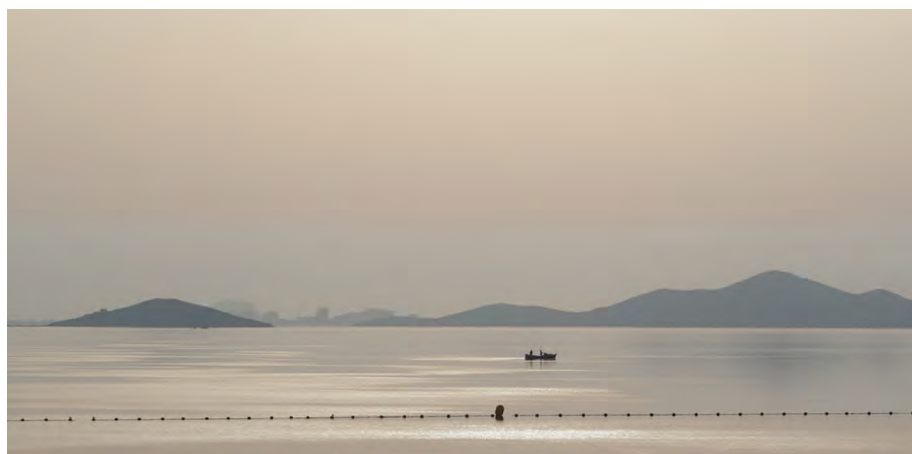


SEGUIMIENTO Y ANÁLISIS PREDICTIVO DE LA EVOLUCIÓN DEL ESTADO ECOLÓGICO DEL ECOSISTEMA LAGUNAR DEL MAR MENOR Y PREVENCIÓN DE IMPACTOS

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 confusión 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.

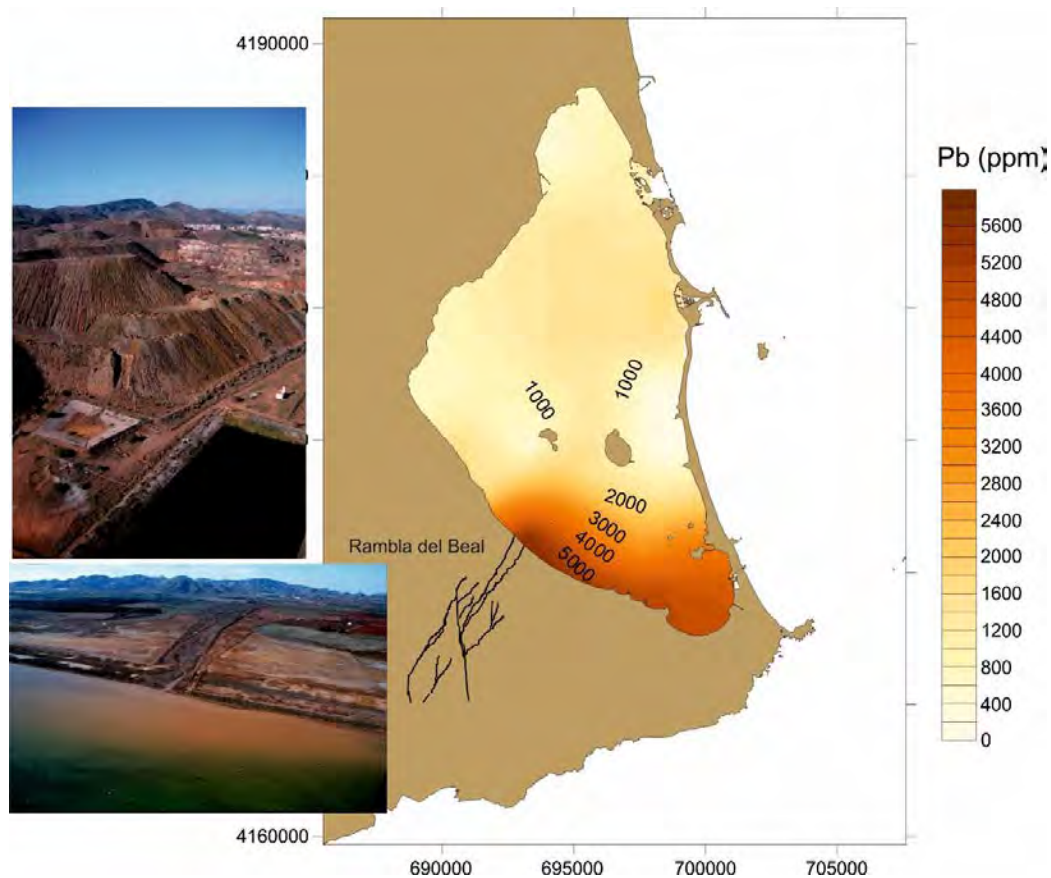


Figura 1. Aunque la minería dejó de verter directamente al Mar Menor a partir de la década de 1950, la actividad minera se mantuvo en la sierra de La Unión hasta la década de 1980, y las lluvias torrenciales aún arrastran materiales hacia la laguna a través de la rambla del Beal. Tanto las fotos como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

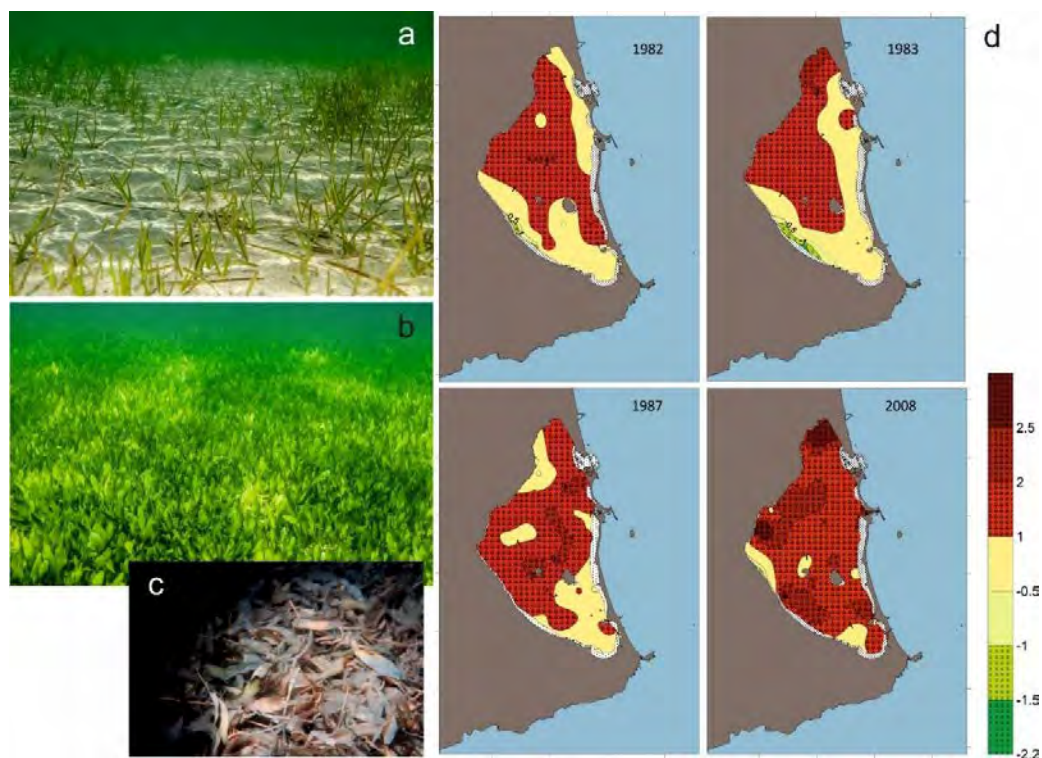


Figura 3. Tras el dragado del canal de El Estacio en 1973, las antiguas praderas poco densas de la fanerógama *Cymodocea nodosa* (a) fueron sustituidas por praderas muy densas dominadas por el alga *Caulerpa prolifera* (b) que aportan gran cantidad de materia orgánica al sedimento (c). La serie de mapas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

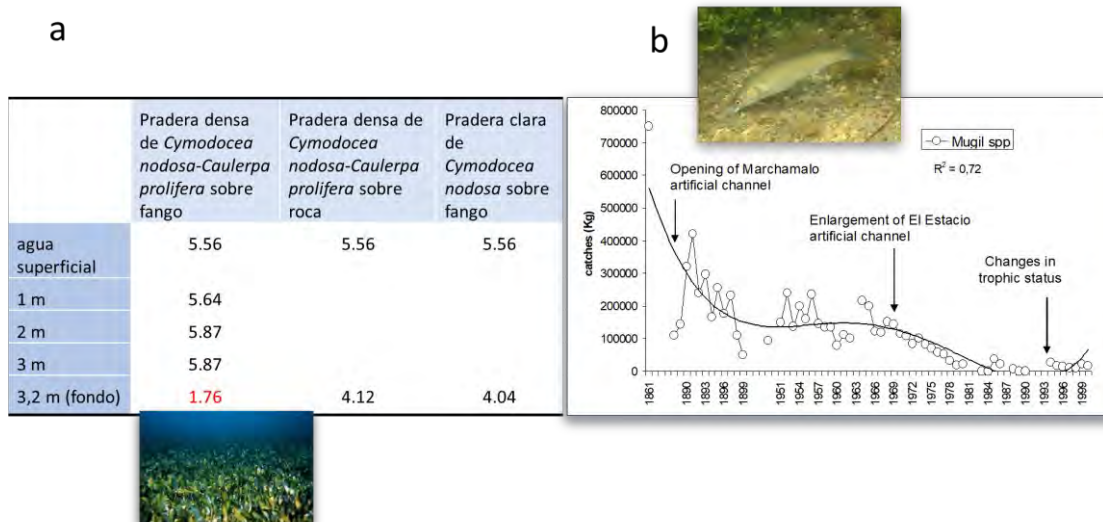


Figura 4. a) Concentración de oxígeno (mg/l) en la columna de agua sobre distintos tipos de sustrato y de praderas de macrófitos en una localidad frente a Los Urrutias a 300 m de la orilla (Julio de 1986) (Pérez-Ruzafa et al., 2005b). b) Evolución de las capturas de mújol en el Mar Menor antes y después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

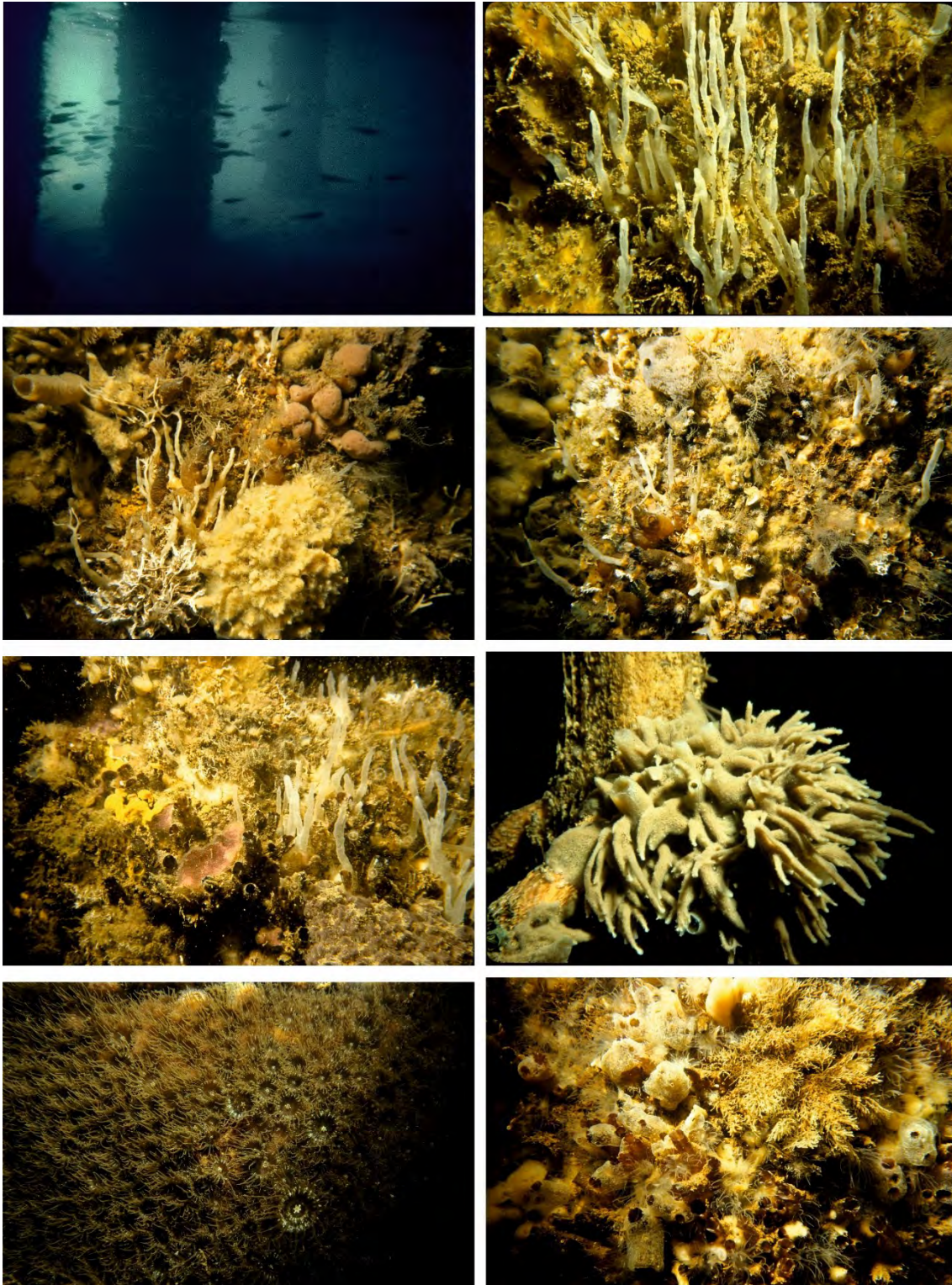


Figura 6. El ambiente umbrío que se crea debajo de los balnearios es idóneo como refugio de bancos de peces y como hábitat para especies típicas de cuevas que constituyen comunidades esciáfilas conformadas por esponjas, briozoos, poliquetos filtradores, cnidarios y ascidias, entre otros muchos grupos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

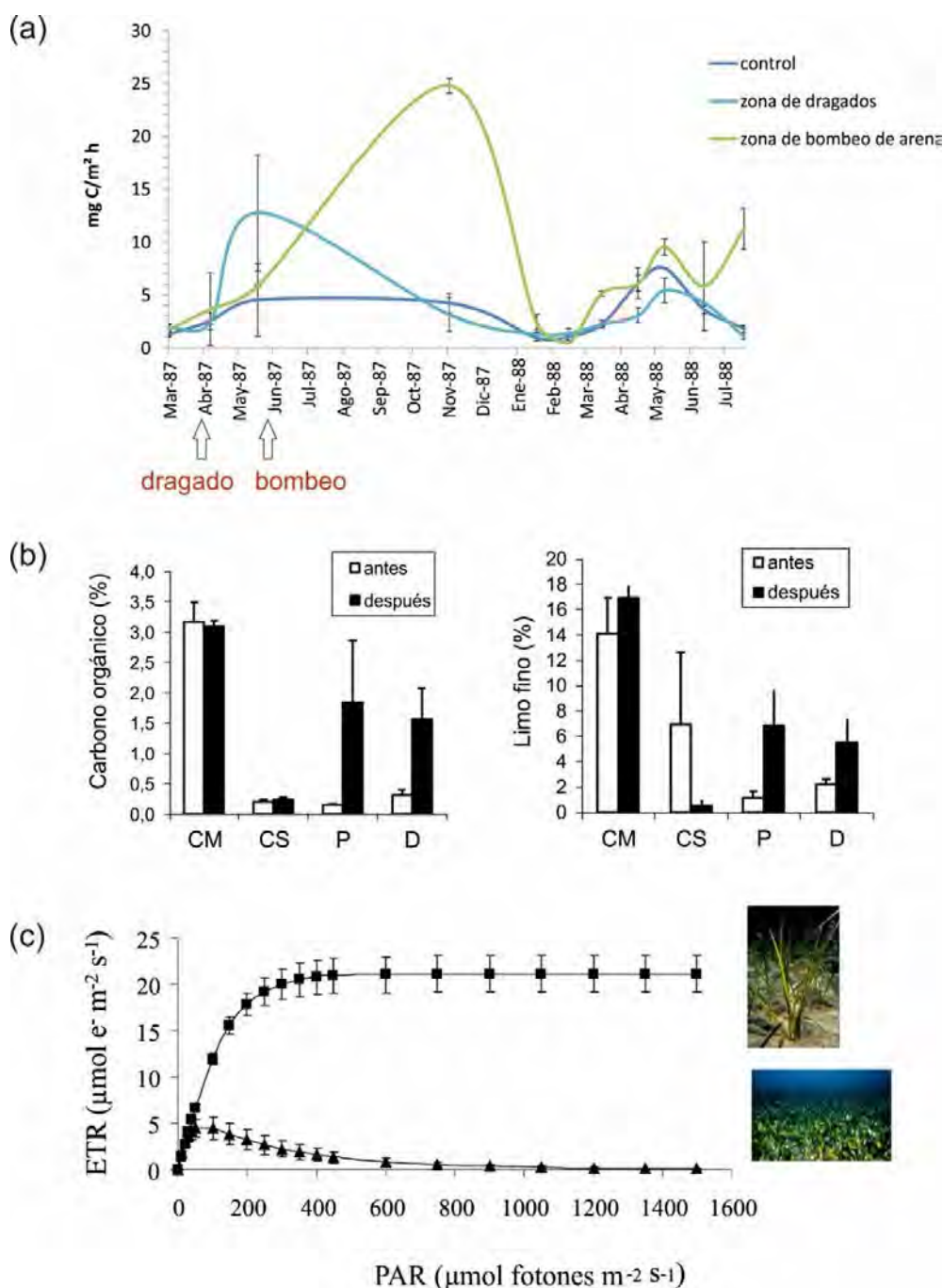


Figura 7. Entre los efectos de las regeneraciones de playas, tanto en las operaciones de dragado como de bombeo de arena, están un aumento de la producción primaria del microfitobentos (a) (Pérez-Ruzafa *et al.*, 1991); con lo que progresivamente, después de las actuaciones, se incrementan tanto la concentración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

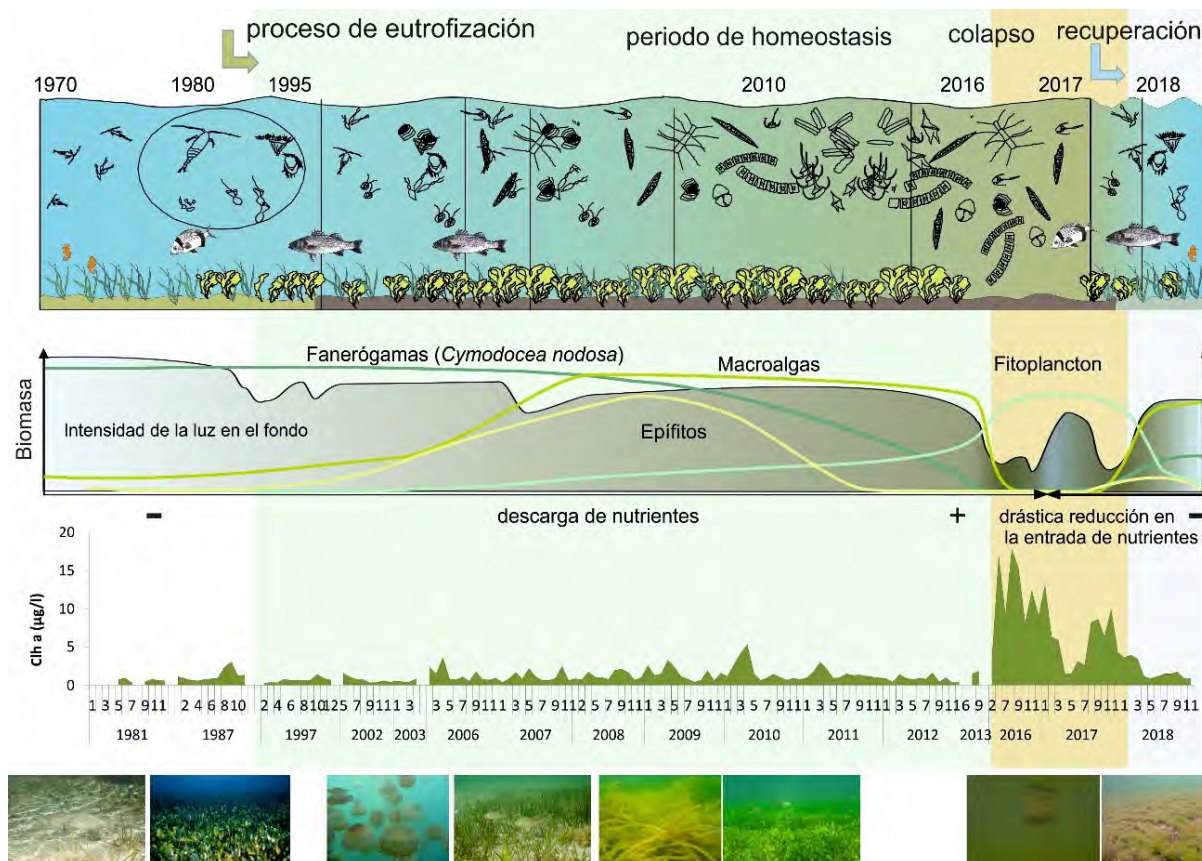


Figura 8. El proceso de eutrofización en el Mar Menor, iniciado a principios de la década de 1990 tras el cambio de agricultura de secano por regadío, ha presentado tres fases bien diferenciadas, durante dos décadas los mecanismos de autorregulación y homeostasis han estado operando y manteniendo la 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 Albuñón, 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 microfitorbentos 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 golas. Al mismo tiempo también juegan un papel importante las conexiones entre el sistema planctónico y las comunidades bentónicas. En dichas comunidades, las diatomeas y cianofíceas bentónicas y las macroalgas captan nutrientes de la columna de agua, y los organismos filtradores, como esponjas, cnidarios, briozoos, bivalvos, poliquetos o ascidias también

retiran organismos planctónicos y partículas en suspensión. De hecho, la importancia del control de arriba-abajo sobre el fitoplancton, ejercido por bivalvos filtradores y otros organismos bentónicos, se ha descrito en diferentes bahías costeras como mecanismo de control de la eutrofización (Heck y Valentine, 2007; Newell *et al.*, 2007; Lonsdale *et al.*, 2009) y se propone actualmente como medida de remediación.

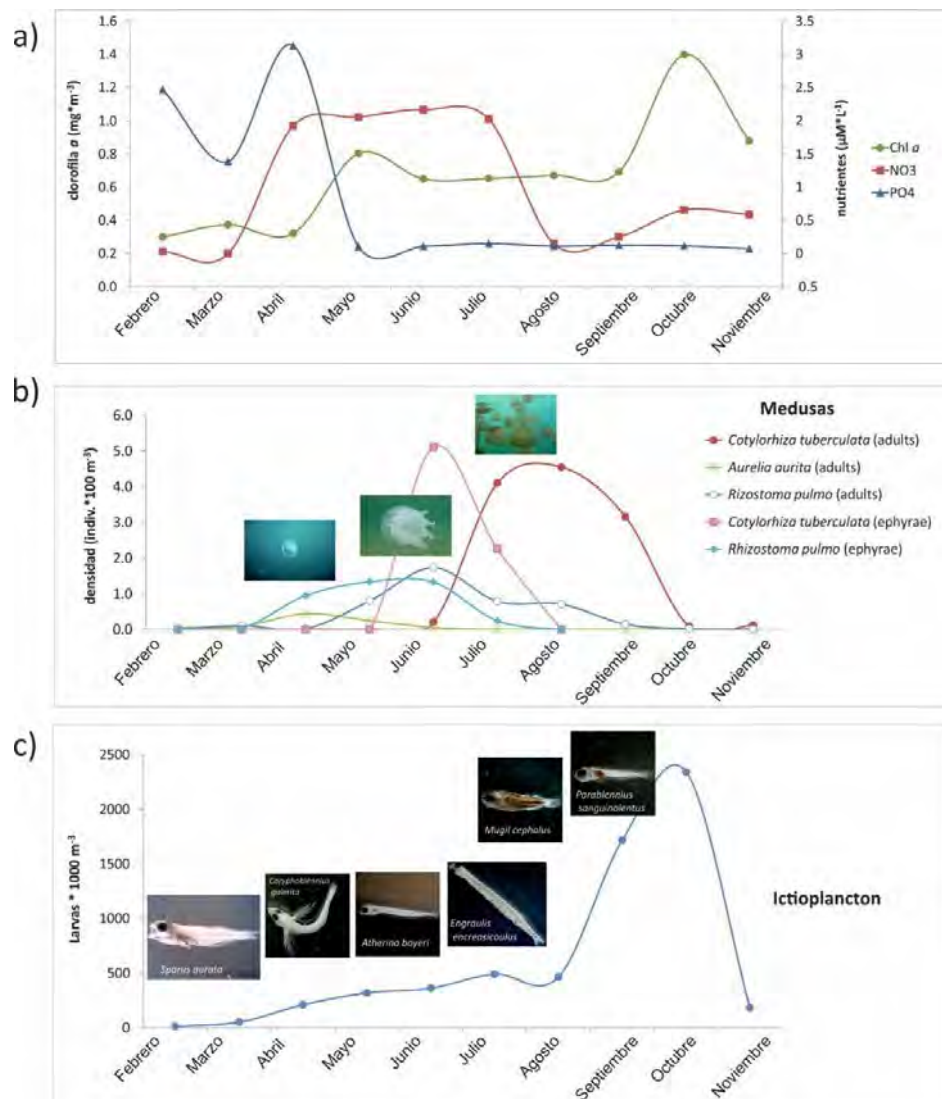


Figura 9. Variación mensual en un año estándar de la fase de homeostasis de a) nutrientes (NO₃⁻ y PO₄³⁻) y concentración de clorofila *a*; b) densidad de medusas (incluidas las fases efira y adulta de *Rhizostoma pulmo* y *Cotylorhiza tuberculata*, y adultos de *Aurelia* sp.; y c) densidad de ictioplancton.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

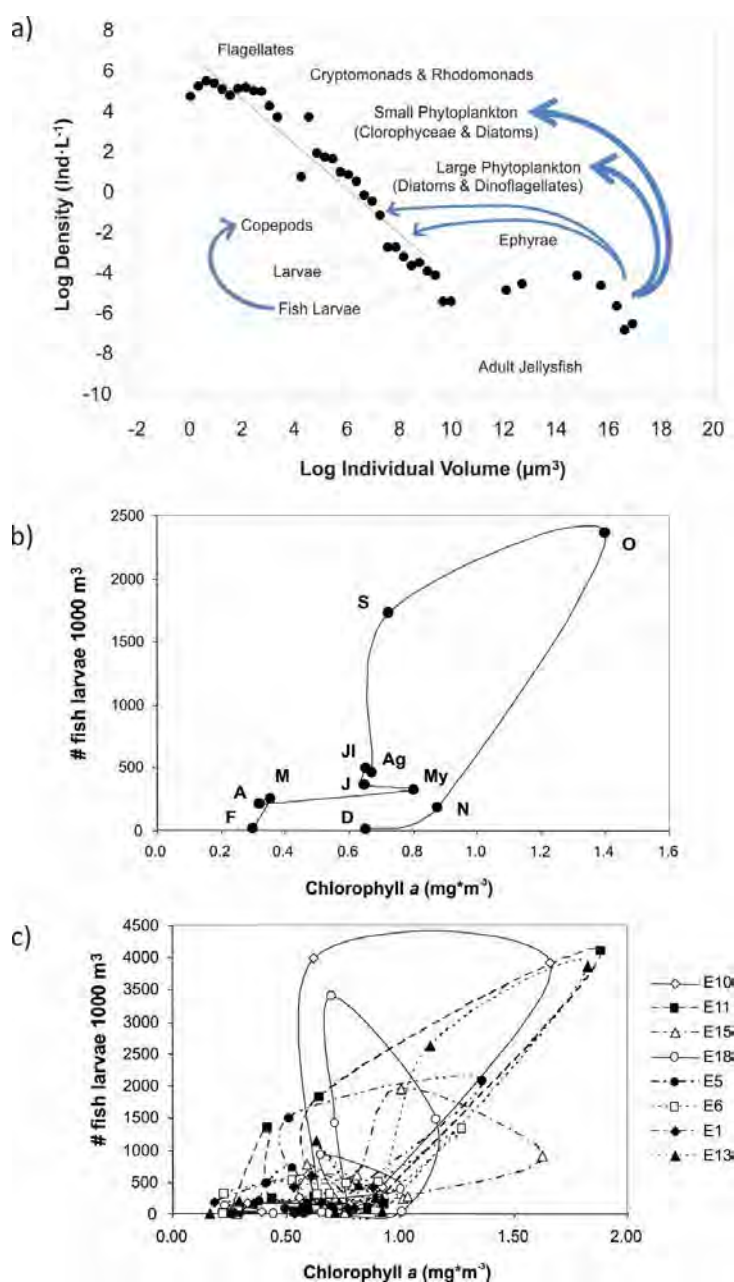


Figura 10. (a) Control de arriba abajo (*top-down*) ejercido por medusas e ictioplancton sobre los diferentes compartimentos de la red trófica pelágica del Mar Menor, mostrada en una representación del espectro de tamaños y de biomasa desde los niveles más bajos y abundantes que corresponden a los flagelados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

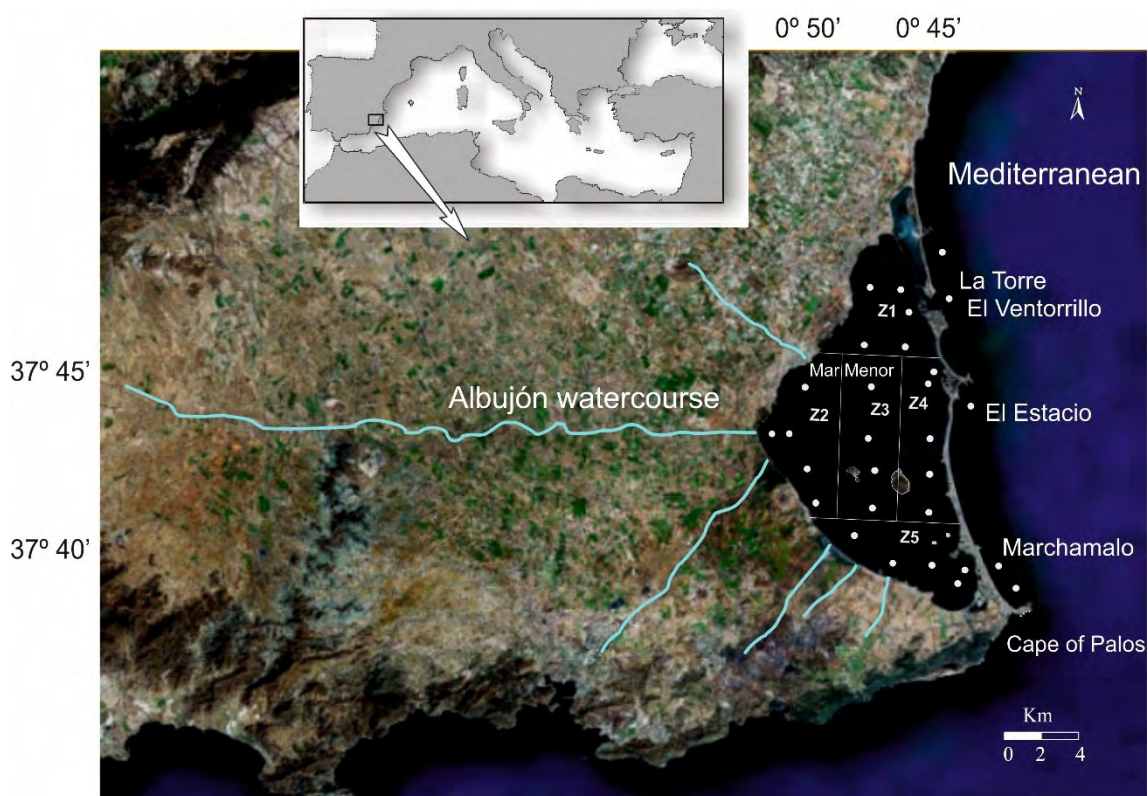


Figura 11. Ubicación del Mar Menor, su cuenca de drenaje y los principales cursos de agua que desembocan en la laguna. Los puntos representan la red de estaciones de muestreo utilizadas en la monitorización de la laguna.

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.

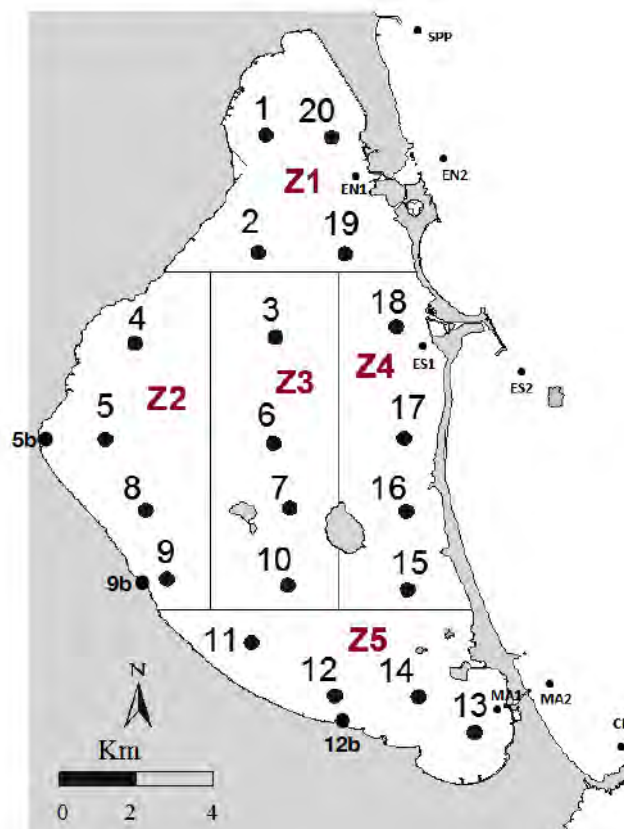


Figura 15. Red de localidades de muestreo para el seguimiento del ictioplancton, éfiras de medusas y crustáceos en la laguna del Mar Menor y Mediterráneo adyacente.

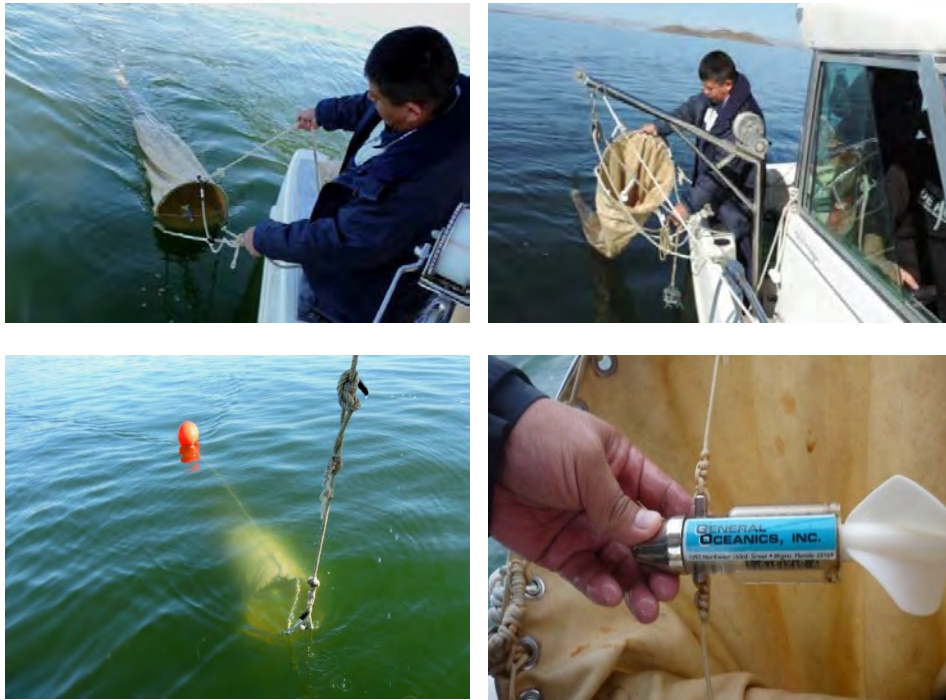


Figura 16. Red de plancton utilizada en el muestreo y seguimiento del ictioplancton, éfiras de medusas y crustáceos en la laguna del Mar Menor y estaciones adyacentes, y flujómetro utilizado.



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.