaeus, 1758 en el Mar Menor. Las poblaciones *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 y Rozamora, 1996; Arzul *et al.*, 2006). Más recientemente, la especie amenazada *P. 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 mediterrización 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.

Efectos de los canales de dragado sobre la actividad pesquera y los rendimientos pesqueros.

La colonización de nuevas especies y los cambios en las condiciones lagunares y las características del fondo después de dragar nuevas golas o ampliar las existentes también pueden tener consecuencias en los rendimientos de la pesca. Los cambios en la topografía de las entradas podrían afectar la entrada de peces al Mar Menor y, por lo tanto, la producción pesquera basada en especies migratorias (Katselis *et al.*, 2003). Por otro lado, en el caso de las lagunas costeras con poca o ninguna influencia de agua dulce, el aumento de la salinidad derivado de la falta de mantenimiento y la obstrucción de las entradas también puede traducirse en cambios en la composición de las especies y una caída significativa en las capturas (Ben-Tuvia, 1984; Mehanna, 2007).

Pero, como ocurrió en el Mar Menor, el dragado o la creación de nuevos canales también pueden llevar a la caída de los rendimientos de la pesca. Butigieg (1927) y Navarro (1927) atribuyeron la disminución de las capturas a la disminución de la salinidad, la colonización de nuevas especies (como *Sparus aurata*) y la expansión de las praderas de *Cymodocea nodosa* producidas después de la construcción de golas como El Charco o El Estacio en el siglo XIX. Otros factores podrían ser responsables, como la caída en la productividad, tanto bentónica como planctónica, asociada con una menor intensidad del gradiente de salinidad (Marcos *et al.*, 2015; Pérez-Ruzafa *et al.*, 2018b).

En el caso de las actuaciones en El Estacio, la caída en la captura afectó tanto a *S. aurata* como a la familia Mugilidae, y se relacionó también con el aumento en la diversidad de peces y con una nueva caída en la salinidad, pero principalmente con la colonización y la rápida expansión de *Caulerpa prolifera*, que produjo un alto grado de acumulación de materia orgánica y anoxia en los sedimentos (Pérez-Ruzafa y Marcos, 1987; Pérez-Ruzafa *et al.*, 2005b; Marcos *et al.*, 2015) (Figs. 3-4).

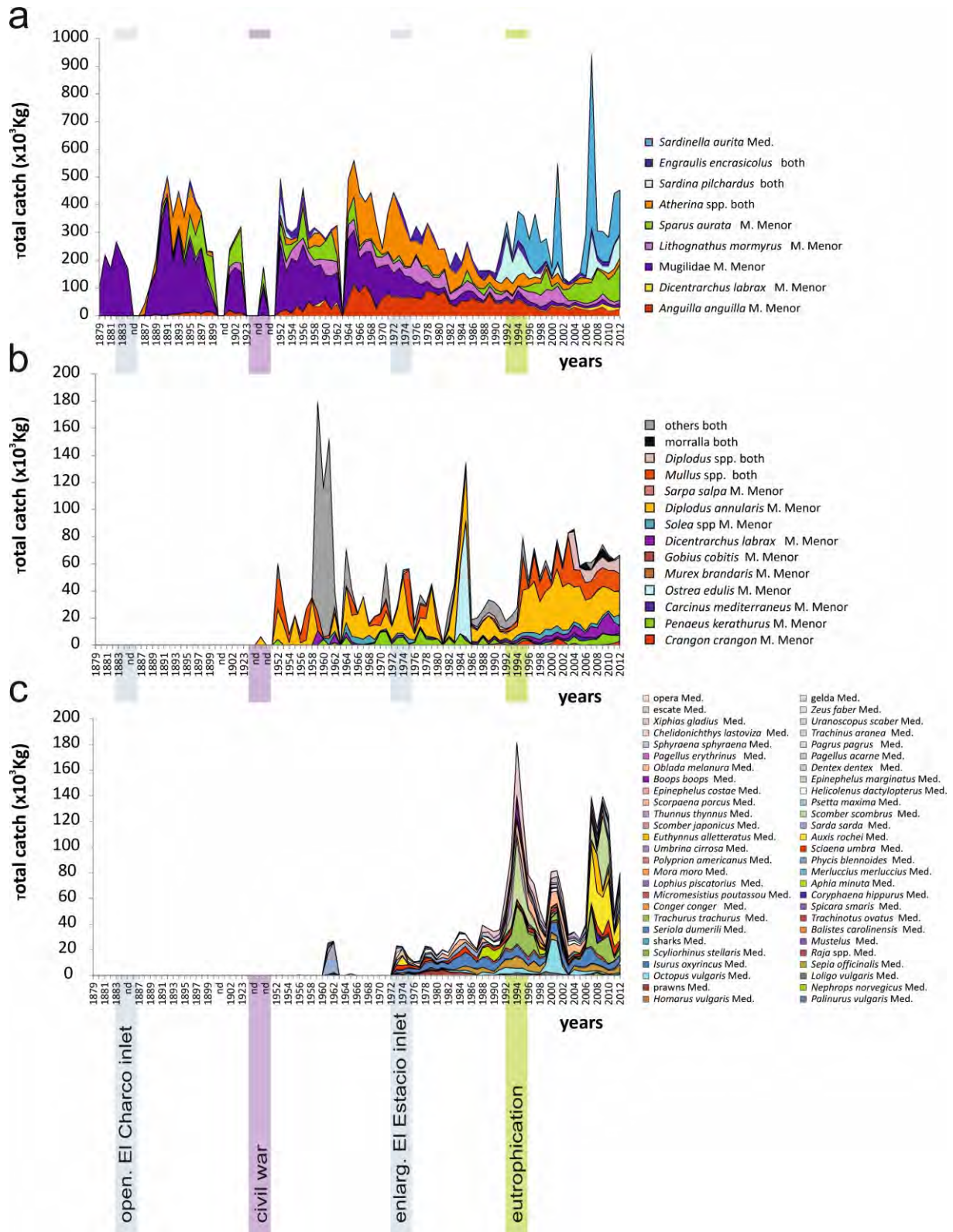


Figura 101. Evolución de la captura de las especies pescadas por la flota que faena en el Mar Menor, indicando el caladero en el que se capturan (M. Menor: Mar Menor, Med: Mediterráneo, o en ambos). a) especies dominantes, b) especies secundarias pescadas dentro de la laguna, c) especies secundarias pescadas exclusivamente en los fondos mediterráneos (Marcos et al., 2015).

En ambos casos, hubo un aumento significativo en el número de especies pescadas y en la contribución de las especies mediterráneas a la captura total de la flota, especialmente después de que se amplió El Estacio (Fig. 101). En este marco, la modificación de las entradas y las actividades de dragado afectan, como hemos visto, no solo la diversidad de especies y la colonización de especies marinas, sino también la pesquería en términos de abundancia y composición de especies, y a la productividad biológica (Pérez-Ruzafa *et al.*, 1991, 2007b; Lae, 1994; Pombo *et al.*, 2002).

Esta experiencia muestra que cambios aparentemente insignificantes en la salinidad y las temperaturas extremas pueden llevar a importantes consecuencias ecológicas y socioeconómicas a través de una cascada de efectos.

El cambio climático también puede afectar a las especies objetivo de la pesca. El análisis de la evolución de la pesca en el Mar Menor muestra que la evolución de las capturas de muchas especies sigue patrones muy relacionados con los de la temperatura atmosférica, y esta está fuertemente relacionada con la del agua. Hay especies, como *Anguilla anguilla* o *Atherina* spp. cuyas capturas disminuyen al hacerlo la temperatura y aumentan cuando esta se incrementa, mientras que otras especies como la dorada (*Sparus aurata*) que siguen el patrón contrario, bajando sensiblemente sus capturas cuando la temperatura baja (Fig. 102-103) (Marcos *et al.*, 2015). Los mújoles siguen un patrón parecido al de la dorada, pero su respuesta al aumento de temperatura de los últimos 40 años es menos clara, posiblemente porque se superpone con los cambios y las condiciones anóxicas producidos por *Caulerpa prolifera* en los sedimentos lagunares en ese mismo periodo de tiempo.

Dada la sinergia de factores que pueden estar operando, incluyendo cambio climático, alteraciones de las condiciones hidrológicas e hidrodinámicas del Mar Menor y del estado trófico por las entradas de agua dulce y nutrientes y nuevas colonizaciones de especies y cambios en los sedimentos asociados a los mismos factores, será importante realizar seguimientos más detallados de la evolución de las capturas para poder diseñar medidas de gestión adecuadas.

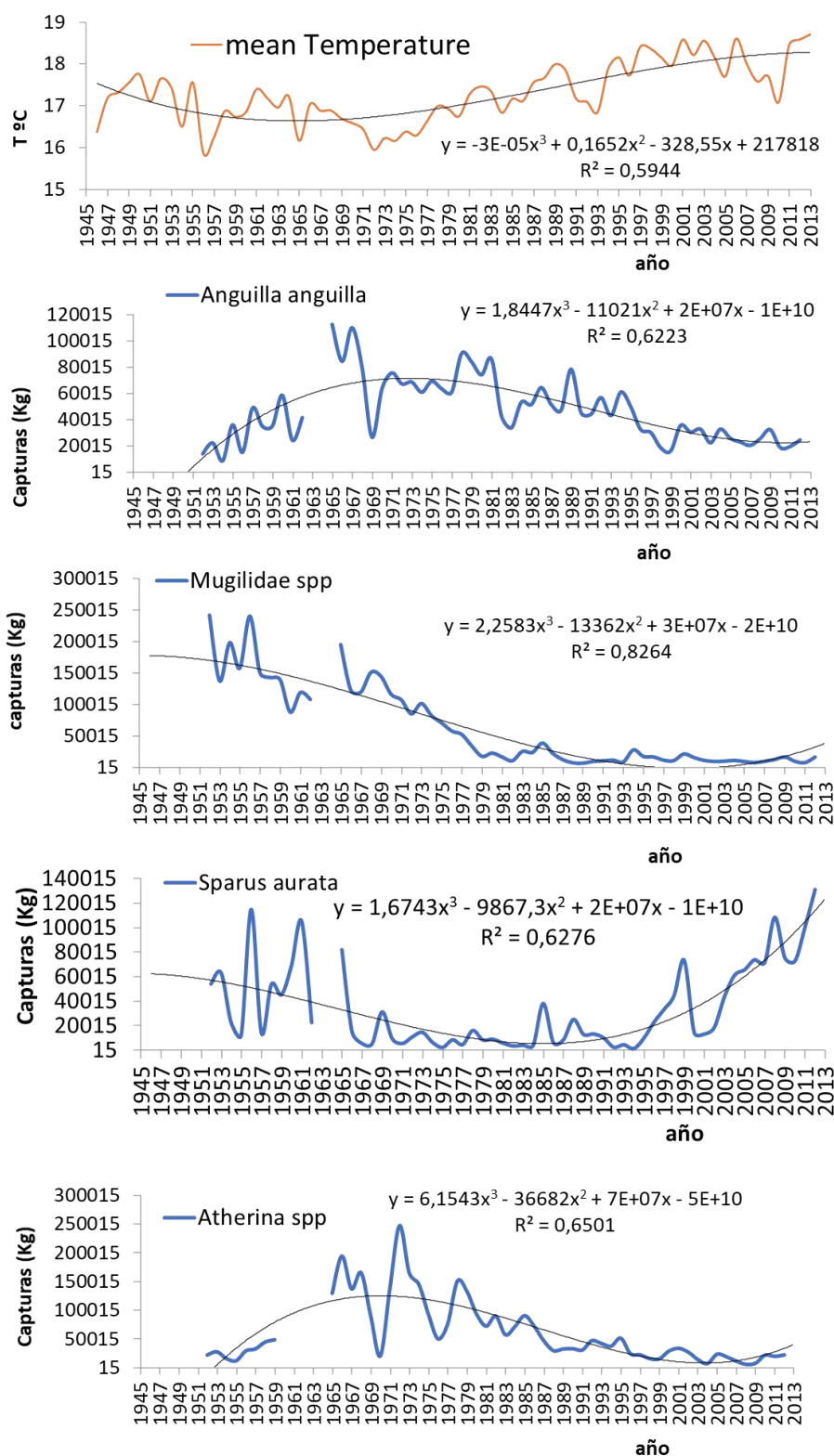


Figura 102. Evolución de la temperatura media anual del aire (a) y la captura de las principales especies objetivo en el Mar Menor de 1945 a 2012. En 1972 se produjo una inflexión en las tendencias de temperatura (Marcos *et al.*, 2015).

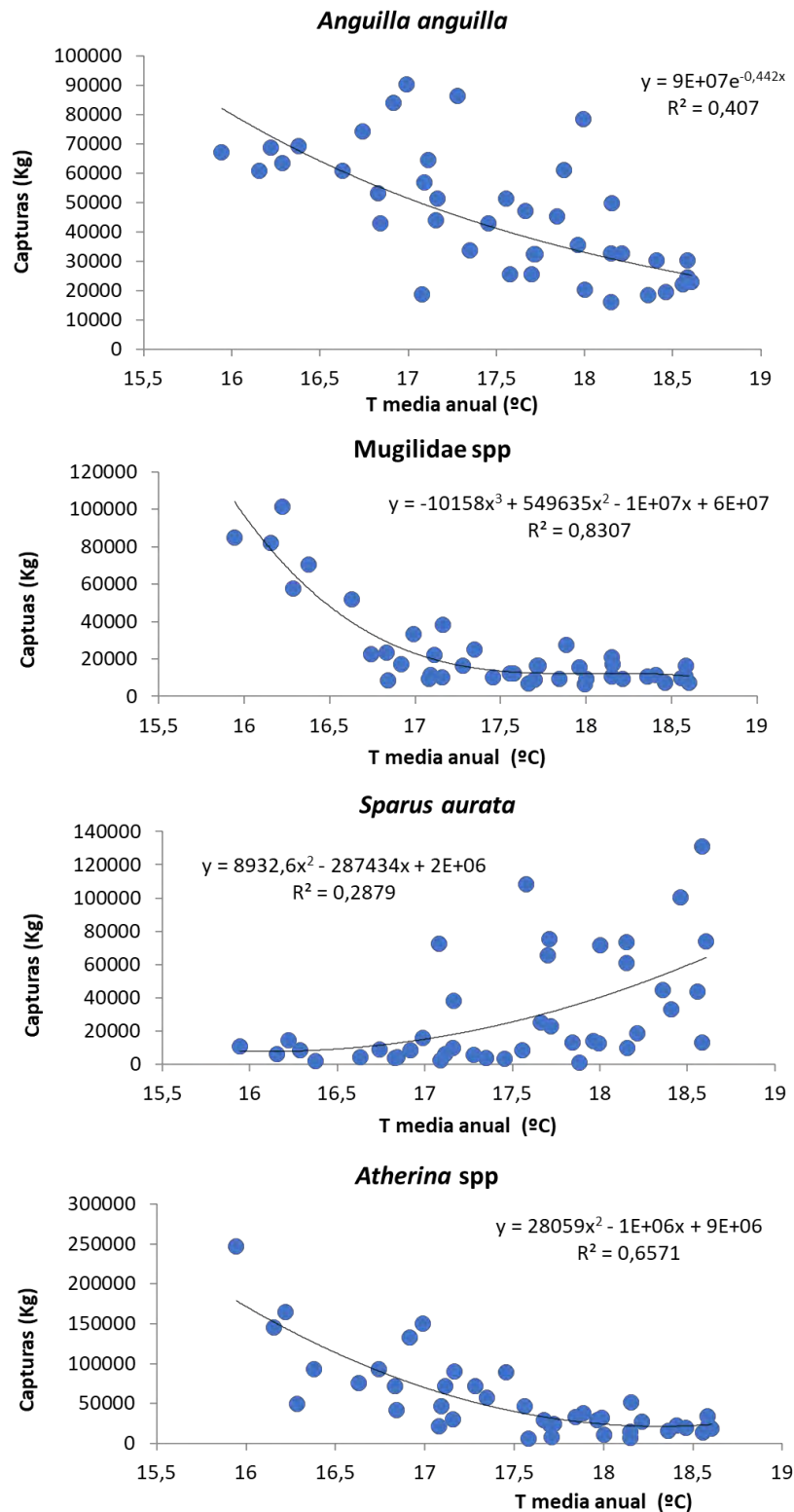


Figura 103. Relación entre la captura de las principales especies objetivo en la pesquería del Mar Menor y la temperatura media anual del aire desde el cambio en las tendencias de temperatura de 1972 a 2012 (Marcos *et al.*, 2015).

10. Observatorio Mar Menor: necesidad, oportunidad y fases de implementación para la creación de un observatorio centrado en el estudio del Mar Menor y las lagunas costeras

El Mar Menor es una de las mayores lagunas costeras del Mediterráneo, singular por simultanear una elevada producción pesquera con la oligotrofia y tradicional calidad de sus aguas, gracias a su complejidad ecológica. Estas características se han visto seriamente deterioradas, aunque aún no de forma irreversible, por lo que urge tomar medidas de gestión eficaces y establecer un sistema de observación que provea el conocimiento necesario para la toma de decisiones.

La actual situación de colapso ambiental que ha sufrido el Mar Menor ha puesto de manifiesto la necesidad de disponer de un sistema de observación que permita la monitorización permanente y la investigación de modo que puedan detectarse y anticiparse cambios derivados de las presiones antrópicas y del cambio climático, que podrían llevar a situaciones de deterioro ecológico irreversibles, con consecuencias económicas y sociales incuantificables.

En este contexto cabe destacar que

- 1) a pesar de que el Mar Menor se encuentra actualmente entre las lagunas costeras más estudiadas y con un conocimiento de su funcionamiento más profundo, dicha información se ha realizado por iniciativa de grupos de investigación aislados y con objetivos científicos que no siempre responden a necesidades de gestión y, sobre todo, dejan aún numerosos aspectos desconocidos que son necesarios para una visión integrada que permita completar los modelos de funcionamiento que permitirían la anticipación de los problemas y el alcance real de las medidas de gestión en su cuenca de drenaje y en la propia laguna.
- 2) al mismo tiempo, actualmente hay una elevada demanda de datos sistemáticos de distintos grupos de usuarios, administraciones, empresas, sociedad en general, centros de investigación locales e internacionales, etc., con vistas a la gestión de sus propias actividades y, en muchos casos, la prevención de impactos, o en el caso de proyectos internacionales, la construcción de modelos de relaciones causa-efecto que ayuden al diseño de políticas europeas de armonización de actividades con la integridad ecológica de los ecosistemas (por ejemplo en el marco de las Directivas Marco del Agua, Estrategia Marina o Marítima Integrada y los objetivos de Blue Growth).
- 3) así mismo, un observatorio como el propuesto supone la oportunidad de atraer a investigadores y establecer sinergias con los centros de investigación existentes.

4) y es en este contexto que la manera más eficiente de satisfacer la demanda existente es la creación de una instalación orientada a la vigilancia ambiental, gestión de datos y respuesta efectiva a la antropización.

El observatorio del Mar Menor debe ser una instalación orientada a la monitorización y recogida de datos para el estudio y la detección temprana, la prevención y mitigación de cambios en la biodiversidad y en los procesos oceanográficos y ecológicos marinos provocados por el cambio climático y el impacto antropogénico, en concordancia con las prioridades del *European Strategy Forum on Research Infrastructures* (ESFRI), aportando su contribución a los organismos internacionales encargados de coordinar la observación oceánica global como el Sistema Mundial de Observación de los Océanos (GOOS) y el Grupo de Observaciones de la Tierra (GEO) y de la biodiversidad, como LifeWatch ERIC.

Además, la Región de Murcia, y particularmente el entorno del Mar Menor, se caracterizan por una alta concentración de empresas y entidades que desarrollan su principal actividad en el ámbito naval y marítimo, la pesca y la acuicultura, sin olvidar el turismo y actividades náuticas. A esto se suma la oportunidad de generar sinergias en el intercambio de ideas y compartiendo infraestructuras entre los principales centros de investigación de la Región de Murcia, como las Universidades de Murcia y Politécnica de Cartagena, el IMIDA, así como los servicios regionales y nacionales encargados de la gestión del Medio Ambiente, los Espacios Naturales, la Pesca o los usos del agua (CHS) y la costa (Costas).

El diseño del observatorio debe permitir, cuando alcance su madurez y plenitud de funcionamiento, la integración de observación, experimentación, predicción y tecnología en un todo coherente, de forma que se produzca una realimentación continua entre todas ellas (Fig. 104). De acuerdo con esta filosofía la estructura organizativa debe incluir:

- Infraestructura de observación y su sistema de comunicaciones, con capacidades logísticas y operativas en el medio marino
- Laboratorios de análisis y experimentación.
- Unidad de almacenamiento y gestión de datos, incluyendo modelado y predicción y una red de comunicaciones, tanto interna como con los usuarios externos a través de los correspondientes servicios de Web.
- Talleres y laboratorios tecnológicos de soporte e investigación.
- Servicios de comunicación y facilitación de datos y diagnósticos.
- Capacidad organizativa, administrativa, de control, difusión y divulgación.

Observatorio Costero del Mar Menor

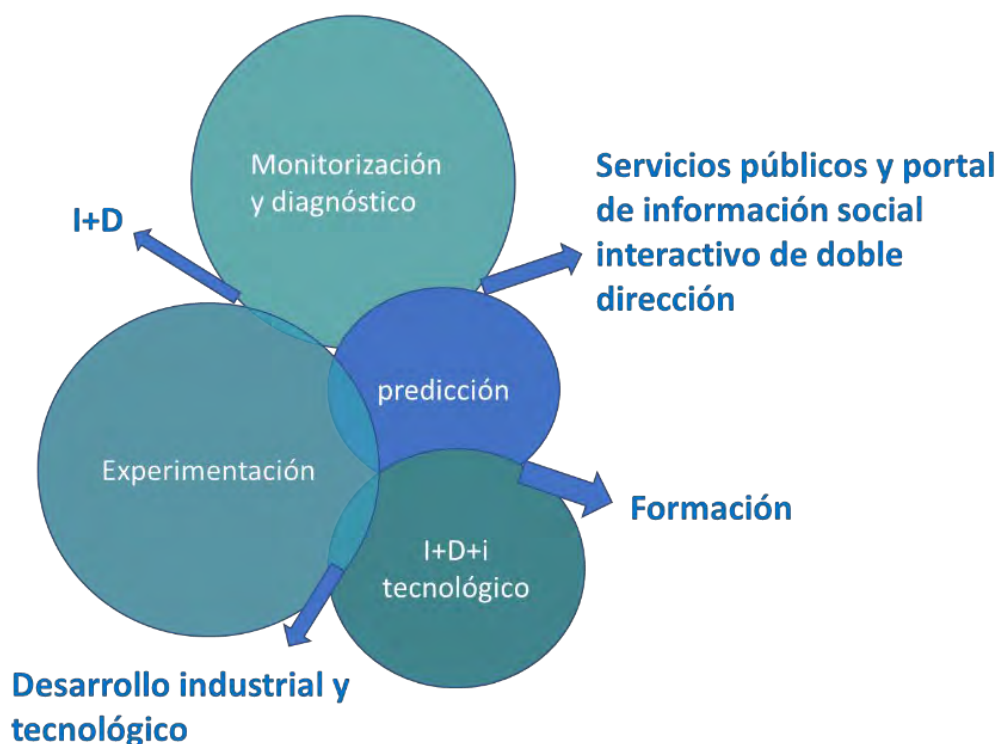


Figura 104. Constituyentes básicos de las capacidades y misiones del Observatorio Costero del Mar Menor.

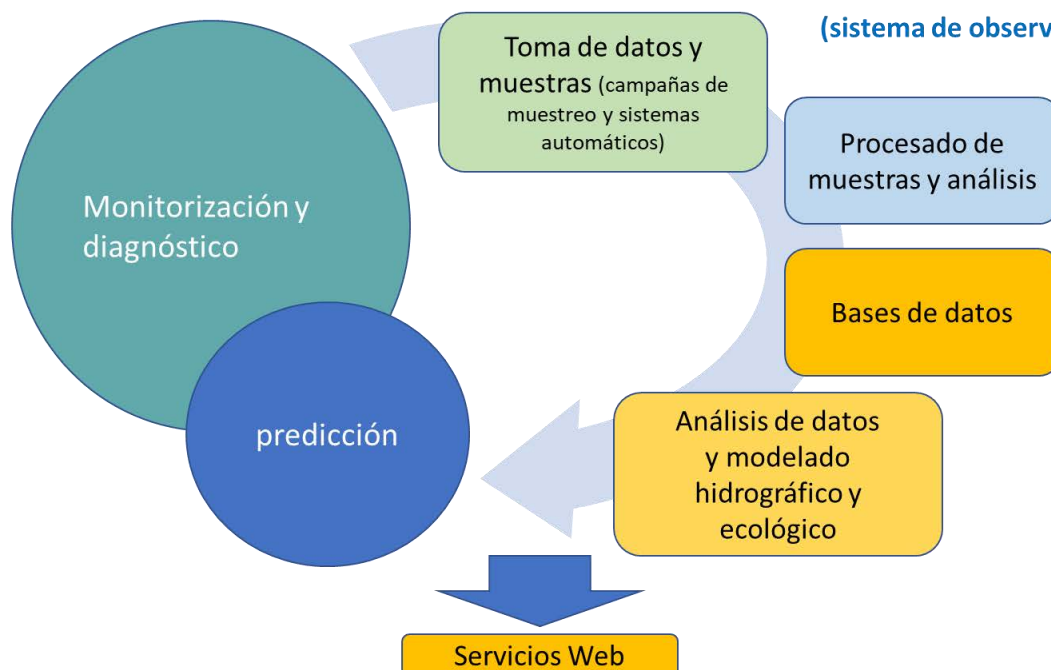
Se recomienda que el observatorio esté operativo desde el momento de su creación, dada la urgencia de disponer de un sistema de monitorización y diagnóstico del estado ecológico del Mar Menor que permita la toma de decisiones de gestión que hagan compatibles las actividades económicas en su cuenca vertiente con su integridad ecológica y la conservación de los bienes y servicios ecosistémicos que presta. No obstante, su implementación debe de ser gradual, dado que los condicionantes socio-económicos actuales pueden imposibilitar la realización de un proyecto de máximos.

En este sentido, la primera fase debe de ser la creación de la infraestructura mínima que garantice la dicha monitorización, la elaboración de diagnósticos y de modelos predictivos, tanto para dar respuesta a las necesidades de gestión como de información social y conocimiento (Fig. 105). Necesidades ya existentes actualmente para conocer el estado ecológico del Mar Menor, en una necesidad ya casi diaria por la demanda social y la urgencia de la toma de decisiones, como para cumplir con las normativas de las directivas europeas.

Observatorio Costero del Mar Menor

Fase I

(sistema de observación)



Evaluación del estado ecológico, diagnósticos, asesoramiento y apoyo a la toma de decisiones, sistema de alertas, portal de información social / incorporación a las redes internacionales de observación costera y de la biodiversidad

Figura 105. Esquema básico del funcionamiento del sistema de observación y diagnóstico del estado ecológico del Mar Menor que permitan cumplir con la tarea de apoyo a la gestión y la toma de decisiones, anticipación de problemas y sistema de alertas, divulgación social y entrada en redes internacionales de observación.

Una vez en funcionamiento esta primera fase y contando con las infraestructuras e instalaciones mínimas (que aún pueden ser provisionales) y el personal que garanticen el funcionamiento y metabolismo basal, la segunda fase será la de oferta de servicios para usuarios externos, convirtiendo el observatorio en una infraestructura abierta para la realización de proyectos locales, nacionales e internacionales en ecología lagunar y banco de pruebas para desarrollos tecnológicos, así como para la realización de actividades de formación de técnicos e investigadores (Fig. 106). El objetivo es que el Observatorio se convierta en lugar de referencia para el estudio de las lagunas costeras y las interacciones socio-económicas y ecológicas en este tipo de ambientes.

Observatorio Costero del Mar Menor

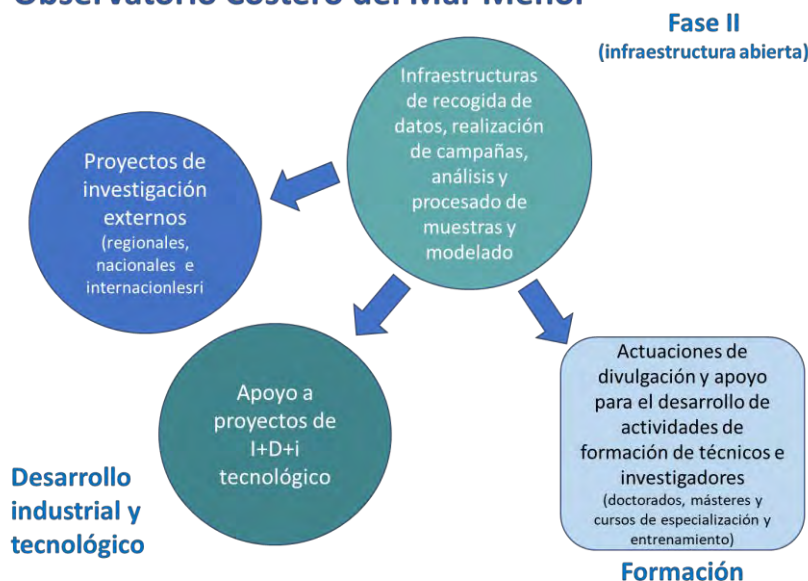


Figura 106. Fase II, el observatorio del Mar Menor como infraestructura abierta y oferta de servicios a usuarios externos para la realización de proyectos locales, nacionales e internacionales sobre lagunas costeras, como banco de pruebas para desarrollos tecnológicos y para la realización de actividades de formación de técnicos e investigadores.

Finalmente, con el tiempo y la consolidación de actividades y proyectos, el observatorio debe contar con una infraestructura estable y laboratorios y equipos especializados que permitan la realización plena de su función como sistema de observación e instalación científico-tecnológica abierta (Fig. 107).

Observatorio Costero del Mar Menor

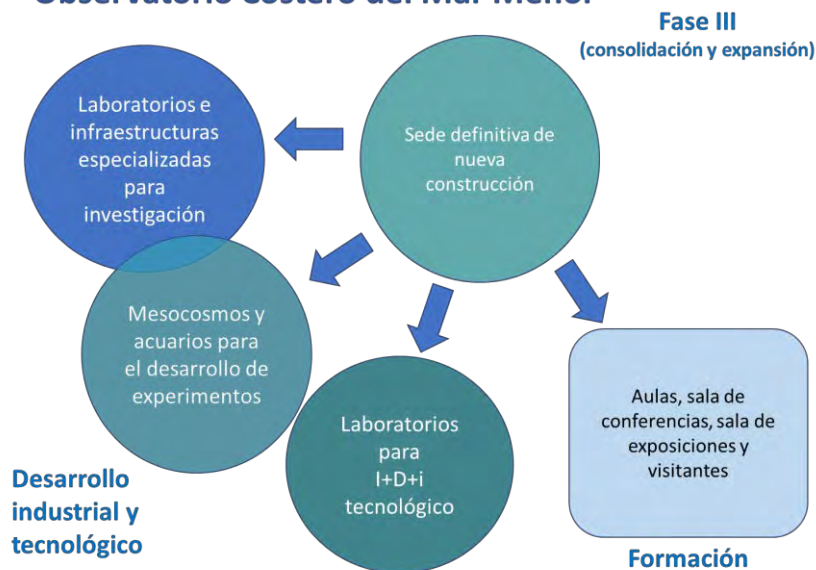


Figura 107. Fase de consolidación y expansión para alcanzar el nivel de infraestructura científico-tecnológica abierta especializada.

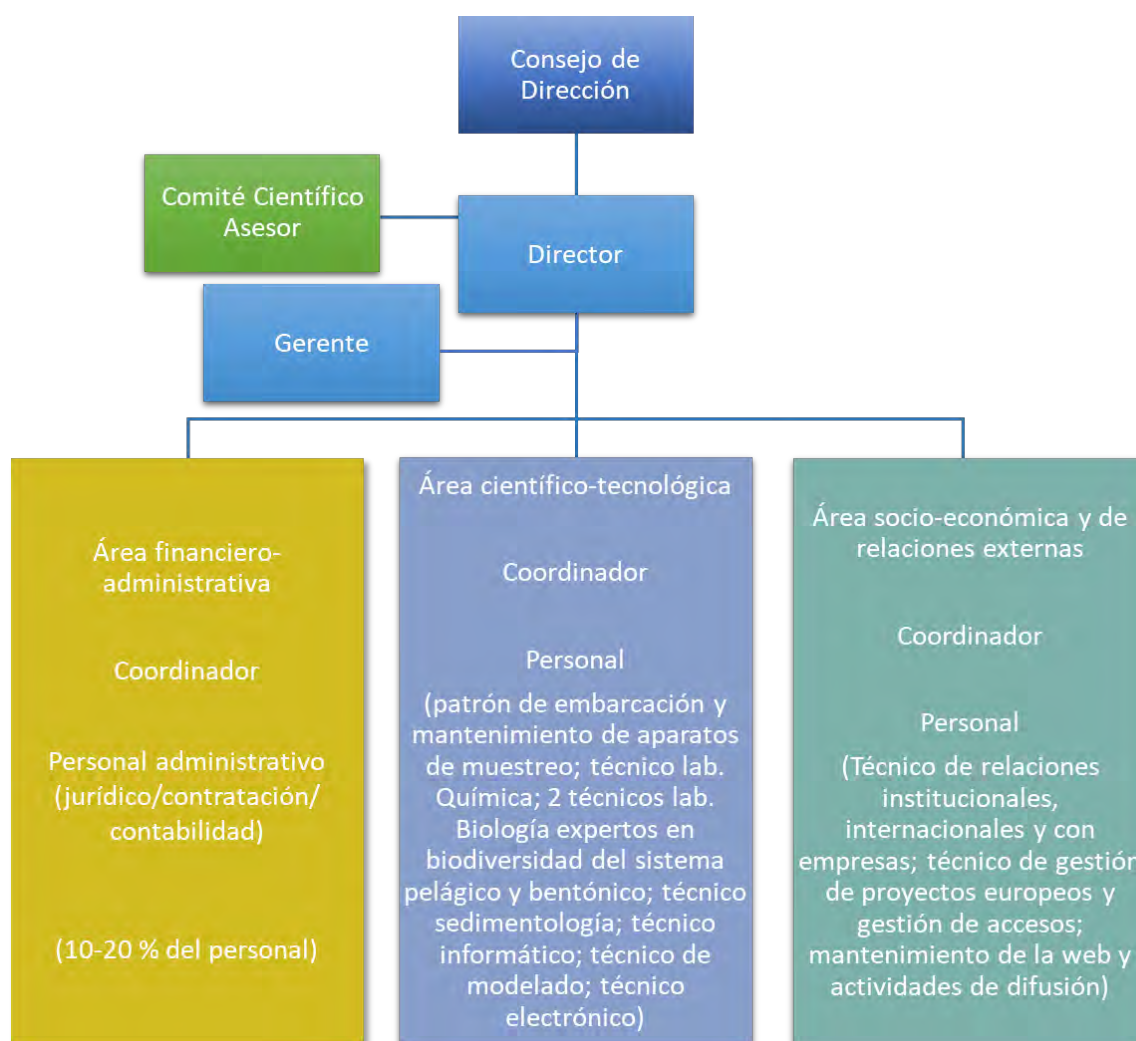


Figura 108. Organigrama de funcionamiento y requerimientos básicos de personal para el arranque del observatorio del Mar Menor.

Equipo humano y organigrama funcional

El equipo humano para la puesta en marcha del Observatorio del Mar Menor debe ser el necesario para cubrir el metabolismo basal del centro y para cubrir los sistemas de observación y diagnóstico rutinarios (Fig. 108). El organigrama básico está constituido por un **Consejo de Dirección** constituido por representantes de la CARM o de las distintas consejerías y DGs de los que depende el observatorio y de las entidades que puedan participar en el mismo de acuerdo con su acta de creación. El Comité Científico Asesor estará compuesto por investigadores de prestigio internacional en los distintos ámbitos del estudio de las lagunas costeras y por responsables de otros centros de observación e ICTs nacionales o internacionales para el asesoramiento en cuestiones estratégicas, propiciar sinergias y colaboración en iniciativas conjuntas (8-10 personas).



El **Director** del Observatorio y el **Gerente** son los responsables de la gestión directa del centro, cubriendo los aspectos estratégicos y científicos, y de intendencia, gestión administrativa y económica y de personal. El funcionamiento del centro se basará en tres áreas: financiero administrativa, científico-tecnológica y socio-económica y de relaciones externas.

El área financiero administrativa es la responsable de la intendencia y funcionamiento administrativo, gestión de compras y económica. En instalaciones ya consolidadas se estima que esta área requiere entre un 10 y un 20 % del personal total del centro. Al margen de los procedimientos administrativos de funcionamiento, la asesoría jurídica y la intervención son fundamentales para anticipar problemas y dar seguridad jurídica y administrativa en el ámbito de la CARM, el estado español y la Unión Europea incluyendo desde los aspectos económicos y laborales como los de bioética y medio ambiente. Estas funciones podrían desempeñarlas, al menos en las fases I, personal de la propia Consejería, asignado específicamente al observatorio. Esto facilitaría la necesaria coordinación y sintonía con la intervención general de la comunidad autónoma y con los propios estamentos y normativas de la administración Regional.

El área científico tecnológica es la encargada de realizar las tareas de generación y procesamiento de datos, elaboración de diagnósticos y emisión de informes. Ello implica el desarrollo de campañas en el mar, el mantenimiento y calibración de aparatos e infraestructuras, la toma material de muestras, la realización de análisis, la informatización y el tratamiento estadístico de los datos. Dichas tareas son realizadas por técnicos especializados. La utilidad de dicho trabajo depende tanto de la configuración de los programas y diseños experimentales de muestreo adecuados para cada problema concreto que se plantee, como de la capacidad de interpretar los datos, realizar los diagnósticos y proponer medidas de actuación. En el diseño para la fase I, dichas tareas recaen básicamente en el director y el coordinador de área. En instalaciones ya consolidadas se estima que el personal necesario puede llegar a 6 investigadores + 6 técnicos. Por ello, incluso en las primeras fases podría ser necesario más personal en función de tareas más o menos específicas necesarias para temas o problemas concretos o encargos específicos o para cubrir la atención necesaria a proyectos externos que utilicen las infraestructuras del centro y que, en conjunto, pudieran desbordar la capacidad de trabajo del equipo básico inicial. Algunas de estas tareas podrían hacerse con personal contratado específicamente a cargo de proyectos y, a medio o largo plazo, en las sucesivas fases de crecimiento y consolidación, podría incrementarse el personal con nuevos técnicos o investigadores.

El área socio-económica y de relaciones externas debe incluir tanto una unidad de difusión (mantenimiento de la web, redes sociales, comunicación y prensa), como para la gestión de proyectos y desarrollo de negocio. Esto es importante para cumplir la



misión de divulgación social, imagen y captación de colaboraciones con centros de investigación, administraciones públicas y financiación. Estas tareas podrían ser desempeñadas temporalmente por el personal del área administrativa durante la fase I.

Acciones para la puesta en marcha del Observatorio (fase I)

Establecimiento y constitución de la figura legal

Designación del Director

Convenio/contrato con la Universidad de Murcia para que el director pueda realizar sus funciones liberado de tareas docentes.

Designación del Gerente

Localización de espacios para el funcionamiento inicial que cubran las necesidades de oficinas, laboratorios, almacenes, embarcación y centro operativo en general.

Establecimiento de las relaciones Observatorio-CARM en cuestiones de asesoría jurídica e intervención.

Contratación del personal

Adquisición de infraestructuras para la monitorización, análisis de muestras y procesamiento de datos.

Inicio de las actividades de monitorización y funcionamiento.

Asignación de línea presupuestaria propia en la Ley de Presupuestos Generales de la Región de Murcia, comenzando en ejercicio 2022.

11. Conclusiones

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 conocer 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 confusión social y en las administraciones responsables de su solución.

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

La recuperación después de un proceso de eutrofización generalmente se considera difícil y larga, aún incluso tras eliminar la entrada de nutrientes. Sin embargo, en el Mar Menor, después de la adopción de medidas que llevaron a la reducción de los aportes de nutrientes un año después de la crisis de 2016, la recuperación de los equilibrios fue más rápida de lo que podría esperarse. En dos años la calidad de las condiciones en la columna de agua y las comunidades bentónicas se habían recuperado muy sensiblemente. Una prueba de ello es que, a pesar de los episodios de lluvias torrenciales y los temporales de viento que afectaron momentáneamente a la turbidez de la columna de agua y provocaron descensos significativos de salinidad a finales de octubre de 2018, el sistema mostró una capacidad de recuperación rápida y estos eventos no se tradujeron en incrementos ni en fluctuaciones de las concentraciones de



clorofila, 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 nitrato en la zona de influencia de la rambla del 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 ha sucedido.

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 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 para 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, con las regulaciones necesarias, y la integridad ecológica del Mar Menor no será posible.

Por otro lado, 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 golos, sumándose a las concentraciones de clorofila *a* procedentes del fitoplancton y dando lugar a bolsas de hipoxia. 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. Estos problemas se verán muy reducidos si cesa la entrada de agua dulce y nutrientes.

En cuanto a posibles actuaciones en las golos 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 Albuñón 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 golos 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 produce 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. Por ello, 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 sus 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.



12. BIBLIOGRAFÍA

- AEMET, 2021a. Avance meteorológico mensual marzo 2021 en la Región de Murcia. *Gobierno de España. Ministerio de transición ecológica*.
- AEMET, 2021b. Avance meteorológico mensual abril 2021 en la Región de Murcia. *Gobierno de España. Ministerio de transición ecológica*.
- Aguesse P., 1957. La classification des eaux poikilohalines, sa difficulté en Camargue. Nouvelle tentative de classification. *Vie et Milieu* 8, 341-365.
- 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.
- Amanieu M., Baleux B., Guelorget 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.
- 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.
- 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 A. & Aravio-Torre J., 1969. La salinidad de las lagunas litorales. El Mar Menor (Murcia). Apéndice. Tablas hidrográficas para salinidades de 47'32 a 53'10 por 1000. *Boletín del Instituto Español de Oceanografía* 139: 1-37.
- 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.
- 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.
- 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.



- Basset A., Elliott M., West R.J. & Wilson J.G., 2013. Estuarine and lagoon biodiversity and their natural goods and services. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 132: 1-4.
- 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.
- Ben-Tuvia, A., 1984. Some aspects of the management of Bardawil lagoon. In: Kapetsky, J.M., Lasserre, G. (Eds.), *Management of Coastal Lagoon Fisheries*. FAO Studies and Reviews, GFCM No. 61. FAO, Rome, pp. 529-540.
- 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 dystrophique dans l'étang de Salses-Leucate. *Oceanol. Acta, Actes Symposium International sur les lagunes cotieres*, 31-242.
- 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.
- Butigieg J., 1927. La despoblación del Mar Menor y sus causas. *Boletín de Pesca* 133:251-286.
- Cano J. & Rocamora J., 1996. Growth of the European flat oyster in the Mediterranean Sea (Murcia, SE Spain). *Aquaculture International* 4 (1), 67-84.
- 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: Gönenc I.E. & Wolf J.P. (Eds.), *Coastal Lagoons: Ecosystem Processes and Modelling for Sustainable Use and Development*. CRC Press, Boca Ratón: 231-306.
- Clark J.R., 1998. *Coastal Seas: The Conservation Challenge*. Blackwell Science, Oxford.
- Cloern J.E., 2001. Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *Marine Ecology Progress Series* 210: 223-253.
- 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.
- 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.
- Desmit et al., 2018
- 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.
- 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
- Dirección General Mar Menor (2021). Aforos Rambla del Albuñón. *Gobierno de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia*.



- Duarte C.M., Conley D.J., Carstensen J. & Sánchez-Camacho M., 2008. Return to Neverland: Shifting Baselines Affect Eutrophication Restoration Targets. *Estuaries and Coasts* 32 (1): 29–36.
- 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 3/2010*, Copenhagen.
- Esamur, 2018. Realización de aforos y determinación del contenido en Nitratos en la desembocadura de la rambla del Albuñón. Disponible en: <http://www.canalmarmenor.es/web/canalmarmenor/seguimiento-ambiental/historico/aforos>
- 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*: article 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.
- 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., Ghezzi, M., Umgieser, G., 2014. Toward homogeneization of Mediterranean lagoons and their loss of hydrodiversity. *Geophysical Research Letter* 41, 5935-5941. DOI: 10.1002/2014GL060843
- 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.
- 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.
- 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-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
- Ghezzi M., De Pascalis F., Umgieser G., Zemlys P., Sigovini M., Marcos C. & Pérez-Ruzafa A., 2015. Connectivity in Three European Coastal Lagoons. *Estuaries and Coasts* 38: 1764-1781.
- Gilbert J., 2001a. Seasonal plankton dynamics in a Mediterranean hypersaline coastal lagoon: the Mar Menor. *Journal of Plankton Research* 23: 207-217.
- Gilbert 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.
- Guyonnaud 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.
- Heck K.L. Jr. & Valentine J.F., 2007. The Primacy of Top-down Effects in Shallow Benthic Ecosystems. *Estuaries and Coasts* 30 (3): 371-381.
- Kapetsky J.M. and Lasserre G. (Eds.) (1984) Management of Coastal Lagoon Fisheries, Studies Review GFCM 61 (2), 439-776.
- Katselis, G., Koutsikopoulos, C., Dimitriou, E., Rogdakis, Y., 2003. Spatial patterns and temporal trends in the fishery landings of the Messolonghi-Etoliko lagoon system (western Greek coast). *Scientia Marina* 67 (4), 501e511.
- 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. & Paerl 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.
- 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.
- 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.



- Lae, R., 1994. Changes in fish and crustacean communities of a tropical lagoon, lake Togo, submitted to alternate phases of opening and closing belt. *Aquatic Living Resources* 7 (3), 165-179.
- 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
- 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., Calzolari 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.
- 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 et al., 2018
- Likens G.E., 1972. Eutrophication and aquatic ecosystems. *Limnol. Oceanogr.* 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 País*, 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.
- 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.
- 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.
- 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 et al., 2016
- McLusky, D.S., 1999. Estuarine benthic ecology: A European perspective. *Australian Journal of Ecology* 24, 302-311. DOI: <https://doi.org/10.1046/j.1442-9993.1999.00983.x>
- Mehanna, S.F., 2007. Lake Bardawil fisheries: current status and future sight. *Journal of the Egyptian-German Society of Zoology* 51 (D), 91e105.



- Meinesz, A., 1979. Contribution à l'étude des Caulerpales (Chlorophytes). PhD thesis, Université de Nice, France, 262 pp
- Ménèsquen A. & Lacroix G., 2018. Modelling the marine eutrophication: A review. *Science of The Total Environment* 636: 339–354.
- 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.
- 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., 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.
- 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.
- 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.
- Parsons, T. R., Y. Maita & C. M. Lalli, 1984. A Manual of Chemical and Biological Methods for Sea-Water Analysis. Pergamon Press, Oxford: 173 pp.
- Pérez-Ruzafa I.M., 1989. *Fitobentos de una laguna costera. El Mar Menor*. Tesis Doctoral, Universidad de Murcia, España.
- 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. *Rev. Acad. Canaria Cienc.* 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., 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., and 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. and Munilla T. (1992) Pycnogonid ecology In the Mar Menor (Murcia, SW Mediterranean). *Scientia Marina* 56 (1), 21-28
- Pérez-Ruzafa A. and Ramos A. (1984) Contribución al conocimiento de la ictiofauna del Mar Menor (Murcia, SE Península Ibérica): estudio biométrico y biológico de la Familia Gobiidae (Piscis, Teleostei). *Cuadernos Marisqueros Publ. Téc.* 7, 41-65.
- Pérez-Ruzafa A. and Sanz C. (1993) Tipificación de las poblaciones de dos especies de tanaidáceos del Mar Menor (Murcia, España). *Publ. Espec. Inst. Esp. Oceanogr.* 11, 159-167.
- 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., Perez-Ruzafa I.M., Marcos C. and Ros J.D. (1988) Cartografía bionómica del poblamiento bentónico de las islas del Mar menor. 1: islas Perdiguera y del Barón. *Oecologia aquatica* 9, 27-40.
- Pérez-Ruzafa A., Ros J., Marcos C., Ballester R. & Pérez-Ruzafa I.M., 1989. Distribution and biomass of the macrophyte beds in a hypersaline coastal lagoon (the Mar Menor, SE Spain), and its recent evolution following major environmental changes. 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., 1991. Environmental and Biological Changes Related to Recent Human Activities in the Mar Menor. *Marine Pollution Bulletin* 23: 747-751.
- 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.



- 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: 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. and 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. and 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 of Coastal Conservation* 15: 369-392.
- 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., 2012. *Cymodocea nodosa* vs. *Caulerpa prolifera*: Causes and consequences of a long-term history of interaction in macrophyte meadows in the Mar Menor coastal lagoon (Spain, southwestern Mediterranean). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 110: 101-115.
- Pérez-Ruzafa A., Marcos C., Pérez-Marcos M. and 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 territori* 10: 67-95.
- Pérez-Ruzafa A., Pérez-Ruzafa I.M., 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., Morkune R., Marcos C., Pérez-Ruzafa I.M., & Razinkovas-Baziukas A., 2020. Can an oligotrophic coastal lagoon support high biological productivity? Sources and pathways of primary production. *Marine Environmental Research* 153: 104824. Doi: 10.1016/j.marenvres.2019.104824
- Petit G 1953. Introduction à l'étude écologique des étangs méditerranéens. *Vie Milieu* 4 (4), 569-604.
- Pombo L., Elliot, M. & Rebelo, J.E., 2002. Changes in the fish fauna of the Ria de Aveiro estuarine lagoon (Portugal) during the twentieth century. *Journal of Fish Biology* 61 (Supplement A): 167–181.
- Por, F.D., 1980. A classification of hypersaline waters, based on trophic criteria. *P.S.Z.N.I: Marine Ecology* 1, 121-131. DOI: <https://doi.org/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.
- Quispe J.I., 2014. *Dinámica espacio-temporal del ictioplancton del Mar Menor (SE España) y factores ambientales asociados*. Tesis Doctoral, Universidad de Murcia, España.
- 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: <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.CH.2016.08.en>
- Reyes E. & Merino M., 1991. Diel dissolved-oxygen dynamics and eutrophication in a shallow, well-mixed tropical lagoon (Cancun, Mexico). *Estuaries* 14 (4): 372-381.
- Rodellas, V., Stieglitz, T. C., Andrisoa, A., Cook, P. G., Raimbault, P., Tamborski, J. J., van Beek, P., Radakovitch, O. (2018). Groundwater-driven nutrient inputs to coastal lagoons: The relevance of lagoon water recirculation as a conveyor of dissolved nutrients. *Science of The Total Environment* 642, 764-780.
- 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.
- Román, S., Pérez-Ruzafa, A. and López, E. 2009. First record in the Western Mediterranean Sea of *Branchiomma boholense* (Grube, 1878) (Polychaeta: Sabellidae), an alien species of Indo-Pacific origin. *Cah. Biol. Mar.*, 50: 241-250.
- Romero-Díaz et al., 2017
- Ros M. and 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.



- 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.
- 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.
- 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 et al., 2017
- 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.
- 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., Cossarlani 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 and 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, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Somot, S., Sevault, F., Déqué, M., Crépon, M., 2008. 21st century climate change scenario for the Mediterranean using a coupled atmosphere-ocean regional climate model. *Global and Planetary Change* 63, 112e126.
- 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.
- 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., 2001. *Encyclopedia of ocean sciences*. Academic Press, San Diego, London.
- 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.



- 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 Spain). *Oecologia Aquatica* 10: 255-270.
- 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., Ghezzi M. & Bajo M., 2014. Comparative hydrodynamics of 10 Mediterranean lagoons by means of numerical modeling. *Journal of Geophysical Research: Oceans*. Online research article 10.1002/2013JC009512.
- UNESCO, 1981. Coastal lagoons research, present and future. *UNESCO Technical papers in Marine Sciences*, 33.
- 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.
- 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., Pérez 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.
- Vybernaite-Lubiene I., Zilius M., Giordani G., Petkuvienė 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.
- Zakhama-Sraieb, R., Sghaier, Y.R., Charfi-Cheikhrouha, F., 2009. On the occurrence of *Bursatella leachii* De Blainville, 1817 and *Pinctada radiata* (Leach,) in the Ghar El Melh lagoon (NE Tunisia). *Aquatic Invasions* 4 (2), 381-383. DOI: <https://doi.org/10.3391/ai.2009.4.2.14>



UNIVERSIDAD DE
MURCIA



Región de Murcia



UNIÓN EUROPEA

ANEXO I

Informes parciales presentados a lo largo del periodo de estudio



UNIVERSIDAD DE
MURCIA



ANEXO I

Informes parciales presentados a lo largo del periodo de estudio



Informe de seguimiento del estado ecológico del Mar Menor – 03 agosto de 2020

Angel Pérez-Ruzafa
Departamento de Ecología e Hidrología
Universidad de Murcia

En informes previos se alertaba de que la situación del Mar Menor tras las sucesivas danas ocurridas desde septiembre de 2019 era más grave que la que presentaba en el momento de su rotura manifiesta ocurrida en junio de 2016. Esto se mantiene y es debido a la intensa recarga del acuífero que dichos eventos meteorológicos indujeron y a que, como consecuencia, las entradas de agua procedentes de la cuenca se habían, al menos, duplicado, manteniendo las elevadas concentraciones de nutrientes, principalmente nitratos, pero también cantidades relevantes de fosfatos probablemente asociadas a la mezcla con aguas urbanas en determinados puntos del litoral. Por ello, la situación de primavera y verano se preveían extremas.

A pesar de ello, el Mar Menor sigue dando muestras de una gran capacidad de autorregulación, manteniendo bajos los niveles de nutrientes y clorofila en la columna de agua. Si bien, esto es un indicio de que mantiene buena parte de sus capacidades homeostáticas, también es un hecho que las presiones, aunque algo reducidas tras la puesta en funcionamiento de la estación de bombeo de los Alcázares, aún se mantienen muy altas y no pueden 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.

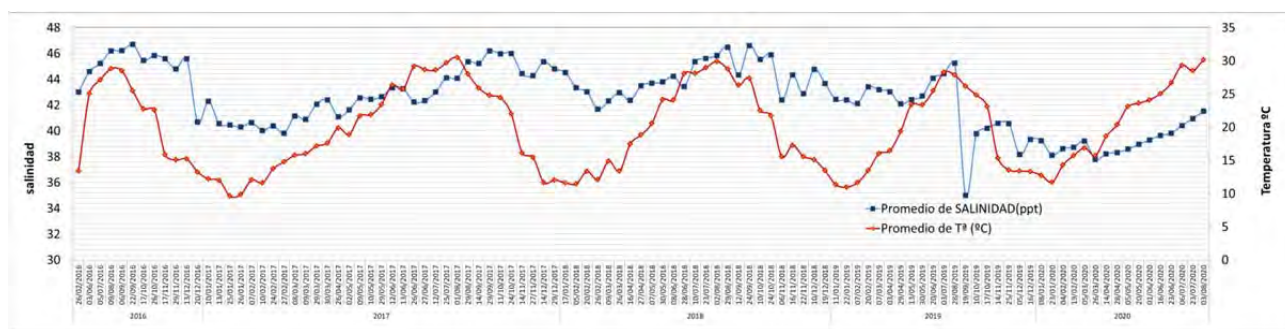


Figura 1. Evolución del ciclo anual de la salinidad y la temperatura desde 2016 hasta la primera semana de agosto de 2020.

Actualmente la temperatura media presenta valores normales para la época del año, oscilando entre 28,5 y 30,2 °C en las dos últimas semanas. Dicha temperatura es ligeramente superior a la máxima alcanzada en 2018 y semejante a la de 2017 cuando se produjo una regresión importante

de los parámetros de calidad del agua. Sin embargo, mientras que en 2017, dicho evento tuvo lugar tras una subida brusca de casi dos $^{\circ}\text{C}$, en la actualidad las fluctuaciones están siendo más suaves y el ascenso de temperatura más gradual. Sin embargo, hay que tener presente que las temperaturas máximas en el agua tienden a producirse a finales de agosto o principios de septiembre, por lo que aún no puede descartarse el riesgo de una proliferación fitoplanctónica. Por otro lado, la salinidad media, en cambio, aunque en alza, se mantiene aún muy por debajo de las normales del Mar Menor en esta época, situándose en 41,5 cuando debería ser mayor de 46 (figura 1). Esto implica un mayor riesgo de crisis distróficas. Como elemento positivo cabe mencionar que actualmente no existe estratificación de la columna de agua lo que favorece una buena mezcla vertical y reduce los riesgos de anoxia.

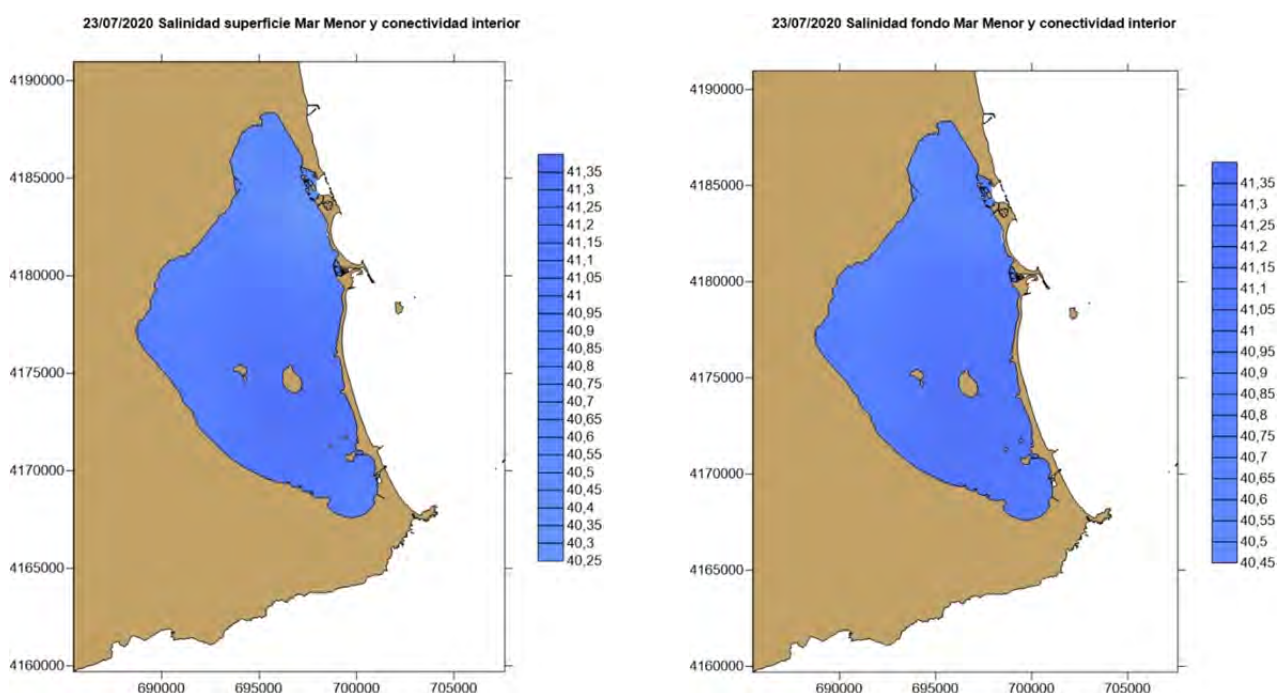


Figura 2. Distribución de los valores de salinidad en las aguas superficiales (izquierda) y en el fondo (derecha) del Mar Menor el 23 de julio de 2020.

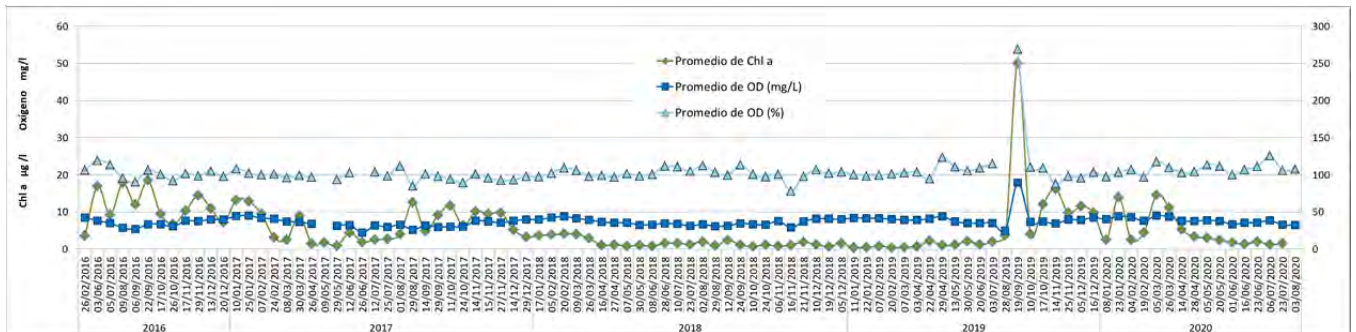


Figura 3. Evolución del ciclo anual de la concentración de oxígeno (expresada como % de saturación y en mg/l) y de clorofila a desde 2016 hasta la primera semana de agosto de 2020.

De hecho, los niveles de oxígeno en la capa por encima de 1,5 m de profundidad se mantienen en niveles de saturación, con valores medios de 6,5 mg/l (Fig. 3) y la concentración absoluta de oxígeno en toda la columna de agua se mantiene en todas las estaciones de muestreo por encima de 5,3 mg/l (Fig. 4).

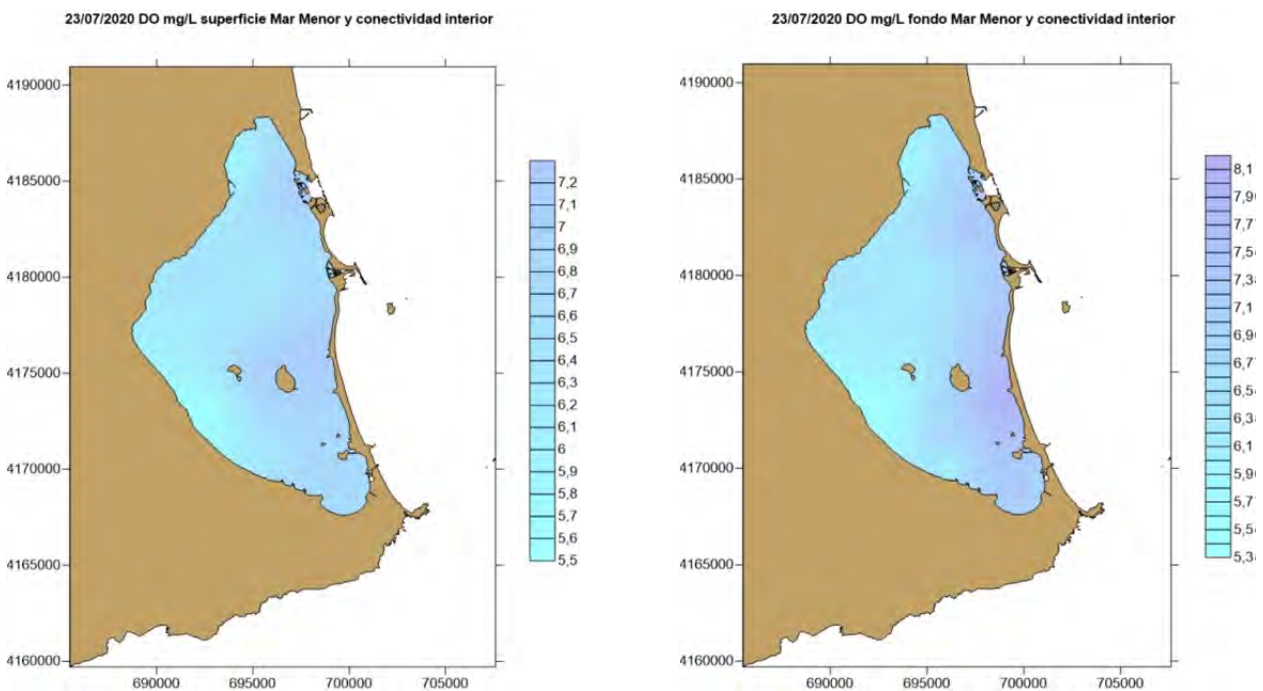


Figura 4. Distribución de los valores de concentración de oxígeno (mg/l) en las aguas superficiales (izquierda) y en el fondo (derecha) del Mar Menor el 23 de julio de 2020.

La concentración de nutrientes y clorofila ha ido descendiendo progresivamente desde finales de marzo de 2020, cuando se alcanzaron valores medios para la laguna de 50 $\mu\text{mol NO}_3/\text{l}$, un máximo histórico, y valores de clorofila a de 14,6 $\mu\text{g/L}$. 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 como hemos venido indicando, es un buen indicio de que el sistema mantiene su capacidad de autorregulación.

Aunque los valores medios para el Mar Menor eran ya inferiores a 1,5 $\mu\text{mol NO}_3/\text{l}$, a primeros de julio de 2020 se detectaron valores de Nitrato de 22,58 $\mu\text{mol NO}_3/\text{l}$ en las proximidades de la desembocadura de la rambla del Albujón. A finales de julio, los niveles medios para el Mar Menor son inferiores a 1 $\mu\text{mol NO}_3/\text{l}$, lo que puede considerarse un valor bajo. Sin embargo, las concentraciones más altas de Nitratos y Fosfato se han desplazado hacia el sur, situándose actualmente en la costa entre la marina del Carmolí y Lo Poyo. En esta zona, la concentración de nitrato alcanza 11,85 $\mu\text{mol NO}_3/\text{l}$ y la de fosfato 0,43 $\mu\text{mol PO}_4/\text{l}$. Esto podría estar vinculado a la reducción de las entradas directas por la rambla del Albujón, probablemente como consecuencia de la puesta en marcha de la estación de bombeo, pero al mantenimiento de entradas importantes de agua superficial y subsuperficial desde las inmediaciones de la rambla de Miranda hasta la llanura de Lo Poyo. La presencia de concentraciones significativas de fósforo indica una posible mezcla con aguas urbanas.

De acuerdo con la disponibilidad de nutrientes, los valores medios de Chl a se sitúan actualmente en 1,5 $\mu\text{g/L}$, que pueden considerarse buenos, aunque llegan a 8,1 en la zona entre la Marina del Carmolí y Lo Poyo mostrando, en esta zona que las presiones siguen activas.

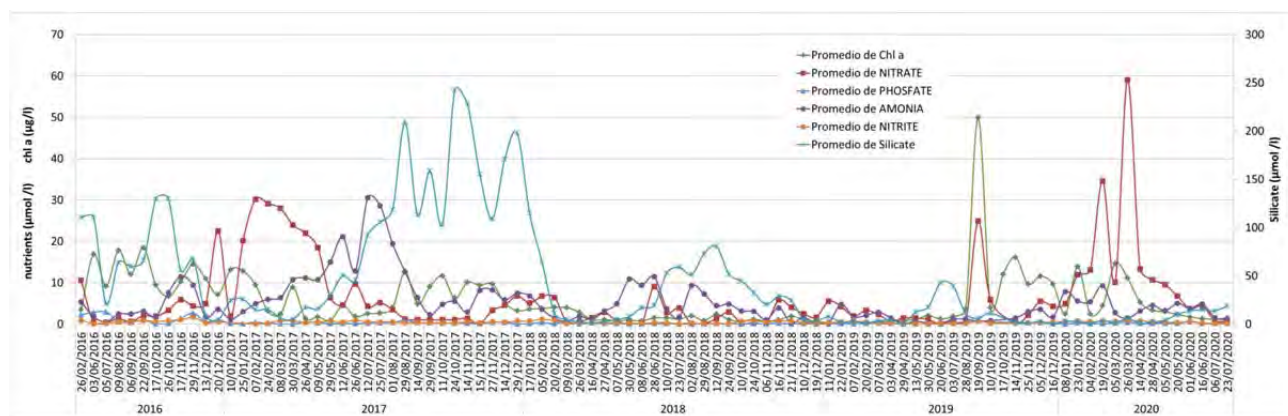


Figura 5. Evolución de los valores medios de la concentración en nutrientes y clorofila a en el Mar Menor en la red de estaciones de muestreo distribuidas en el interior de la laguna.

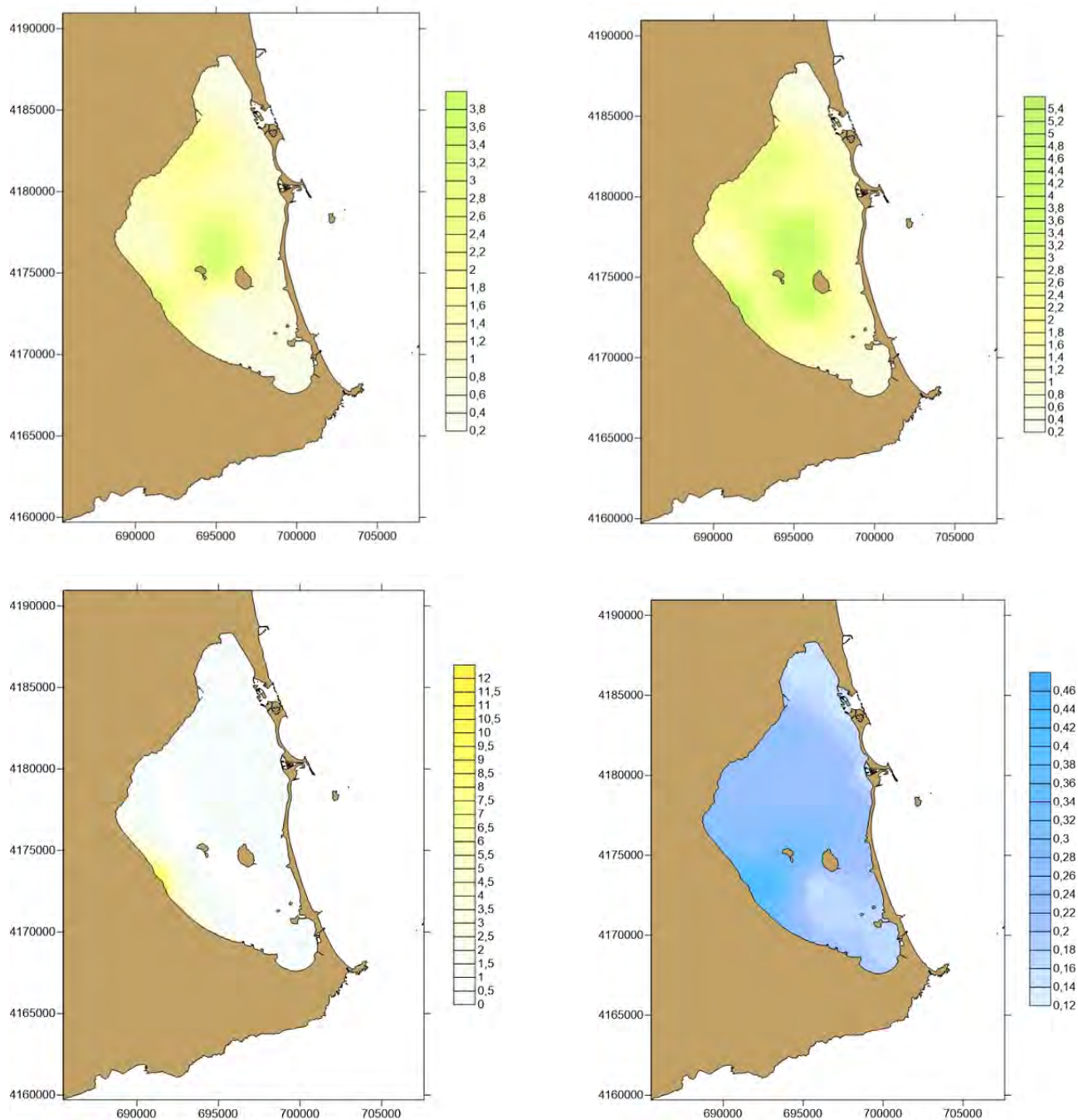


Figura 6. Arriba: Distribución de los valores de concentración de Chla a ($\mu\text{g} /\text{l}$) en las aguas superficiales (izquierda) y en el fondo (derecha) del Mar Menor el 23 de julio de 2020. Abajo: Distribución de los valores de concentración de Nitrato ($\mu\text{mol NO}_3/\text{l}$) en las aguas superficiales (izquierda) y en de Fosfato ($\mu\text{mol PO}_4/\text{l}$)(derecha) en el Mar Menor el 23 de julio de 2020.

La baja concentración de clorofila a en la columna de agua se traduce en una recuperación de la transparencia en condiciones de relativa calma. Si durante el invierno de 2020, los datos de visibilidad del disco de 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 y, por el momento se mantiene, con una visibilidad media que se sitúa en 4,69 m (Fig. 7). Sin embargo, las zonas someras aún contienen abundantes partículas finas de sedimento, como consecuencia de los arrastres de las lluvias torrenciales, lo que hace que el oleaje resuspenda dichos materiales con facilidad en las zonas expuestas.

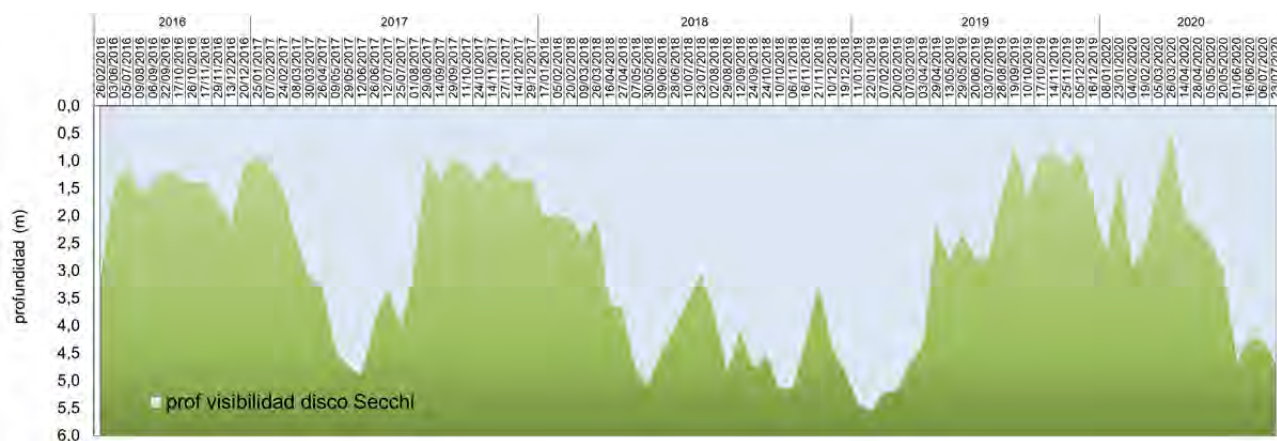


Figura 7. Evolución temporal de la profundidad media de visibilidad del disco de Secchi, calculada en las zonas con más de 5 m de profundidad.

Conclusiones

Aunque la complejidad del Mar Menor sigue permitiéndole una capacidad de autorregulación muy elevada, manteniendo en niveles bajos tanto la concentración de nutrientes como de clorofila a , es importante tener presente que el ecosistema sigue bajo una presión extrema por la entrada continua de aguas hipohalinas con altas concentraciones de nutrientes. Esto mantiene aún valores de salinidad relativamente bajos para el Mar Menor y, en conjunto, hacen que los riesgos de sufrir una crisis distrófica sigan siendo altos si se dan condiciones de alta temperatura, periodo de calmas y/o entrada masiva de aguas dulces.



Debemos 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 de drenaje, y su actual respuesta autorreguladora tras la activación de la estación de bombeo junto a la rambla del Albuñón, deben interpretarse como una demostración de la importancia de consolidar estructuralmente la capacidad de gestión del agua. Como se decía en el informe anterior, se confirma que, de momento, las leves tendencias a la estratificación y reducción de la concentración de oxígeno en las capas profundas, mostradas eventualmente durante la primavera y tras las entradas masivas de agua dulce, se han disipado en buena medida, pero no pueden descartarse si se dieran condiciones adversas sinérgicas.

Insistimos, 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 vertidos, sino también de los niveles del freático. Se mantiene 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 es especialmente importante teniendo en cuenta que en los próximos años se espera un aumento de la frecuencia de las lluvias torrenciales que recargan el acuífero en las zonas más altas, presionando las bajas, y aumenta la escorrentía superficial donde el subsuelo está ya saturado y no retiene ya agua nueva. Estas entradas son de múltiples orígenes y, muy probablemente, forzadas por un nivel freático muy elevado, ya que se detectan concentraciones relativamente altas tanto de nitratos como de fosfatos, con posible mezcla de aguas de origen agrícola y urbano, 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 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 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 y 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.



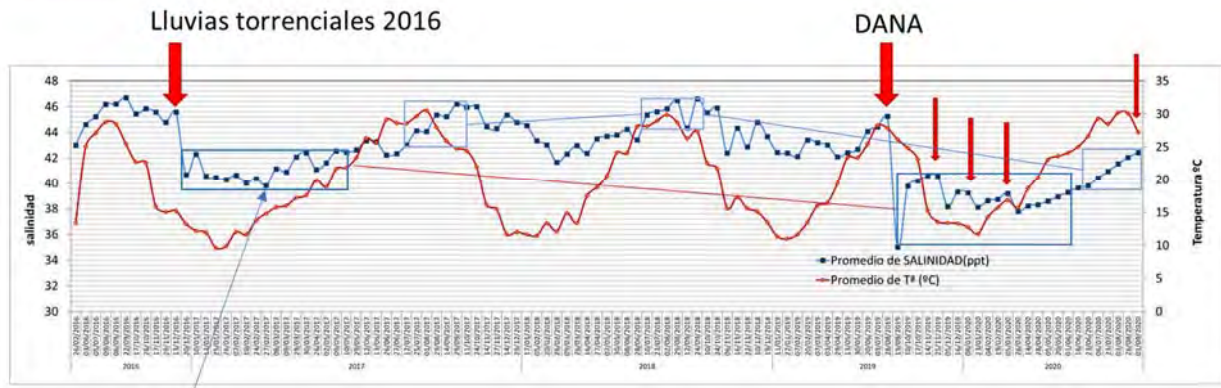
Informe de seguimiento del estado ecológico del Mar Menor – 08 septiembre de 2020

Angel Pérez-Ruzafa
Departamento de Ecología e Hidrología
Universidad de Murcia

Actualmente, transcurridos ya los meses de julio y agosto, en los que las altas temperaturas suelen propiciar las proliferaciones de fitoplancton, el Mar Menor se encuentra en una situación caracterizada por la respuesta progresiva de recuperación del ecosistema pero con todas las amenazas aún presentes. Aunque se mantiene la afirmación introducida en informes previos, donde se alertaba 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, la respuesta positiva del ecosistema merece ser resaltada. Actualmente se mantiene el hecho de que la intensa recarga del acuífero esté propiciando entradas muy importantes de aguas procedentes de la cuenca, manteniendo las elevadas concentraciones de nutrientes, principalmente nitratos, pero también cantidades relevantes de fosfatos probablemente asociadas a la mezcla con aguas urbanas en determinados puntos del litoral. Debido a esto, la situación de primavera y verano se preveía crítica. Sin embargo, probablemente ayudado por la reducción significativa de las descargas en el tramo bajo de la rambla del Albuñón tras la puesta en marcha de la estación de bombeo, el Mar Menor sigue dando muestras de una gran capacidad de autorregulación, manteniendo bajos los niveles de nutrientes y clorofila en la columna de agua.

Pero se debe insistir, como en el informe previo, en que, si bien, esto es un indicio de que mantiene buena parte de sus capacidades homeostáticas, también es un hecho que las presiones, aunque algo reducidas tras la puesta en funcionamiento de la estación de bombeo de los Alcazares, aún se mantienen muy altas y no pueden 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, pueden extenderse hasta noviembre o principios de diciembre.

Aunque ha empezado una recuperación progresiva, actualmente, la baja salinidad por la entrada de agua desde la cuenca sigue siendo el principal factor de riesgo para el estado ecológico del Mar Menor, sumado a la elevada entrada de nutrientes



Mortandad de holoturias

Figura 1. Evolución del ciclo anual de la salinidad y la temperatura desde 2016 hasta la primera semana de agosto de 2020.

Actualmente la temperatura media presenta valores normales para la época del año, oscilando entre 28,5 y 30,2 °C en las dos últimas semanas, con un ligero descenso tras las lluvias de finales de agosto. Dicha temperatura es ligeramente superior a la máxima alcanzada en 2018 y semejante a la de 2017 cuando se produjo una regresión importante de los parámetros de calidad del agua. Sin embargo, mientras que en 2017, dicho evento tuvo lugar tras una subida brusca de casi dos °C, en la actualidad las fluctuaciones están siendo más suaves y el ascenso de temperatura más gradual. Esto puede haber contribuido a que no haya tenido lugar una proliferación fitoplanctónica como la que se produjo en agosto de 2017. Por otro lado, la salinidad media, en cambio, aunque en alza progresiva, se mantiene aún muy por debajo de las normales del Mar Menor en esta época, situándose en 42,4‰, aun lejos de los 46 que debería alcanzar (figura 1). Los valores ya alcanzados suponen que aunque el riesgo de sufrir crisis distróficas aumenta con la baja salinidad, estos van disminuyendo. Como elemento positivo cabe mencionar además que actualmente se mantiene la inexistencia de estratificación de la columna de agua lo que favorece una buena mezcla vertical y reduce los riesgos de anoxia.

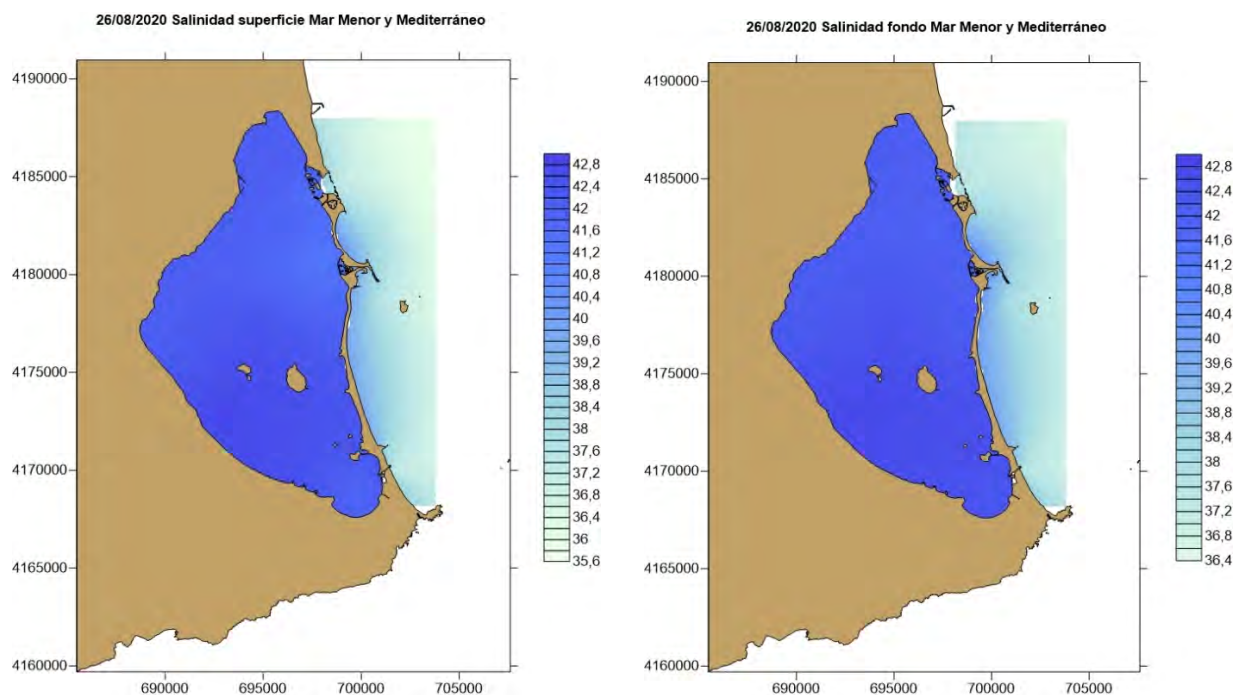


Figura 2. Distribución de los valores de salinidad en las aguas superficiales (izquierda) y en el fondo (derecha) del Mar Menor el 26 de agosto de 2020.

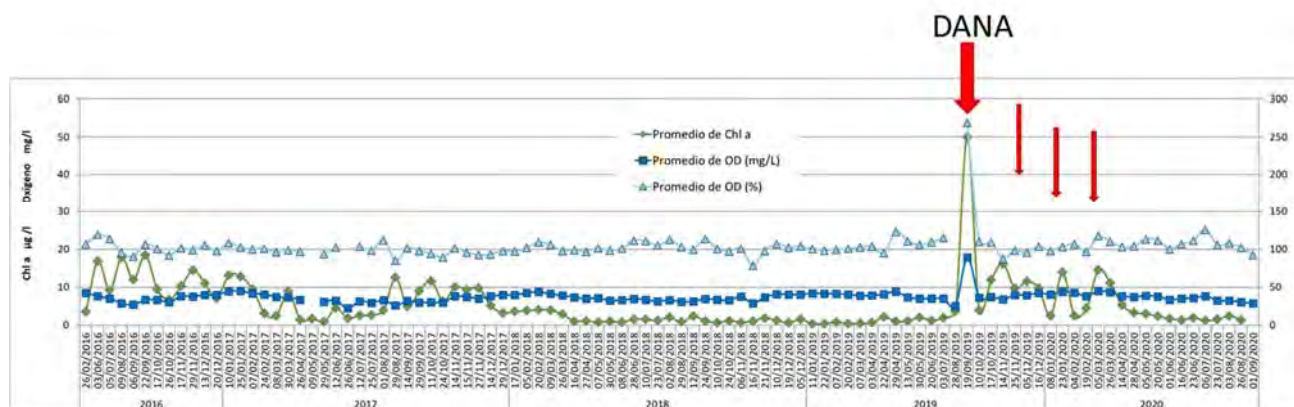


Figura 3. Evolución del ciclo anual de la concentración de oxígeno (expresada como % de saturación y en mg/l) y de clorofila a desde 2016 hasta el 1 de septiembre de 2020.

De hecho, como ya apuntamos a finales de julio, los niveles de oxígeno en la capa por encima de 1,5 m de profundidad se mantienen en niveles de saturación, con valores medios de 6,5 mg/l (Fig. 3) y la concentración absoluta de oxígeno en toda la columna de agua se mantiene en todas las estaciones de muestreo por encima de 4,8 mg/l (Fig. 4).

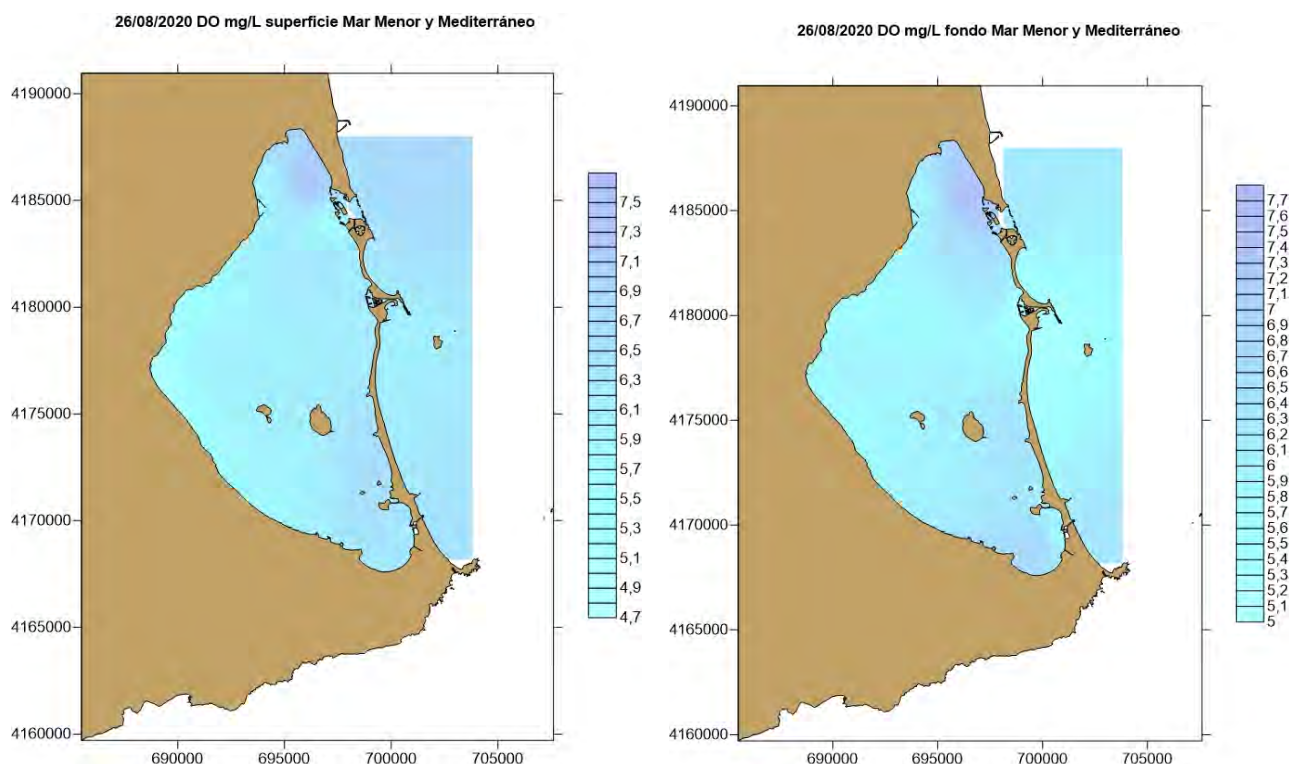


Figura 4. Distribución de los valores de concentración de oxígeno (mg/l) en las aguas superficiales (izquierda) y en el fondo (derecha) del Mar Menor el 26 de agosto de 2020.

La concentración de nutrientes y clorofila ha ido descendiendo progresivamente desde finales de marzo de 2020, cuando se alcanzaron valores medios para la laguna de $50 \mu\text{mol NO}_3/\text{l}$, un máximo histórico, y valores de clorofila a de $14,6 \mu\text{g/L}$. 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 como hemos venido indicando, es un buen indicio de que el sistema mantiene su capacidad de autorregulación.

Aunque los valores medios para el Mar Menor eran ya inferiores a $1,5 \mu\text{mol NO}_3/\text{l}$, a primeros de julio de 2020 se detectaron valores de Nitrato de $22,58 \mu\text{mol NO}_3/\text{l}$ en las proximidades de la desembocadura de la rambla del Albujón. A finales de julio, los niveles medios para el Mar Menor son inferiores a $1 \mu\text{mol NO}_3/\text{l}$, lo que puede considerarse un valor bajo. Sin embargo, las concentraciones más altas de Nitratos y Fosfato se han desplazado hacia el sur, situándose actualmente en la costa entre la marina del Carmolí y Lo Poyo. En esta zona, la concentración de nitrato alcanza $11,85 \mu\text{mol NO}_3/\text{l}$ y la de fosfato $0,43 \mu\text{mol PO}_4/\text{l}$. Ocasionalmente también se

detectan entradas por la ribera nororiental. La reducción de las entradas directas por la rambla del Albuñón como consecuencia de la puesta en marcha de la estación de bombeo, no impide mantenimiento de entradas importantes de agua superficial y subsuperficial desde las inmediaciones de la rambla de Miranda hasta la llanura de Lo Poyo. La presencia de concentraciones significativas de fósforo indica una posible mezcla con aguas urbanas.

De acuerdo con la disponibilidad de nutrientes, los valores medios de Chl *a* se sitúan a final de agosto en 1,37 $\mu\text{g/L}$, que pueden considerarse buenos, y han bajado hasta 2,3 en el área de influencia de la rambla del Albuñón, aunque el que llegaran a 8,1 en la zona entre la Marina del Carmolí y Lo Poyo a finales de julio, indica que las presiones siguen activas (Figuras 5-7).

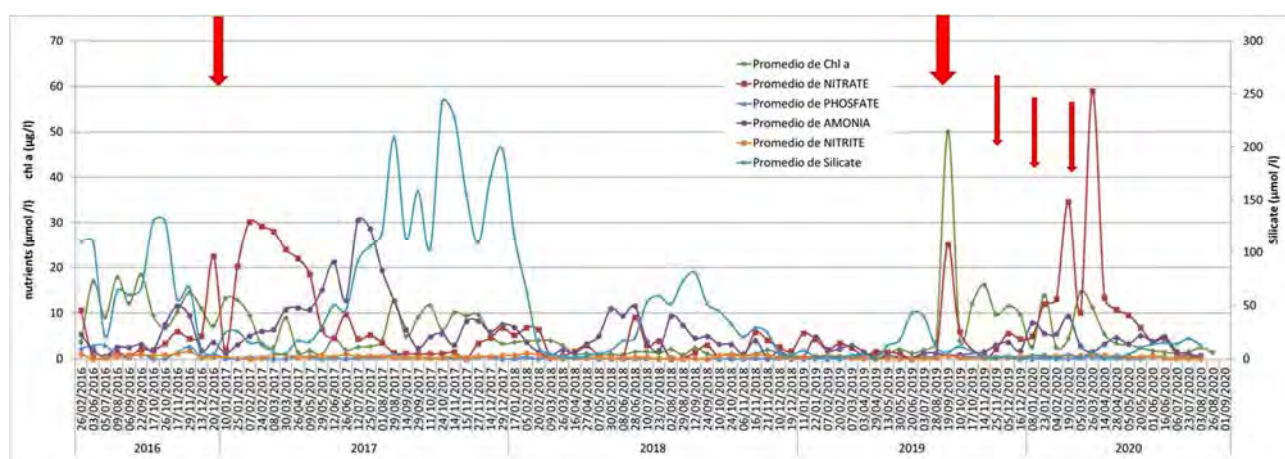


Figura 5. Evolución de los valores medios de la concentración en nutrientes y clorofila *a* en el Mar Menor en la red de estaciones de muestreo distribuidas en el interior de la laguna. Las flechas rojas indican eventos de lluvia intensa.

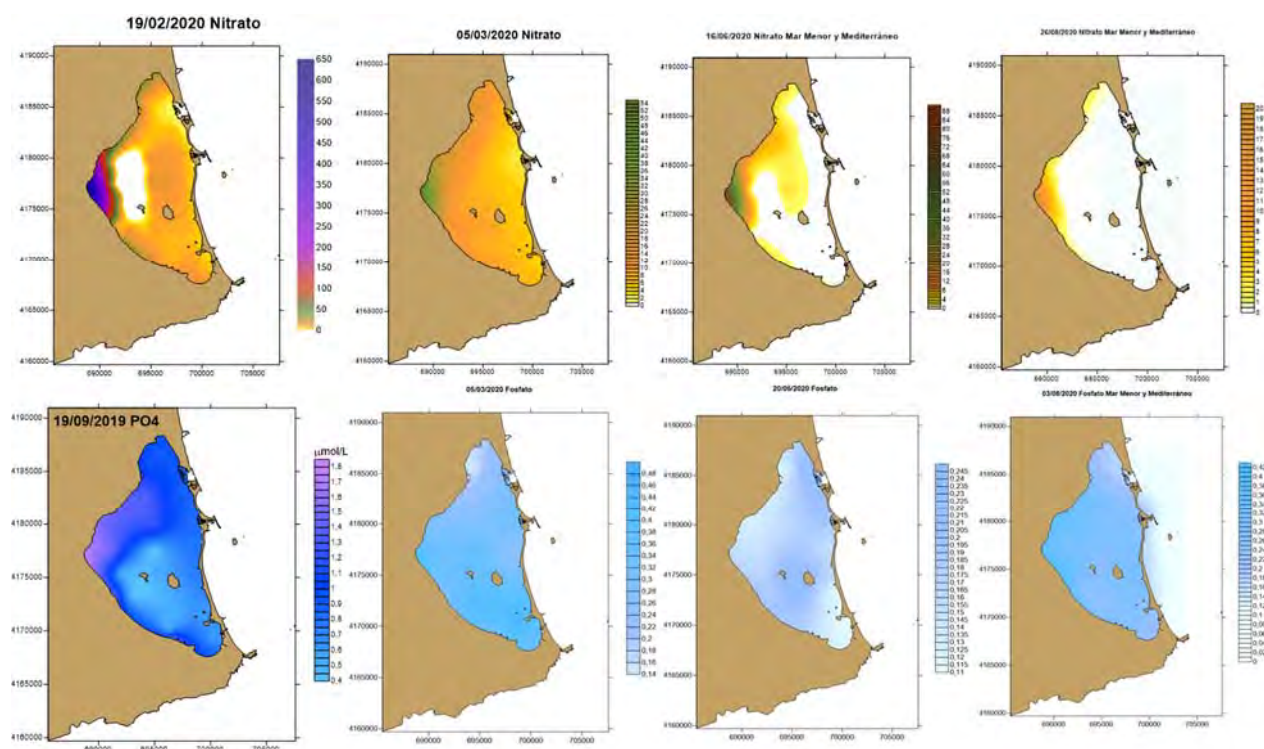


Figura 6. Arriba: Distribución espacial de los valores de concentración de Nitrato ($\mu\text{mol NO}_3/\text{l}$) en las aguas superficiales (izquierda) y en de Fosfato ($\mu\text{mol PO}_4/\text{l}$)(derecha) en el Mar Menor desde finales de invierno hasta finales de agosto de 2020.

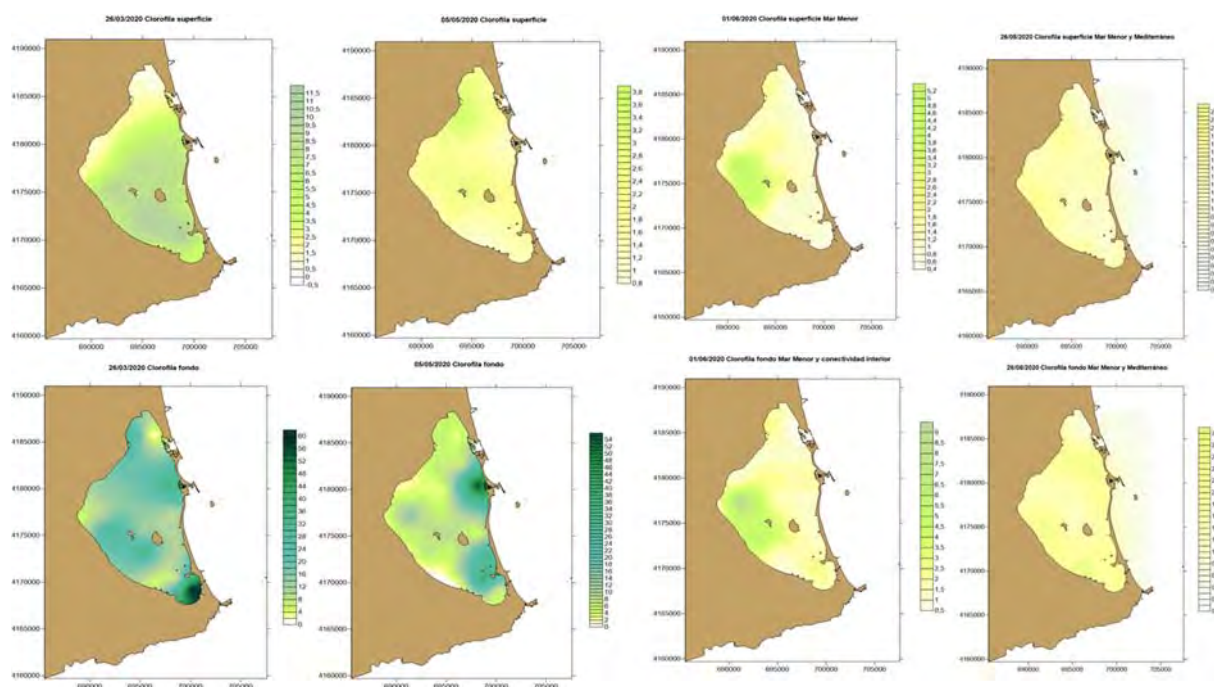


Figura 7. Distribución de los valores de concentración de Chl *a* ($\mu\text{g/l}$) en las aguas superficiales (arriba) y en el fondo (abajo) del Mar Menor desde finales de invierno hasta finales de agosto de 2020.

La progresiva reducción y la baja concentración actual de clorofila *a* en la columna de agua se traduce en una recuperación de la transparencia en condiciones de relativa calma. Si durante el invierno de 2020, los datos de visibilidad del disco de 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 y, por el momento se mantiene, con una visibilidad media que se sitúa en 4,69 m (Fig. 8). Sin embargo, las zonas someras aún contienen abundantes partículas finas de sedimento, como consecuencia de los arrastres de las lluvias torrenciales, lo que hace que el oleaje resuspenda dichos materiales con facilidad en las zonas expuestas.



Figura 8. Evolución temporal de la profundidad media de visibilidad del disco de Secchi, calculada en las zonas con más de 5 m de profundidad.

Conclusiones

Aunque la complejidad del Mar Menor sigue permitiéndole una capacidad de autorregulación muy elevada, manteniendo en niveles bajos tanto la concentración de nutrientes como de clorofila *a*, es importante tener presente que el ecosistema sigue bajo una presión extrema por la entrada continua de aguas hipohalinas con altas concentraciones de nutrientes. Esto, a pesar de que van recuperándose progresivamente, mantiene aún valores de salinidad relativamente bajos para el Mar Menor y, en conjunto, hacen que los riesgos de sufrir una crisis distrófica sigan siendo relativamente altos si se dan condiciones de alta temperatura, periodo de calmas y/o entrada masiva de aguas dulces.

Debemos 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 de drenaje, y su actual respuesta autorreguladora tras la activación de la estación de bombeo junto a la rambla del Albuñón, deben interpretarse como una demostración de la importancia de consolidar estructuralmente la capacidad de gestión del agua. Como se decía en el informe anterior, se confirma que, de momento, las leves tendencias a la estratificación y reducción de la concentración de oxígeno en las capas profundas, mostradas eventualmente durante la primavera y tras las entradas masivas de agua dulce, se han disipado en buena medida, pero no pueden descartarse si se dieran condiciones adversas sinérgicas.



Insistimos, 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 vertidos, sino también de los niveles del freático. Se mantiene 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 es especialmente importante teniendo en cuenta que en los próximos años se espera un aumento de la frecuencia de las lluvias torrenciales que recargan el acuífero en las zonas más altas, presionando las bajas, y aumenta la escorrentía superficial donde el subsuelo está ya saturado y no retiene ya agua nueva. Estas entradas son de múltiples orígenes y, muy probablemente, forzadas por un nivel freático muy elevado, ya que se detectan concentraciones relativamente altas tanto de nitratos como de fosfatos, con posible mezcla de aguas de origen agrícola y urbano, 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 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 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 y 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.



Informe de seguimiento del estado ecológico del Mar Menor – 30 de septiembre de 2020

Angel Pérez-Ruzafa
Departamento de Ecología e Hidrología
Universidad de Murcia

Iniciado ya el otoño y habiendo superado el verano sin incidencias notables, el Mar Menor se encuentra en una situación caracterizada por la respuesta progresiva de recuperación del ecosistema, pero 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.

Se cumple ahora un año desde septiembre de 2019, en la que se produjo 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 masivas de organismos. En aquel momento, junto a la entrada masiva 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 (Figura 1). La concentración media de nitrato en la laguna alcanzó $24.96 \mu\text{mol/l}$ y la concentración media de Clorofila *a* llegó a $50.01 \mu\text{g/l}$ (Figura 5). Aunque los valores de nutrientes y clorofila recuperaron valores significativamente más bajos en apenas una semana, la laguna volvió a sufrir las fluctuaciones marcadas en sus parámetros propias de un ambiente desestabilizado y, desde entonces, la salinidad se ha mantenido excepcionalmente baja durante todo el año.

Cabe destacar que, tras cada pulso, la recuperación ha sido más notable y las fluctuaciones se han ido amortiguando, incluso a pesar de que las sucesivas danas, de menor intensidad, sufridas durante el otoño de 2019 y el invierno de 2020 han inducido los correspondientes picos de entrada de nutrientes. El último de cierta envergadura, en la última semana de marzo de 2020, elevó los nitratos hasta una concentración media de $59.0 \mu\text{mol/l}$. En apenas dos semanas los valores habían descendido a $13.36 \mu\text{mol/l}$, en mayo eran ya menores de $6.8 \mu\text{mol/l}$ y durante todo el verano se han mantenido por debajo de $0.8 \mu\text{mol/l}$ (Figura 5) y los valores de clorofila por debajo $2 \mu\text{g/l}$.

Por todo ello, merece subrayarse 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 ha vuelto a ser la de la recuperación franca que se produjo en 2018 y actualmente las amenazas por entrada de agua y nutrientes debido al elevado nivel freático son más graves que la que presentaba la laguna en el momento de su rotura manifiesta en junio de 2016.

Actualmente, la baja salinidad por la entrada de agua desde la cuenca es el principal factor de riesgo para el estado ecológico del Mar Menor, sumado a la elevada entrada de nutrientes



Figura 1. Evolución del ciclo anual de la salinidad y la temperatura desde 2016 hasta septiembre de 2020, un año después de la DANA de 2019.

La intensa recarga del acuífero sigue propiciando entradas muy importantes de aguas procedentes de la cuenca que afloran 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. Esto se evidencia especialmente en el retardo que muestra la descarga de agua y la bajada de salinidad con respecto al momento en el que tienen lugar las lluvias y la entrada de aguas de escorrentía. 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 (Figura 1) afectando a toda la ribera interna, pero siendo especialmente notable en la ribera norte (Figura 2f).

La dinámica general observada puede reafirmar probablemente el efecto de la reducción significativa de las descargas en el tramo bajo de la rambla del Albujón tras la puesta en marcha de la estación de bombeo, aunque esta sigue siendo una zona sensible para la entrada de nitratos y es donde se detectan las mayores concentraciones de clorofila cuando se incrementan las descargas, como en las últimas lluvias (Figura 7). Un análisis detallado requerirá de los datos periódicos de descargas desde la cuenca de drenaje por los distintos puntos de la costa y relacionarlos con la dinámica observada en las masas de agua lagunares.

Actualmente la temperatura media presenta valores normales para la época del año, oscilando entre 28,5 y 30,2 °C en las dos últimas semanas de agosto y con un ligero descenso tras las lluvias de finales de agosto, situándose actualmente en 25,9°C. Las temperaturas durante el verano han sido ligeramente superiores a las máximas alcanzadas en 2018 y semejantes a las de 2017 cuando se produjo una regresión importante de los parámetros de calidad del agua. El hecho de que este año no hayan tenido los mismos efectos generales puede estar relacionado con que en 2017 la proliferación fitoplanctónica tuvo lugar tras una subida brusca de casi 2 °C en apenas unos días, en

2020 las fluctuaciones han estado más amortiguadas y el ascenso de temperatura ha sido más gradual.

El descenso de salinidad en las capas superficiales ocurrido tras las últimas lluvias de agosto de 2020, ha vuelto a suponer una regresión en las posibilidades de recuperación y un incremento de los riesgos de estratificación en el caso de que se pueda producir una DANA intensa durante el otoño. La salinidad media había iniciado un aumento progresivo, situándose en 42,4, pero ha vuelto a descender bruscamente hasta 39,3, muy por debajo, por tanto, de los valores normales del Mar Menor en esta época, que deberían ser superiores a 45 (Figura 1). El hecho positivo de que no se ha observado estratificación ni durante la primavera ni el verano, se ve amenazado por los efectos de las entradas de agua desde el freático tras las lluvias, como puede observarse en la comparación de los mapas de superficie y fondo en la Figura 2f y 2g.

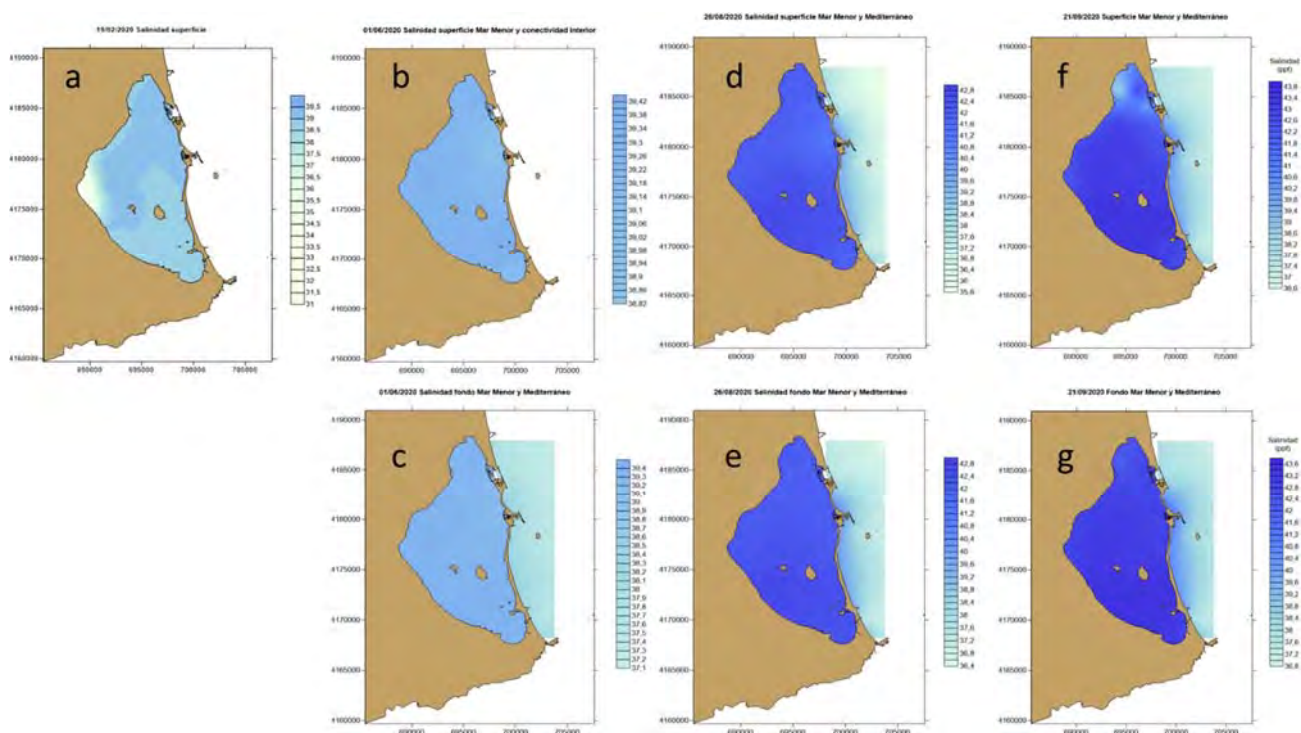


Figura 2. Distribución de los valores de salinidad en las aguas superficiales (arriba) y en el fondo (debajo) del Mar Menor en distintas fechas desde febrero de 2020 al 21 de septiembre de 2020.

La concentración de oxígeno no ha bajado en ningún momento a valores críticos y durante el verano los niveles en la capa por encima de 1,5 m de profundidad se han mantenido en saturación, con valores medios de 6,5 mg/l (Fig. 3) y la concentración absoluta de oxígeno en toda la columna de agua se ha mantenido en todas las estaciones de muestreo por encima de 4,8 mg/l (Fig. 4).

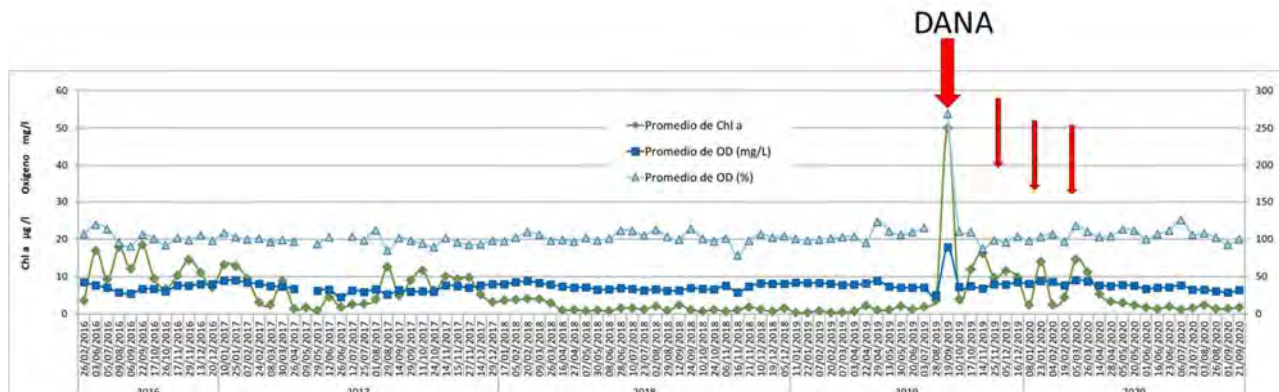


Figura 3. Evolución del ciclo anual de la concentración de oxígeno (expresada como % de saturación y en mg/l) y de clorofila a desde 2016 hasta el 21 de septiembre de 2020.

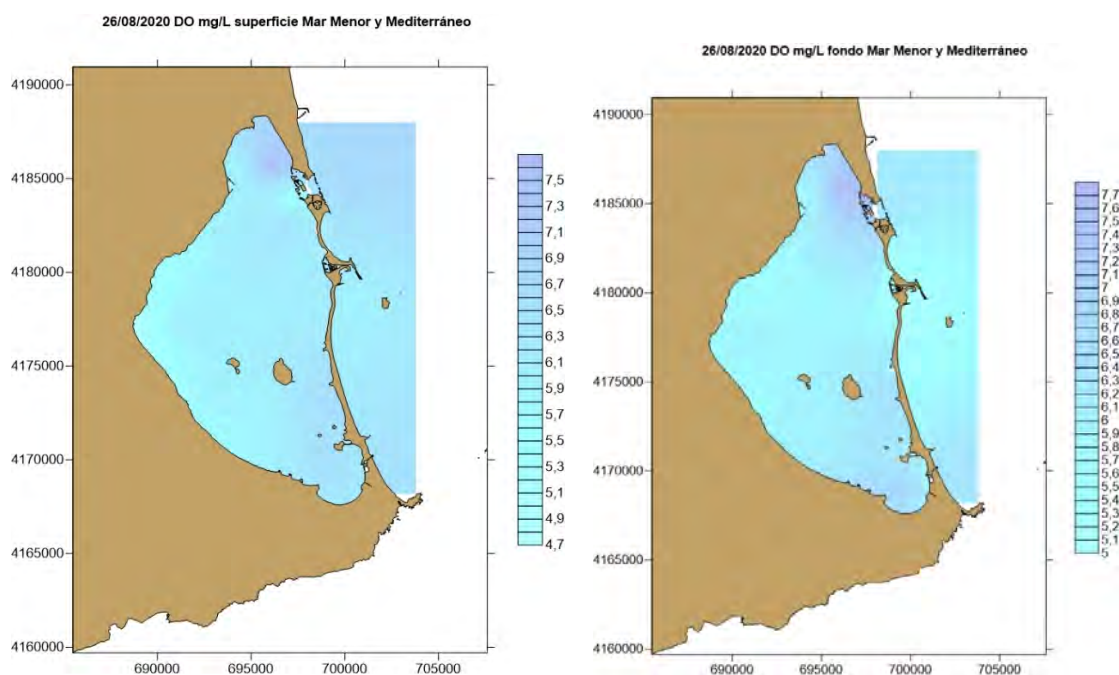


Figura 4. Distribución de los valores de concentración de oxígeno (mg/l) en las aguas superficiales (izquierda) y en el fondo (derecha) del Mar Menor el 26 de agosto de 2020.

Como se ha comentado, la concentración de nutrientes y clorofila *a* ha ido descendiendo progresivamente desde finales de marzo de 2020, cuando se alcanzaron valores medios para la laguna de 50 $\mu\text{mol NO}_3/\text{l}$, un máximo histórico, y valores de clorofila *a* de 14,6 $\mu\text{g/l}$. 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 como hemos venido indicando, es un buen indicio de que el sistema mantiene su capacidad de autorregulación.

Aunque los valores medios para el Mar Menor eran ya inferiores a $1,5 \mu\text{mol NO}_3/\text{l}$, a primeros de julio de 2020 se detectaron valores de Nitrato de $22,58 \mu\text{mol NO}_3/\text{l}$ en las proximidades de la desembocadura de la rambla del Albuñón. Durante los meses de julio y agosto los niveles medios para el Mar Menor han sido inferiores a $1 \mu\text{mol NO}_3/\text{l}$, lo que puede considerarse un valor bajo. Sin embargo, las concentraciones más altas de Nitratos y Fosfato se han desplazado hacia el sur, situándose actualmente en la costa entre la marina del Carmolí y Lo Poyo. En esta zona, la concentración de nitrato alcanza $11,85 \mu\text{mol NO}_3/\text{l}$ y la de fosfato $0,43 \mu\text{mol PO}_4/\text{l}$. Ocasionalmente también se detectan entradas por la ribera nororiental. La reducción de las entradas directas por la rambla del Albuñón como consecuencia de la puesta en marcha de la estación de bombeo, no impide que siga habiendo entradas importantes de agua superficial y subsuperficial desde las inmediaciones de la rambla de Miranda hasta la llanura de Lo Poyo. La presencia de concentraciones significativas de fósforo indica una posible mezcla con aguas urbanas en momentos puntuales.

De acuerdo con la disponibilidad de nutrientes, los valores medios de Chl a se sitúan a final de agosto en $1,37 \mu\text{g/L}$ y en $1,7 \mu\text{g/L}$ a finales de septiembre a pesar de las lluvias. Estos valores pueden considerarse buenos, y han bajado hasta 2,3 en el área de influencia de la rambla del Albuñón, aunque el que llegaran a 8,1 en la zona entre la Marina del Carmolí y Lo Poyo a finales de julio, indica que las presiones siguen activas y más difusas (Figuras 5-7).

A pesar de su empeoramiento, con la vuelta de las entradas de agua, especialmente con la recarga del acuífero tras la Dana, aún muestra capacidad de regulación de los nutrientes y la clorofila

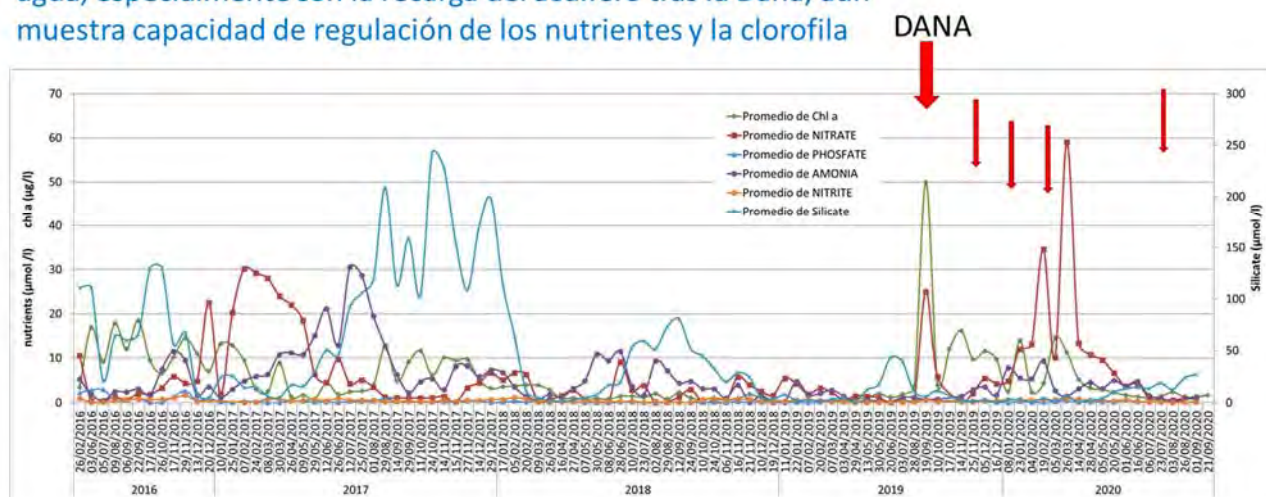


Figura 5. Evolución de los valores medios de la concentración en nutrientes y clorofila a en el Mar Menor en la red de estaciones de muestreo distribuidas en el interior de la laguna. Las flechas rojas indican eventos de lluvia intensa.

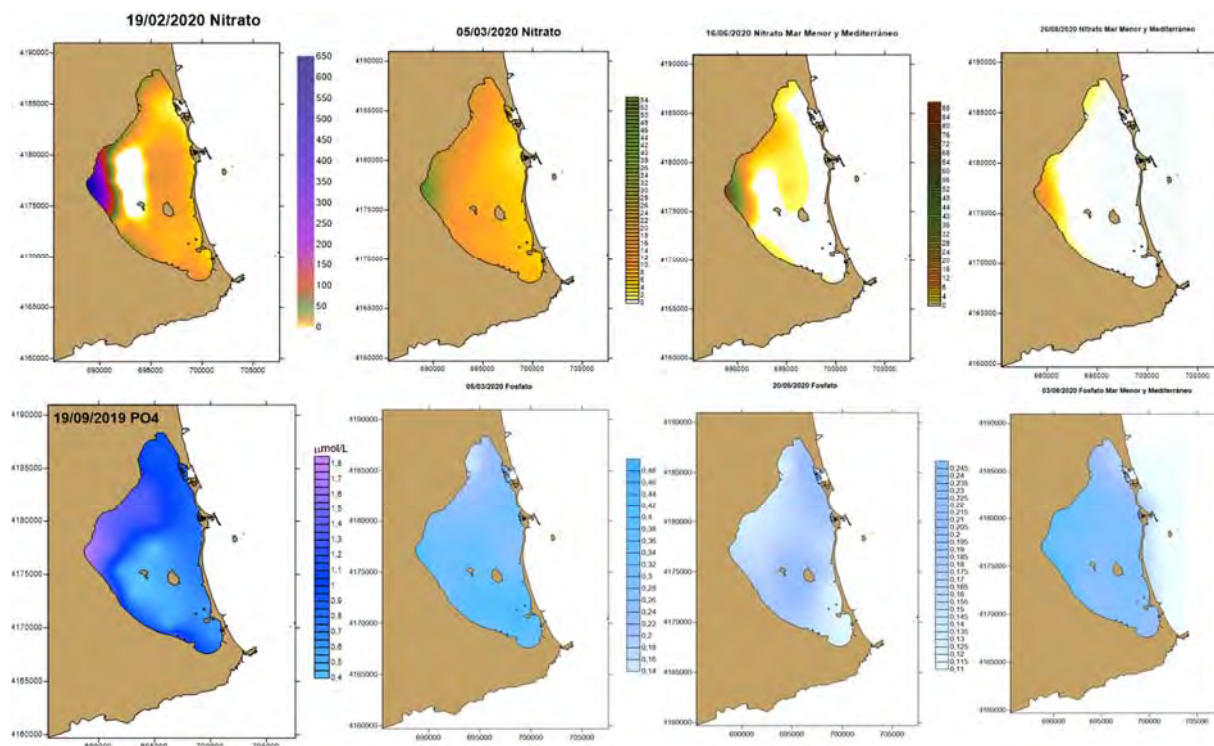


Figura 6. Arriba: Distribución espacial de los valores de concentración de Nitrato ($\mu\text{mol NO}_3/\text{l}$) en las aguas superficiales (izquierda) y en de Fosfato ($\mu\text{mol PO}_4/\text{l}$)(derecha) en el Mar Menor desde finales de invierno hasta finales de agosto de 2020.

La progresiva reducción y la baja concentración actual de clorofila *a* en la columna de agua (Figura 7) se traduce en una recuperación de la transparencia en condiciones de relativa calma. Si durante el invierno de 2020, el Mar Menor perdió la transparencia que había alcanzado 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 y, por el momento se mantiene, con una visibilidad media que se situó en 4,69 m a final de verano y ha alcanzado los 5 m a final de septiembre (Fig. 8). Sin embargo, las zonas someras aún contienen abundantes partículas finas de sedimento, como consecuencia de los arrastres de las lluvias torrenciales, lo que hace que el oleaje resuspenda dichos materiales con facilidad en las zonas expuestas.

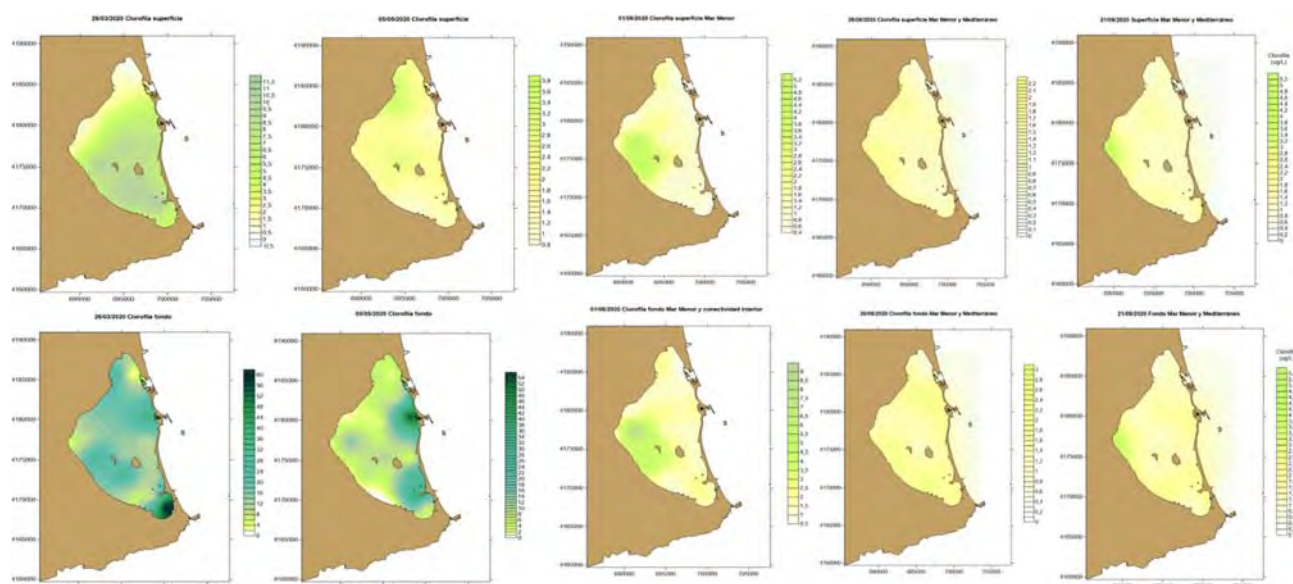


Figura 7. Distribución de los valores de concentración de clorofila *a* ($\mu\text{g/l}$) en las aguas superficiales (arriba) y en el fondo (abajo) del Mar Menor desde finales de invierno hasta finales de agosto de 2020.

Y a pesar de las entradas masivas de agua y nutrientes, sorprendentemente aún muestra su capacidad de amortiguar las presiones, rehaciéndose después de cada evento de proliferación de fitoplancton o de entrada de materiales en suspensión

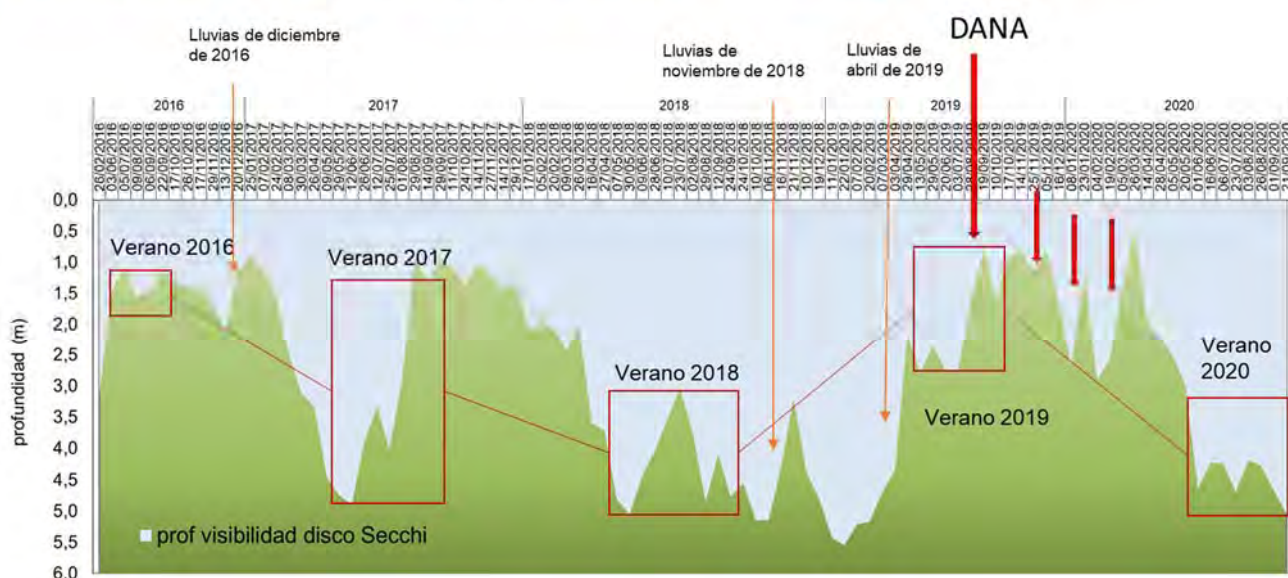


Figura 8. Evolución temporal de la profundidad media de visibilidad del disco de Secchi, calculada en las zonas con más de 5 m de profundidad.



Conclusiones

Aunque la complejidad del Mar Menor sigue permitiéndole una capacidad de autorregulación muy elevada, manteniendo en niveles bajos, tanto la concentración de nutrientes como de clorofila a , es importante tener presente que el ecosistema sigue bajo una presión extrema por la entrada continua de aguas hipohalinas con altas concentraciones de nutrientes. Esto, a pesar de que van recuperándose progresivamente, mantiene aún valores de salinidad relativamente bajos para el Mar Menor y, en conjunto, hacen que los riesgos de sufrir una crisis distrófica sigan siendo relativamente altos si se dan condiciones de alta temperatura, periodo de calmas y/o entrada masiva de aguas dulces.

Debemos 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 de drenaje, y su actual respuesta autorreguladora tras la activación de la estación de bombeo junto a la rambla del Albuñón, deben interpretarse como una demostración de la importancia de consolidar estructuralmente la capacidad de gestión del agua. Como se decía en el informe anterior, se confirma que, de momento, las leves tendencias a la estratificación y reducción de la concentración de oxígeno en las capas profundas, mostradas eventualmente durante la primavera y tras las entradas masivas de agua dulce, se han disipado en buena medida, pero no pueden descartarse si se dieran condiciones adversas sinérgicas.

Insistimos, 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 vertidos, sino también de los niveles del freático. Se mantiene 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 es especialmente importante teniendo en cuenta que en los próximos años se espera un aumento de la frecuencia de las lluvias torrenciales que recargan el acuífero en las zonas más altas, presionando las bajas, y aumenta la escorrentía superficial donde el subsuelo está ya saturado y no retiene ya agua nueva. Estas entradas son de múltiples orígenes y, muy probablemente, forzadas por un nivel freático muy elevado, ya que se detectan concentraciones relativamente altas tanto de nitratos como de fosfatos, con posible mezcla de aguas de origen agrícola y urbano, 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 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 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 y 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.

Pero se debe insistir, como en los informes previos, en que, si bien, el ecosistema del Mar Menor da pruebas de que mantiene buena parte de sus capacidades homeostáticas, también es un hecho que las presiones, aunque algo reducidas tras la puesta en funcionamiento de la estación de bombeo de los Alcázares, aún se mantienen muy altas y no pueden 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. Como se ha incidido en anteriores informes, este tipo de eventos, con el calentamiento generalizado de la superficie del mar, pueden extenderse durante todo el otoño y hasta principios de invierno en nuestra región.

Informe de seguimiento del estado ecológico del Mar Menor – 20 de enero de 2021

Angel Pérez-Ruzafa

Departamento de Ecología e Hidrología

Universidad de Murcia

En el inicio del invierno de 2021 puede decirse que el Mar Menor está en una fase de estabilidad con un futuro incierto. El año 2020, se ha caracterizado por la ausencia de incidencias notables, con una claridad de aguas que puede considerarse buena y dentro de los parámetros normales para el Mar Menor, con valores de temperatura normales y con valores de salinidad que, desde el verano, progresivamente van recuperándose del fuerte descenso que se produjo tras la Dana de 2019 y las sucesivas lluvias torrenciales de la primavera de 2020. Incluso el descenso brusco de salinidad que tuvo lugar con las lluvias de finales de septiembre de 2020 se recuperó con relativa rapidez (Figura 1).



Figura 1. Evolución del ciclo anual de la salinidad y la temperatura desde 2016 hasta septiembre de 2020, un año después de la DANA de 2019. El recuadro verde enmarca la evolución de los parámetros desde el último informe de estado presentado en este foro.

Los valores de oxígeno también se mantienen altos y en los rangos normales para cada época del año (Figura 2).

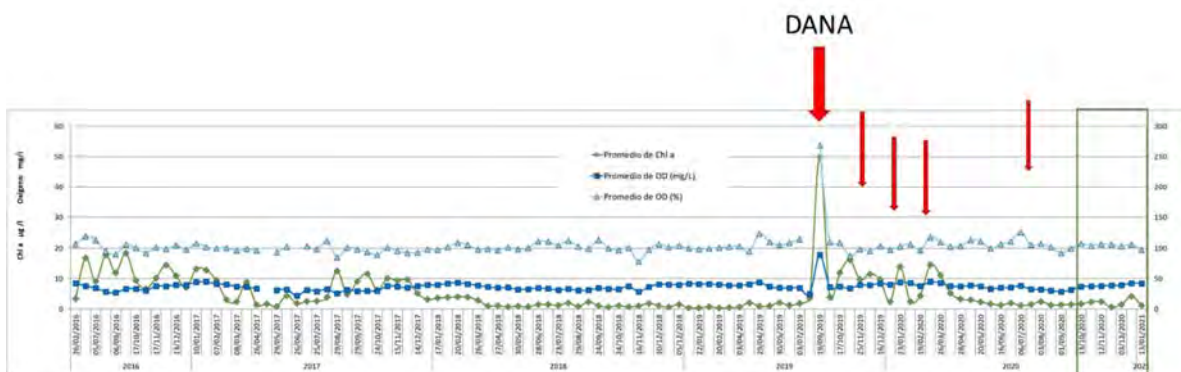


Figura 2. Evolución del ciclo anual de la concentración de oxígeno (expresada como % de saturación y en mg/l) y de clorofila *a* desde 2016 hasta el 21 de septiembre de 2020. El recuadro verde enmarca la evolución de los parámetros desde el último informe de estado presentado en este foro interadministrativo.

La concentración de nutrientes y clorofila también se mantienen en niveles bajos y con fluctuaciones suaves (Figura 3).

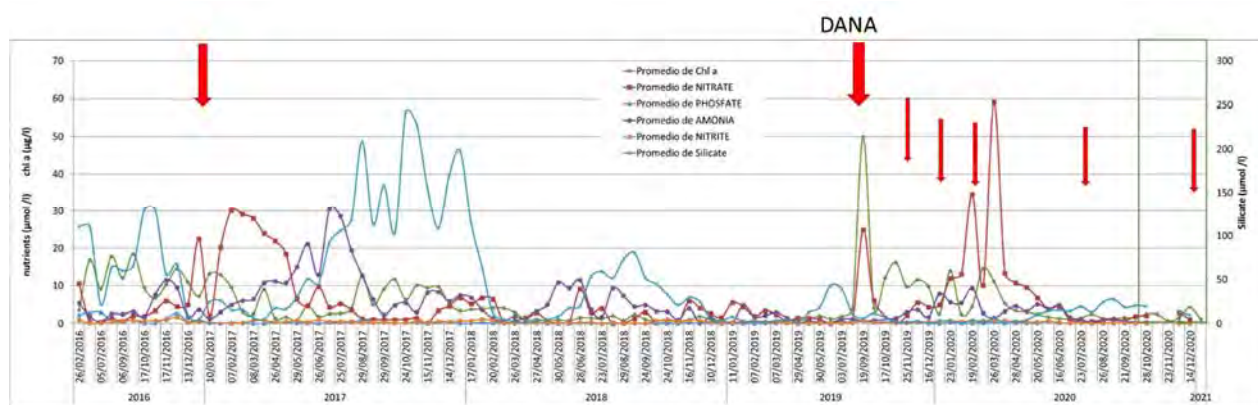


Figura 3. Evolución de los valores medios de la concentración en nutrientes y clorofila *a* en el Mar Menor en la red de estaciones de muestreo distribuidas en el interior de la laguna. Las flechas rojas indican eventos de lluvia intensa.

Todo ello confirma la respuesta progresiva de recuperación del ecosistema y su capacidad de autorregulación. Sin embargo, como en el informe anterior, es importante resaltar que todas las amenazas y presiones siguen aún presentes, materializada actualmente en su baja salinidad, aún lejos de los valores deseables, y, sobre todo, en la entrada continuada de aguas con alto contenido en nutrientes desde la cuenca de drenaje y el elevado nivel freático. Esto queda materializado en los mapas de la figura 4, en los que se muestra la distribución espacial de la concentración de los principales nutrientes. Como se muestra en la figura ocurren descargas puntuales, especialmente focalizadas en la zona de la desembocadura de la rambla del Albujón y en ocasiones a lo largo de la ribera suroriental de la laguna, con fuertes entradas de nitratos y, en ocasiones, también de fosfato. Dichas entradas han llegado a superar los 600 $\mu\text{mol NO}_3/\text{l}$ en febrero. Algunas de las ocurridas en octubre hay llegado a superar los también los 50 $\mu\text{mol NO}_3/\text{l}$. Estos valores superan los máximos históricos y muestran que el problema está aún lejos de estar resuelto.

Como ya se comentó en el informe anterior, la presencia de concentraciones significativas de fósforo indica una posible mezcla con aguas urbanas en momentos puntuales.

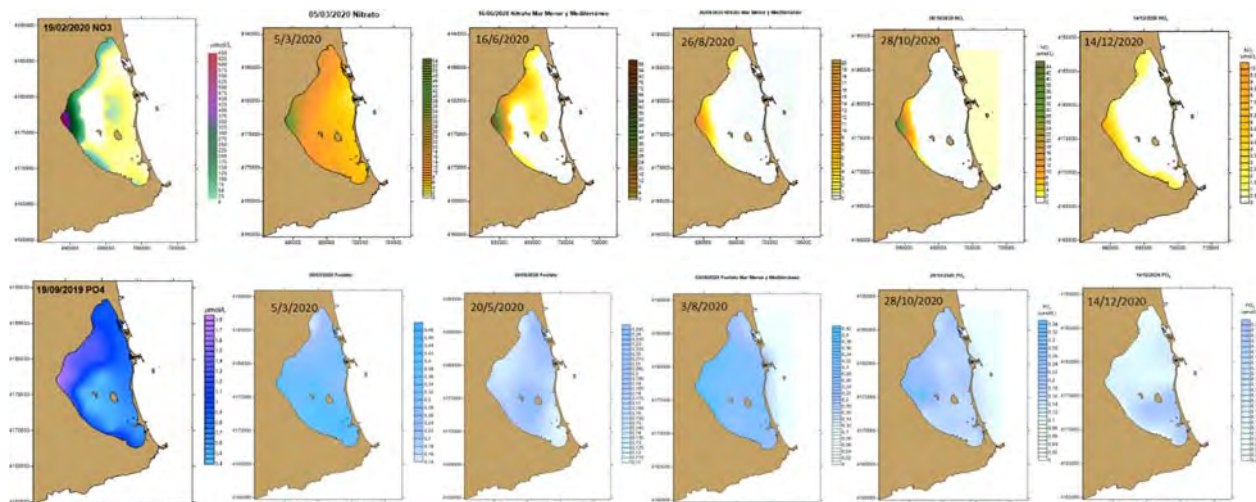


Figura 4. Arriba: Distribución espacial de los valores de concentración de Nitrato ($\mu\text{mol NO}_3/\text{l}$) en las aguas superficiales (izquierda) y en de Fosfato ($\mu\text{mol PO}_4/\text{l}$)(derecha) en el Mar Menor desde febrero hasta diciembre de 2020.

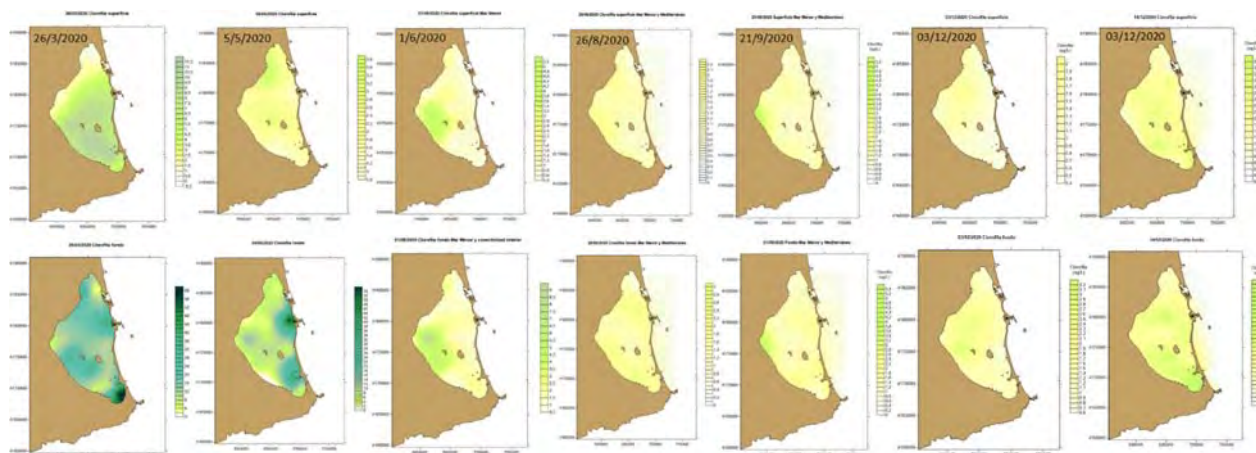


Figura 4. Distribución de los valores de concentración de clorofila *a* ($\mu\text{g} / \text{l}$) en las aguas superficiales (arriba) y en el fondo (abajo) del Mar Menor desde finales de invierno hasta diciembre de 2020.

Como se comentó en el informe anterior, de acuerdo con la disponibilidad de nutrientes, los valores medios de Chl *a* se sitúan a final de agosto en $1,37 \mu\text{g}/\text{L}$ y en $1,7 \mu\text{g}/\text{L}$ a finales de septiembre a pesar de las lluvias. Estos valores pueden considerarse buenos, y han bajado hasta 2,3 en el área de influencia de la rambla del Albuñón, aunque el que llegaran a 8,1 en la zona entre la Marina del Carmolí y Lo Poyo a finales de julio, indica que las presiones siguen activas y más difusas.

El hecho de que desde finales de marzo de 2020, cuando se alcanzaron valores medios para la laguna de $50 \mu\text{mol NO}_3/\text{l}$, un máximo histórico, y valores de clorofila *a* de $14,6 \mu\text{g}/\text{l}$ las concentraciones se

hayan ido reduciendo, a pesar de los vertidos regulares que tienen lugar, refuerza la idea de la recuperación de las propiedades homeostáticas del sistema, pero subrayando, como se ha dicho anteriormente, que las amenazas están intactas.

En concordancia con lo expuesto, la progresiva reducción y la baja concentración actual de clorofila a en la columna de agua ha traducido en la recuperación bastante generalizada de la transparencia en condiciones de relativa calma. Si durante el invierno de 2020, el Mar Menor perdió la transparencia que había alcanzado 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 y, por el momento se mantiene, con una visibilidad media que se situó en 4,69 m a final de verano y ha alcanzado los 5 m a final de septiembre, manteniéndose en dichos rangos hasta el momento presente (Fig. 5). Sin embargo, las zonas someras aún contienen abundantes partículas finas de sedimento, como consecuencia de los arrastres de las lluvias torrenciales, lo que hace que el oleaje resuspenda dichos materiales con facilidad en las zonas expuestas.

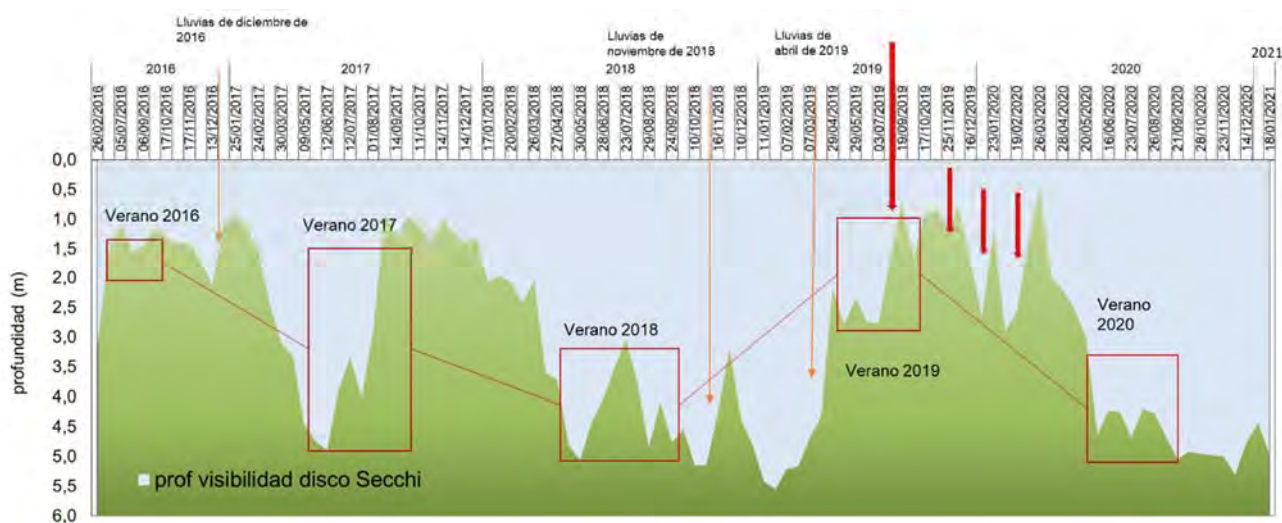


Figura 5. Evolución temporal de la profundidad media de visibilidad del disco de Secchi, calculada en las zonas con más de 5 m de profundidad.

Cabe resaltar, que los momentos de mayor entrada de nutrientes y el deterioro de la calidad de aguas, se ven fuertemente influenciados por los caudales de entrada en el área de la desembocadura de la rambla del Albuñón (Albuñón, Miranda y Canal de drenaje de los Alcázares) 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 (figura 6).

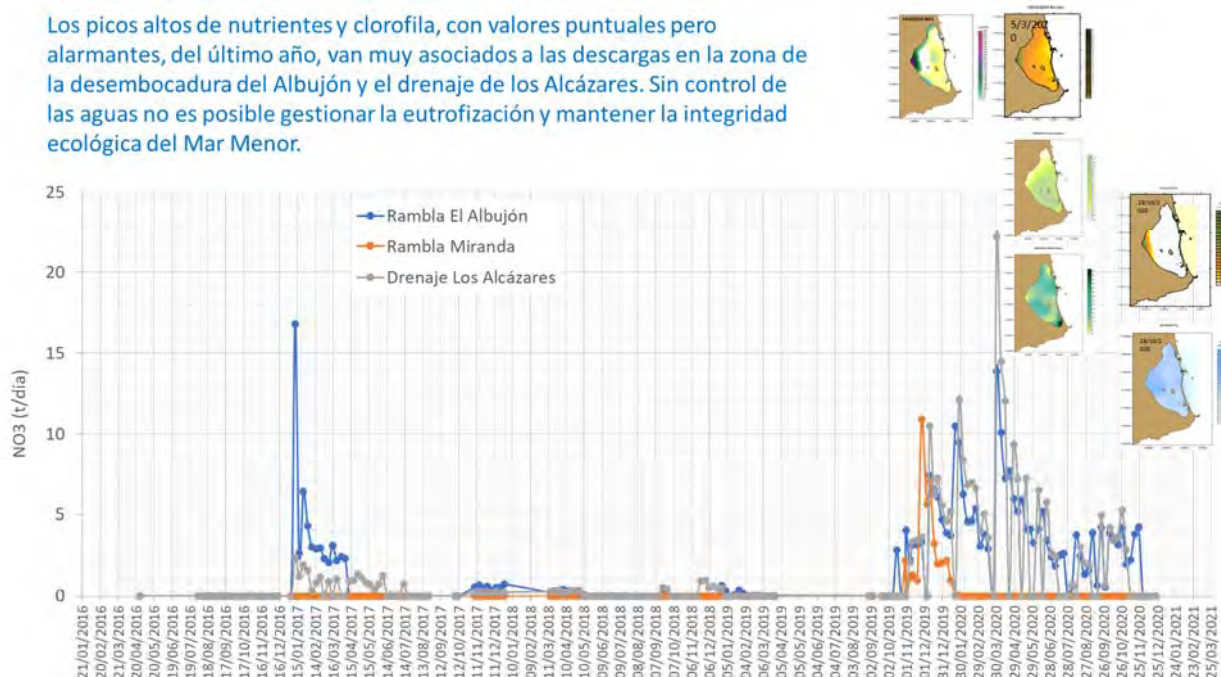


Figura 6. Evolución de las descargas de nitratos al Mar Menor a través de las ramblas del Albujón y Miranda y el canal de drenaje de los Alcázares en relación con los momentos de peor estado del Mar Menor durante 2020.

Conclusiones

Mantenemos aquí las conclusiones de informes anteriores. Aunque la complejidad del Mar Menor sigue permitiéndole una capacidad de autorregulación muy elevada, manteniendo en niveles bajos, tanto la concentración de nutrientes como de clorofila *a*, es importante tener presente que el ecosistema sigue bajo una presión extrema por la entrada continua de aguas hipohalinas con altas concentraciones de nutrientes. Esto, a pesar de que van recuperándose progresivamente, mantiene aún valores de salinidad relativamente bajos para el Mar Menor y, en conjunto, hacen que los riesgos de sufrir una crisis distrófica sigan siendo relativamente altos si se dan condiciones de alta temperatura, periodo de calmas y/o entrada masiva de aguas dulces.

Debemos 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 de drenaje, y su actual respuesta autorreguladora tras la activación de la estación de bombeo junto a la rambla del Albujón, deben interpretarse como una demostración de la importancia de consolidar estructuralmente la capacidad de gestión del agua. Como se decía en el informe anterior, se confirma que, de momento, las leves tendencias a la estratificación y reducción de la concentración de oxígeno en las capas profundas, mostradas eventualmente durante la primavera y tras las entradas



masivas de agua dulce, se han disipado en buena medida, pero no pueden descartarse si se dieran condiciones adversas sinérgicas.

Insistimos, 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 vertidos, sino también de los niveles del freático. Se mantiene 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 es especialmente importante teniendo en cuenta que en los próximos años se espera un aumento de la frecuencia de las lluvias torrenciales que recargan el acuífero en las zonas más altas, presionando las bajas, y aumenta la escorrentía superficial donde el subsuelo está ya saturado y no retiene ya agua nueva. Estas entradas son de múltiples orígenes y, muy probablemente, forzadas por un nivel freático muy elevado, ya que se detectan concentraciones relativamente altas tanto de nitratos como de fosfatos, con posible mezcla de aguas de origen agrícola y urbano, 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 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 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 y 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.

Pero se debe insistir, como en los informes previos, en que, si bien, el ecosistema del Mar Menor da pruebas de que mantiene buena parte de sus capacidades homeostáticas, también es un hecho que las presiones, aunque algo reducidas tras la puesta en funcionamiento de la estación de bombeo de los Alcázares, aún se mantienen muy altas y no pueden 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. Como se ha incidido en anteriores informes, este tipo de eventos, con el calentamiento generalizado de la superficie del mar, pueden extenderse durante todo el otoño y hasta principios de invierno en nuestra región.



Informe de seguimiento del estado ecológico del Mar Menor – 28 de febrero de 2021

Angel Pérez-Ruzafa

Departamento de Ecología e Hidrología

Universidad de Murcia

En el invierno de 2021 puede decirse que el Mar Menor está en una fase de estabilidad con un futuro incierto que recuerda la situación en el mismo periodo de 2019. El año 2020, se ha caracterizado por la ausencia de incidencias notables, con una claridad de aguas que puede considerarse buena y dentro de los parámetros normales para el Mar Menor, con valores de temperatura normales y con valores de salinidad que, desde el verano, progresivamente van recuperándose del fuerte descenso que se produjo tras la DANA de 2019 y las sucesivas lluvias torrenciales de la primavera de 2020. Incluso el descenso brusco de salinidad que tuvo lugar con las lluvias de finales de septiembre de 2020 se recuperó con relativa rapidez (Figura 1). No obstante, se mantiene aún alejado de sus valores característicos y sufre descensos más acusados de lo habitual incluso tras lluvias relativamente moderadas.

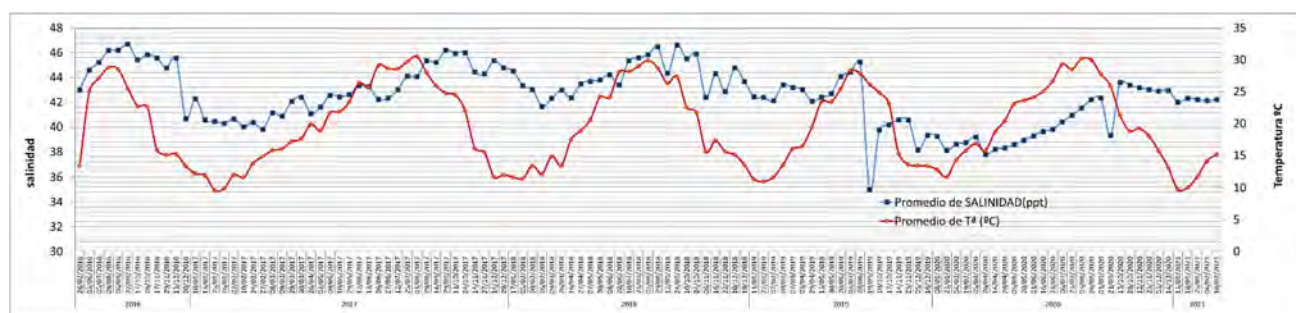


Figura 1. Evolución del ciclo anual de la salinidad y la temperatura desde 2016 hasta febrero de 2021.

Los valores de oxígeno se mantienen altos y en los rangos normales para cada época del año (Figura 2), no apreciándose riesgos de anoxia en las condiciones actuales.

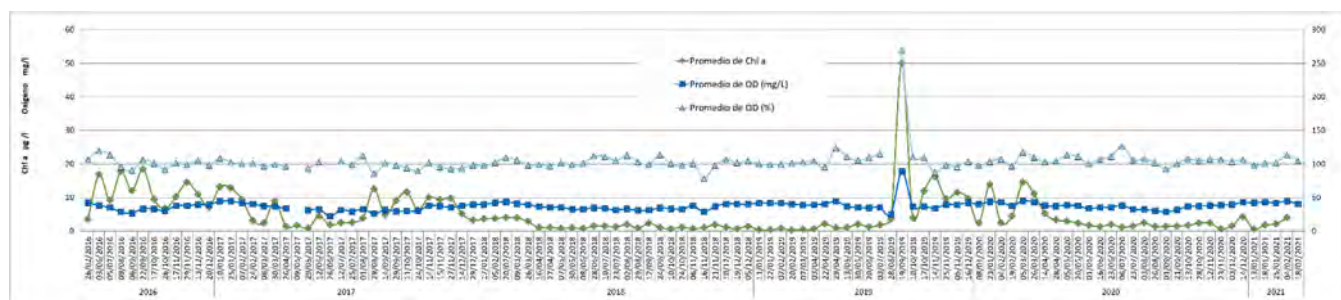


Figura 2. Evolución del ciclo anual de la concentración de oxígeno (expresada como % de saturación y en mg/l) y de clorofila a desde 2016 hasta febrero de 2021.

Angel Pérez-Ruzafa
Catedrático de Ecología
Facultad de Biología

Departamento de Ecología e Hidrología

Campus Universitario de Espinardo. 30100 Murcia

T. 868 88 49 98 – F. 868 88 39 63 – www.um.es/ecologia

FONDO EUROPEO DE DESARROLLO REGIONAL Una manera de hacer Europa



La concentración de nutrientes y clorofila también se mantienen en niveles bajos y con fluctuaciones suaves (Figura 3), pero con picos puntuales como el de la primera quincena de enero, que deben alertar de la necesidad de controlar los procesos en la cuenca de drenaje.

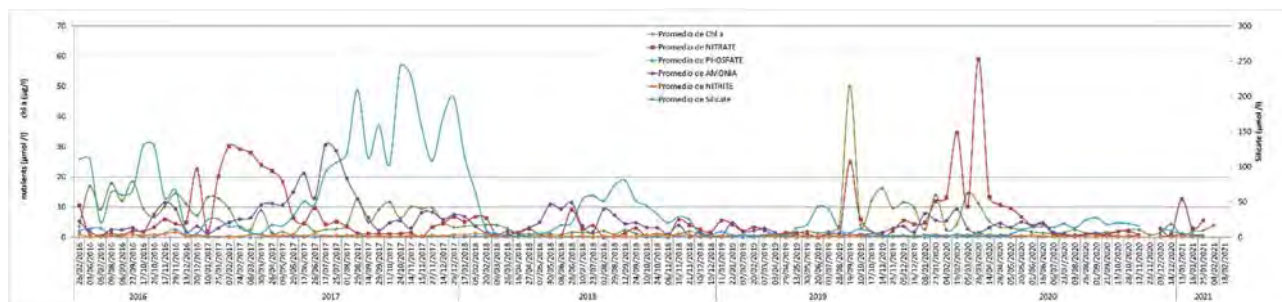


Figura 3. Evolución de los valores medios de la concentración en nutrientes y clorofila *a* en el Mar Menor en la red de estaciones de muestreo distribuidas en el interior de la laguna.

Todo ello sigue confirmando la respuesta progresiva de recuperación del ecosistema y su capacidad de autorregulación, pero también, como se advertía en el informe anterior, que siguen aún presentes todas las amenazas y presiones que desencadenaron el proceso de eutrofización que culminó con la rotura de los equilibrios en el ecosistema y la pérdida de calidad de aguas. Dichas presiones se materializan actualmente en su baja salinidad, aún lejos de los valores deseables, y, sobre todo, en la entrada continuada de aguas con alto contenido en nutrientes desde la cuenca de drenaje. Ambas presiones están potenciadas por el elevado nivel freático. Esto queda materializado en los mapas de las figuras 4 y 6, en los que se muestra la distribución espacial de la concentración de los principales nutrientes y de la salinidad. Como se muestra en la figura 4 ocurren descargas puntuales, especialmente focalizadas en la zona de la desembocadura de la rambla del Albujón y en ocasiones a lo largo de la ribera suroriental de la laguna, con fuertes entradas de nitratos y, en ocasiones, también de fosfato. Como se muestra en la figura 6, a mediados de enero se produjo una entrada de aguas cargadas en nitrato con valores de hasta $128,4 \mu\text{mol NO}_3/\text{l}$ en las proximidades de la rambla y una subida en la concentración media de nitrato en la columna de agua de la laguna superando $12,67 \mu\text{mol NO}_3/\text{l}$. De hecho, desde finales de 2020, como ya ocurrió a finales de 2018 y en 2019 han vuelto a detectarse entradas repetidas de aguas con nutrientes que llegaron a superar los $600 \mu\text{mol NO}_3/\text{l}$ en febrero de 2020. Algunas de las ocurridas en octubre pasado también llegaron a superar los $50 \mu\text{mol NO}_3/\text{l}$. Estos valores superan los máximos históricos y muestran que el problema está aún lejos de estar resuelto y son una amenaza para el estado de la laguna esta primavera y el próximo verano.

Como ya se comentó en informes anteriores, la presencia de concentraciones significativas de fósforo en algunos momentos indica una posible mezcla con aguas urbanas en situaciones puntuales.

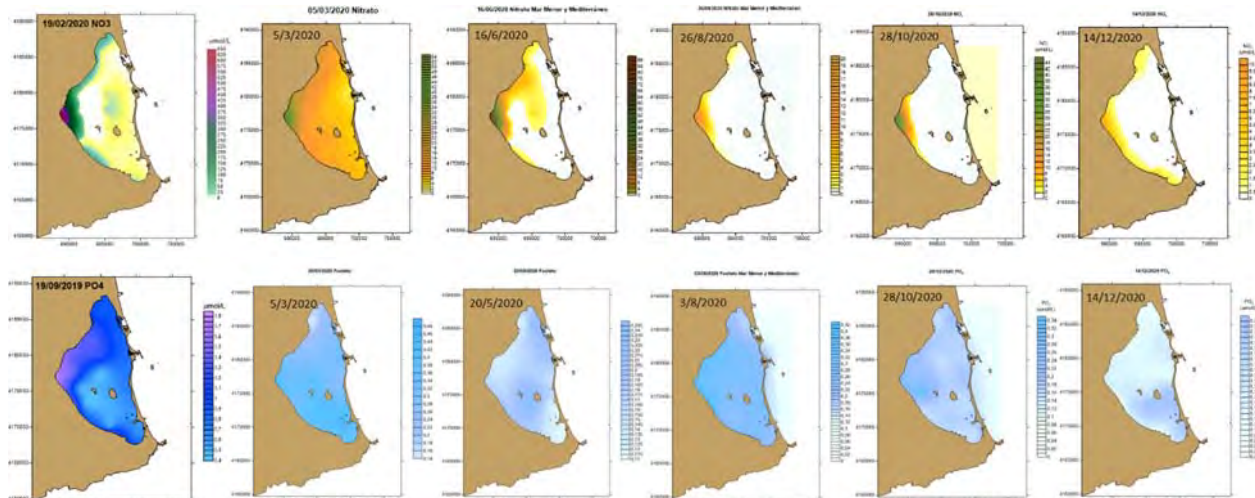


Figura 4. Arriba: Distribución espacial de los valores de concentración de Nitrato ($\mu\text{mol NO}_3/\text{l}$) en las aguas superficiales (izquierda) y en de Fosfato ($\mu\text{mol PO}_4/\text{l}$)(derecha) en el Mar Menor desde febrero hasta diciembre de 2020.

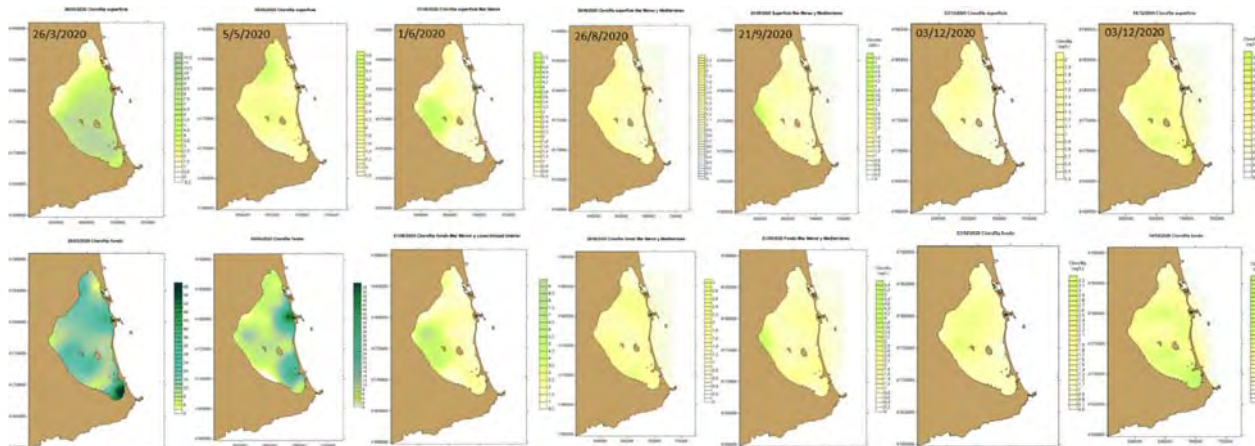


Figura 5. Distribución de los valores de concentración de clorofila a ($\mu\text{g} / \text{l}$) en las aguas superficiales (arriba) y en el fondo (abajo) del Mar Menor desde finales de invierno hasta diciembre de 2020.

Como se comentó en el informe anterior, de acuerdo con la disponibilidad de nutrientes, los valores medios de Chl a se situaron a final de agosto en $1,37 \mu\text{g}/\text{L}$ y en $1,7 \mu\text{g}/\text{L}$ a finales de septiembre a pesar de las lluvias. Estos valores pueden considerarse buenos, y han bajado hasta 2,3 en el área de influencia de la rambla del Albuñón, aunque el que llegaron a $8,1 \mu\text{g}/\text{L}$ en la zona entre la Marina del Carmolí y Lo Poyo a finales de julio, y valores cercanos a $5 \mu\text{g}/\text{L}$ a finales de enero de 2021, confirman que las presiones siguen activas, con especial incidencia en la zona del Albuñón, pero también distribuidas por toda la ribera de poniente, más o menos difusas.

Angel Pérez-Ruzafa
Catedrático de Ecología
Facultad de Biología
Departamento de Ecología e Hidrología

Campus Universitario de Espinardo. 30100 Murcia
T. 868 88 49 98 – F. 868 88 39 63 – www.um.es/ecologia
FONDO EUROPEO DE DESARROLLO REGIONAL Una manera de hacer Europa



El hecho de que desde finales de marzo de 2020, cuando se alcanzaron valores medios para la laguna de $50 \mu\text{mol NO}_3/\text{l}$, un máximo histórico, y valores de clorofila *a* de $14,6 \mu\text{g}/\text{l}$ las concentraciones se hayan ido reduciendo, a pesar de los vertidos regulares que tienen lugar, refuerza la idea de la recuperación de las propiedades homeostáticas del sistema, pero subrayando, como se ha dicho anteriormente, que las amenazas están intactas. Un buen ejemplo de esta situación es, como se ha comentado, la distribución de la concentración de Nitrato a mediados de enero tras un evento de lluvia (figura 6 centro) y la subsiguiente subida de clorofila 15 días después (figura 6 derecha).

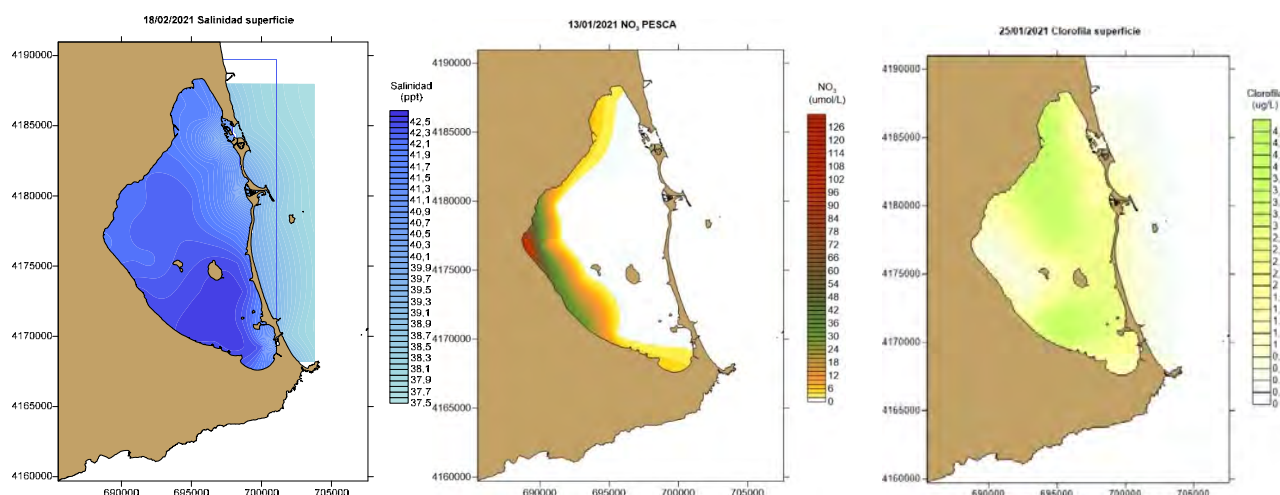


Figura 6. Distribución de los valores de salinidad (izquierda), concentración de Nitrato ($\mu\text{mol NO}_3/\text{l}$) (centro) y clorofila *a* ($\mu\text{g}/\text{l}$) (derecha) en las aguas superficiales del Mar Menor el 13 de enero de 2021 y el 25 de enero de 2021, respectivamente.

En concordancia con lo expuesto, la progresiva reducción y la baja concentración actual de clorofila *a* en la columna de agua ha traducido en la recuperación bastante generalizada de la transparencia en condiciones de relativa calma, con las pérdidas puntuales cuando se reactivan las entradas de agua. Si durante el invierno de 2020, el Mar Menor perdió la transparencia que había alcanzado 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 y, por el momento se ha ido manteniendo, con una visibilidad media que se situó en 4,69 m a final de verano y ha alcanzado los 5 m a final de septiembre, continuando en dichos rangos hasta el momento presente si bien con fluctuaciones (Fig. 7). Dichas pérdidas de transparencia se deben, por un lado, a que las zonas someras aún contienen abundantes partículas finas de sedimento, como consecuencia de los arrastres de las lluvias torrenciales, lo que hace que el oleaje resuspenda dichos materiales con facilidad en las zonas expuestas. Pero, por otro lado, y más preocupante, a que la entrada de nutrientes por la ribera interna provoca picos puntuales de clorofila. De momento el sistema se ha recuperado un par de semanas y tras la regresión en la transparencia del agua sufrida en enero y principios de febrero, la columna de agua ha vuelto a presentar visibilidades medias de más de 5 m a finales de este mes.

Angel Pérez-Ruzafa
Catedrático de Ecología
Facultad de Biología

Departamento de Ecología e Hidrología

Campus Universitario de Espinardo. 30100 Murcia

T. 868 88 49 98 – F. 868 88 39 63 – www.um.es/ecologia

FONDO EUROPEO DE DESARROLLO REGIONAL Una manera de hacer Europa

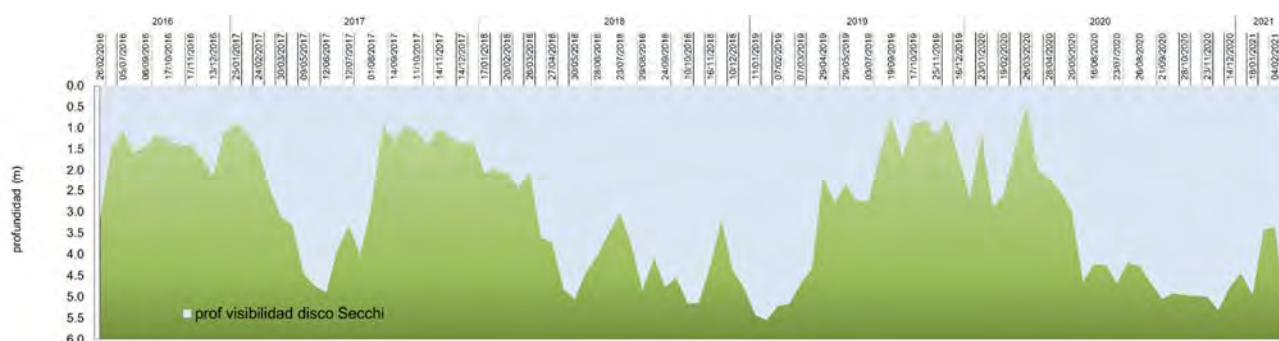


Figura 7. Evolución temporal de la profundidad media de visibilidad del disco de Secchi, calculada en las zonas con más de 5 m de profundidad.

Cabe resaltar, que los momentos de mayor entrada de nutrientes y el deterioro de la calidad de aguas, se ven fuertemente influenciados por los caudales de entrada en el área de la desembocadura de la rambla del Albuñón (Albuñón, Miranda y Canal de drenaje de los Alcázares) 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 (figura 8).

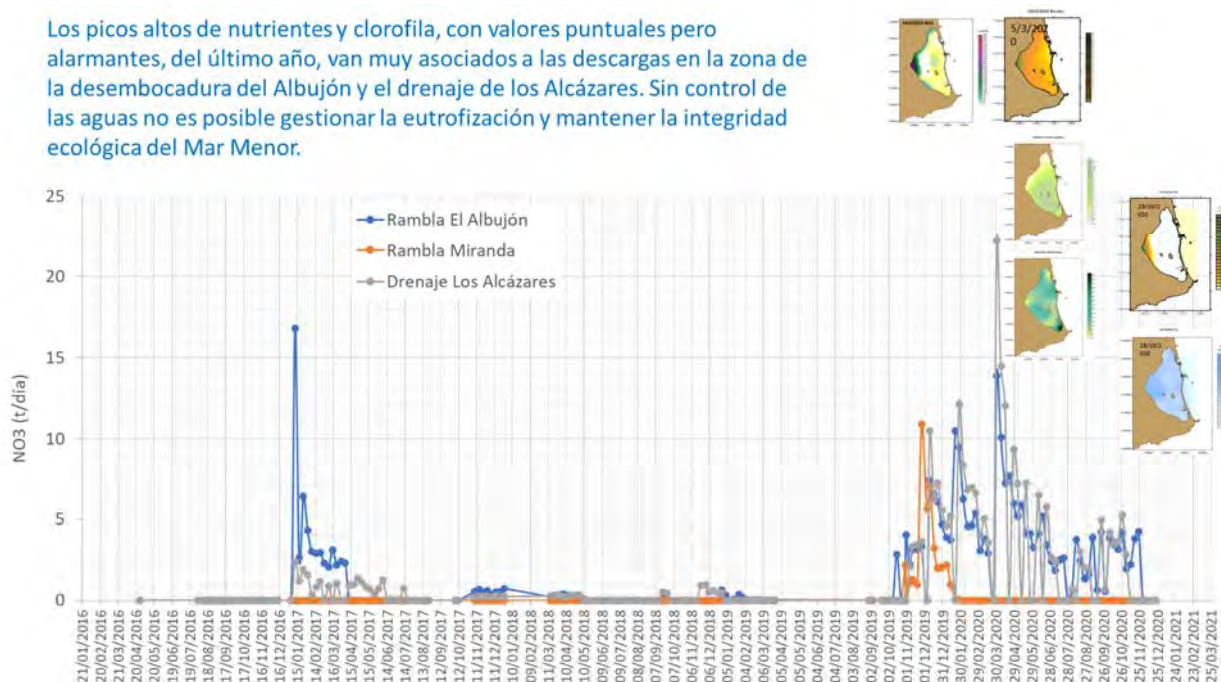


Figura 8. Evolución de las descargas de nitratos al Mar Menor a través de las ramblas del Albuñón y Miranda y el canal de drenaje de los Alcázares en relación con los momentos de peor estado del Mar Menor durante 2020.



UNIVERSIDAD DE
MURCIA



Región de Murcia



UNIÓN EUROPEA

Conclusiones

Mantenemos aquí las conclusiones de informes anteriores. Aunque la complejidad del Mar Menor sigue permitiéndole una capacidad de autorregulación muy elevada, manteniendo en niveles bajos, tanto la concentración de nutrientes como de clorofila *a*, es importante tener presente que el ecosistema sigue bajo una presión extrema por la entrada continua de aguas hipohalinas con altas concentraciones de nutrientes. Esto, a pesar de que van recuperándose progresivamente, mantiene aún valores de salinidad relativamente bajos para el Mar Menor y, en conjunto, hacen que los riesgos de sufrir una crisis distrófica sigan siendo relativamente altos si se dan condiciones de alta temperatura, periodo de calmas y/o entrada masiva de aguas dulces.

Debemos 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 de drenaje, y su actual respuesta autorreguladora tras la activación de la estación de bombeo junto a la rambla del Albuñón, deben interpretarse como una demostración de la importancia de consolidar estructuralmente la capacidad de gestión del agua. Como se decía en el informe anterior, se confirma que, de momento, las leves tendencias a la estratificación y reducción de la concentración de oxígeno en las capas profundas, mostradas eventualmente durante las primaveras pasadas y tras las entradas masivas de agua dulce, se han disipado en buena medida, pero no pueden descartarse si se dieran condiciones adversas sinérgicas.

Insistimos, 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 mantiene 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 es especialmente importante teniendo en cuenta que en los próximos años se espera un aumento de la frecuencia de las lluvias torrenciales que recargan el acuífero en las zonas más altas, presionando las bajas, y aumenta la escorrentía superficial donde el subsuelo está ya 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 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 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 y las escorrentías superficiales y

Angel Pérez-Ruzafa
Catedrático de Ecología
Facultad de Biología

Departamento de Ecología e Hidrología

Campus Universitario de Espinardo. 30100 Murcia

T. 868 88 49 98 – F. 868 88 39 63 – www.um.es/ecologia

FONDO EUROPEO DE DESARROLLO REGIONAL Una manera de hacer Europa



UNIVERSIDAD DE
MURCIA



Región de Murcia



UNIÓN EUROPEA

la erosión y transporte de sedimentos, la recuperación de zonas naturales y, en general, las previstas en el plan de vertido cero.

Pero se debe insistir, como en los informes previos, en que, si bien, el ecosistema del Mar Menor da pruebas de que mantiene buena parte de sus capacidades homeostáticas, también es un hecho que las presiones, aunque algo reducidas tras la puesta en funcionamiento de la estación de bombeo de los Alcázares, aún se mantienen muy altas y no pueden 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. Como se ha incidido en anteriores informes, este tipo de eventos, con el calentamiento generalizado de la superficie del mar, pueden extenderse durante todo el otoño y hasta principios de invierno en nuestra región.

Angel Pérez-Ruzafa
Catedrático de Ecología
Facultad de Biología

Departamento de Ecología e Hidrología

Campus Universitario de Espinardo. 30100 Murcia

T. 868 88 49 98 – F. 868 88 39 63 – www.um.es/ecologia

FONDO EUROPEO DE DESARROLLO REGIONAL Una manera de hacer Europa



Informe de seguimiento del estado ecológico del Mar Menor – 20 de abril de 2021 Ampliado (26 de abril 2021)

Angel Pérez-Ruzafa

Departamento de Ecología e Hidrología

Universidad de Murcia

El Mar Menor continúa en una fase de estabilidad con un futuro incierto. Con nutrientes y concentraciones de clorofila bajas gracias a su capacidad de autorregulación en base a unas comunidades biológicas que empiezan a consolidar su recuperación, pero con una salinidad baja, que no termina de recuperarse debido a que se mantienen las entradas de agua dulce y salobre con alta concentración de nutrientes, principalmente nitratos.

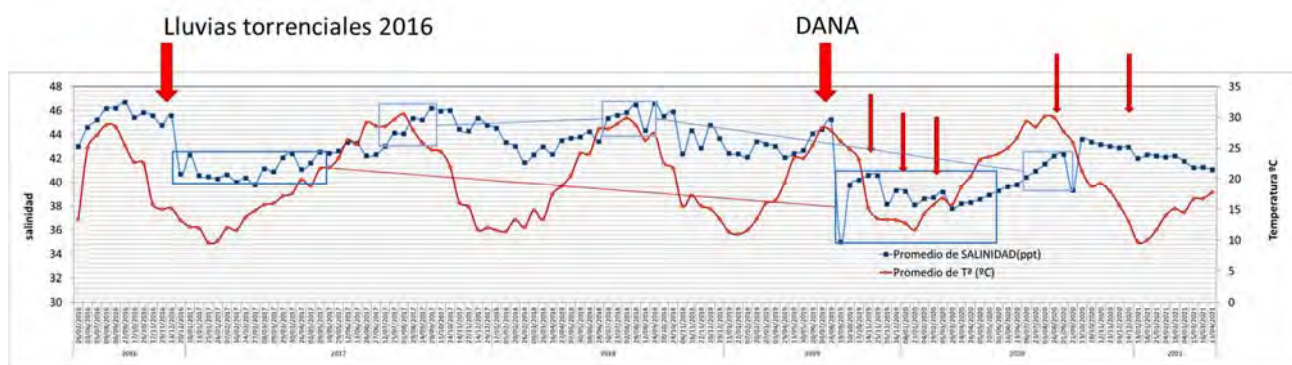


Figura 1. Evolución del ciclo anual de la salinidad y la temperatura desde 2016 hasta abril de 2021.

La salinidad también muestra una excesiva homogeneidad de las tres principales cubetas del Mar Menor, siendo este un factor de riesgo ante presiones que sobrepasen su capacidad de respuesta.

Los valores de oxígeno se mantienen altos y en los rangos normales para cada época del año (Figura 2), no apreciándose riesgos de anoxia en las condiciones actuales.

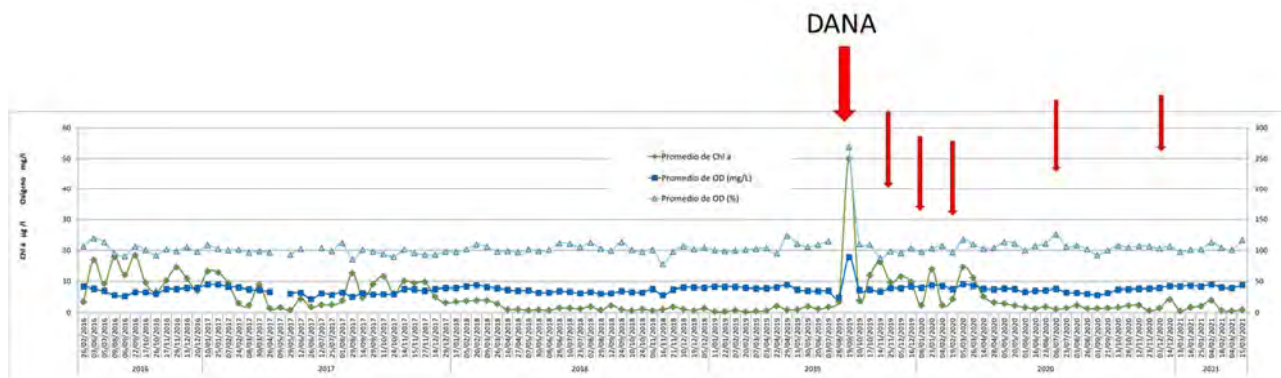


Figura 2. Evolución del ciclo anual de la concentración de oxígeno (expresada como % de saturación y en mg/l) y de clorofila *a* desde 2016 hasta febrero de 2021.

La concentración de nutrientes y clorofila también se mantienen en niveles bajos y con fluctuaciones suaves (Figura 3), pero con picos puntuales como el de la primera quincena de enero, y valores muy altos en la ribera interna, principalmente en las cercanías de la rambla del Albujién, que deben alertar de la necesidad de controlar los procesos en la cuenca de drenaje.

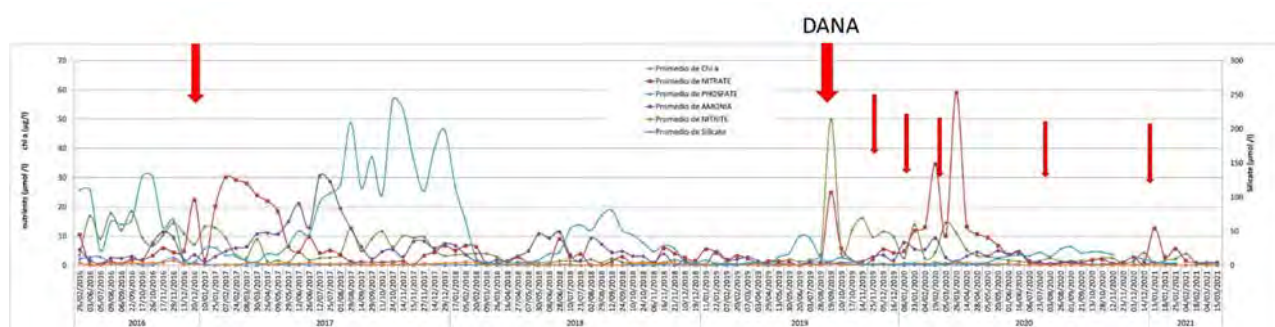


Figura 3. Evolución de los valores medios de la concentración en nutrientes y clorofila *a* en el Mar Menor en la red de estaciones de muestreo distribuidas en el interior de la laguna.

Por todo ello, se repiten las conclusiones de informes anteriores. Se sigue confirmando la respuesta progresiva de recuperación del ecosistema y su capacidad de autorregulación, pero también, como se ha venido advirtiendo reiteradamente, aún siguen presentes, de manera muy seria, todas las amenazas y presiones que desencadenaron el proceso de eutrofización que culminó con la rotura de los equilibrios en el ecosistema y la pérdida de calidad de aguas. Dichas presiones se materializan actualmente en su baja salinidad, aún lejos de los valores deseables, y, sobre todo, en la entrada continuada de aguas con alto contenido en nutrientes desde la cuenca de drenaje. Ambas presiones están potenciadas por el elevado nivel freático. Esto queda materializado en los mapas de las figuras 4 y 6, en los que se muestra la distribución espacial de la concentración de los principales nutrientes y de la salinidad. Como se muestra en la figura 4 ocurren descargas puntuales, especialmente focalizadas en la zona de la desembocadura de la rambla del Albujién y en ocasiones a lo largo de la ribera suroriental de la laguna, con fuertes entradas de nitratos y, en ocasiones, también de fosfato. Como se muestra en la figura 6, a mediados de enero se produjo una entrada de aguas cargadas en nitrato con valores de hasta 128,4 $\mu\text{mol NO}_3/\text{l}$ en las proximidades de la rambla y una subida en la concentración media de nitrato en la columna de agua de la laguna superando 12,67 $\mu\text{mol NO}_3/\text{l}$. De hecho, desde finales de 2020, como ya ocurrió a finales de 2018 y en 2019 han vuelto a detectarse entradas repetidas de aguas con nutrientes que llegaron a superar los 600 $\mu\text{mol NO}_3/\text{l}$ en febrero de 2020. Algunas de las ocurridas en octubre pasado también llegaron a superar los 50 $\mu\text{mol NO}_3/\text{l}$. Estos valores superan los máximos históricos y muestran que el problema está aún lejos de estar resuelto y son una amenaza para el estado de la laguna esta primavera y el próximo verano.

Angel Pérez-Ruzafa
Catedrático de Ecología
Facultad de Biología

Departamento de Ecología e Hidrología

Campus Universitario de Espinardo. 30100 Murcia

T. 868 88 49 98 – F. 868 88 39 63 – www.um.es/ecologia

FONDO EUROPEO DE DESARROLLO REGIONAL Una manera de hacer Europa

Como ya se comentó en informes anteriores, la presencia de concentraciones significativas de fósforo en algunos momentos indica una posible mezcla con aguas urbanas en situaciones puntuales.

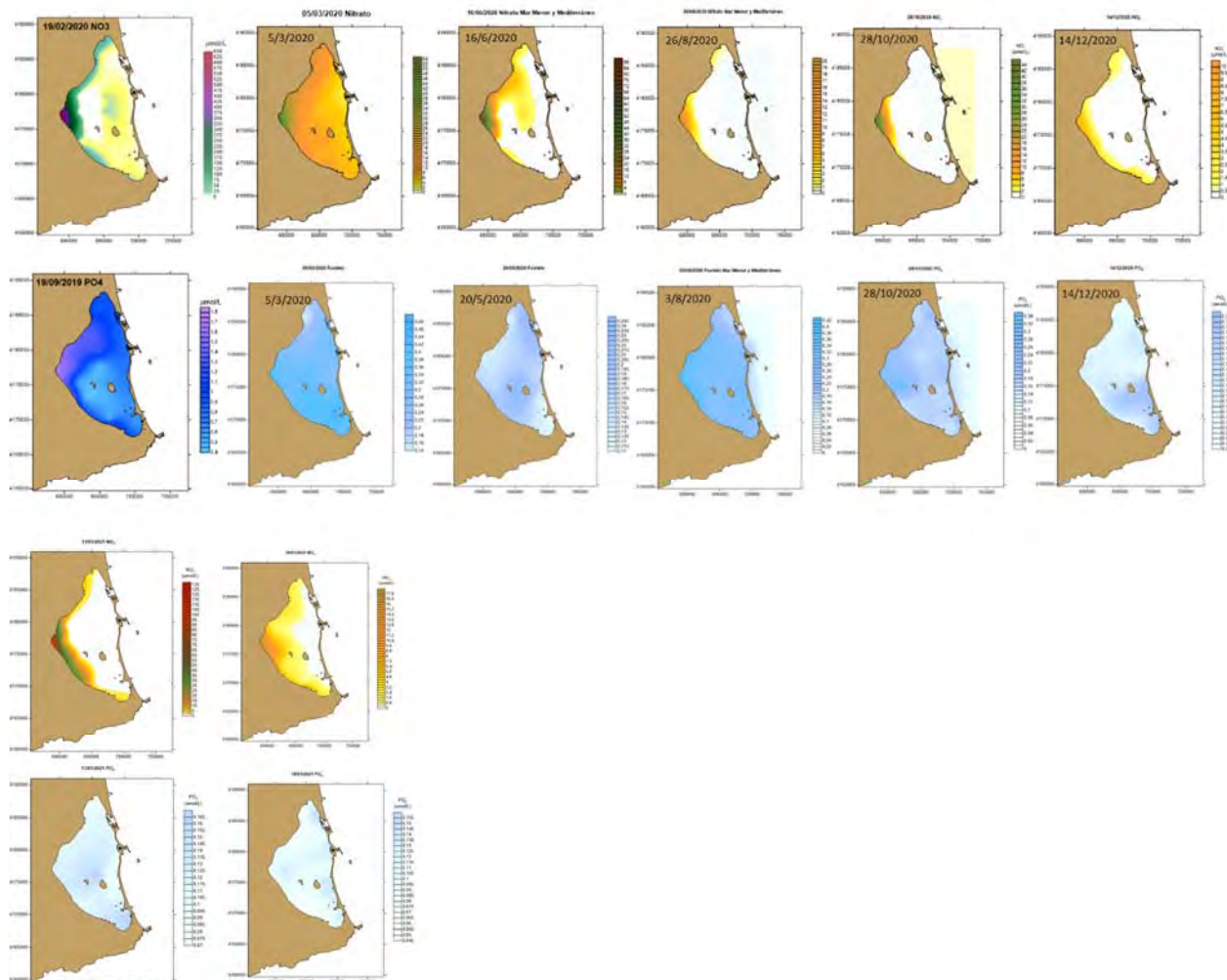


Figura 4. Distribución espacial de los valores de concentración de Nitrato ($\mu\text{mol NO}_3/\text{l}$) en las aguas superficiales (1ª y 3ª fila) y en de Fosfato ($\mu\text{mol PO}_4/\text{l}$) (2ª y 4ª fila) en el Mar Menor desde febrero hasta febrero de 2021.



La concentración de clorofila también se ha reducido, pero ha tenido picos que no se han visto ni siquiera en los peores momentos de la sopa verde, y con una tendencia peligrosa a acumularse en el fondo. Aunque desde la primavera de hace un año no ha vuelto a suceder, el área del Albuñón presenta muy mala calidad de agua

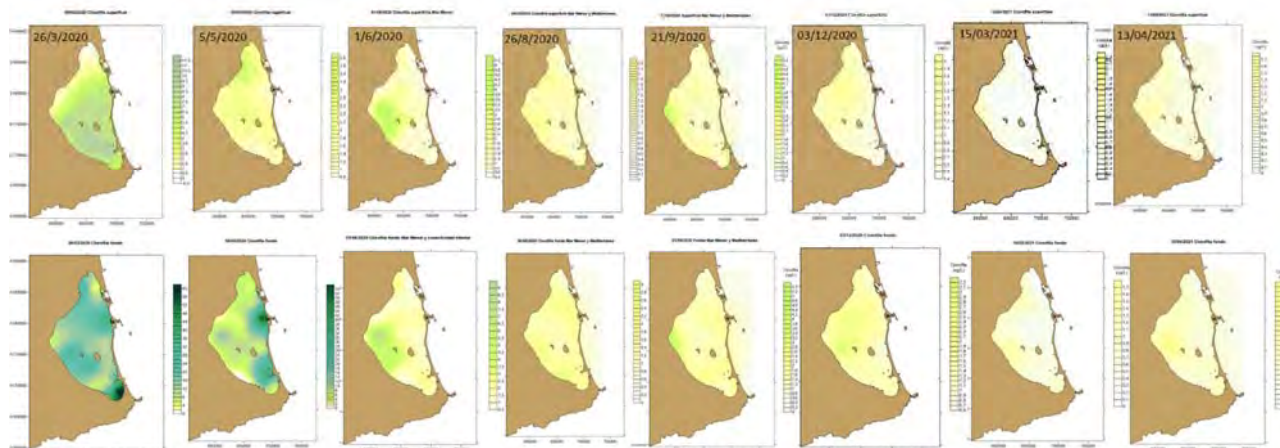


Figura 5. Distribución de los valores de concentración de clorofila a ($\mu\text{g/l}$) en las aguas superficiales (arriba) y en el fondo (abajo) del Mar Menor desde finales de invierno hasta diciembre de 2020.

Como se comentó en el informe anterior, de acuerdo con la disponibilidad de nutrientes, los valores medios de Chl a se situaron a final de agosto en $1,37 \mu\text{g/L}$ y en $1,7 \mu\text{g/L}$ a finales de septiembre a pesar de las lluvias. Estos valores pueden considerarse buenos, y han bajado hasta $2,3$ en el área de influencia de la rambla del Albuñón, aunque el que llegaron a $8,1 \mu\text{g/L}$ en la zona entre la Marina del Carmolí y Lo Poyo a finales de julio, y valores cercanos a $5 \mu\text{g/L}$ a finales de enero de 2021, confirman que las presiones siguen activas, con especial incidencia en la zona del Albuñón, pero también distribuidas por toda la ribera de poniente, más o menos difusas.

El hecho de que desde finales de marzo de 2020, cuando se alcanzaron valores medios para la laguna de $50 \mu\text{mol NO}_3/\text{l}$, un máximo histórico, y valores de clorofila a de $14,6 \mu\text{g/l}$ las concentraciones se hayan ido reduciendo, a pesar de los vertidos regulares que tienen lugar, refuerza la idea de la recuperación de las propiedades homeostáticas del sistema, pero subrayando, como se ha dicho anteriormente, que las amenazas están intactas. Un buen ejemplo de esta situación es, como se ha comentado, la distribución de la concentración de Nitrato a mediados de enero tras un evento de lluvia (figura 6 centro) y la subsiguiente subida de clorofila 15 días después (figura 6 derecha).

Angel Pérez-Ruzafa
Catedrático de Ecología
Facultad de Biología

Departamento de Ecología e Hidrología

Campus Universitario de Espinardo. 30100 Murcia

T. 868 88 49 98 – F. 868 88 39 63 – www.um.es/ecologia

FONDO EUROPEO DE DESARROLLO REGIONAL Una manera de hacer Europa

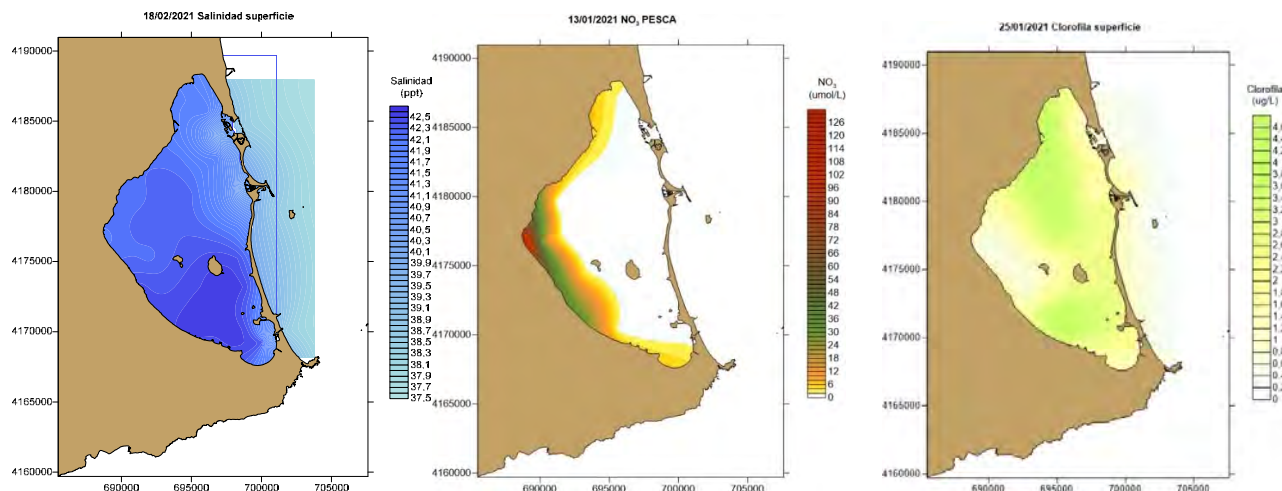


Figura 6. Distribución de los valores de salinidad (izquierda), concentración de Nitrato ($\mu\text{mol NO}_3/\text{l}$) (centro) y clorofila a ($\mu\text{g /l}$) (derecha) en las aguas superficiales del Mar Menor el 13 de enero de 2021 y el 25 de enero de 2021, respectivamente.

En concordancia con lo expuesto, la progresiva reducción y la baja concentración actual de clorofila a en la columna de agua ha traducido en la recuperación bastante generalizada de la transparencia en condiciones de relativa calma, con las pérdidas puntuales cuando se reactivan las entradas de agua. Si durante el invierno de 2020, el Mar Menor perdió la transparencia que había alcanzado 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 y, por el momento se ha ido manteniendo, con una visibilidad media que se situó en 4,69 m a final de verano y ha alcanzado los 5 m a final de septiembre, continuando en dichos rangos hasta el momento presente si bien con fluctuaciones (Fig. 7). Dichas pérdidas de transparencia se deben, por un lado, a que las zonas someras aún contienen abundantes partículas finas de sedimento, como consecuencia de los arrastres de las lluvias torrenciales, lo que hace que el oleaje resuspenda dichos materiales con facilidad en las zonas expuestas. Pero, por otro lado, y más preocupante, a que la entrada de nutrientes por la ribera interna provoca picos puntuales de clorofila. De momento el sistema se ha recuperado un par de semanas y tras la regresión en la transparencia del agua sufrida en enero y principios de febrero, la columna de agua ha vuelto a presentar visibilidades medias de más de 5 m a finales de este mes.



Figura 7. Evolución temporal de la profundidad media de visibilidad del disco de Secchi, calculada en las zonas con más de 5 m de profundidad.

Cabe resaltar, que los momentos de mayor entrada de nutrientes y el deterioro de la calidad de aguas, se ven fuertemente influenciados por los caudales de entrada en el área de la desembocadura de la rambla del Albuñón (Albuñón, Miranda y Canal de drenaje de los Alcázares) 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 (figura 8).

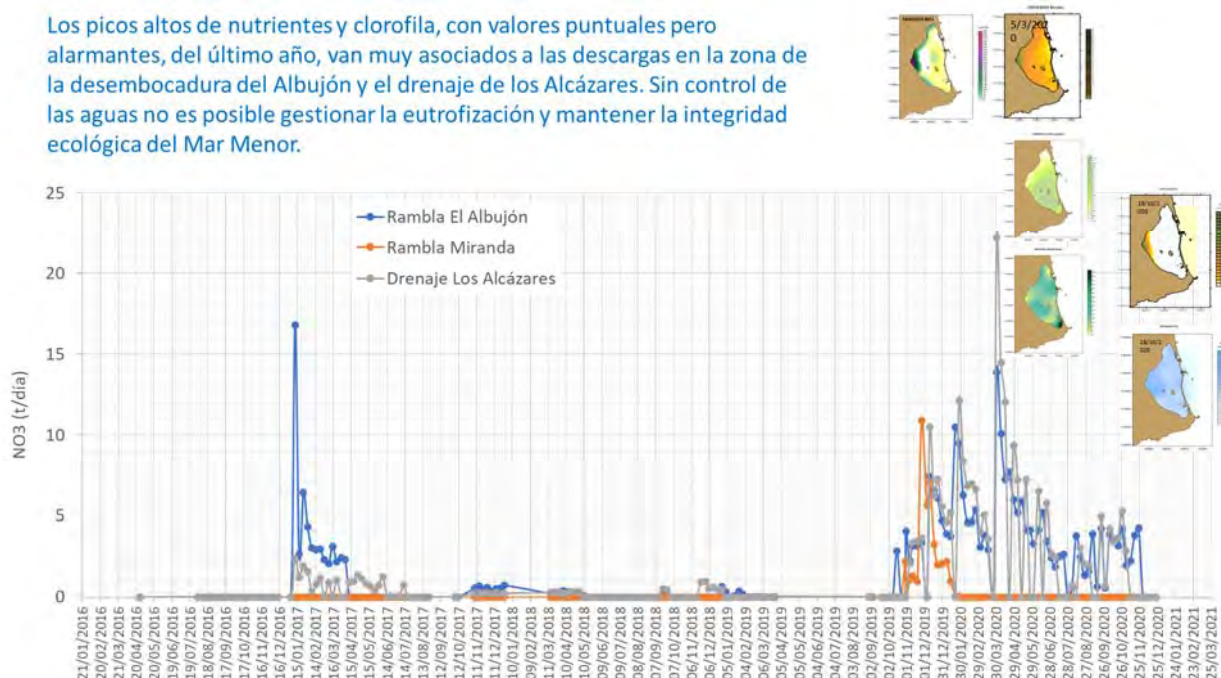


Figura 8. Evolución de las descargas de nitratos al Mar Menor a través de las ramblas del Albuñón y Miranda y el canal de drenaje de los Alcázares en relación con los momentos de peor estado del Mar Menor durante 2020.



Figura 9. Imágenes de la mala calidad del agua en el área de influencia de la rambla del Albuñol el 13 de abril de 2021, en un día en que el resto de la laguna mostraba una profundidad media de transparencia superior a los 5 m.

Conclusiones

Mantenemos aquí las conclusiones de informes anteriores. Aunque la complejidad del Mar Menor sigue permitiéndole una capacidad de autorregulación muy elevada, manteniendo en niveles bajos, tanto la concentración de nutrientes como de clorofila *a*, es importante tener presente que el ecosistema sigue bajo una presión extrema por la entrada continua de aguas hipohalinas con altas concentraciones de nutrientes. Esto, a pesar de que van recuperándose progresivamente, mantiene aún valores de salinidad relativamente bajos para el Mar Menor y, en conjunto, hacen que los riesgos de sufrir una crisis distrófica sigan siendo relativamente altos si se dan condiciones de alta temperatura, periodo de calmas y/o entrada masiva de aguas dulces.

Debemos 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 de drenaje, y su actual respuesta autorreguladora tras la activación de la estación de bombeo junto a la rambla del Albuñol, deben interpretarse como una demostración de la importancia de consolidar estructuralmente la capacidad de gestión del agua. Como se decía en el informe anterior, se confirma que, de momento, las leves tendencias a la estratificación y reducción de la concentración de oxígeno en las capas profundas, mostradas eventualmente durante las primaveras pasadas y tras las entradas masivas de agua dulce, se han disipado en buena medida, pero no pueden descartarse si se dieran condiciones adversas sinérgicas.

Angel Pérez-Ruzafa
Catedrático de Ecología
Facultad de Biología
Departamento de Ecología e Hidrología

Campus Universitario de Espinardo. 30100 Murcia
T. 868 88 49 98 – F. 868 88 39 63 – www.um.es/ecologia
FONDO EUROPEO DE DESARROLLO REGIONAL Una manera de hacer Europa



UNIVERSIDAD DE
MURCIA



Región de Murcia



UNIÓN EUROPEA

Insistimos, 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 mantiene 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 es especialmente importante teniendo en cuenta que en los próximos años se espera un aumento de la frecuencia de las lluvias torrenciales que recargan el acuífero en las zonas más altas, presionando las bajas, y aumenta la escorrentía superficial donde el subsuelo está ya 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 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 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 y 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.

Pero se debe insistir, como en los informes previos, en que, si bien, el ecosistema del Mar Menor da pruebas de que mantiene buena parte de sus capacidades homeostáticas, también es un hecho que las presiones, aunque algo reducidas tras la puesta en funcionamiento de la estación de bombeo de los Alcázares, aún se mantienen muy altas y no pueden 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. Como se ha incidido en anteriores informes, este tipo de eventos, con el calentamiento generalizado de la superficie del mar, pueden extenderse durante todo el otoño y hasta principios de invierno en nuestra región.

Angel Pérez-Ruzafa
Catedrático de Ecología
Facultad de Biología

Departamento de Ecología e Hidrología

Campus Universitario de Espinardo. 30100 Murcia

T. 868 88 49 98 – F. 868 88 39 63 – www.um.es/ecologia

FONDO EUROPEO DE DESARROLLO REGIONAL Una manera de hacer Europa

Actualización con datos de 21/04/2021

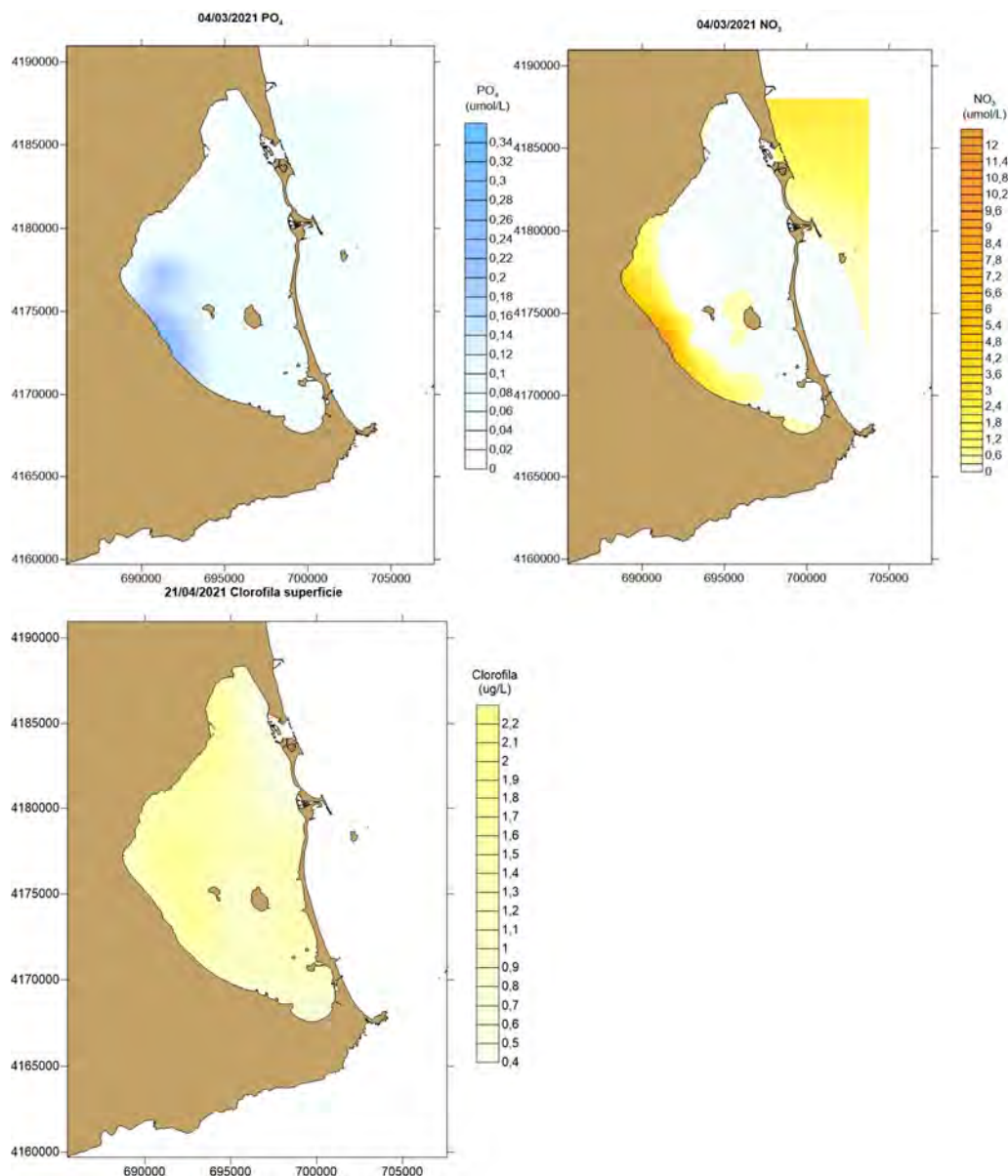


Figura 10. Mapas de distribución de nutrientes en las aguas superficiales del Mar Menor: fosfatos (arriba, izquierda), nitratos (arriba derecha) y de clorofila (abajo), que confirman la entrada por la ribera interna, especialmente desde el Albuñol a los Urrutias, y la tendencia al alza expuesta en el informe. Hay que resaltar también la entrada de Nitratos en la parte del Mediterráneo al sur del puerto de S. Pedro del Pinatar. Algo ya observado ocasionalmente en años anteriores.

Angel Pérez-Ruzafa
Catedrático de Ecología
Facultad de Biología

Departamento de Ecología e Hidrología

Campus Universitario de Espinardo. 30100 Murcia

T. 868 88 49 98 – F. 868 88 39 63 – www.um.es/ecologia

FONDO EUROPEO DE DESARROLLO REGIONAL Una manera de hacer Europa



Informe de seguimiento del estado ecológico del Mar Menor – 24 de mayo de 2021

Angel Pérez-Ruzafa

Departamento de Ecología e Hidrología

Universidad de Murcia

A mediados de primavera la situación del Mar Menor se mantiene bajo las mismas pautas de los últimos meses con una estabilidad aparente, pero con la presión por la entrada de agua y nutrientes elevada. A pesar de que la temperatura lleva cinco meses en ascenso, sin embargo, la salinidad ha seguido bajando hasta la primera semana de mayo y sigue mostrando una excesiva homogeneidad en toda la superficie del Mar Menor, siendo este un factor de riesgo ante presiones que sobrepasen su capacidad de respuesta. Las lluvias de este fin de semana probablemente volverán a retrasar el inicio de la recuperación.



Figura 1. Evolución del ciclo anual de la salinidad y la temperatura desde 2016 hasta mayo de 2021.

Los valores de oxígeno se mantienen altos, por encima de saturación, y en los rangos normales para cada época del año (Figura 2), no apreciándose riesgos de anoxia en las condiciones actuales.

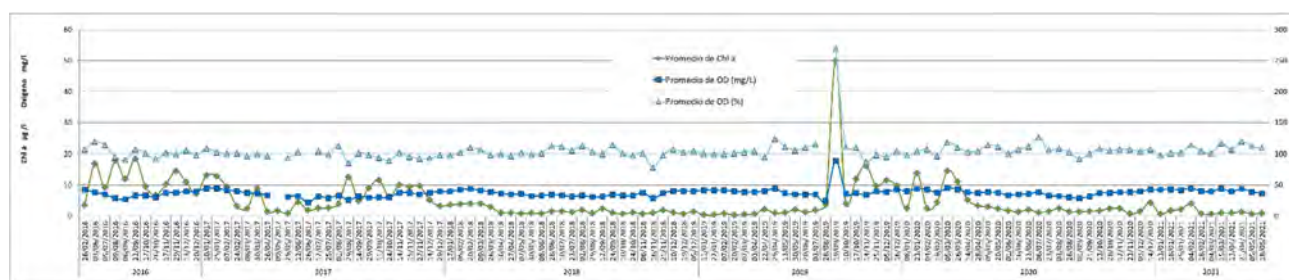


Figura 2. Evolución del ciclo anual de la concentración de oxígeno (expresada como % de saturación y en mg/l) y de clorofila a desde 2016 hasta mayo de 2021.

La concentración de nutrientes y clorofila se mantienen en niveles bajos y con fluctuaciones suaves (Figura 3), pero con picos puntuales como el de la primera quincena de enero, y valores muy altos

Angel Pérez-Ruzafa
Catedrático de Ecología
Facultad de Biología

Departamento de Ecología e Hidrología

Campus Universitario de Espinardo. 30100 Murcia

T. 868 88 49 98 – F. 868 88 39 63 – www.um.es/ecologia

FONDO EUROPEO DE DESARROLLO REGIONAL Una manera de hacer Europa



en la ribera interna, principalmente en las cercanías de la rambla del Albuñón, que deben alertar de la necesidad de controlar los procesos en la cuenca de drenaje.

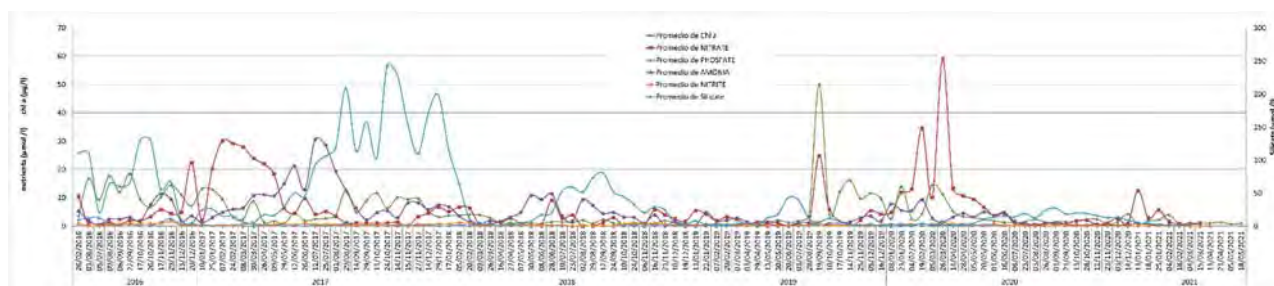


Figura 3. Evolución de los valores medios de la concentración en nutrientes y clorofila *a* en el Mar Menor en la red de estaciones de muestreo distribuidas en el interior de la laguna.

Por todo ello, se repiten las conclusiones de informes anteriores. Se sigue confirmando la respuesta progresiva de recuperación del ecosistema y su capacidad de autorregulación, pero también, como se ha venido advirtiendo reiteradamente, aún siguen presentes, de manera muy seria, todas las amenazas y presiones que desencadenaron el proceso de eutrofización que culminó con la rotura de los equilibrios en el ecosistema y la pérdida de calidad de aguas. Dichas presiones se materializan actualmente en su baja salinidad, aún lejos de los valores deseables, y, sobre todo, en la entrada continuada de aguas con alto contenido en nutrientes desde la cuenca de drenaje. Ambas presiones están potenciadas por el elevado nivel freático. Como ya se insistió en informes anteriores, esto queda materializado en los mapas de las figuras 4 y 6, en los que se muestra la distribución espacial de la concentración de los principales nutrientes y de la salinidad. Como se muestra en la figura 4 ocurren descargas puntuales, especialmente focalizadas en la zona de la desembocadura de la rambla del Albuñón y en ocasiones a lo largo de la ribera suroriental de la laguna, con fuertes entradas de nitratos y, en ocasiones, también de fosfato. Como se muestra en la figura 6, a mediados de enero se produjo una entrada de aguas cargadas en nitrato con valores de hasta 128,4 $\mu\text{mol NO}_3/\text{l}$ en las proximidades de la rambla y una subida en la concentración media de nitrato en la columna de agua de la laguna superando 12,67 $\mu\text{mol NO}_3/\text{l}$. De hecho, desde finales de 2020, como ya ocurrió a finales de 2018 y en 2019 han vuelto a detectarse entradas repetidas de aguas con nutrientes que llegaron a superar los 600 $\mu\text{mol NO}_3/\text{l}$ en febrero de 2020. Algunas de las ocurridas en octubre pasado también llegaron a superar los 50 $\mu\text{mol NO}_3/\text{l}$. Estos valores superan los máximos históricos y muestran que el problema está aún lejos de estar resuelto y son una amenaza para el estado de la laguna esta primavera y el próximo verano.

Como ya se comentó en informes anteriores, la presencia de concentraciones significativas de fósforo en algunos momentos indica una posible mezcla con aguas urbanas en situaciones puntuales.



UNIVERSIDAD DE
MURCIA



Región de Murcia



UNIÓN EUROPEA

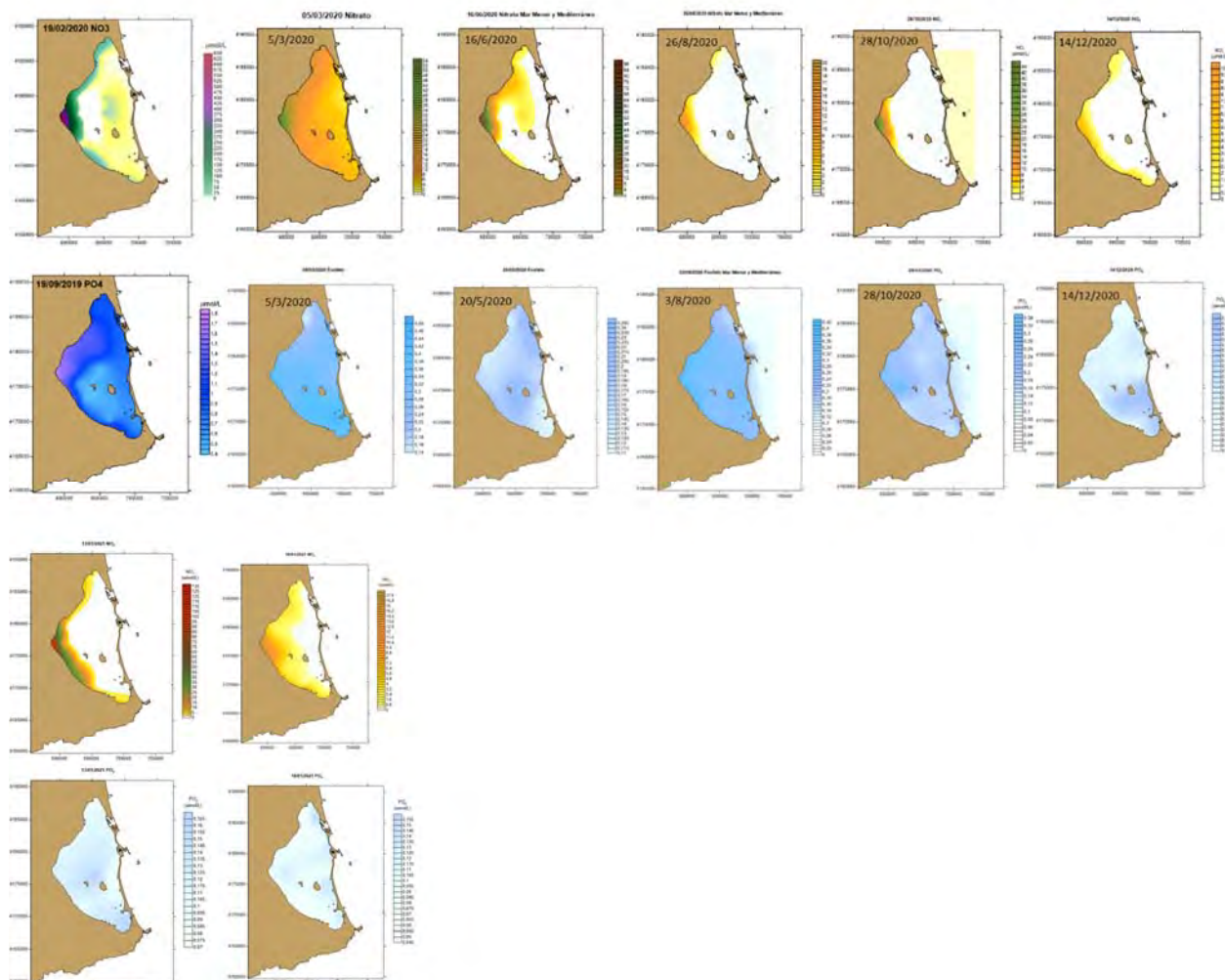


Figura 4. Distribución espacial de los valores de concentración de Nitrato ($\mu\text{mol NO}_3/\text{l}$) en las aguas superficiales (1ª y 3ª fila) y en de Fوسفato ($\mu\text{mol PO}_4/\text{l}$) (2ª y 4ª fila) en el Mar Menor desde febrero hasta febrero de 2021.

Angel Pérez-Ruzafa
Catedrático de Ecología
Facultad de Biología
Departamento de Ecología e Hidrología

Campus Universitario de Espinardo. 30100 Murcia
T. 868 88 49 98 – F. 868 88 39 63 – www.um.es/ecologia
FONDO EUROPEO DE DESARROLLO REGIONAL Una manera de hacer Europa



La concentración de clorofila también se ha reducido, pero ha tenido picos que no se han visto ni siquiera en los peores momentos de la sopa verde, y con una tendencia peligrosa a acumularse en el fondo. Aunque desde la primavera de hace un año no ha vuelto a suceder, el área del Albuñón presenta muy mala calidad de agua

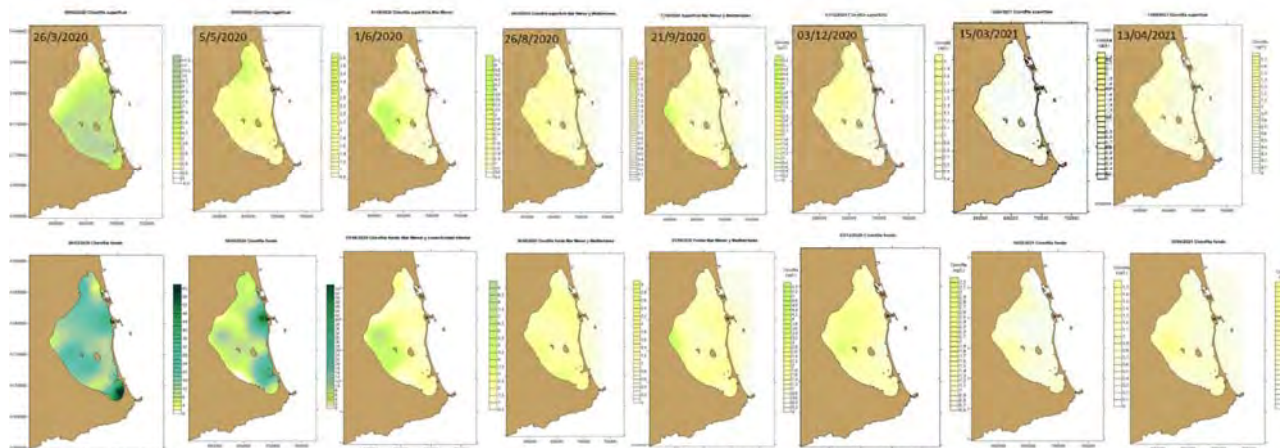


Figura 5. Distribución de los valores de concentración de clorofila a ($\mu\text{g/l}$) en las aguas superficiales (arriba) y en el fondo (abajo) del Mar Menor desde finales de invierno hasta diciembre de 2020.

Como se comentó en el informe anterior, de acuerdo con la disponibilidad de nutrientes, los valores medios de Chl a se situaron a final de agosto en $1,37 \mu\text{g/L}$ y en $1,7 \mu\text{g/L}$ a finales de septiembre a pesar de las lluvias. Estos valores pueden considerarse buenos, y han bajado hasta $2,3$ en el área de influencia de la rambla del Albuñón, aunque el que llegaron a $8,1 \mu\text{g/L}$ en la zona entre la Marina del Carmolí y Lo Poyo a finales de julio, y valores cercanos a $5 \mu\text{g/L}$ a finales de enero de 2021, confirman que las presiones siguen activas, con especial incidencia en la zona del Albuñón, pero también distribuidas por toda la ribera de poniente, más o menos difusas.

El hecho de que desde finales de marzo de 2020, cuando se alcanzaron valores medios para la laguna de $50 \mu\text{mol NO}_3/\text{l}$, un máximo histórico, y valores de clorofila a de $14,6 \mu\text{g/l}$ las concentraciones se hayan ido reduciendo, a pesar de los vertidos regulares que tienen lugar, refuerza la idea de la recuperación de las propiedades homeostáticas del sistema, pero subrayando, como se ha dicho anteriormente, que las amenazas están intactas. Un buen ejemplo de esta situación es, como se ha comentado, la distribución de la concentración de Nitrato a mediados de enero tras un evento de lluvia (figura 6 centro) y la subsiguiente subida de clorofila 15 días después (figura 6 derecha).

Angel Pérez-Ruzafa
Catedrático de Ecología
Facultad de Biología

Departamento de Ecología e Hidrología

Campus Universitario de Espinardo. 30100 Murcia

T. 868 88 49 98 – F. 868 88 39 63 – www.um.es/ecologia

FONDO EUROPEO DE DESARROLLO REGIONAL Una manera de hacer Europa

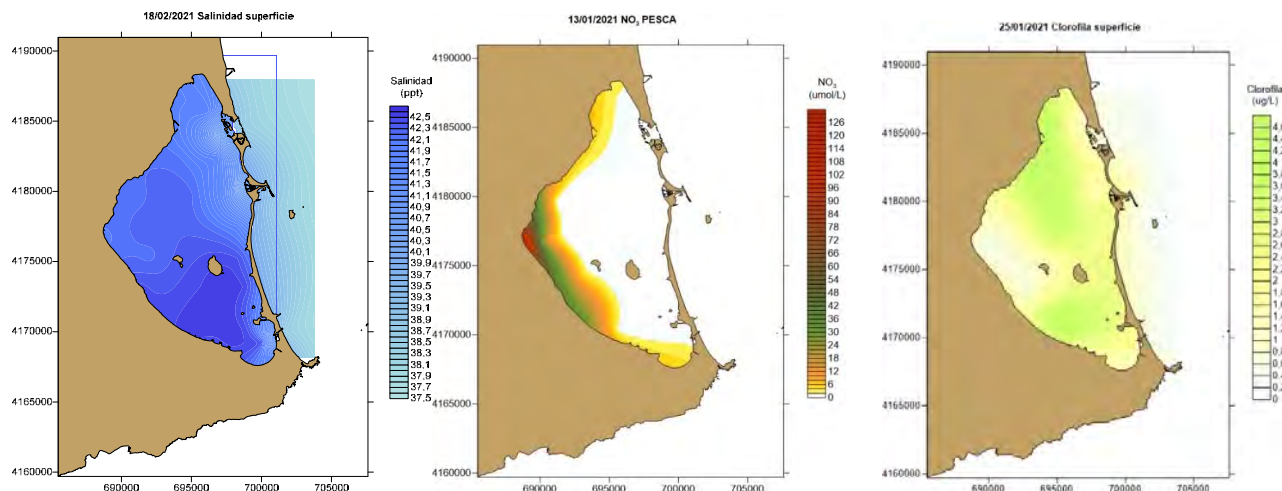


Figura 6. Distribución de los valores de salinidad (izquierda), concentración de Nitrato ($\mu\text{mol NO}_3/\text{l}$) (centro) y clorofila a ($\mu\text{g /l}$) (derecha) en las aguas superficiales del Mar Menor el 13 de enero de 2021 y el 25 de enero de 2021, respectivamente.

En concordancia con lo expuesto, la progresiva reducción y la baja concentración actual de clorofila a en la columna de agua ha traducido en la recuperación bastante generalizada de la transparencia en condiciones de relativa calma, con las pérdidas puntuales cuando se reactivan las entradas de agua. Si durante el invierno de 2020, el Mar Menor perdió la transparencia que había alcanzado 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 y, por el momento se ha ido manteniendo, con una visibilidad media que se situó en 4,69 m a final de verano y ha alcanzado los 5 m a final de septiembre, continuando en dichos rangos hasta el momento presente si bien con fluctuaciones (Fig. 7). Dichas pérdidas de transparencia se deben, por un lado, a que las zonas someras aún contienen abundantes partículas finas de sedimento, como consecuencia de los arrastres de las lluvias torrenciales, lo que hace que el oleaje resuspenda dichos materiales con facilidad en las zonas expuestas. Pero, por otro lado, y más preocupante, a que la entrada de nutrientes por la ribera interna provoca picos puntuales de clorofila. De momento el sistema se ha recuperado un par de semanas y tras la regresión en la transparencia del agua sufrida en enero y principios de febrero, la columna de agua ha vuelto a presentar visibilidades medias de más de 5 m a finales de este mes. Actualmente se está manteniendo el periodo más largo con transparencia de las aguas superior a los 4 metros desde que se produjo la crisis de 2016.

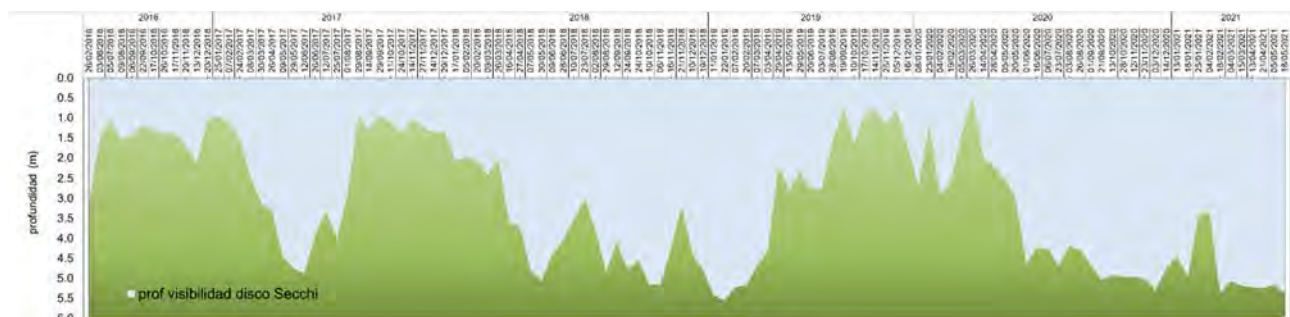


Figura 7. Evolución temporal de la profundidad media de visibilidad del disco de Secchi, calculada en las zonas con más de 5 m de profundidad.

Cabe resaltar, que los momentos de mayor entrada de nutrientes y el deterioro de la calidad de aguas, se ven fuertemente influenciados por los caudales de entrada en el área de la desembocadura de la rambla del Albujón (Albujón, Miranda y Canal de drenaje de los Alcázares) 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 (figura 8).

Los picos altos de nutrientes y clorofila, con valores puntuales pero alarmantes, del último año, van muy asociados a las descargas en la zona de la desembocadura del Albujón y el drenaje de los Alcázares. Sin control de las aguas no es posible gestionar la eutrofización y mantener la integridad ecológica del Mar Menor.

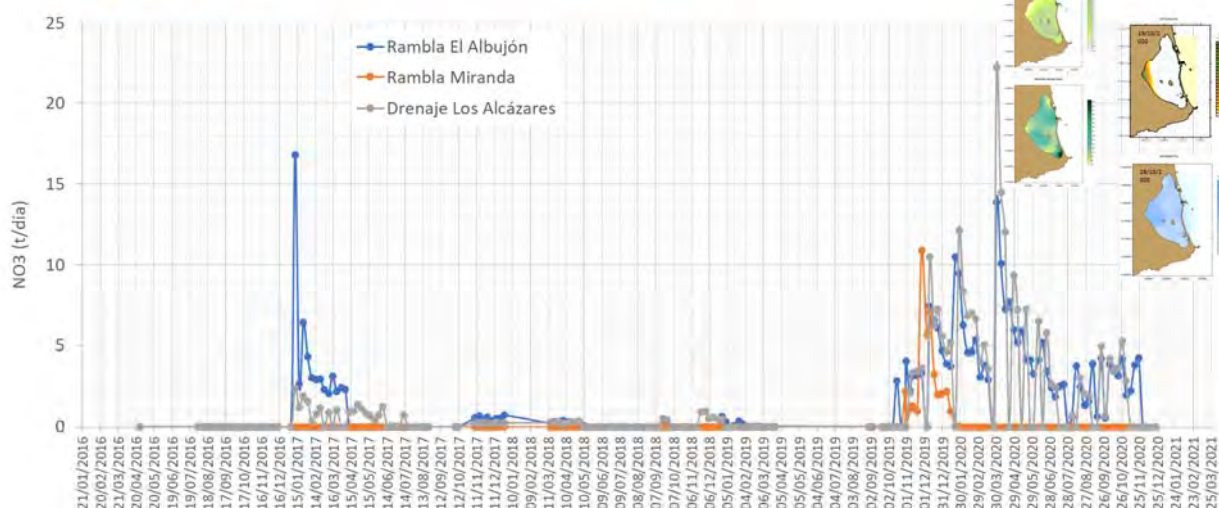


Figura 8. Evolución de las descargas de nitratos al Mar Menor a través de las ramblas del Albujón y Miranda y el canal de drenaje de los Alcázares en relación con los momentos de peor estado del Mar Menor durante 2020.



Figura 9. Imágenes de la mala calidad del agua en el área de influencia de la rambla del Albuñol el 13 de abril de 2021, en un día en que el resto de la laguna mostraba una profundidad media de transparencia superior a los 5 m.

Conclusiones

Mantenemos aquí las conclusiones de informes anteriores. Aunque la complejidad del Mar Menor sigue permitiéndole una capacidad de autorregulación muy elevada, manteniendo en niveles bajos, tanto la concentración de nutrientes como de clorofila *a*, es importante tener presente que el ecosistema sigue bajo una presión extrema por la entrada continua de aguas hipohalinas con altas concentraciones de nutrientes. Esto, a pesar de que van recuperándose progresivamente, mantiene aún valores de salinidad relativamente bajos para el Mar Menor y, en conjunto, hacen que los riesgos de sufrir una crisis distrófica sigan siendo relativamente altos si se dan condiciones de alta temperatura, periodo de calmas y/o entrada masiva de aguas dulces.

Debemos 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 de drenaje, y su actual respuesta autorreguladora tras la activación de la estación de bombeo junto a la rambla del Albuñol, deben interpretarse como una demostración de la importancia de consolidar estructuralmente la capacidad de gestión del agua. Como se decía en el informe anterior, se confirma que, de momento, las leves tendencias a la estratificación y reducción de la concentración de oxígeno en las capas profundas, mostradas eventualmente durante las primaveras pasadas y tras las entradas masivas de agua dulce, se han disipado en buena medida, pero no pueden descartarse si se dieran condiciones adversas sinérgicas.

Angel Pérez-Ruzafa
Catedrático de Ecología
Facultad de Biología
Departamento de Ecología e Hidrología

Campus Universitario de Espinardo. 30100 Murcia
T. 868 88 49 98 – F. 868 88 39 63 – www.um.es/ecologia
FONDO EUROPEO DE DESARROLLO REGIONAL Una manera de hacer Europa



UNIVERSIDAD DE
MURCIA



Región de Murcia



UNIÓN EUROPEA

Insistimos, 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 mantiene 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 es especialmente importante teniendo en cuenta que en los próximos años se espera un aumento de la frecuencia de las lluvias torrenciales que recargan el acuífero en las zonas más altas, presionando las bajas, y aumenta la escorrentía superficial donde el subsuelo está ya 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 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 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 y 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.

Pero se debe insistir, como en los informes previos, en que, si bien, el ecosistema del Mar Menor da pruebas de que mantiene buena parte de sus capacidades homeostáticas, también es un hecho que las presiones, aunque algo reducidas tras la puesta en funcionamiento de la estación de bombeo de los Alcázares, aún se mantienen muy altas y no pueden 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. Como se ha incidido en anteriores informes, este tipo de eventos, con el calentamiento generalizado de la superficie del mar, pueden extenderse durante todo el otoño y hasta principios de invierno en nuestra región.

Angel Pérez-Ruzafa
Catedrático de Ecología
Facultad de Biología

Departamento de Ecología e Hidrología

Campus Universitario de Espinardo. 30100 Murcia

T. 868 88 49 98 – F. 868 88 39 63 – www.um.es/ecologia

FONDO EUROPEO DE DESARROLLO REGIONAL Una manera de hacer Europa



UNIVERSIDAD DE
MURCIA



Región de Murcia



UNIÓN EUROPEA

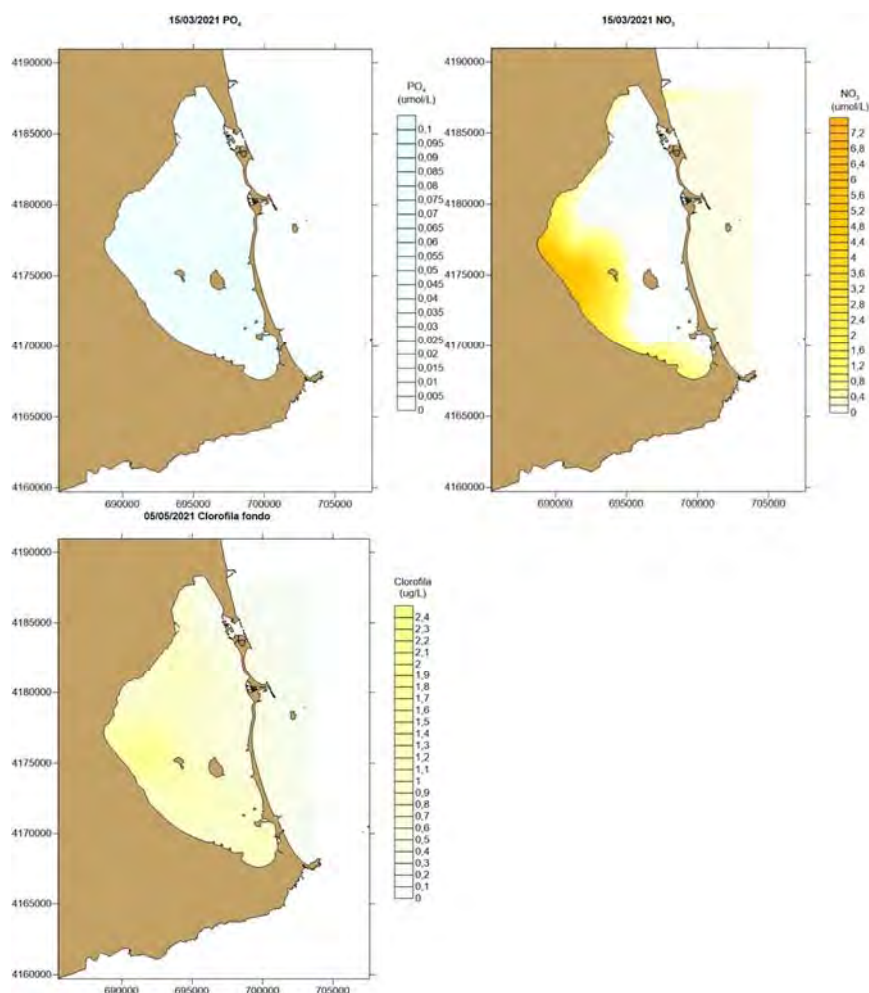


Figura 10. Mapas de distribución de nutrientes en las aguas superficiales del Mar Menor: fosfatos (arriba, izquierda), nitratos (arriba derecha) y de clorofila (abajo), que confirman la entrada por la ribera interna, especialmente desde el Albuñón a los Urrutias, y la tendencia al alza expuesta en el informe.

Angel Pérez-Ruzafa
Catedrático de Ecología
Facultad de Biología
Departamento de Ecología e Hidrología

Campus Universitario de Espinardo. 30100 Murcia
T. 868 88 49 98 – F. 868 88 39 63 – www.um.es/ecologia
FONDO EUROPEO DE DESARROLLO REGIONAL Una manera de hacer Europa



Informe de seguimiento del estado ecológico del Mar Menor – 19 de julio de 2021

Angel Pérez-Ruzafa

Departamento de Ecología e Hidrología

Universidad de Murcia

En el primer mes de verano la situación del Mar Menor se mantiene bajo las mismas pautas de los últimos meses con una estabilidad aparente, pero con la presión por la entrada de agua y nutrientes elevada. La salinidad empezó a recuperarse a principios de junio, pero aún se mantiene relativamente baja, con un valor medio de 42,1, si bien es ya dos puntos superior a la del año 2020 en estas fechas, está aún 3 puntos por debajo de la habitual (>45). En estas condiciones, las altas temperaturas pueden ser un factor de riesgo importante de cara a que se produzcan proliferaciones algales y bajadas de oxígeno.

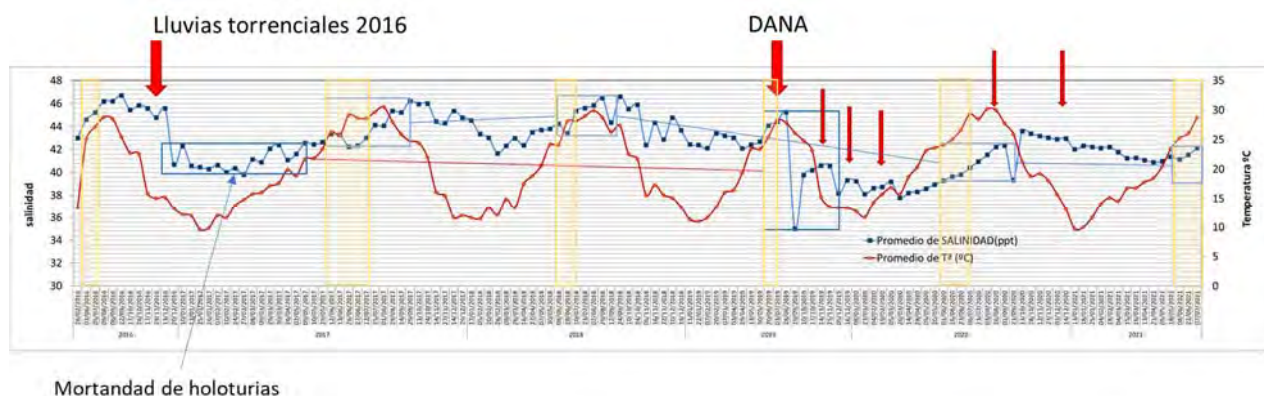


Figura 1. Evolución del ciclo anual de la salinidad y la temperatura desde 2016 hasta julio de 2021. Las bandas amarillas representan los meses de junio-julio en las distintas anualidades.

Los valores medios de oxígeno se mantienen próximos a saturación, y en los rangos normales para cada época del año (Figura 2). No obstante, se han detectado dos bajadas puntuales relevantes. Una a principios de junio, localizada en la zona de influencia de las encañizadas del norte, donde la concentración de oxígeno bajó del 50% de saturación y valores de 3 mg/l (Figura 3). 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. Es importante resaltar aquí que cualquier actividad de mantenimiento de las golas y encañizadas, que suponga resuspensión de materiales del fondo debe estar excluida en los meses de primavera y verano, por el efecto negativo que puede tener el aumento de materia orgánica particulada en la columna de agua sobre los niveles de oxígeno. Esta observación debe extenderse también a actuaciones en playas y puertos o a cualquier otro supuesto dentro de la laguna.

Angel Pérez-Ruzafa
Catedrático de Ecología
Facultad de Biología

Departamento de Ecología e Hidrología

Campus Universitario de Espinardo. 30100 Murcia

T. 868 88 49 98 – F. 868 88 39 63 – www.um.es/ecologia

FONDO EUROPEO DE DESARROLLO REGIONAL Una manera de hacer Europa

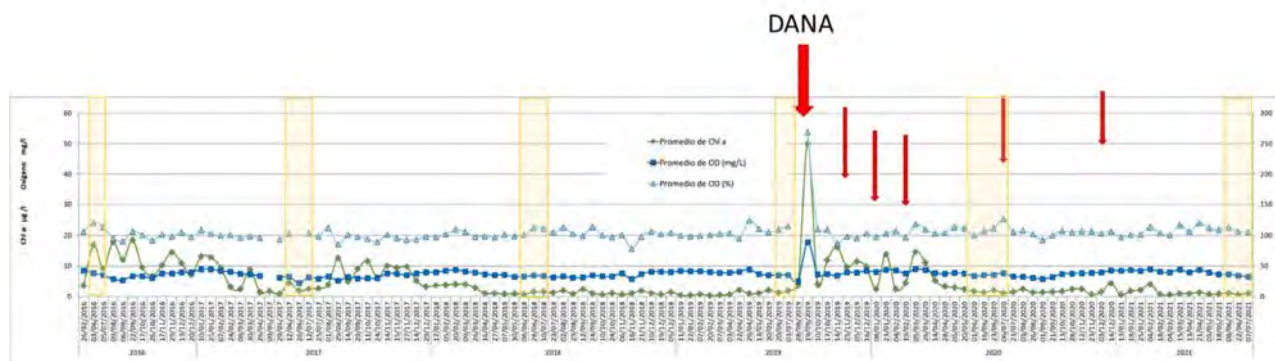


Figura 2. Evolución del ciclo anual de la concentración de oxígeno (expresada como % de saturación y en mg/l) y de clorofila a desde 2016 hasta julio de 2021.

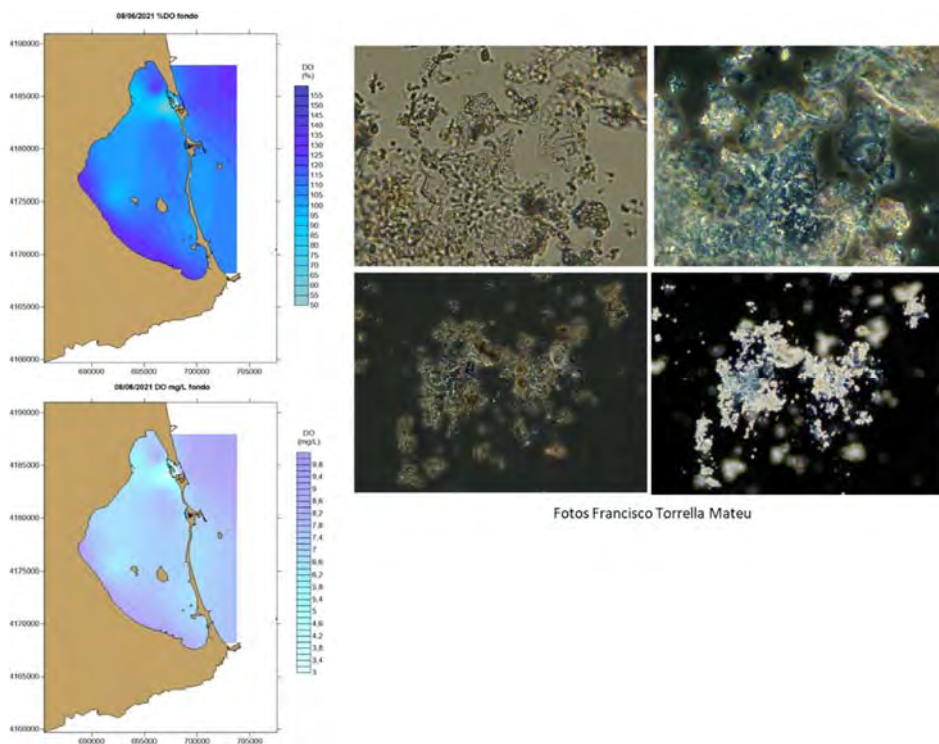


Figura 3. Mapa de distribución de la concentración de oxígeno (expresada como % de saturación arriba izquierda, y en mg/l, abajo izquierda) e imágenes del material particulado en la columna de agua en el área de las encañizadas el 8 de junio de 2021.



Otro momento de relativamente baja concentración de oxígeno tuvo lugar la primera semana de julio, en el área de influencia de la rambla del Albuñón, con niveles próximos al 74% de saturación en el fondo y concentraciones de 4,6 mg/l.

La concentración de nutrientes y clorofila se mantienen en niveles bajos y con fluctuaciones suaves (Figura 4), pero con valores muy altos en la ribera interna, principalmente en las cercanías de la rambla del Albuñón, que deben alertar de la necesidad de controlar los procesos en la cuenca de drenaje.

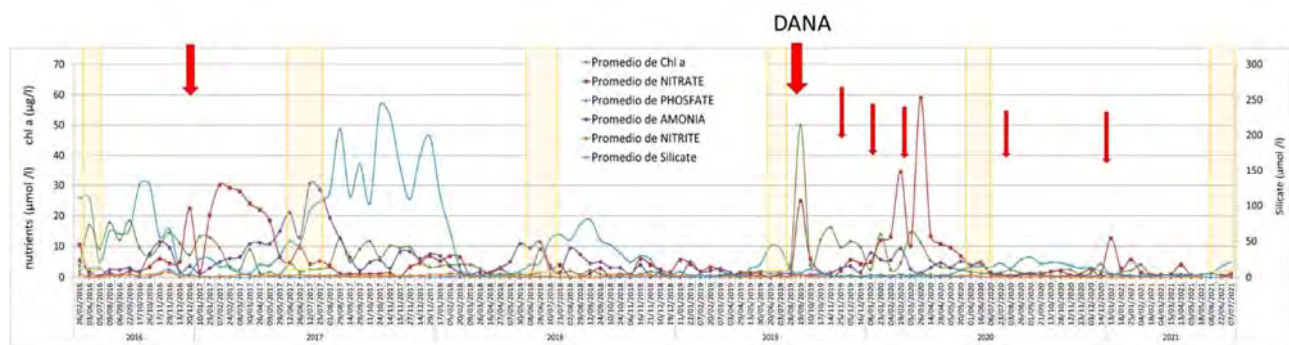


Figura 4. Evolución de los valores medios de la concentración en nutrientes y clorofila *a* en el Mar Menor en la red de estaciones de muestreo distribuidas en el interior de la laguna.

La diferencia entre los volúmenes de nutrientes que siguen entrando en el ecosistema y las concentraciones encontradas en la columna de agua, sigue confirmando la respuesta progresiva de recuperación del ecosistema y su capacidad de autorregulación. Esto se manifiesta también desde el punto de vista de la abundancia microbiana que sigue ofreciendo un panorama de "limpieza" evidente por lo que respecta al bacterioplancton planctónico. Únicamente en la zona de influencia de la Rambla del Albuñón se observa una mayor concentración de microorganismos, incluidos *Synechococcus*. (Francisco Torrella com. pers.).

Como se ha venido advirtiendo reiteradamente, la permanencia de las fuentes de estrés y la falta de infraestructuras y acciones que limiten o eliminen las amenazas y presiones que desencadenaron el proceso de eutrofización hacen que la respuesta futura del ecosistema sea incierta o pueda estar abocada a una nueva rotura.

Dichas presiones se evidencian actualmente en su baja salinidad, aún lejos de los valores deseables, y, sobre todo, en la entrada continuada de aguas con alto contenido en nutrientes desde la cuenca de drenaje. Ambas presiones están potenciadas por el elevado nivel freático. Como ya se insistió en informes anteriores, esto queda materializado en los mapas de la figura 5, en los que se muestra la distribución espacial de la concentración de los principales nutrientes. Como se muestra en la figura, ocurren descargas, especialmente focalizadas en la zona de la desembocadura de la rambla del Albuñón y en ocasiones a lo largo de la ribera suroriental de la laguna, con fuertes entradas de



nitratos y, en ocasiones, también de fosfato. Como se muestra en la figura 5, a mediados de enero se produjo una entrada de aguas cargadas en nitrato con valores de hasta $128,4 \mu\text{mol NO}_3/\text{l}$ en las proximidades de la rambla y una subida en la concentración media de nitrato en la columna de agua de la laguna superando $12,67 \mu\text{mol NO}_3/\text{l}$. De hecho, desde finales de 2020, como ya ocurrió a finales de 2018 y en 2019 han vuelto a detectarse entradas repetidas de aguas con nutrientes que llegaron a superar los $600 \mu\text{mol NO}_3/\text{l}$ en febrero de 2020. Algunas de las ocurridas en octubre pasado también llegaron a superar los $50 \mu\text{mol NO}_3/\text{l}$. Estos valores superan los máximos históricos y muestran que el problema está aún lejos de estar resuelto y son una amenaza para el estado de la laguna esta primavera y el próximo verano.

La presencia de concentraciones significativas de fósforo, cada vez más frecuentes, especialmente esta primavera y principios de verano, indica una posible mezcla con aguas urbanas. El hecho de que la presencia de fósforo ya no esté asociada necesariamente a eventos de lluvia torrencial, puede sugerir que aún existen pozos ciegos 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 esté produciendo su desbordamiento difuso.

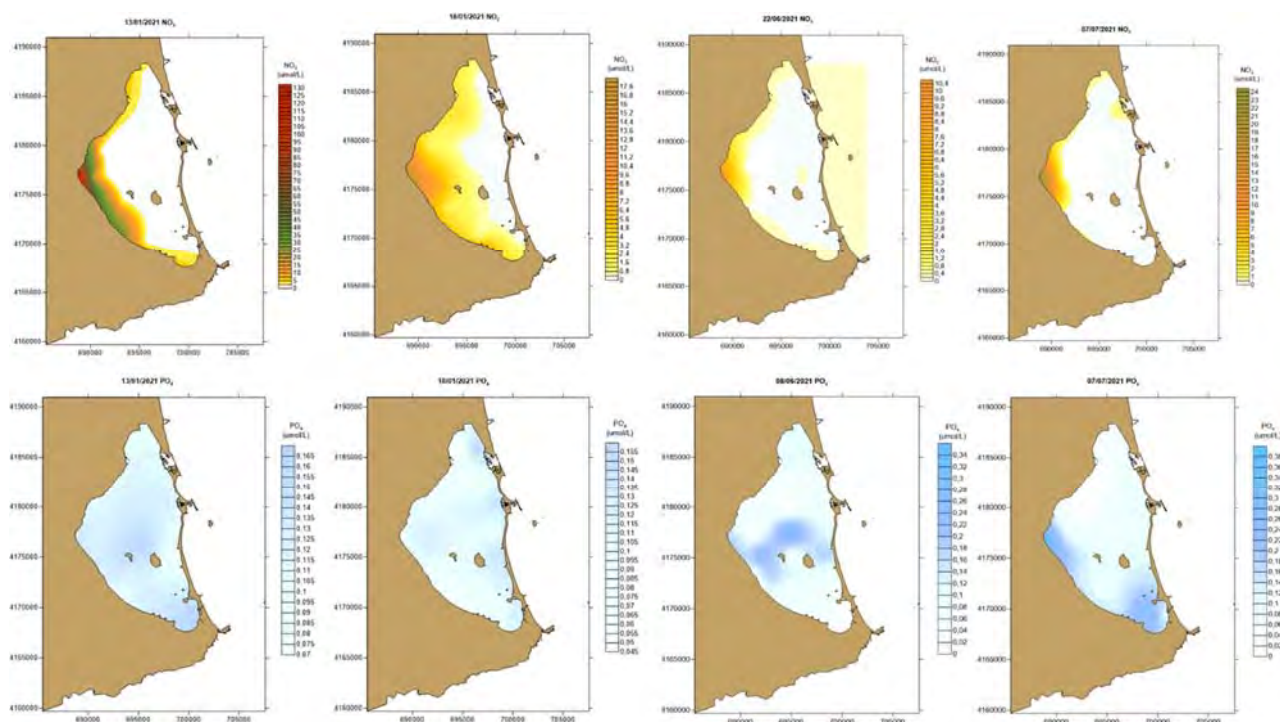


Figura 5. Distribución espacial de los valores de concentración de nitrato ($\mu\text{mol NO}_3/\text{l}$) en las aguas superficiales (arriba) y de fosfato ($\mu\text{mol PO}_4/\text{l}$) (abajo) en el Mar Menor a lo largo de 2021.

Angel Pérez-Ruzafa
Catedrático de Ecología
Facultad de Biología

Departamento de Ecología e Hidrología

Campus Universitario de Espinardo. 30100 Murcia

T. 868 88 49 98 – F. 868 88 39 63 – www.um.es/ecologia

FONDO EUROPEO DE DESARROLLO REGIONAL Una manera de hacer Europa

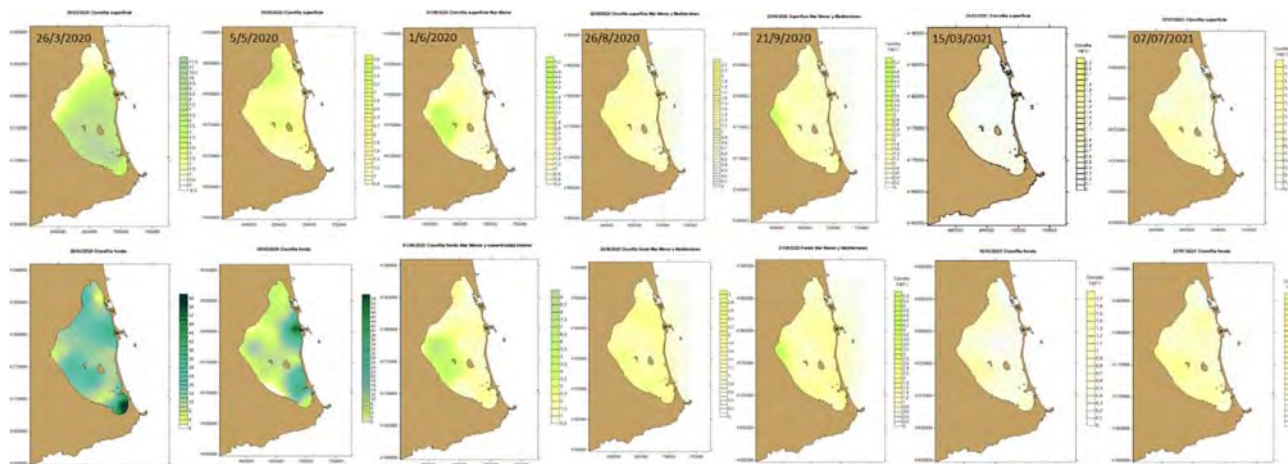


Figura 6. Distribución de los valores de concentración de clorofila *a* ($\mu\text{g/l}$) en las aguas superficiales (arriba) y en el fondo (abajo) del Mar Menor desde finales de invierno hasta julio de 2021.

De acuerdo con la disponibilidad de nutrientes, los valores medios de Chl *a* se situaron a final de agosto de 2020 en $1,37 \mu\text{g/L}$ y en $1,7 \mu\text{g/L}$ a finales de septiembre a pesar de las lluvias. Estos valores pueden considerarse buenos, y bajaron hasta 2,3 en el área de influencia de la rambla del Albujón. Sin embargo, los valores de $8,1 \mu\text{g/L}$ en la zona entre la Marina del Carmolí y Lo Poyo a finales de julio de 2020, y valores cercanos a $5 \mu\text{g/L}$ a finales de enero de 2021, confirman que las presiones siguen activas, con especial incidencia en la zona del Albujón, pero también distribuidas por toda la ribera de poniente, más o menos difusas.

El hecho de que, desde finales de marzo de 2020, cuando se alcanzaron valores medios para la laguna de $50 \mu\text{mol NO}_3/\text{l}$, un máximo histórico, y valores de clorofila *a* de $14,6 \mu\text{g/l}$ las concentraciones se hayan ido reduciendo, a pesar de los vertidos regulares que tienen lugar, refuerza la idea de la recuperación de las propiedades homeostáticas del sistema, pero subrayando, como se ha dicho anteriormente, que las amenazas están intactas. Un buen ejemplo de esta situación es, como se ha comentado, la distribución de la concentración de nitrato a mediados de enero tras un evento de lluvia (figura 7 centro) y la subsiguiente subida de clorofila 15 días después (figura 7 derecha).

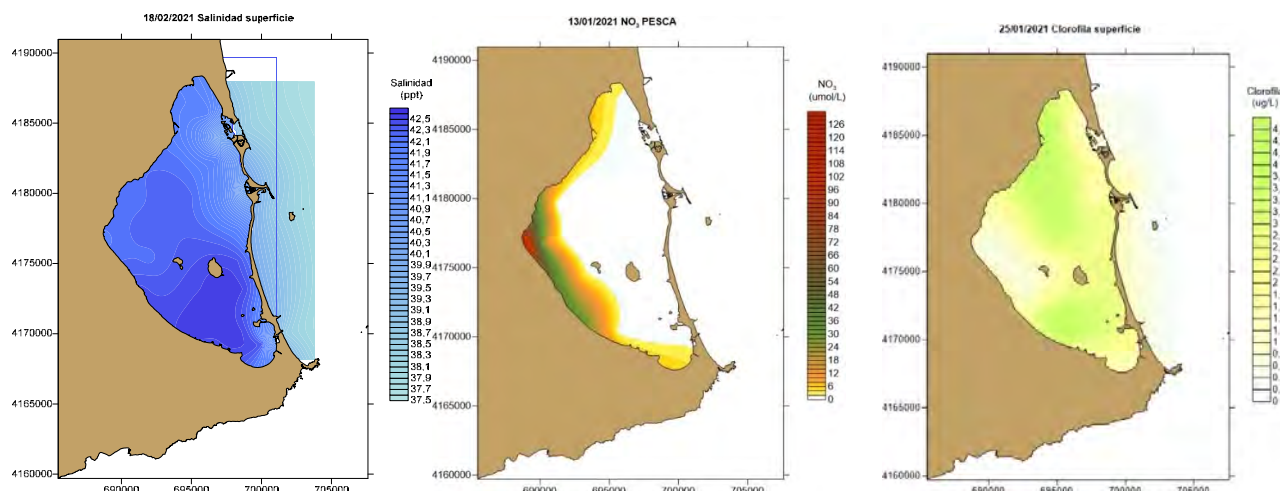


Figura 7. Distribución de los valores de salinidad (izquierda), concentración de Nitrato ($\mu\text{mol NO}_3/\text{l}$) (centro) y clorofila *a* ($\mu\text{g /l}$) (derecha) en las aguas superficiales del Mar Menor el 13 de enero de 2021 y el 25 de enero de 2021, respectivamente.

A pesar de las entradas, la progresiva reducción y la baja concentración actual de clorofila *a* en la columna de agua por la acción del ecosistema, se ha traducido en la recuperación bastante generalizada de la transparencia en condiciones de relativa calma, con las pérdidas puntuales cuando se reactivan 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 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, por el momento se ha ido manteniendo, con una visibilidad media que se situó en 4,69 m a final de verano en 2020 y alcanzó los 5 m a final de septiembre, continuando en dichos rangos hasta el momento presente si bien con fluctuaciones puntuales (Fig. 8). Dichas pérdidas de transparencia se deben, por un lado, a que las zonas someras aún contienen abundantes partículas finas de sedimento, como consecuencia de los arrastres de las lluvias torrenciales, lo que hace que el oleaje resuspenda dichos materiales con facilidad en las zonas expuestas. Pero, por otro lado, y más preocupante, a que la entrada de nutrientes por la ribera interna provoca picos puntuales de clorofila. De momento el sistema se ha sido capaz de recuperarse en apenas un par de semanas 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 visibilidades medias de más de 5 m a hasta este mes de julio. Actualmente se está manteniendo el periodo más largo con transparencia de las aguas superior a los 4 metros desde que se produjo la crisis de 2016.

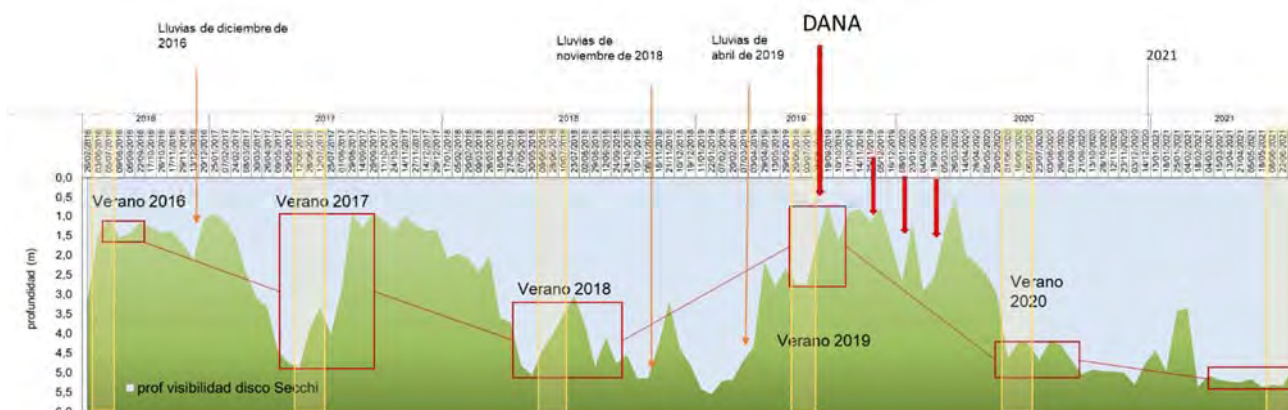


Figura 8. Evolución temporal de la profundidad media de visibilidad del disco de Secchi, calculada en las zonas con más de 5 m de profundidad.

Cabe resaltar, que los momentos de mayor entrada de nutrientes y el deterioro de la calidad de aguas, se ven fuertemente influenciados por los caudales de entrada, facilitados por Esamur, en el área de la desembocadura de la rambla del Albuñón (Albuñón, Miranda y Canal de drenaje de los Alcázares) 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 (figura 9).

Los picos altos de nutrientes y clorofila, con valores puntuales pero alarmantes, del último año, van muy asociados a las descargas en la zona de la desembocadura del Albuñón y el drenaje de los Alcázares. Sin control de las aguas no es posible gestionar la eutrofización y mantener la integridad ecológica del Mar Menor.

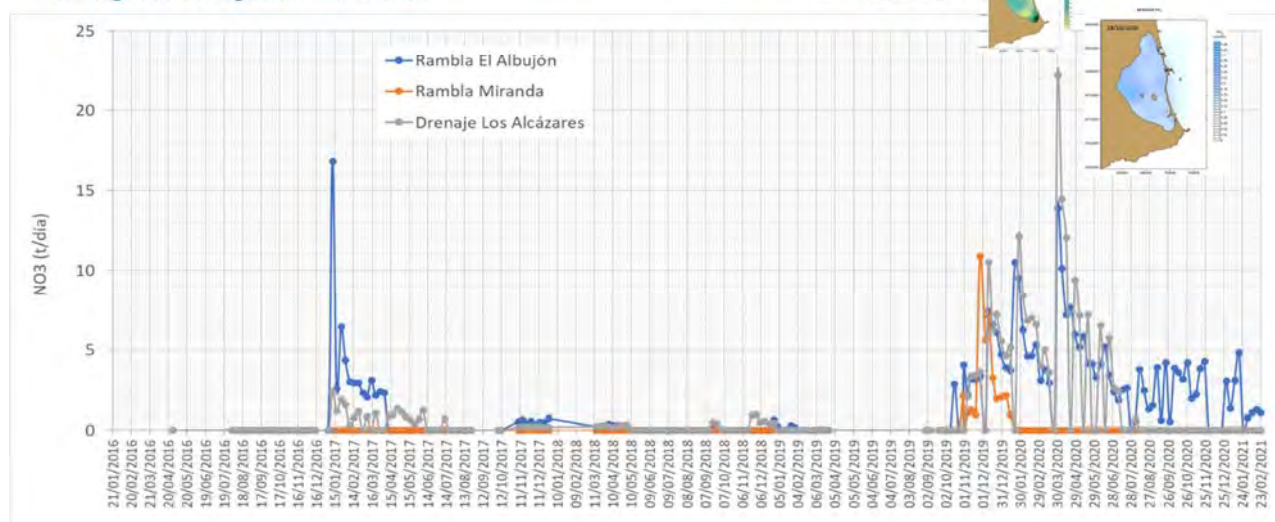


Figura 9. Evolución de las descargas de nitratos al Mar Menor a través de las ramblas del Albuñón y Miranda y el canal de drenaje de los Alcázares en relación con los momentos de peor estado del Mar Menor durante 2020.



Figura 10. Imágenes de la mala calidad del agua en el área de influencia de la rambla del Albuñón el 13 de abril de 2021, en un día en que el resto de la laguna mostraba una profundidad media de transparencia superior a los 5 m.



Figura 11. 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).



UNIVERSIDAD DE
MURCIA



Región de Murcia



UNIÓN EUROPEA

Conclusiones

De cara al verano el Mar Menor muestra una doble vertiente. Por un lado, la complejidad del ecosistema sigue permitiéndole una capacidad de autorregulación muy elevada, manteniendo en niveles bajos, tanto la concentración de nutrientes como de clorofila *a*, y la transparencia generalizada de las aguas. Sin embargo, por otro, es muy importante tener presente que el ecosistema sigue bajo una presión extrema por la entrada continua de aguas hipohalinas con altas concentraciones de nutrientes. Esto, a pesar de que van recuperándose progresivamente, mantiene aún valores de salinidad relativamente bajos para el Mar Menor y, en conjunto, hacen que los riesgos de sufrir una crisis distrófica sigan siendo relativamente altos si se dan condiciones de alta temperatura, periodo de calmas y/o entrada masiva de aguas dulces. El elevado nivel freático se ha traducido también en la proliferación de algas (cladóforas, ulvas, enteromorphas, etc.) en las zonas de playa con la consiguiente acumulación de materia orgánica y enfangamiento de los sedimentos. Ello ha inducido también bajas concentraciones de oxígeno y producción de sulfhídrico. El elevado nivel freático induce 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 (Figura 11).

Debemos 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 de drenaje, y su actual respuesta autorreguladora tras la activación de la estación de bombeo junto a la rambla del Albuñón, deben interpretarse como una demostración de la importancia de consolidar estructuralmente la capacidad de gestión del agua. Como se decía en el informe anterior, se confirma que, de momento, las leves tendencias a la estratificación y reducción de la concentración de oxígeno en las capas profundas, mostradas eventualmente durante las primaveras pasadas y tras las entradas masivas de agua dulce, se han disipado en buena medida, pero no pueden 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 ha visto puntualmente en la zona de las encañizadas en junio y del Albuñón la primera semana de julio.

Insistimos, 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 mantiene 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 es especialmente importante teniendo en cuenta que en los próximos años se espera un aumento de la frecuencia de las lluvias torrenciales que recargan el acuífero en las zonas más altas, presionando las bajas, y aumenta la escorrentía superficial donde el subsuelo está ya 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.

Angel Pérez-Ruzafa
Catedrático de Ecología
Facultad de Biología

Departamento de Ecología e Hidrología

Campus Universitario de Espinardo. 30100 Murcia

T. 868 88 49 98 – F. 868 88 39 63 – www.um.es/ecologia

FONDO EUROPEO DE DESARROLLO REGIONAL Una manera de hacer Europa



UNIVERSIDAD DE
MURCIA



Región de Murcia



UNIÓN EUROPEA

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 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 y 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.

Pero se debe insistir, como en los informes previos, en que, si bien, el ecosistema del Mar Menor da pruebas de que mantiene buena parte de sus capacidades homeostáticas, también es un hecho que las presiones, aunque algo reducidas tras la puesta en funcionamiento de la estación de bombeo de los Alcázares, aún se mantienen muy altas y no pueden 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. Como se ha incidido en anteriores informes, este tipo de eventos, con el calentamiento generalizado de la superficie del mar, pueden extenderse durante todo el otoño y hasta principios de invierno en nuestra región.

Angel Pérez-Ruzafa
Catedrático de Ecología
Facultad de Biología

Departamento de Ecología e Hidrología

Campus Universitario de Espinardo. 30100 Murcia

T. 868 88 49 98 – F. 868 88 39 63 – www.um.es/ecologia

FONDO EUROPEO DE DESARROLLO REGIONAL Una manera de hacer Europa



Actualización Informe de seguimiento del estado ecológico del Mar Menor – 06 de agosto de 2021

Angel Pérez-Ruzafa

Departamento de Ecología e Hidrología

Universidad de Murcia

La temperatura media se sitúa en 28,9 °C y la salinidad en 42,89, semejante a la de estas fechas el año pasado (aún bajo los efectos de la dana) y aún tres puntos por debajo de la de 2019 en estas mismas fechas y que se situaba en 45,24. Esto muestra que las entradas continuas de agua dulce no permiten una recuperación adecuada.

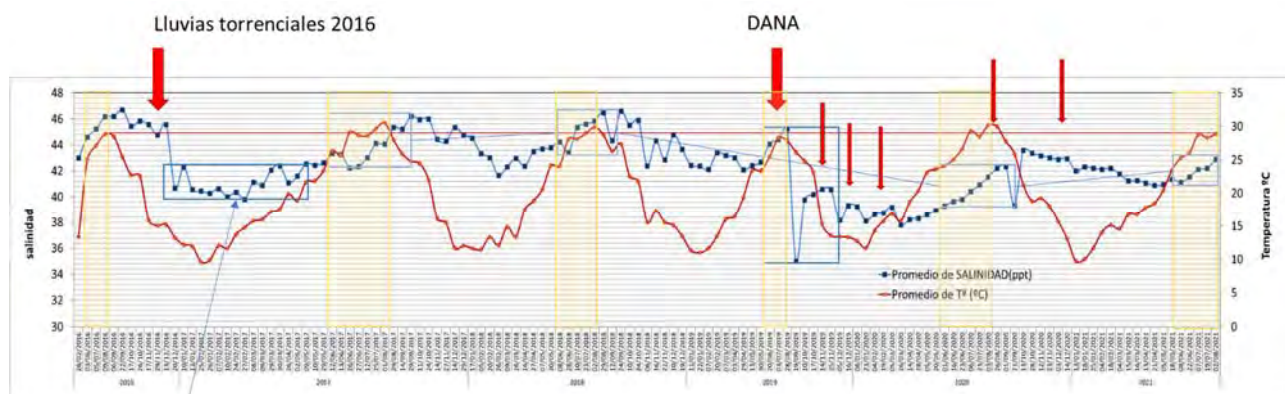


Figura 1. Evolución del ciclo anual de la salinidad y la temperatura desde 2016 hasta agosto de 2021. Las bandas amarillas representan los meses de junio-julio en las distintas anualidades.

Los perfiles de salinidad muestran buena mezcla en la columna de agua. Únicamente la estación E1, frente a La Ribera, mostró una bajada importante y estratificación marcada debido al vertido de aguas urbanas a finales de julio. Dicho efecto ya se había perdido la primera semana de agosto.

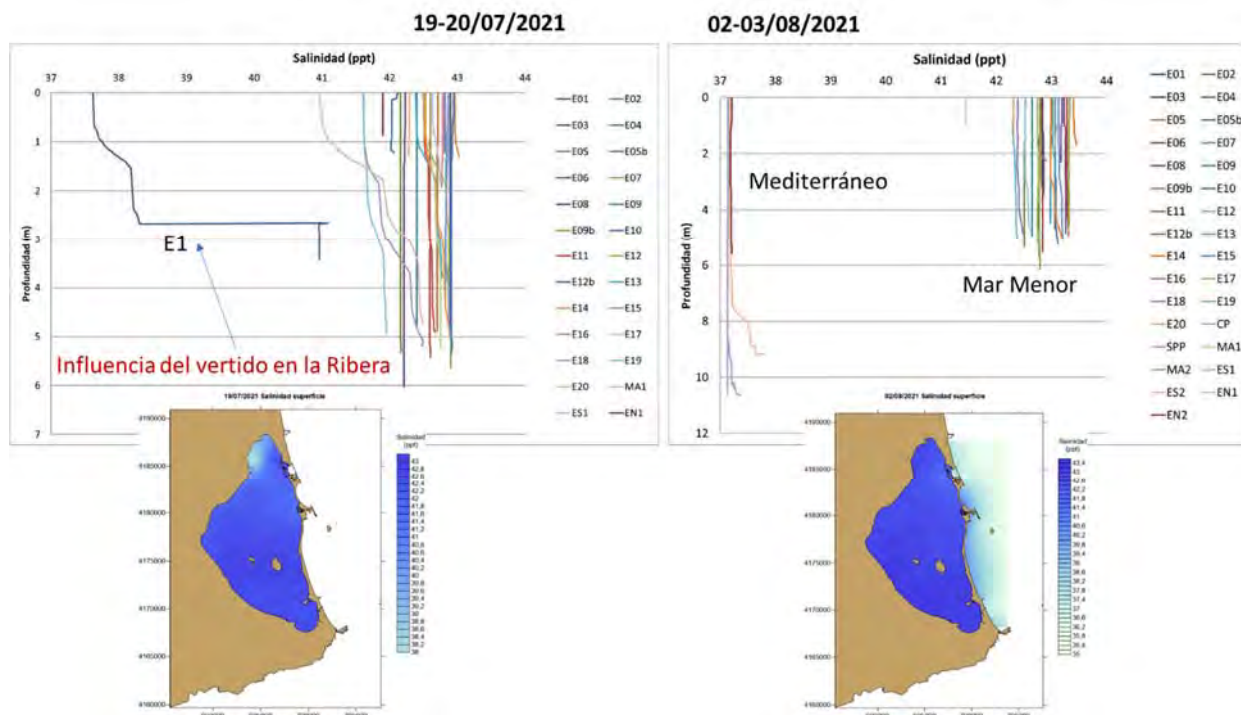


Figura 2. Perfiles y mapas superficiales de salinidad en la red de estaciones en el Mar Menor.

La temperatura tampoco muestra estratificación. Cabe resaltar que la estaciones con menor temperatura se corresponden los dos días 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 podría ser un indicio de que la influencia de la entrada de aguas subterráneas.

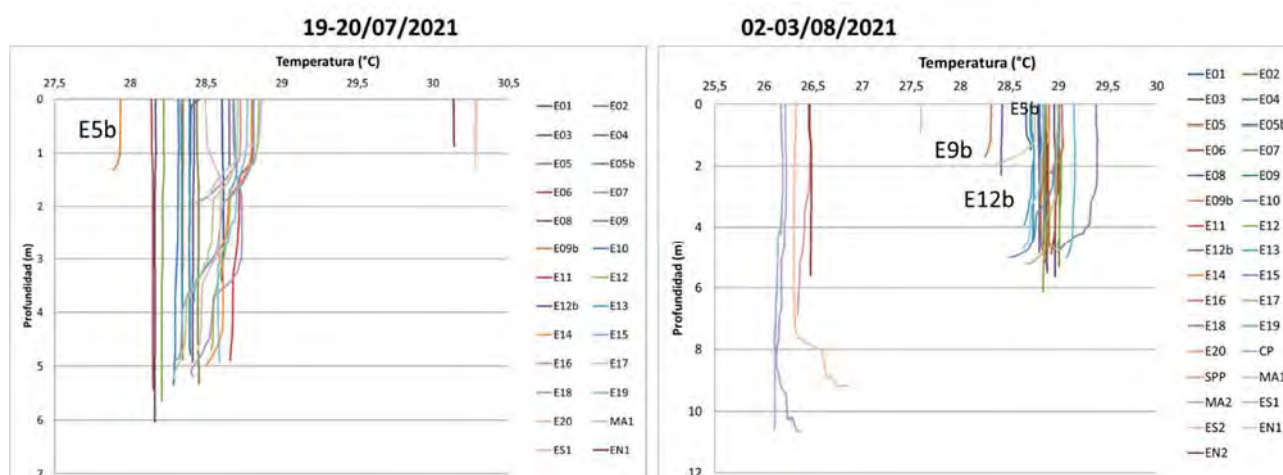


Figura 3. Perfiles de temperatura en la red de estaciones en el Mar Menor.

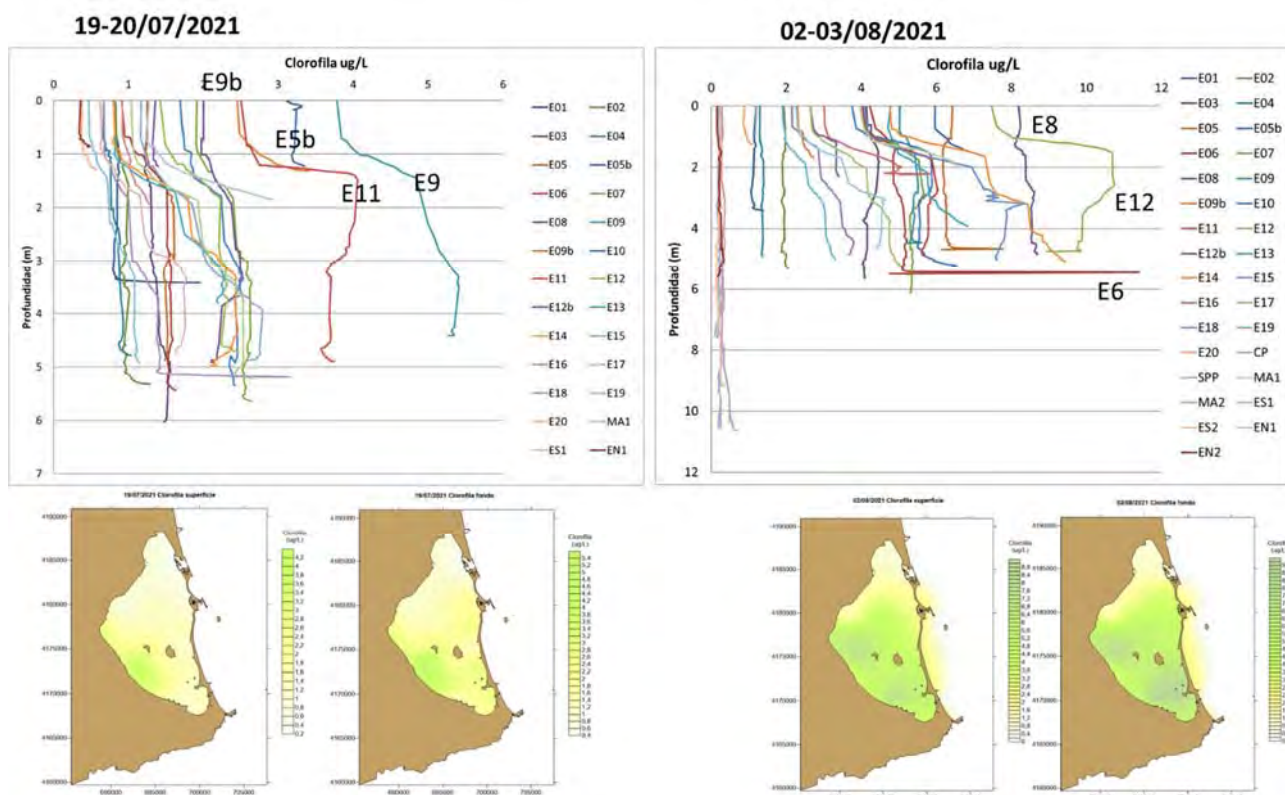


Figura 4. Perfiles y mapas de superficie y fondo de la concentración de clorofila en la red de estaciones en el Mar Menor.

La concentración de clorofila, tal y como se anticipaba como probable en el informe anterior, ha mostrado un cambio drástico de concentración. El 19 de julio, la mayoría de las localidades se mantenían con concentraciones inferiores a $4 \mu\text{g/l}$, solo la estación E9, frente a los Urrutias, presentaba valores máximos de $5,41 \mu\text{g/l}$ y el 2 de agosto la estación E12 alcanzaba valores de $10,69 \mu\text{g/l}$ en la columna de agua y la estación E6 llegaba a $11,4 \mu\text{g/l}$ 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, muestra los niveles más claros de eutrofización.

Angel Pérez-Ruzafa
Catedrático de Ecología
Facultad de Biología

Departamento de Ecología e Hidrología

Campus Universitario de Espinardo. 30100 Murcia

T. 868 88 49 98 – F. 868 88 39 63 – www.um.es/ecologia

FONDO EUROPEO DE DESARROLLO REGIONAL Una manera de hacer Europa

02-03/08/2021

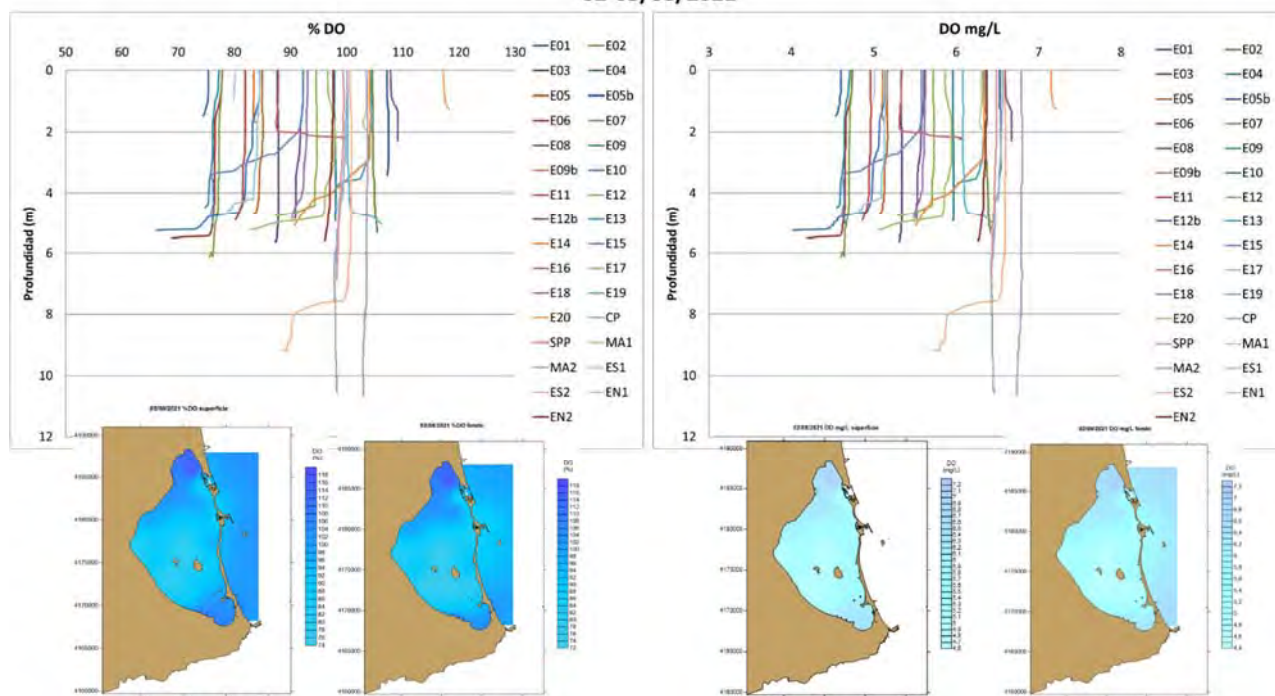


Figura 5. Perfiles y mapas de superficie y fondo de la concentración de oxígeno en la red de estaciones en el Mar Menor.

Los valores de oxígeno se mantienen próximos a saturación, y en los rangos normales para la época del año. Se sitúan entre el 70 y el 100% de saturación y en ningún caso bajan de 4 mg/l, ni siquiera en las proximidades del fondo.

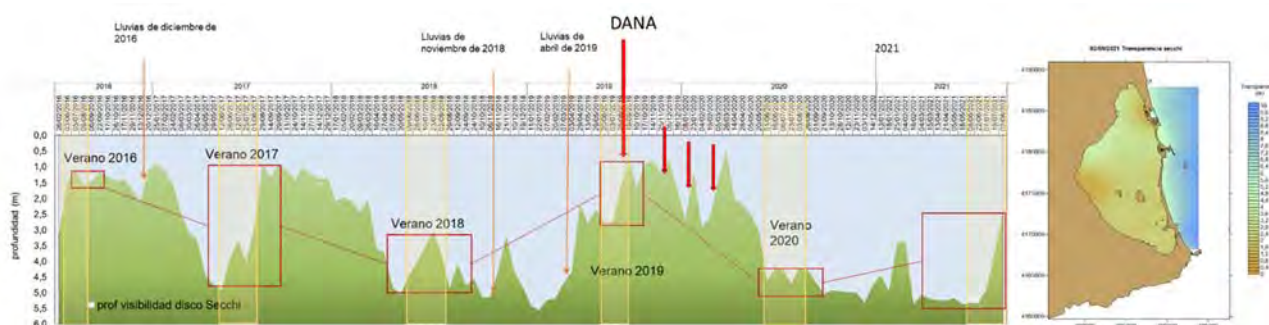


Figura 6. Evolución temporal de la profundidad media de visibilidad del disco de Secchi, calculada en las zonas con más de 5 m de profundidad y distribución en la laguna.

Como consecuencia del aumento en la concentración de clorofila, la transparencia del agua ha disminuido sensiblemente, pasando de más de 5 m de media, mantenidos durante la primavera hasta mediados de julio a

Angel Pérez-Ruzafa
Catedrático de Ecología
Facultad de Biología
Departamento de Ecología e Hidrología

Campus Universitario de Espinardo. 30100 Murcia
T. 868 88 49 98 – F. 868 88 39 63 – www.um.es/ecologia

FONDO EUROPEO DE DESARROLLO REGIONAL Una manera de hacer Europa



UNIVERSIDAD DE
MURCIA



Región de Murcia



UNIÓN EUROPEA

menos de 3.5 m la primera semana de agosto, con menos de 2 metros en la zona de influencia de la rambla del Albuñón hasta los Urrutias.

La pérdida de 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. 2019, con las entradas de nuevo incrementadas, la respuesta fue menos efectiva. Este año, con la entrada de agua y nutrientes que se ha mantenido durante todo el invierno y la primavera, es probable que el sistema tenga dificultades para recuperarse y si se producen lluvias torrenciales a final de verano, podrían repetirse las circunstancias de 2019 y los efectos de las DANAS de ese otoño.

Por todo ello seguimos 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. 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 las actividades en la cuenca y el uso de las infraestructuras disponibles para reducir el nivel freático al menos entre 1,5 y 2 metros. 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, con las regulaciones necesarias, y la integridad ecológica del Mar Menor no será posible.

Angel Pérez-Ruzafa
Catedrático de Ecología
Facultad de Biología

Departamento de Ecología e Hidrología

Campus Universitario de Espinardo. 30100 Murcia

T. 868 88 49 98 – F. 868 88 39 63 – www.um.es/ecologia

FONDO EUROPEO DE DESARROLLO REGIONAL Una manera de hacer Europa



Informe de la campaña extraordinaria para valorar el estado ecológico del Mar Menor – 17 de agosto de 2021

Angel Pérez-Ruzafa

Departamento de Ecología e Hidrología

Universidad de Murcia

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 del Mar Menor muestra que la temperatura ha descendido ligeramente con respecto a la medida en las zonas someras de la citada incidencia y que llegó a ser de 32 °C, manteniéndose entre 29,3 y 29,9 en la mayor parte de la zona central de la laguna.

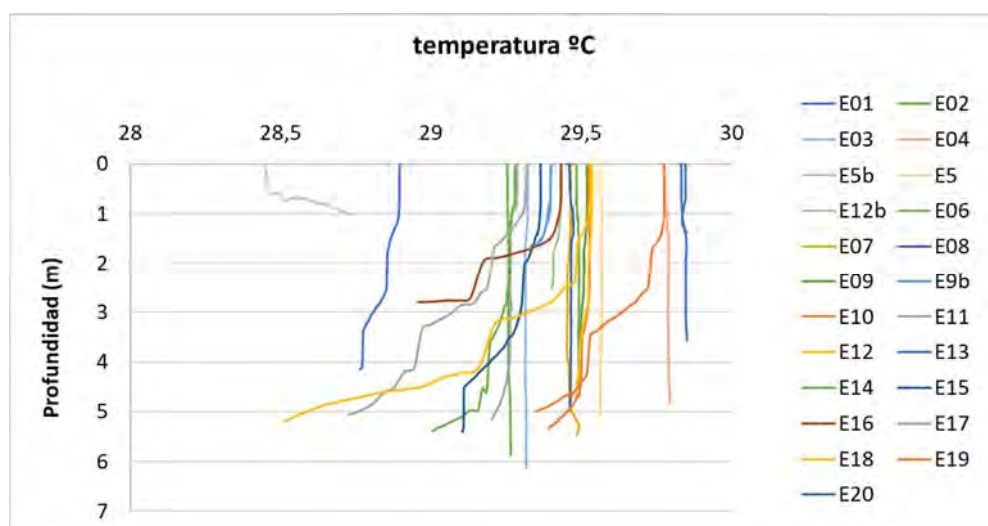


Figura 1. Perfiles de temperatura en la campaña del 17 de agosto de 2021.

Los perfiles de salinidad muestran, en general, buena mezcla en la columna de agua, excepto en las estaciones E1, frente a La Ribera, y las 5b y 18, frente a la rambla del Albuñón y El estacio, respectivamente. La primera ya mostró una bajada importante y estratificación marcada debido al vertido de aguas urbanas a finales de julio. Dicho efecto ya se había perdido la primera semana de agosto pero ha vuelto a aparecer. La segunda es debida a las descargas en el área de la rambla del Albuñón y la última es debido a la entrada directa de agua del Mediterráneo. Las dos primeras situaciones son una clara evidencia de que las entradas de agua cargadas de nutrientes siguen activas forzando el estado trófico del Mar Menor. El caso del Estacio debe servir como alerta de que forzar el intercambio con el Mediterráneo puede agravar los procesos de estratificación.

Angel Pérez-Ruzafa
Catedrático de Ecología
Facultad de Biología

Departamento de Ecología e Hidrología

Campus Universitario de Espinardo. 30100 Murcia

T. 868 88 49 98 – F. 868 88 39 63 – www.um.es/ecologia

FONDO EUROPEO DE DESARROLLO REGIONAL Una manera de hacer Europa



UNIVERSIDAD DE
MURCIA



Región de Murcia



UNIÓN EUROPEA

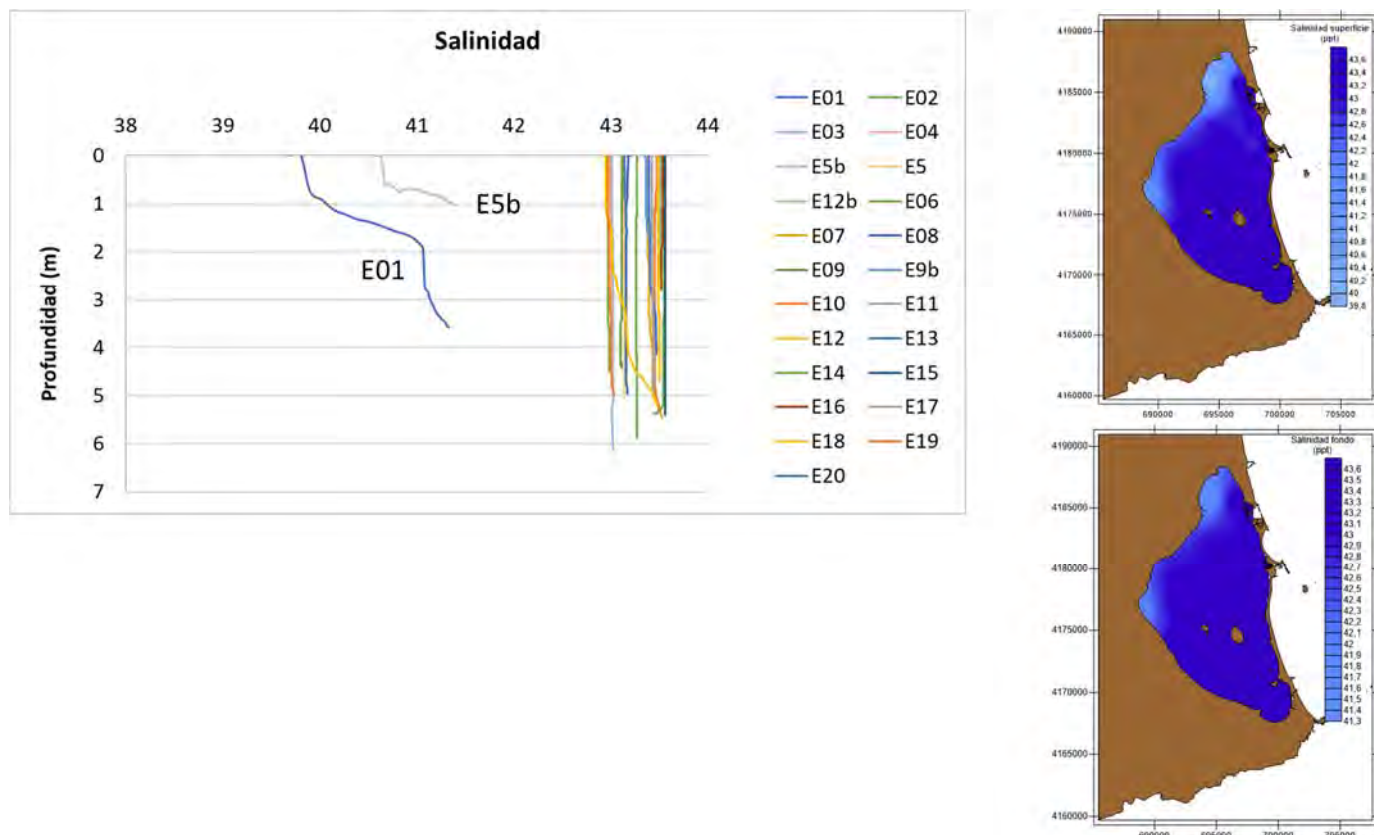


Figura 2. Perfiles y mapas de superficie y fondo de la salinidad en la red de estaciones en el Mar Menor en la campaña del 17 de agosto de 2021.

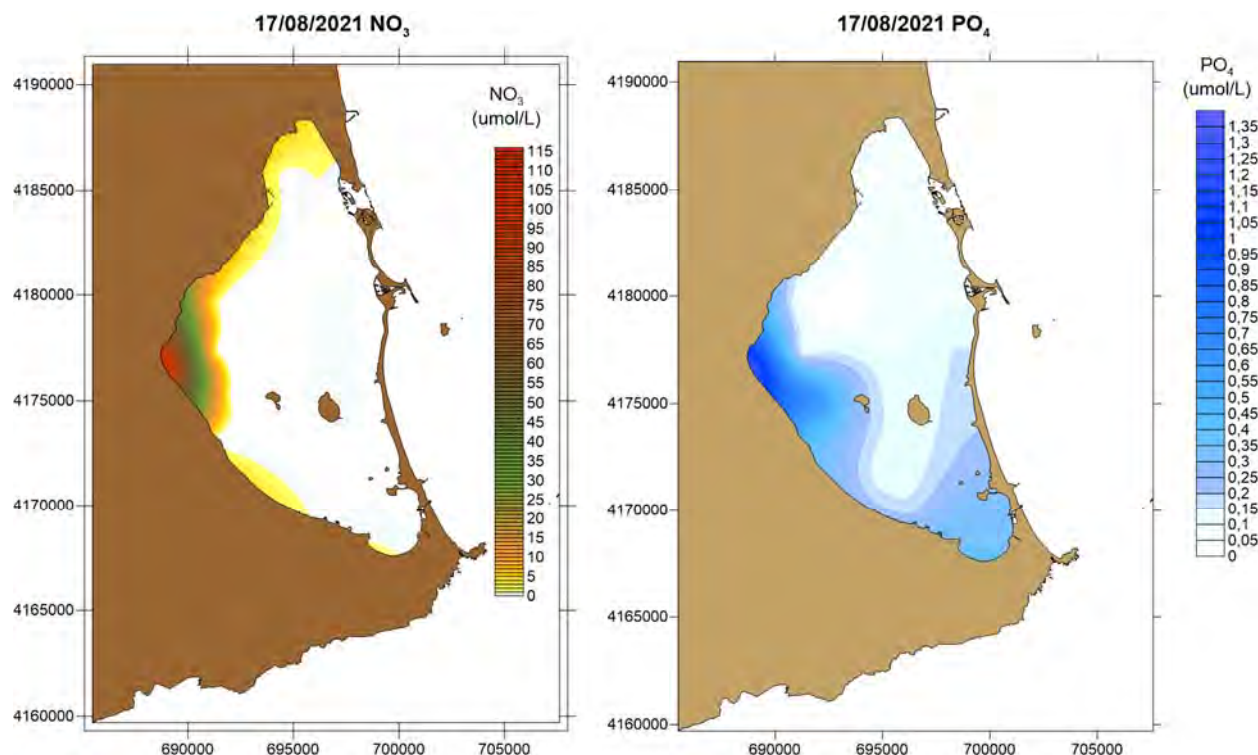


Figura 3. Mapas de superficie de la concentración de nitrato (izquierda) y fosfato (derecha) en la red de estaciones en el Mar Menor en la campaña del 17 de agosto de 2021.

La entrada de agua conlleva una elevada carga de nutrientes que ha alcanzado máximos, tanto en los nitratos, como de manera muy significativa en las concentraciones de fosfatos, con concentraciones de $116,95 \mu\text{mol NO}_3/\text{l}$ y $1,34 \mu\text{mol PO}_4/\text{l}$ ambas frente a la rambla del Albujón pero con aportes también por la ribera interna de la laguna. Ello sugiere una mezcla de aguas de origen agrícola y urbano muy probablemente por un freático muy alto y la posibilidad de la existencia de urbanizaciones o viviendas aún no conectadas a las redes de saneamiento.

Como consecuencia, la concentración de clorofila, tras haber mostrado un cambio drástico de concentración tal y como se anticipaba como probable a finales de julio y se constató a primeros de agosto, ha seguido aumentando su concentración. En superficie, los valores se mantienen por debajo de $10 \mu\text{g}/\text{l}$, pero numerosas estaciones sobrepasan ya los $5 \mu\text{g}/\text{l}$ y la estación E9, frente a los Urrutias, que el 19 de julio presentaba valores máximos de $5,41 \mu\text{g}/\text{l}$ en esta ocasión alcanza $12,5 \mu\text{g}/\text{l}$ en superficie.

Pero el problema que es muy preocupante es la concentración de clorofila en las capas profundas de la columna de agua. En dicha estación E9 se alcanzan concentraciones de $189,5 \mu\text{g}/\text{l}$ y la estación E18, frente al Estacio, llega a $148,1 \mu\text{g}/\text{l}$. En general, las concentraciones en la capa profunda en toda la cubeta sur son muy preocupantes por lo que supone de acumulación de materia orgánica



cuya remineralización y el consumo por parte de detritívoros pelágicos produce una elevada demanda de oxígeno.

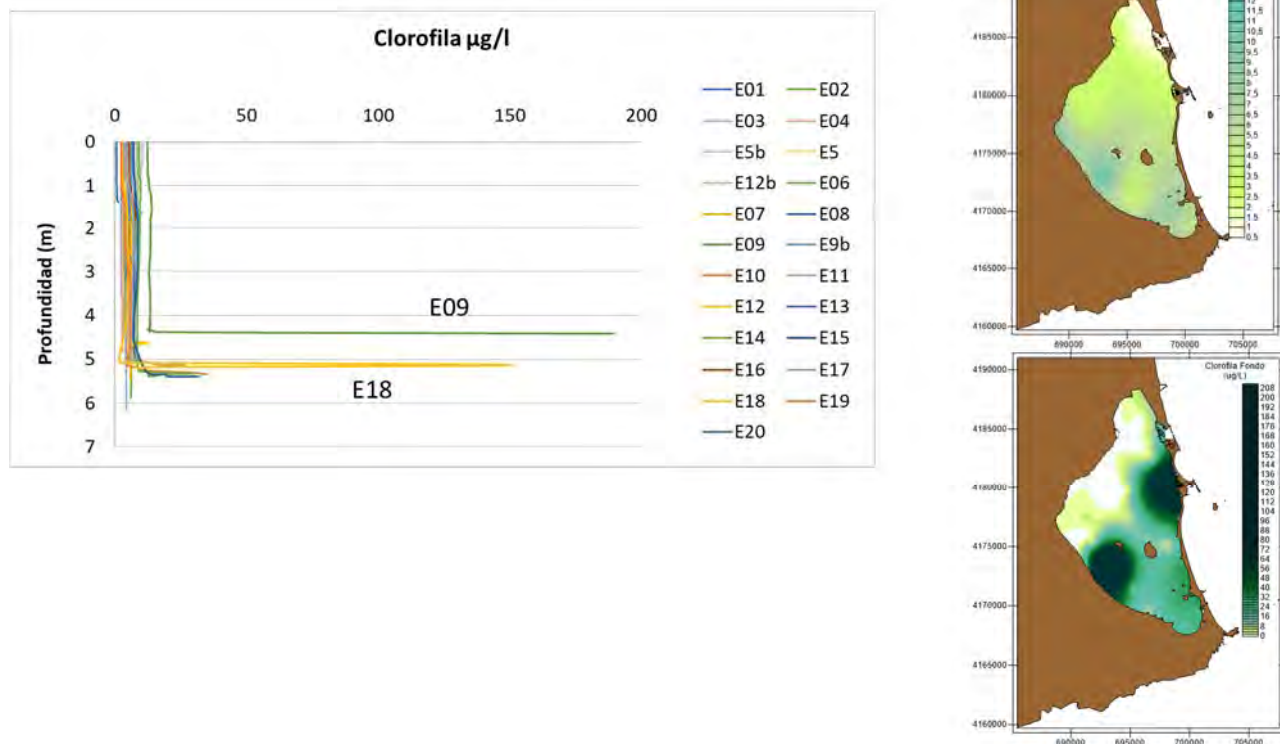


Figura 4. Perfiles y mapas de superficie y fondo de la concentración de clorofila en la red de estaciones en el Mar Menor en la campaña del 17 de agosto de 2021.



UNIVERSIDAD DE
MURCIA



Región de Murcia



UNIÓN EUROPEA

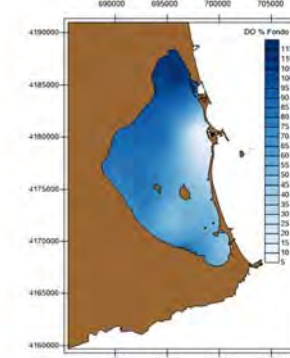
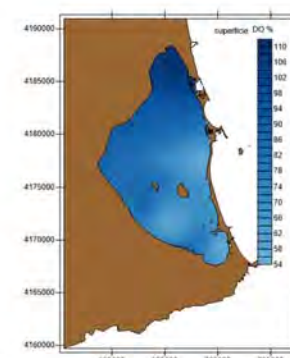
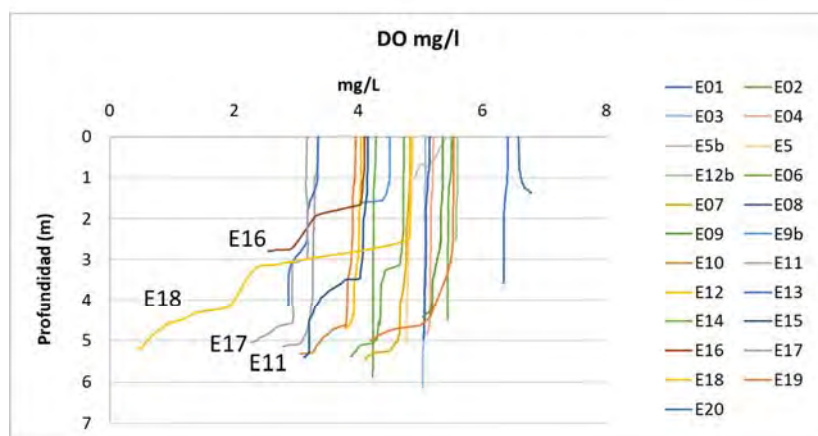
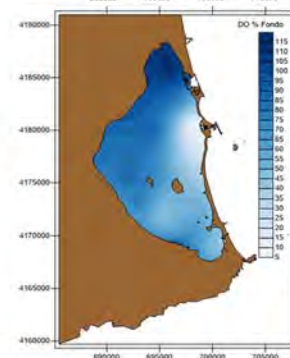
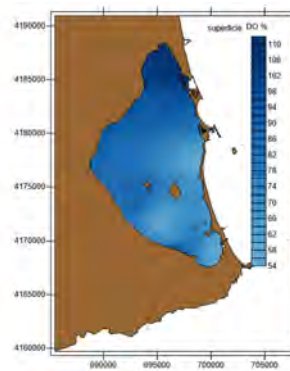
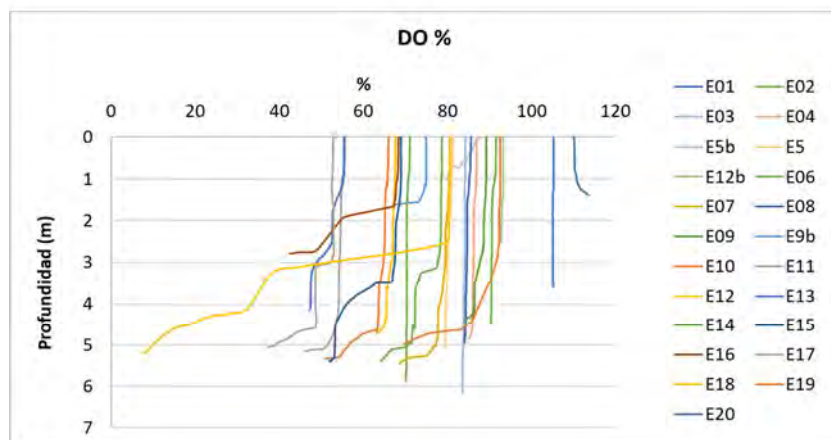


Figura 5. Perfiles y mapas de superficie y fondo de la concentración de oxígeno en la red de estaciones en el Mar Menor en la campaña del 17 de agosto de 2021.



UNIVERSIDAD DE
MURCIA



Región de Murcia



UNIÓN EUROPEA

Esta elevada demanda de oxígeno se traduce en condiciones de hipoxia y bajo porcentaje de oxígeno respecto a la concentración de saturación en algunas localidades. Los valores más bajos ocurren frente a la bocana del Estacio, correspondiendo a la zona de concentración por el efecto succión de las corrientes de salida, algo que ya se ha observado ya en años anteriores en circunstancias semejantes. La otra zona especialmente preocupante es desde los Urrutias hacia el centro del giro de la cubeta sur y a lo largo de la ribera interna de La Manga, que conecta ambas zonas. Los eventos de hipoxia y aparición de juveniles de algunas especies de peces observados el día anterior pueden estar provocados por esta situación y no se descarta que puedan volver a producirse o intensificarse teniendo en cuenta que las entradas de agua y nutrientes se mantienen muy activas y que se está en periodo de alta producción primaria, máxima actividad biológica y baja saturación de oxígeno debido a las altas temperaturas. Los periodos con olas de calor y vientos flojos serán probablemente críticos y una estratificación forzada por la entrada de masas de agua con menor densidad que la del fondo del Mar Menor pueden dar lugar a una crisis anóxica importante.

Angel Pérez-Ruzafa
Catedrático de Ecología
Facultad de Biología

Departamento de Ecología e Hidrología

Campus Universitario de Espinardo. 30100 Murcia

T. 868 88 49 98 – F. 868 88 39 63 – www.um.es/ecologia

FONDO EUROPEO DE DESARROLLO REGIONAL Una manera de hacer Europa



UNIVERSIDAD DE
MURCIA



Región de Murcia



UNIÓN EUROPEA

Informe de seguimiento del estado ecológico del Mar Menor y eventos de hipoxia y anoxia– 09 de septiembre de 2021

Angel Pérez-Ruzafa
Departamento de Ecología e Hidrología
Universidad de Murcia

Tal y como se anticipaba en el informe oral anterior de 2 de agosto, 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 este mes se enmarcan en el contexto de un proceso clásico de crisis distrófica producida por un proceso de eutrofización. Como se ha comentado ya otras veces, la eutrofización es un proceso que es considerado como una de las principales amenazas de los ecosistemas acuáticos que se inicia con el aporte excesivo de nutrientes y materia orgánica al ecosistema y que implica un desequilibrio energético en el sistema.

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, estas 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 este mes de agosto ha sido más debida a la sinergia de factores que a un único factor.

Como se describía en el informe de 19 de julio y su actualización de 6 de agosto, la temperatura media del agua en la laguna ha alcanzado 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 de la laguna la temperatura llegó a ser de 32 °C, manteniéndose entre 29,3 y 29,9 °C en la mayor parte de su zona central.

Angel Pérez-Ruzafa
Catedrático de Ecología
Facultad de Biología
Departamento de Ecología e Hidrología

Campus Universitario de Espinardo. 30100 Murcia
T. 868 88 49 98 – F. 868 88 39 63 – www.um.es/ecologia
FONDO EUROPEO DE DESARROLLO REGIONAL Una manera de hacer Europa

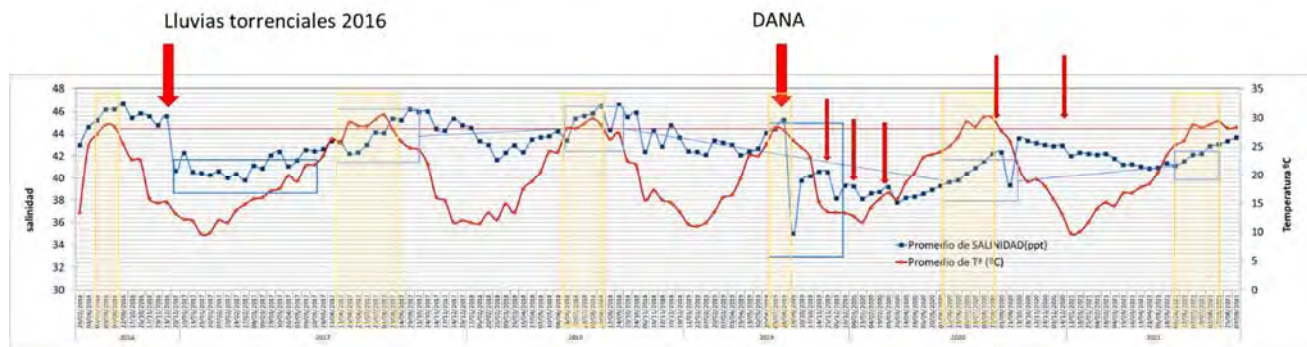


Figura 1. Evolución del ciclo anual de la salinidad y la temperatura media del Mar Menor desde 2016 hasta septiembre de 2021. Las bandas amarillas representan periodos de verano en las distintas anualidades.

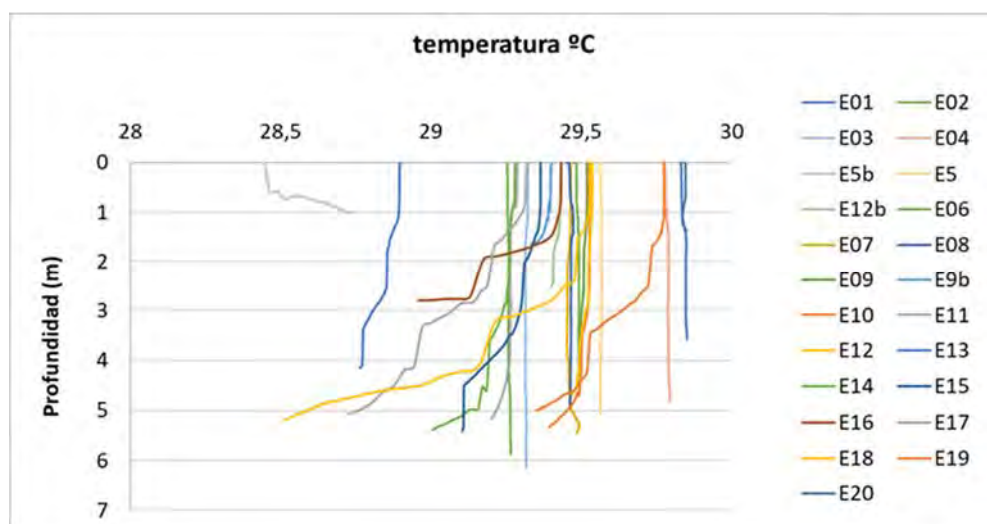


Figura 2. Perfiles de temperatura en la campaña del 17 de agosto de 2021 en las 20 estaciones prospectadas en la laguna.

La salinidad media este verano ha alcanzado 43,6, semejante a la de estas fechas el año pasado (aún bajo los efectos de la DANA) y aún tres puntos por debajo de la de 2019 en esta misma estación del año y que se situaba en 45,24. Esto muestra que las entradas continuas de agua dulce no permiten una recuperación adecuada.

Los perfiles de salinidad a principios de verano mostraban una buena mezcla en la columna de agua. Únicamente en la estación E1, frente a La Ribera, se encontró una bajada importante y



estratificación marcada debido al vertido de aguas urbanas a finales de julio. Dicho efecto ya se había perdido la primera semana de agosto.

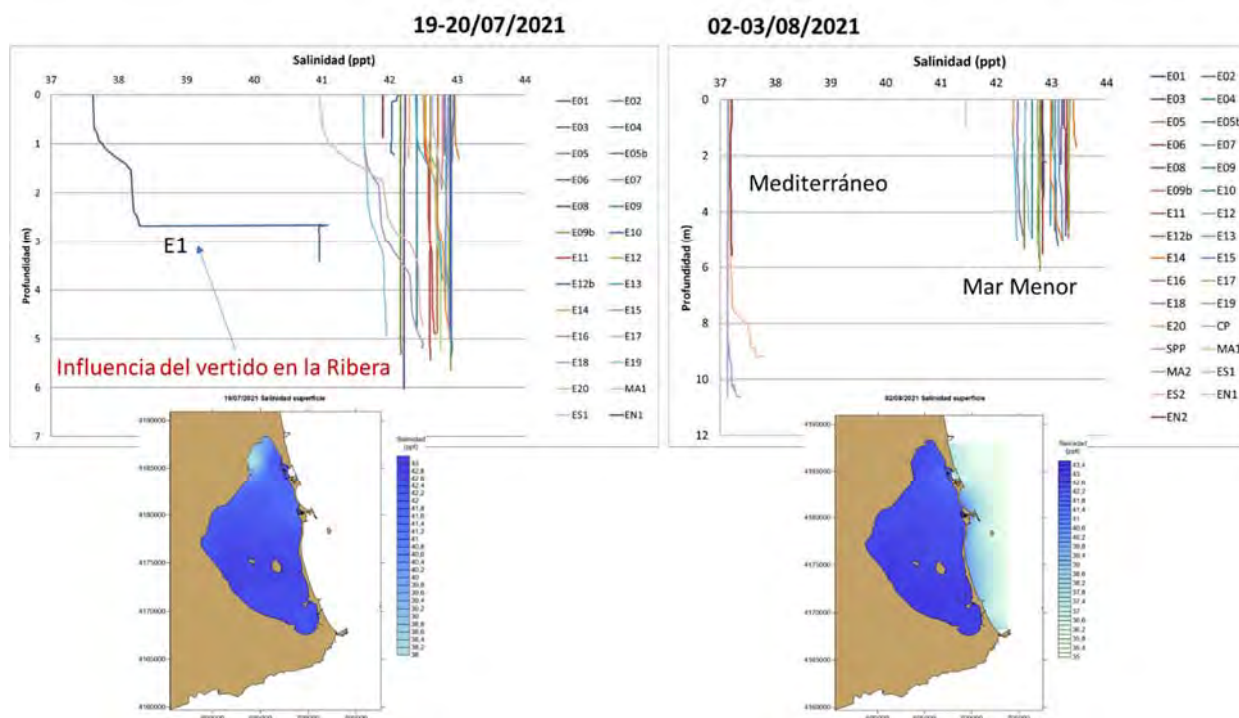


Figura 3. Perfiles y mapas superficiales de salinidad en la red de estaciones en el Mar Menor.

Sin embargo, a lo largo del verano, ha habido nuevos eventos de entradas de agua dulce por la ribera interna del Mar Menor.

El 17 de agosto, volvió a detectarse una bajada significativa en las estaciones E1, frente a La Ribera, y en las 5b y 18, frente a la rambla del Albuñón y El Estacio, respectivamente. La primera se correspondía con la misma bajada importante y estratificación marcada debido al vertido de aguas urbanas ya detectada a finales de julio cuyo efecto ya se había perdido la primera semana de agosto pero que volvía a aparecer. La segunda era debida a las descargas en el área de la rambla del Albuñón y la última a la entrada directa de agua del Mediterráneo. Como se ha comentado, las dos primeras situaciones son una clara evidencia de que las entradas de agua cargadas de nutrientes siguen activas forzando el estado trófico del Mar Menor. El caso del Estacio debe servir como alerta de que forzar el intercambio con el Mediterráneo puede agravar los procesos de estratificación y es importante acotar en sus justos términos este tipo de acciones.

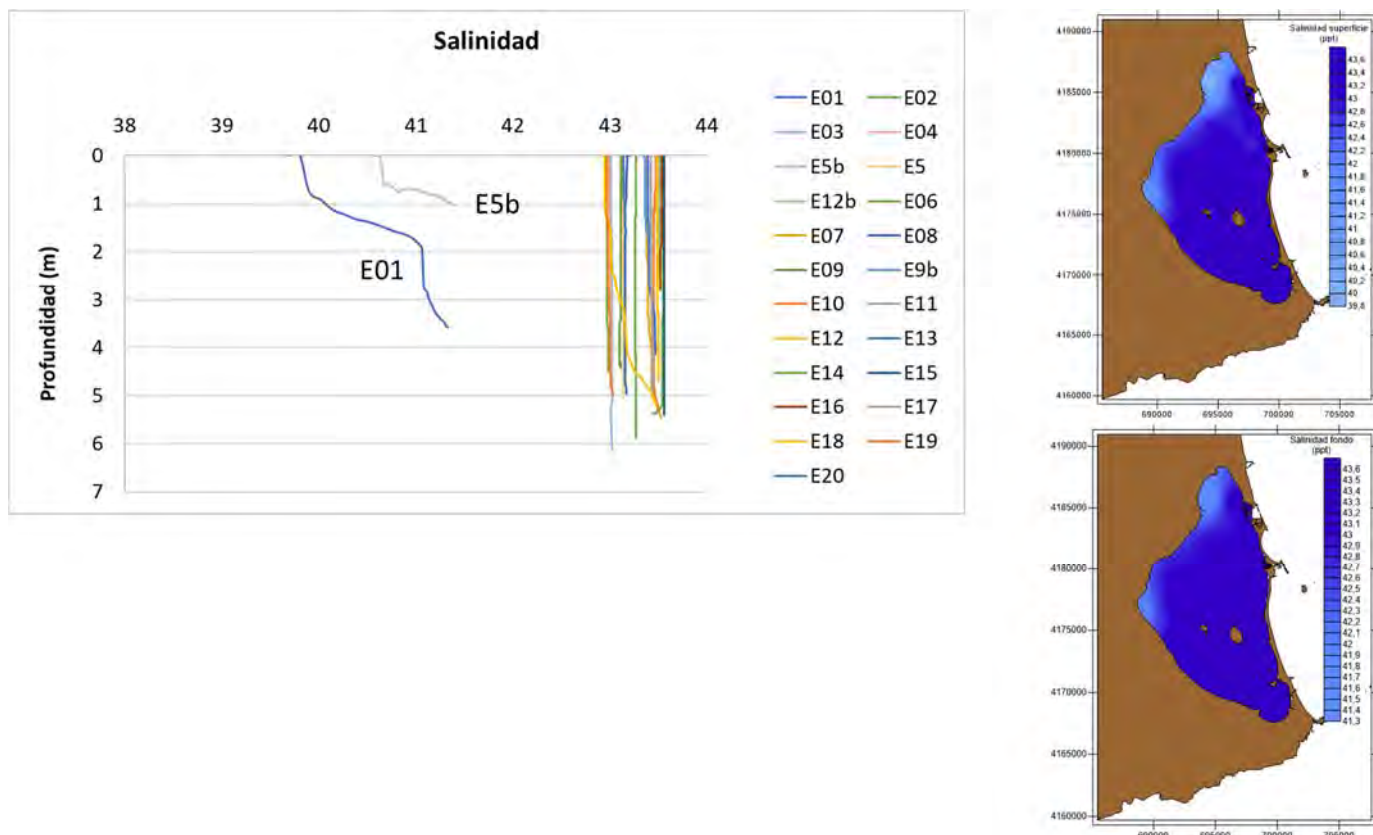


Figura 4. Perfiles y mapas de superficie y fondo de la salinidad en la red de estaciones en el Mar Menor en la campaña del 17 de agosto de 2021.

La temperatura, en general, tampoco muestra estratificación. Cabe resaltar que la estaciones con menor temperatura se corresponden, 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 podría ser un indicio de la influencia de la entrada de aguas subterráneas por la zona costera.

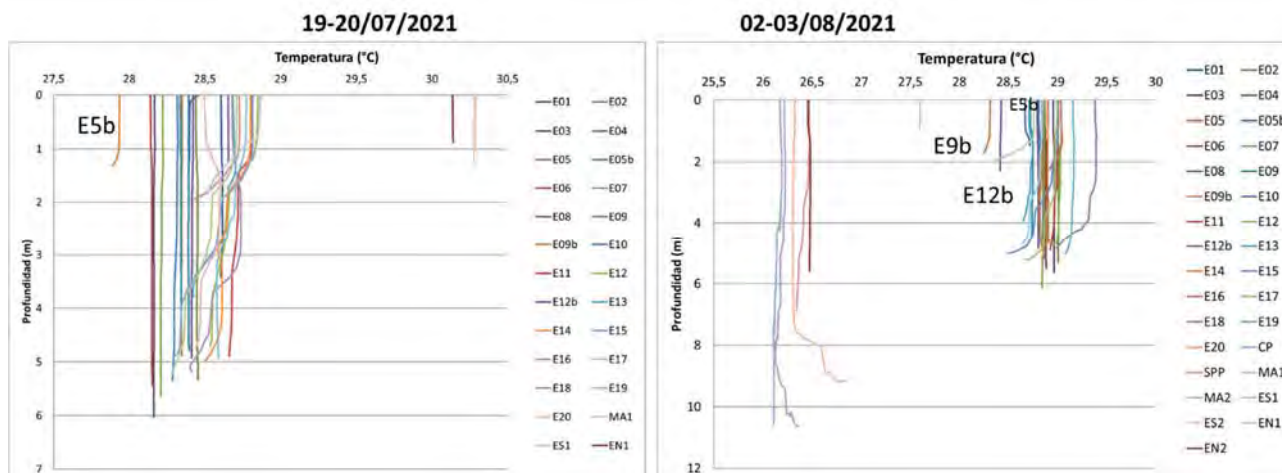


Figura 5. Perfiles de temperatura a finales de julio y principios de agosto en la red de estaciones en el Mar Menor.

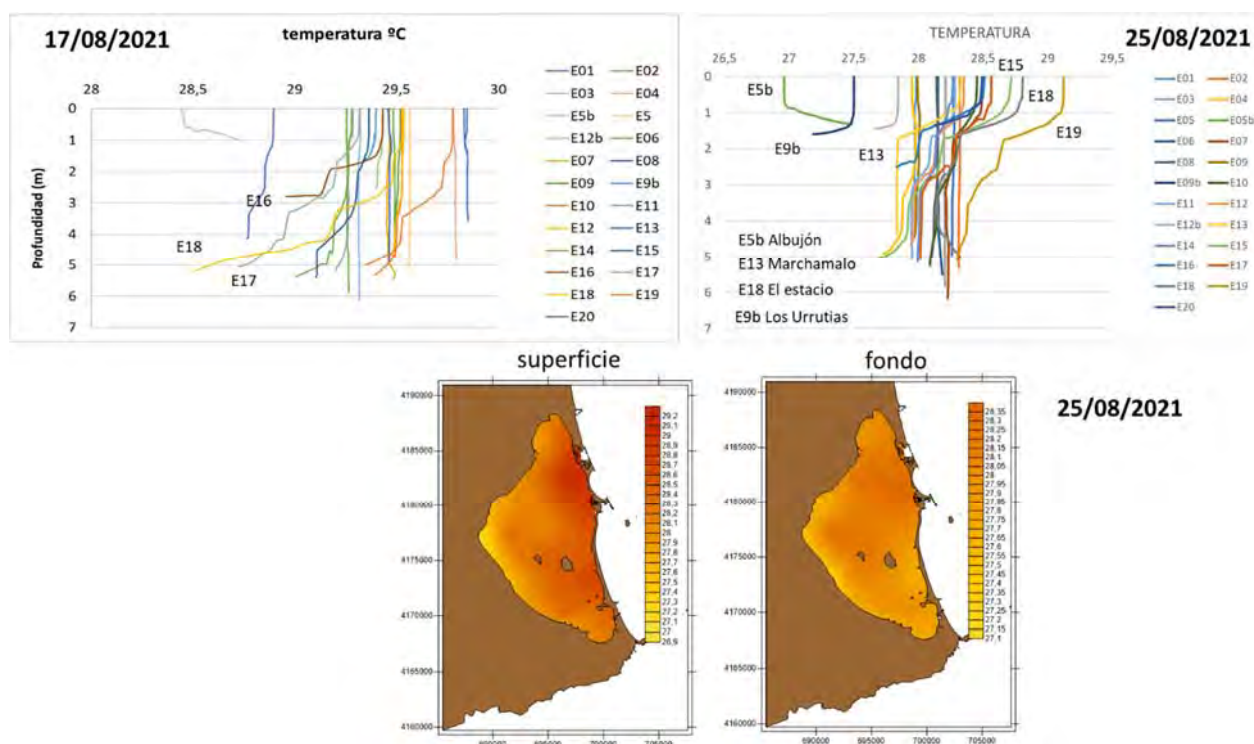


Figura 6. Perfiles de temperatura a mediados y finales de agosto en la red de estaciones en el Mar Menor.



La entrada de agua conllevó una elevada carga de nutrientes que ha alcanzado máximos, tanto en los nitratos como de manera muy significativa en las concentraciones de fosfatos, con concentraciones de $116,95 \mu\text{mol NO}_3/\text{l}$ y $1,34 \mu\text{mol PO}_4/\text{l}$ ambas frente a la rambla del Albuñón pero con aportes también ocurriendo a lo largo de la ribera interna de la laguna. Ello sugiere una mezcla de aguas de origen agrícola y urbano muy probablemente por un freático muy alto y la posibilidad de la existencia de urbanizaciones o viviendas aún no conectadas a las redes de saneamiento.

Como consecuencia, la clorofila, tras haber mostrado un cambio drástico de concentración tal y como se anticipaba como probable a finales de julio y se constató a primeros de agosto, ha seguido aumentando su concentración. En superficie, los valores se mantienen por debajo de $10 \mu\text{g/l}$ pero numerosas estaciones sobrepasan ya los $5 \mu\text{g/l}$ y la estación E9, frente a los Urrutias, que el 19 de julio presentaba valores máximos de $5,41 \mu\text{g/l}$, en esta ocasión alcanza $12,5 \mu\text{g/l}$ en superficie.

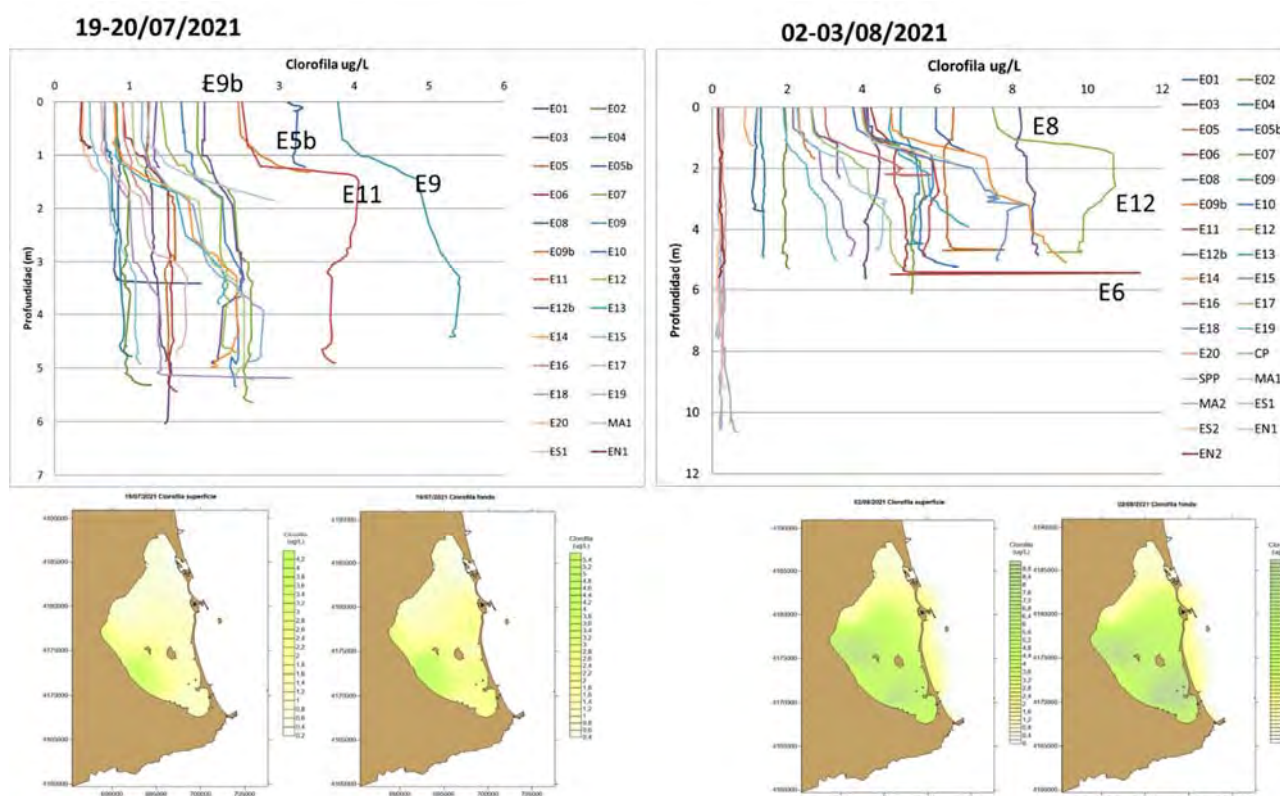


Figura 7. Perfiles y mapas de superficie y fondo de la concentración de clorofila en la red de estaciones en el Mar Menor.

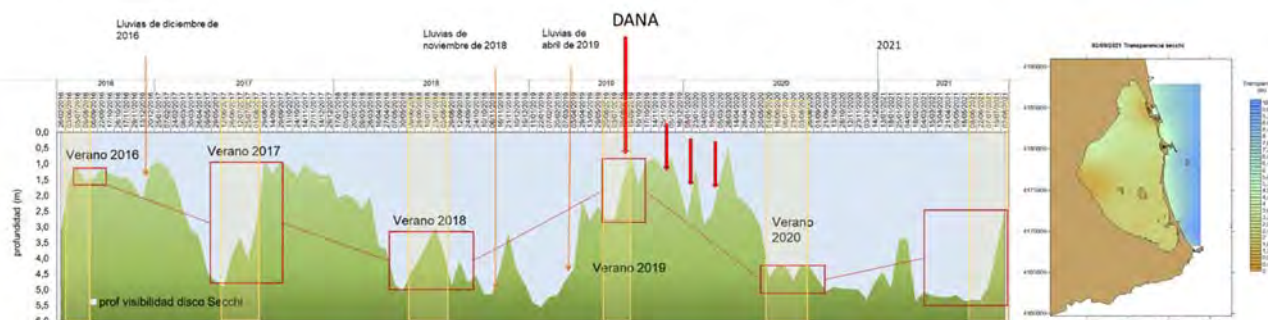


Figura 8. Evolución temporal de la profundidad media de visibilidad del disco de Secchi, calculada en las zonas con más de 5 m de profundidad y distribución en la laguna.

La primera consecuencia del aumento en la concentración de clorofila se ha manifestado 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 del Albuñón hasta los Urrutias.

Como se decía en el informe de primeros de agosto, la pérdida de 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 este año, tal y como anticipamos en dicho informe, con la entrada de agua y nutrientes que se ha mantenido durante todo el invierno y la primavera, el sistema no ha podido recuperarse de momento, manteniéndose hasta ahora profundidades de visibilidad del disco Secchi inferiores a 2 m.

Pero el problema que dio lugar en buena medida a la situación de mediados de julio, sin descartar 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 en dichas capas. En la estación E9, al sur de los Urrutias, se alcanzaron concentraciones de 189,5 $\mu\text{g/l}$ y la estación E18, frente al Estacio, llegó a 148,1 $\mu\text{g/l}$. En general, las concentraciones en la capa profunda en toda la cubeta sur son las que dieron origen a las capas hipóxicas y anóxicas que se han desarrollado durante este periodo como consecuencia de la acumulación de materia orgánica cuya



UNIVERSIDAD DE
MURCIA



Región de Murcia



UNIÓN EUROPEA

remineralización y consumo por parte de detritívoros pelágicos produce una elevada demanda de oxígeno.

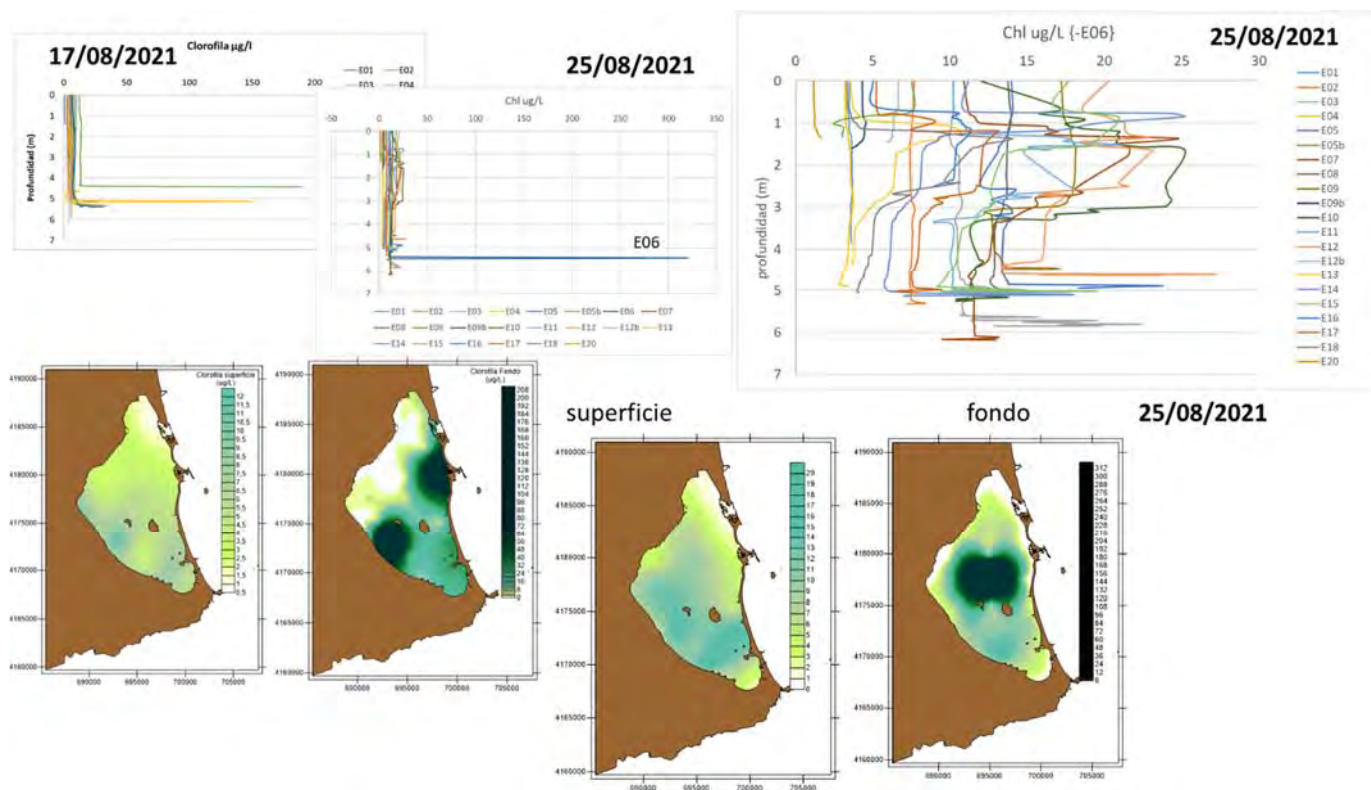


Figura 9. Perfiles y mapas de superficie y fondo de la concentración de clorofila en la red de estaciones en el Mar Menor en las campañas del 17 y del 25 de agosto de 2021.

Angel Pérez-Ruzafa
Catedrático de Ecología
Facultad de Biología

Departamento de Ecología e Hidrología

Campus Universitario de Espinardo. 30100 Murcia

T. 868 88 49 98 – F. 868 88 39 63 – www.um.es/ecologia

FONDO EUROPEO DE DESARROLLO REGIONAL Una manera de hacer Europa



02-03/08/2021

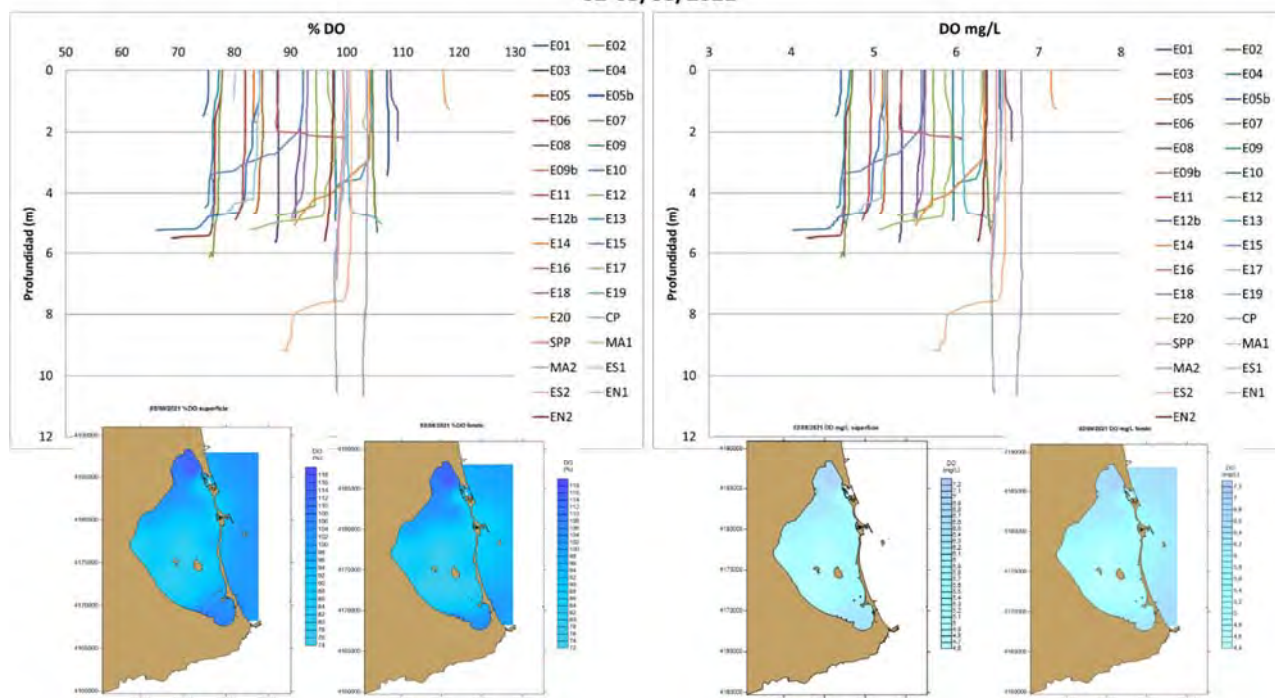


Figura 10. Perfiles y mapas de superficie y fondo de la concentración de oxígeno en la red de estaciones en el Mar Menor a principios de agosto.

Como consecuencia, los valores de oxígeno, que hasta finales de julio se mantenían próximos a saturación, y en los rangos normales para la época del año (entre el 70 y el 100% de saturación y en ningún caso por debajo de 4 mg/l), comenzaron a bajar.

Angel Pérez-Ruzafa
Catedrático de Ecología
Facultad de Biología
Departamento de Ecología e Hidrología

Campus Universitario de Espinardo. 30100 Murcia
T. 868 88 49 98 – F. 868 88 39 63 – www.um.es/ecologia
FONDO EUROPEO DE DESARROLLO REGIONAL Una manera de hacer Europa

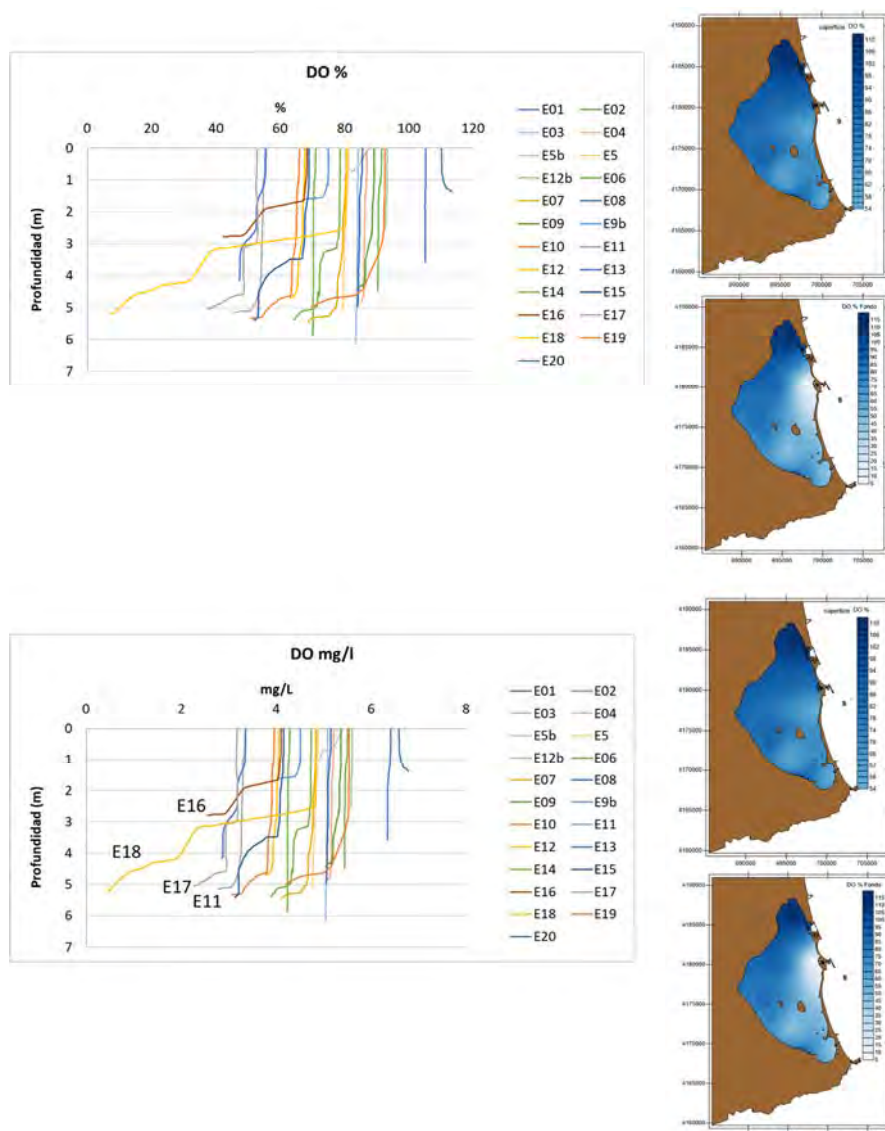


Figura 11. Perfiles y mapas de superficie y fondo de la concentración de oxígeno en la red de estaciones en el Mar Menor en la campaña del 17 de agosto de 2021.

Esta elevada demanda de oxígeno se traduce en condiciones de hipoxia y bajo porcentaje de oxígeno respecto a la concentración de saturación en algunas localidades. Los valores más bajos tienden a ocurrir en el centro de los giros circulatorios y, de forma recurrente, frente a la bocana del Estacio, correspondiendo a una zona de concentración por el efecto succión de las corrientes de salida, algo que ya se ha observado en años anteriores en circunstancias semejantes. La otra zona especialmente preocupante es desde los Urrutias hacia el centro del giro de la cubeta sur y a lo largo de la ribera interna de La Manga hacia el norte, hasta El Estacio. Estas masas de agua han ido dispersándose y atenuándose con las corrientes, pero otras se han vuelto a formar a lo largo de las tres últimas semanas. Los eventos de hipoxia y aparición de juveniles de algunas especies de peces

Angel Pérez-Ruzafa
Catedrático de Ecología
Facultad de Biología
Departamento de Ecología e Hidrología

Campus Universitario de Espinardo. 30100 Murcia
T. 868 88 49 98 – F. 868 88 39 63 – www.um.es/ecologia
FONDO EUROPEO DE DESARROLLO REGIONAL Una manera de hacer Europa

observados los días 14-16 de agosto, pudieron estar, muy probablemente, provocados por esta situación, sin descartar alguna proliferación de dinoflagelados, y es posible que puedan volver a producirse o intensificarse teniendo en cuenta que las entradas de agua y nutrientes se mantienen muy activas y que se está en periodo de alta producción primaria, máxima actividad biológica y baja saturación de oxígeno debido a las altas temperaturas. A día de hoy, dichas masas con alta concentración de clorofila y materia orgánica disuelta siguen formándose, evolucionando y deshaciéndose. Los periodos con olas de calor y vientos flojos serán probablemente críticos y una estratificación forzada por la entrada de masas de agua con menor densidad que la del fondo del Mar Menor pueden dar lugar a una crisis anóxica importante. Esta situación se vería especialmente agravada si tuviera lugar una DANA.

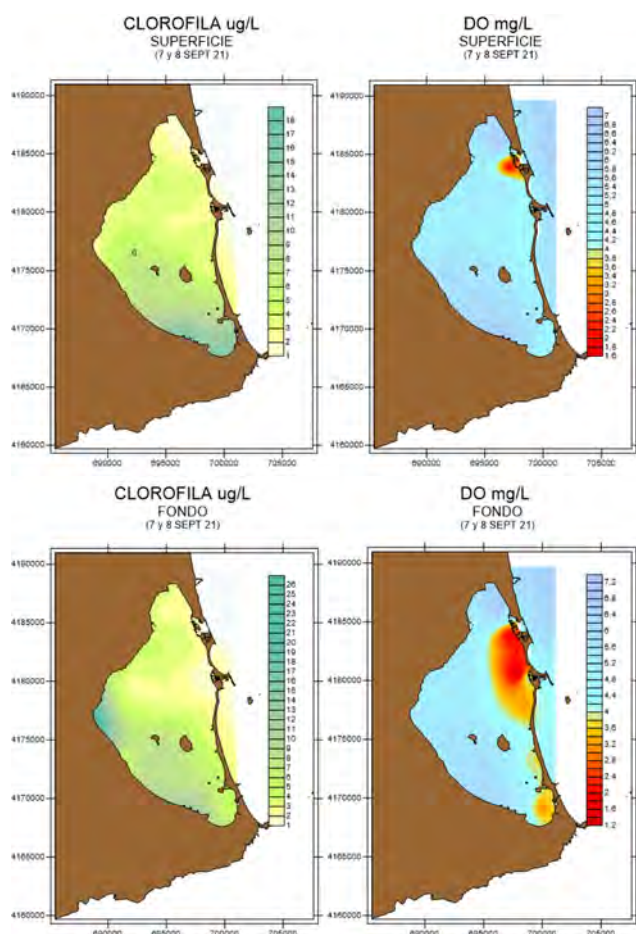


Figura 12. Mapas de superficie (arriba) y fondo (debajo) de la concentración de clorofila (izquierda) y de oxígeno (derecha) en la red de estaciones en el Mar Menor en la campaña del 7-8 de septiembre de 2021.

Angel Pérez-Ruzafa
Catedrático de Ecología
Facultad de Biología
Departamento de Ecología e Hidrología

Campus Universitario de Espinardo. 30100 Murcia
T. 868 88 49 98 – F. 868 88 39 63 – www.um.es/ecologia
FONDO EUROPEO DE DESARROLLO REGIONAL Una manera de hacer Europa



UNIVERSIDAD DE
MURCIA



Región de Murcia



UNIÓN EUROPEA

Por todo ello, una vez más, seguimos 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. 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, con las regulaciones necesarias, y la integridad ecológica del Mar Menor no será posible.

Angel Pérez-Ruzafa
Catedrático de Ecología
Facultad de Biología

Departamento de Ecología e Hidrología

Campus Universitario de Espinardo. 30100 Murcia

T. 868 88 49 98 – F. 868 88 39 63 – www.um.es/ecologia

FONDO EUROPEO DE DESARROLLO REGIONAL Una manera de hacer Europa