

# Capítulo III

## La situación de Mar Menor: seis mil años de historia, 50 años de resistencia y un ejemplo de ecosistema complejo

Ángel Pérez-Ruzafa y Concepción Marcos  
Departamento de Ecología e Hidrología. Facultad de Biología  
Universidad de Murcia. Campus de Excelencia  
Internacional Mare Nostrum

### Introducción

El Mar Menor es una laguna costera singular. Con sus 136 km<sup>2</sup> de superficie y 4,4 m de profundidad media, es una de las más grandes del Mediterráneo y, como las más de 400 lagunas que rodean las riberas de este océano interior, se caracteriza por ser somera y tener una comunicación restringida con el mar abierto. Estas propiedades hacen que las lagunas costeras sean ecosistemas altamente productivos desde el punto de vista pesquero, con productos similares en todas ellas, como las doradas, lubinas, anguilas, magres o los mújoles y sus huevas. 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 similares de pesca (encañizadas, *bordigues*, *valli di pesca*) consistentes en cañas y empalizadas que permiten el paso de los peces jóvenes de pequeño tamaño en su camino de entrada, pero impiden la salida de los adultos en su migración hacia el mar (Pérez-Ruzafa y Marcos, 2012). Muchas de estas lagunas mantienen también importantes 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.

Pero al contrario que en la gran mayoría de las lagunas costeras, donde la elevada productividad va asociada a aguas turbias como consecuencia de la proliferación de algas microscópicas que constituyen el fitoplancton, el Mar Menor es capaz de mantener aguas transparentes. Esto lo hace especialmente adecuado para el desarrollo de actividades turísticas, de talasoterapia, de baño, deportes náuticos y de ocio en general. Por todo ello, el Mar Menor siempre ha constituido 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.

Pero, en los últimos cinco años, el Mar Menor ha dejado de ser una serpiente de verano en las noticias de prensa, para ser objeto de preocupación casi diaria y permanente en los medios de comunicación. La razón ha sido el apreciable deterioro de la calidad y transparencia de sus aguas que hizo que se encendieran todas las alarmas sociales y que ha tenido importantes repercusiones económicas, tanto para el sector turístico, como para el agrícola, que ha visto cómo la producción y comercialización de sus productos podía verse afectada por su responsabilidad en el deterioro de un ecosistema tan emblemático.

### **Una larga historia de impactos ambientales**

Los impactos que ha sufrido el Mar Menor, con distinta intensidad y consecuencias para el ecosistema, en realidad se remontan a más de 4.000 años, desde que los primeros pobladores se asentaron en sus riberas (Pérez-Ruzafa et al., 1987). Desde entonces, las presiones humanas, más que ir reemplazándose unas a otras, han ido superponiéndose y sumando sus efectos sobre un ecosistema que, por su naturaleza semicerrada y somera como laguna costera, se asume frágil y vulnerable.

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 en los periódicos y denuncias ante notario, de alguna manera logró que los vertidos se desviaran de la laguna (Figura 1). Fue probablemente en esos años la primera vez que se habló de una agresión ambiental al Mar Menor. Eran años en los que el concepto de medio ambiente no existía en la conciencia social y la ecología aún no había llegado al ámbito académico español. Ni siquiera había nacido aún como tal el movimiento ecologista que surgiría, más de una década después, tras la publicación en 1962 del libro “Primavera silenciosa” de Rachel Carson, que advertía, por primera vez, de los efectos perjudiciales de los pesticidas en el medio ambiente.



Figura 1. Carpeta de Juan Pérez Ródenas, de la primera mitad de la década de 1950, con documentos sobre las acciones que él mismo, su hijo Ángel Pérez Beltrán y Juan José Lozano, estos últimos abogados y todos ellos veraneantes de Los Urrutias, habían iniciado para parar los vertidos mineros al Mar Menor. La carpeta incluía artículos publicados por ellos en la prensa y la documentación gráfica presentada ante notario denunciando la situación y promoviendo la movilización y la toma de medidas urgentes.

Aunque los vertidos directos cesaron, los niveles de metales pesados acumulados durante siglos en los sedimentos del Mar Menor alcanzaban concentraciones tan altas que, en la década de 1970, la empresa minera Peñarroya se planteó su reexplotación (Simonneau, 1973). Afortunadamente, esa iniciativa finalmente no se llevó a cabo. Actualmente dichas concentraciones persisten (Figura 2), pero en este ámbito el Mar Menor presta uno de sus grandes servicios ecosistémicos manteniendo dichos metales retenidos en las arcillas y en la materia orgánica del sedimento, evitando que estén biodisponibles. De este modo, no se encuentran ni en la columna de agua ni en las redes tróficas, por lo que no suponen un riesgo para la salud mientras se mantengan las condiciones actuales del sedimento. Pero, por esta razón, entre otras, es muy importante no alterar ese estado de los fondos lagunares realizando dragados y resuspensiones inadecuadas de sedimentos.

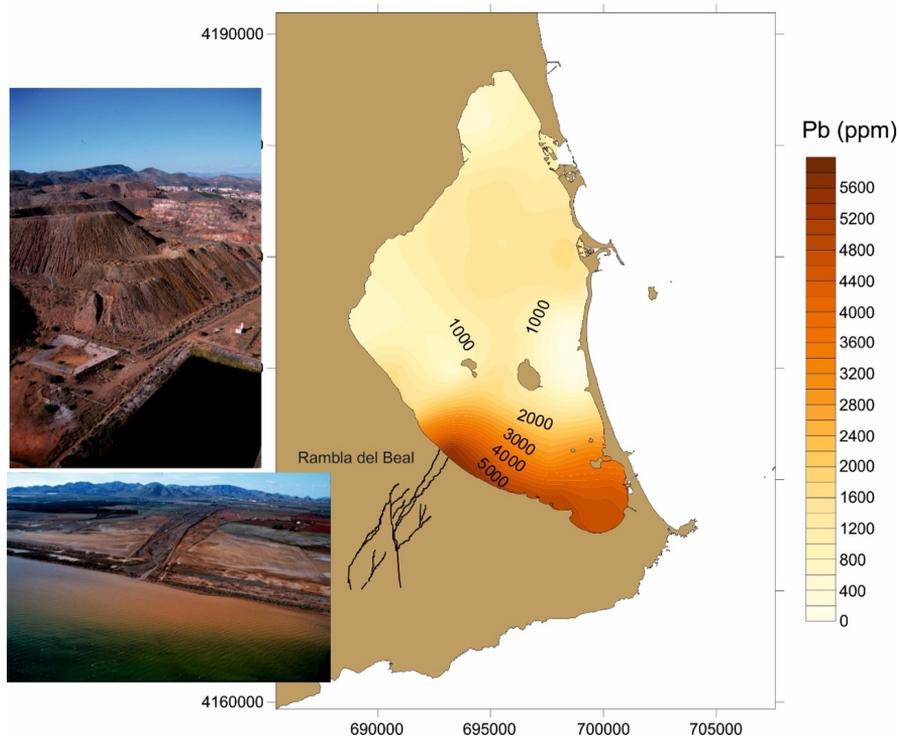


Figura 2. Aunque la minería dejó de verter directamente al Mar Menor a partir de la década de 1950, la actividad minera se mantuvo en la sierra de La Unión hasta

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.

Anteriormente, la laguna ya había sido objeto de preocupación en relación con su producción pesquera, y la reducción en las capturas fue objeto de análisis por diferentes autores a principios del siglo XX (Butigieg, 1927; Navarro, 1927). Estos análisis achacaban la reducción de capturas a diversas causas más o menos plausibles, pero entre ellas se consideraba la reducción de la salinidad, que anteriormente podía llegar hasta el 70 ‰, a 50,9 ‰, y la invasión de nuevas especies, como la fanerógama *Cymodocea nodosa* o las doradas. Dichos cambios se debieron a la construcción de nuevas golas, como la de El Charco o El Estacio, construidas a finales del siglo XIX, y que coincidieron con diversos temporales que rompieron la manga en varios puntos, aumentando el intercambio con el Mediterráneo.

Fue en la década de 1970, con la activación del fenómeno turístico, cuando el desarrollo urbano de la ribera lagunar inició un proceso de crecimiento exponencial que solo se ha visto frenado por la falta de espacio en la línea de costa, y La Manga perdió en una década su naturalidad, convirtiéndose en una calle urbana.

Pero el gran cambio ambiental y ecológico en el Mar Menor, con consecuencias radicales en el funcionamiento lagunar, lo produjo en 1973 la transformación de la gola de El Estacio 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 (Figura 3). Ello produjo un descenso muy marcado de la salinidad, que pasó de más de 50 gramos por litro a menos de 45, y una suavización de las temperaturas extremas. 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) (Figura 4). Este alga conforma praderas densas que aportan materia orgánica al sedimento, consumiendo oxígeno en su descomposición. 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 (Figura 5). 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 pantanasas y las propias encañizadas (Pérez-Ruzafa y Marcos, 1987; Marcos et al., 2015).

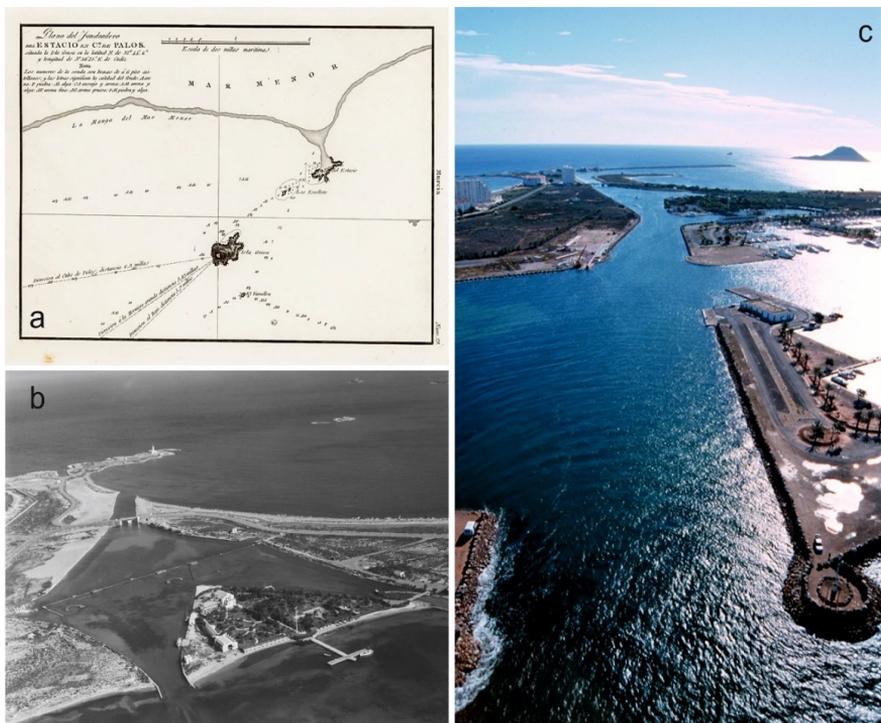


Figura 3. Distintas fases por las que ha pasado El Estacio. a) carta náutica de 1813, en la que aún no aparece la encañizada. b) la encañizada a finales de la década de 1960, cuando ya había empezado la urbanización de La Manga. c) canal de El Estacio en 1982.

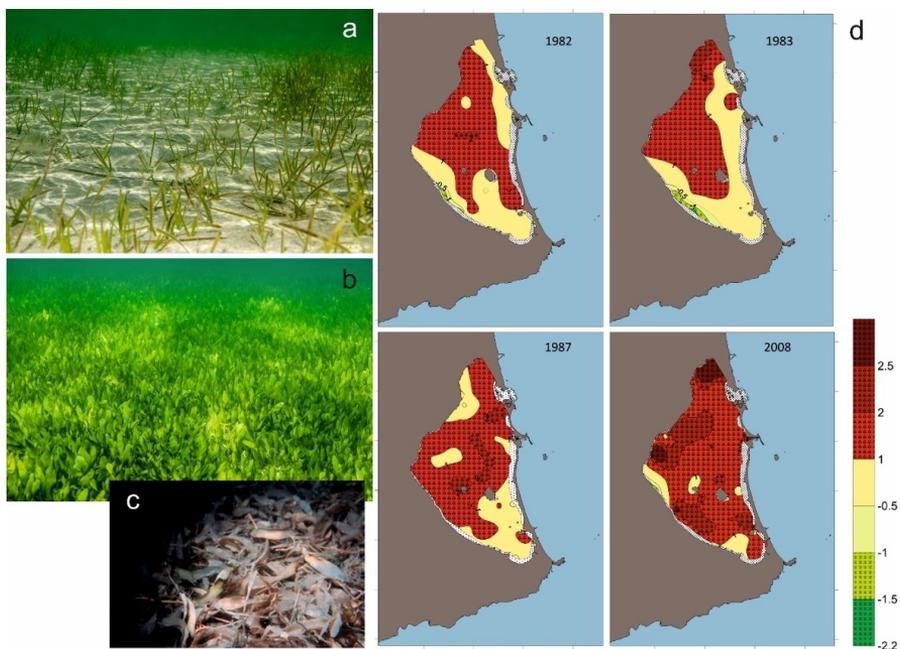


Figura 4. Tras el dragado del canal del Estacio en 1973 las antiguas praderas poco densas de la fanerógama *Cymodocea nodosa* (a) fueron sustituidas por praderas muy densas dominadas por el alga *Caulerpa prolifera* (b) que aportan gran cantidad de materia orgánica al sedimento (c). La serie de mapas (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).

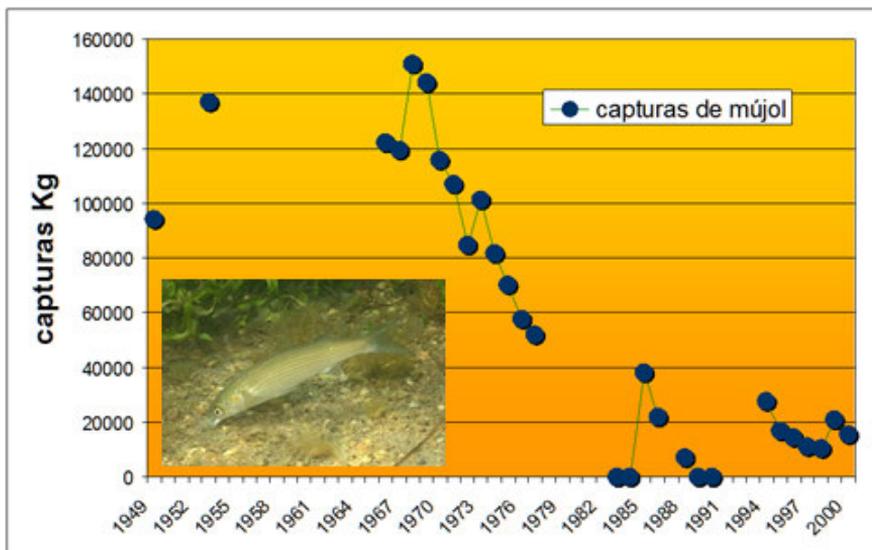


Figura 5. Evolución de las capturas de mújol en el Mar Menor antes y después del dragado del canal del Estacio a principios de la década de 1970.

Con la ocupación masiva del espacio costero empezaron a proliferar los puertos deportivos. La mayoría de ellos, con estructuras sobredimensionadas para el hidrodinamismo del Mar Menor, alteraron la dinámica litoral y supusieron el enfangamiento de áreas importantes de costa y la proliferación de algas (Figura 6).



Figura 6. 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 desarrollada en los años 1980 por el entonces Ministerio de Obras Públicas y Urbanismo (Figura 6). Ello conllevaba la instalación de diques perpendiculares a la línea de costa y el dragado de arenas en áreas de la ribera interna de La Manga y su vertido en las zonas de playa. La primera actuación tuvo lugar en las playas de Lo Pagán y sus consecuencias fueron desastrosas. Los estudios realizados para comprobar sus efectos resultaron contundentes. Tanto las actuaciones de dragado como de vertido activaban la producción primaria y el acúmulo de materia orgánica. El aporte de sedimentos inicial enterraba las comunidades existentes, como las praderas de la fanerógama *Cymodocea nodosa*, haciéndolas inviables durante décadas. La turbidez y los materiales en suspensión en la columna de agua producidos durante las obras y con los temporales ordinarios, obturaban los órganos de filtración de las comunidades que poblaban los balnearios tradicionales. De hecho, la mayoría de estas estructuras desaparecieron al quedar prácticamente en seco, perdiéndose un elemento paisajístico y cultural inherente al Mar Menor, y con ello, también, las comunidades de filtradores que contenían una elevada biodiversidad y ayudaban a mantener la transparencia y calidad del agua (Figura 7). 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 (Figura 8). A pesar de estos efectos negativos, las obras fueron extendiéndose sucesivamente a nuevas playas. Pero las agresiones no terminaban con la creación de la playa. Los fangos generados y la pérdida de arenas estacional como consecuencia de la ineficacia y del efecto negativo que suponían los espigones construidos trataban de compensarse con actuaciones anuales que se realizaban aplicando los mismos protocolos. Esta situación carente de sentido se ha sostenido durante 35 años, y aun hoy día el mantenimiento de las playas produce inercias negativas que son difíciles de reconducir.

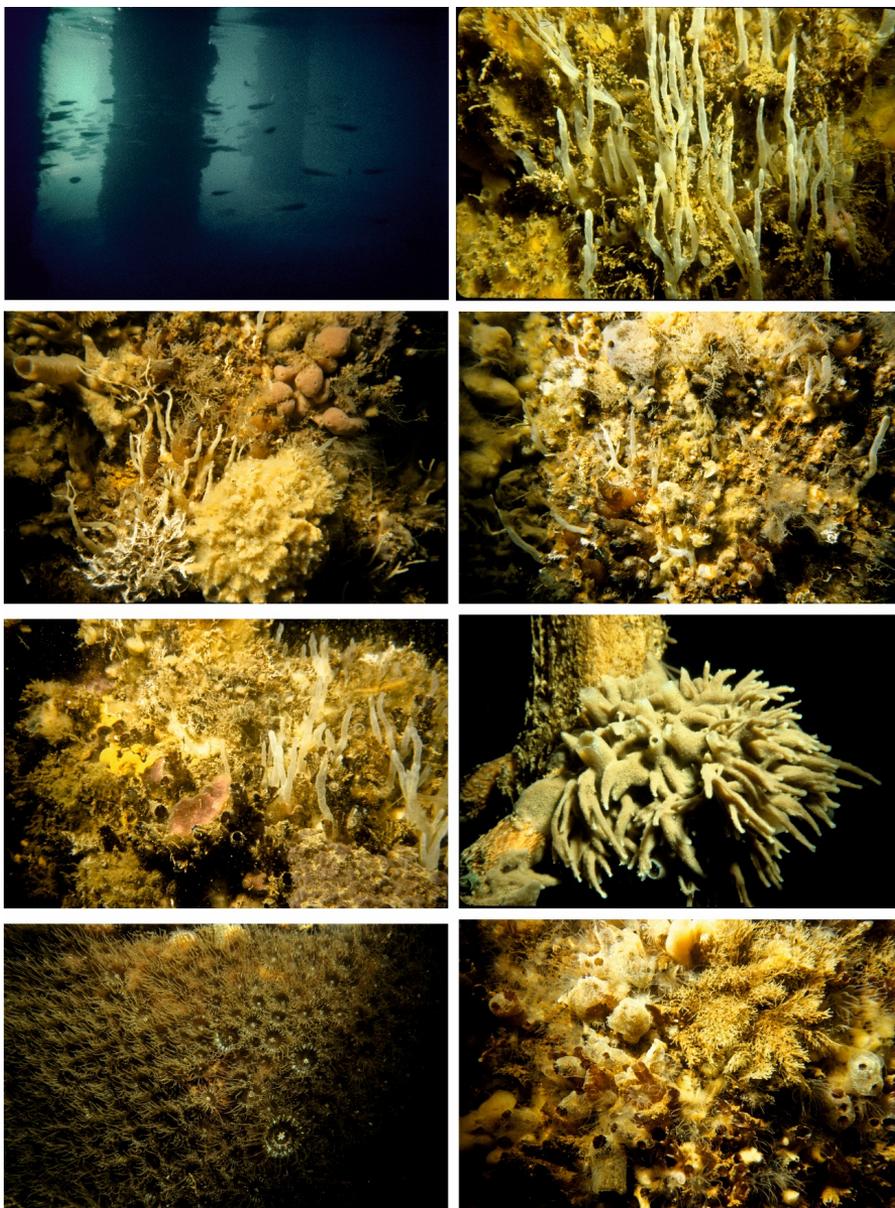


Figura 7. El ambiente umbrío que se crea debajo de los balnearios es idóneo como refugio de bancos de peces y como hábitat para especies típicas de cuevas que constituyen comunidades esciáfilas conformadas por esponjas, briozoos, poliquetos filtradores, cnidarios y ascidias, entre otros muchos grupos animales, que filtran el agua y contribuyen a la biodiversidad del Mar Menor y a la calidad de las aguas.

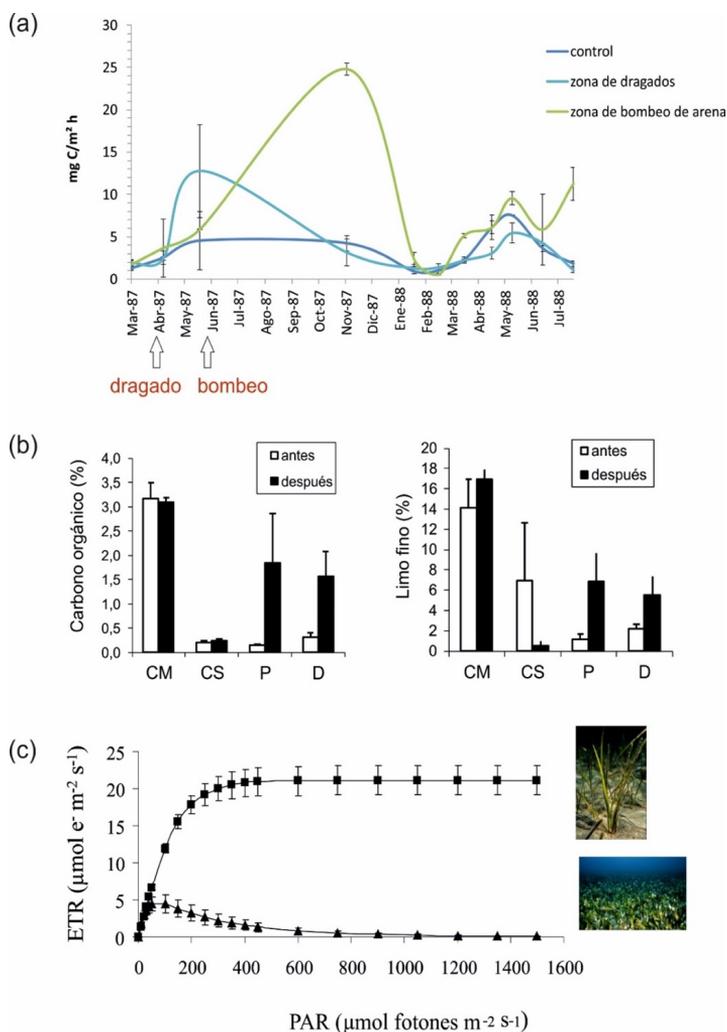


Figura 8. Entre los efectos de las regeneraciones de playas, tanto en las operaciones de dragado como de bombeo de arena, están un aumento de la producción primaria del microfitorbentos (a) (Pérez-Ruzafa et al., 1991); con lo que progresivamente, después de las actuaciones, aumentan tanto la concentración 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*. De este modo, cuando aumenta la turbidez, *C. prolifera* aprovecha para colonizar las zonas someras acelerando el proceso de enfangamiento y acumulación de materia orgánica.

## El proceso de eutrofización

Con todas estas presiones operando, en la década de 1990, con 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 a cultivos de regadío. Los excedentes de dichas aguas de riego rápidamente 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 Albuñón, 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 m<sup>3</sup> al año y concentraciones de nitratos que superaban los 200 mg NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/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 parecía tolerarlo todo, ofreciendo una resistencia inusual a la eutrofización (Pérez-Ruzafa et al., 2005b, 2019).

La eutrofización es considerada una de las principales amenazas de los ecosistemas acuáticos. 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 en el sistema.

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 completamente transparentes. La disponibilidad de nutrientes en el agua favorece el

crecimiento de las algas, que no pueden tomarlos del sedimento, 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. 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 general, las lagunas costeras se consideran particularmente sensibles a los efectos de los aportes de nutrientes (Agencia Europea del Medio Ambiente, 1999; Taylor et al., 1999; NRC, 2000) y este proceso de eutrofización se ha descrito en muchas de ellas (Reyes y Merino, 1991; Boynton et al., 1996; Taylor et al., 1999). En numerosos casos 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).

Uno de los grandes problemas del proceso de eutrofización es que, una vez que se desencadena, es difícil desacelerarlo y más aún revertirlo. 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).

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.

Los datos recogidos en la laguna del Mar Menor durante los últimos 20 años nos 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, en el Mar Menor, el proceso de eutrofización ha mostrado tres fases bien definidas de muy diferente duración y que afortunadamente se han podido observar y caracterizar (Figura 11) y, a partir de ese conocimiento, se ha podido utilizar lo aprendido para la toma de decisiones actuales y futuras ante situaciones semejantes (Pérez-Ruzafa et al., 2019).

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 fosfato. Posteriormente, a finales de la década de 1980, se implementaron redes de alcantarillado y plantas de tratamiento para las principales áreas urbanas, reduciendo las entradas de fósforo, excepto en algunos desbordamientos del sistema de recolección de agua. Éstas, aunque alcanzaban las 52 t/año de fósforo total, podían considerarse bajas en comparación con una década antes. Esto cambió el régimen de

entrada de este nutriente, pasando de descargas urbanas directas con un patrón fuertemente estacional, asociado con el turismo y la ocupación costera durante el verano, a un patrón ocasional, solo cuando las lluvias torrenciales causaban el cierre de las plantas de tratamiento de aguas residuales para evitar su sobrecarga (Pérez-Ruzafa et al., 2005a).

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., 2019). 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 la

concentración 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; Figura 11).

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.

Además, con ello, la columna de agua en el Mar Menor dejó de ser oligotrófica y empezó el proceso de eutrofización, favoreciéndose el crecimiento de algas fitoplanctónicas de mayor tamaño. Los poblamientos que anteriormente estaban dominados, en invierno, por pequeños flagelados como *Rhodomonas* y *Cryptomonas*, 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, 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* y *Cotylorhiza tuberculata*, que habían colonizado la laguna poco después de que se terminaran las obras de dragado y ensanche de la gola de El Estacio. *Aurelia aurita*, 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 m<sup>3</sup>. 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).

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

Las evidencias del papel que desempeñaban las medusas en el mantenimiento de la calidad del agua provenían de los estudios en los que se observaba que, a pesar del proceso de eutrofización, la comparación de la dinámica estacional de la red trófica pelágica lagunar entre 1988, cuando la concentración de nitratos era baja, y 1997, después de que los aportes de nutrientes aumentaran considerablemente, no mostraba cambios significativos en la pendiente de los espectros de biomasa. Esto se debía precisamente al control combinado de la red trófica, tanto de forma directa como indirecta, ejercido de arriba abajo (*top-down*) por las medusas, que se alimentaban de diatomeas grandes, tintínidos, larvas veliger y copépodos y que, al mismo tiempo, al tener microalgas

simbiontes en su umbrela (como en el caso de *C. tuberculata*) también retiraban nutrientes del agua (Pérez-Ruzafa et al., 2002). De este modo las concentraciones de nutrientes se mantenían bajas por la acción del fitoplancton que a su vez era regulado por las tres especies de medusas cuyas abundancias se repartían la primavera y el verano (Figura 9a, b). 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) (Figuras 9a, c; 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 (Figura 10b).

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 medidas de remediación.

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, esta situación cambió dramáticamente en el año 2015. En ese momento se desencadenó una segunda 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, dando lugar a 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. La profundidad de 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, con la consiguiente mortandad de las praderas ubicadas a más de 2 m de profundidad. Esto hizo saltar todas las alarmas sociales y la situación del Mar Menor se convirtió en un asunto cotidiano en los medios de comunicación y las redes sociales. Desde entonces, y durante dos años, la columna de agua ha estado dominada por densas poblaciones de *Synechococcus* spp. 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* y Ulvales. La cuestión que se abría en ese momento, cuando se organizaron las jornadas a las que corresponde este capítulo, 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

han mostrado que la segunda opción era afortunadamente la correcta (Pérez-Ruzafa et al., 2018).

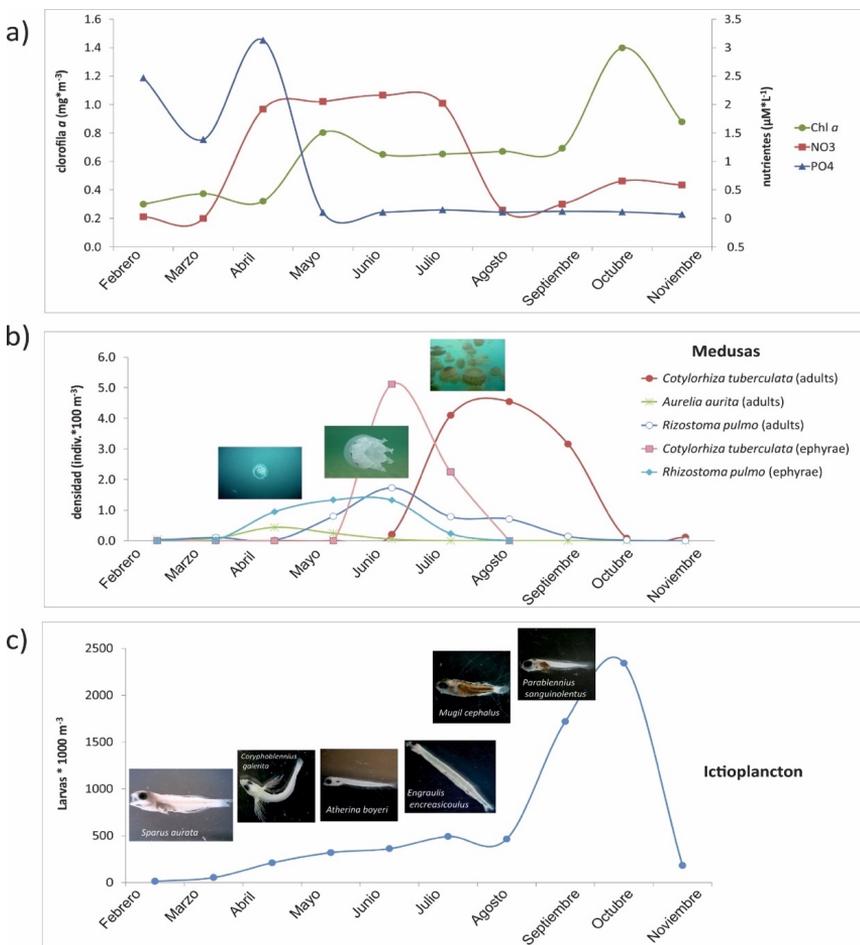


Figura 9. Variación mensual en un año estándar de la fase de homeostasis de a) nutrientes (NO<sub>3</sub><sup>-</sup> y PO<sub>4</sub><sup>-</sup>) y concentración de clorofila a; b) densidad de medusas (incluidas las fases efiga y adulta de *Rizostoma pulmo* y *Cotylorhiza tuberculata*, y adultos de *Aurelia aurita*) y c) densidad de ictioplancton. Durante esta fase, las concentraciones de nutrientes son reguladas por la red trófica. Las algas microscópicas o fitoplancton consumen nutrientes, los organismos del zooplancton y las medusas consumen fitoplancton y las larvas de peces consumen pequeños invertebrados.

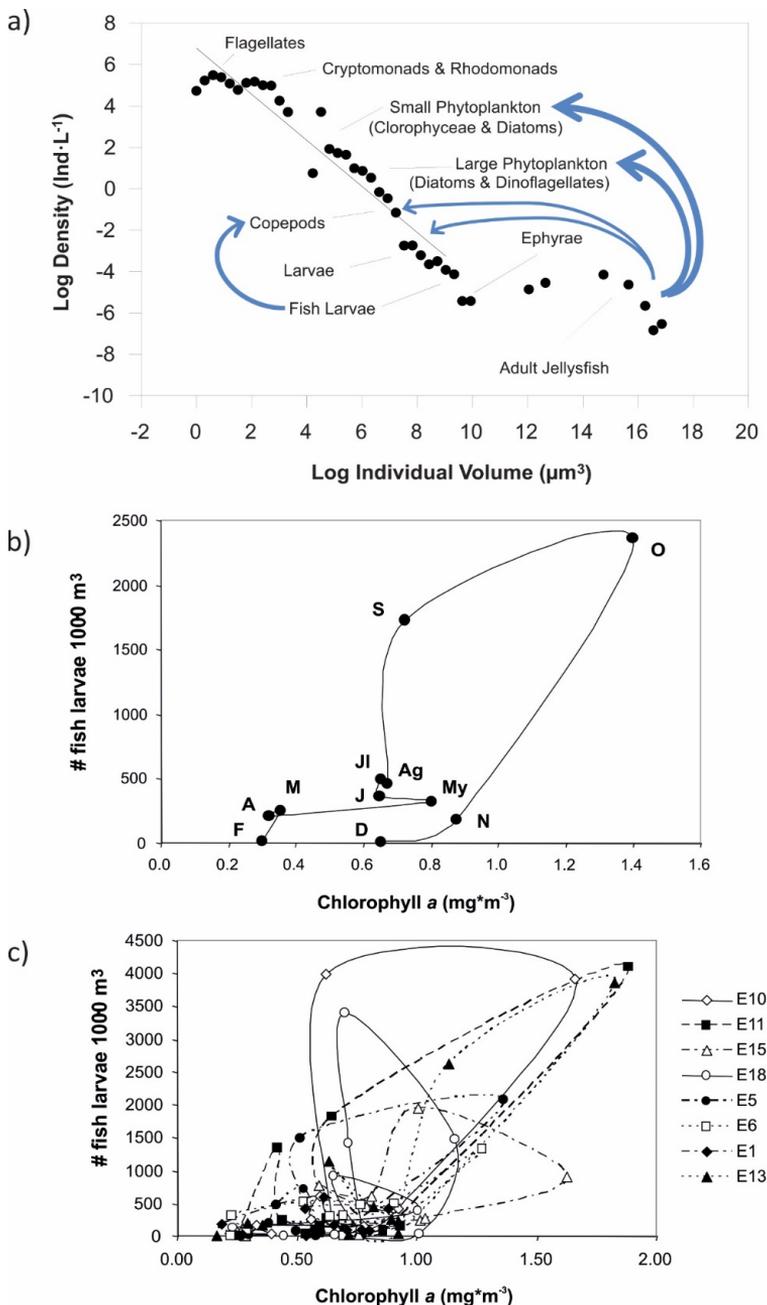


Figura 10. (a) Control de arriba abajo (*top-down*) ejercido por medusas e ictioplancton sobre los diferentes compartimentos de la red trófica pelágica del Mar Menor, mostrada en una representación del espectro de tamaños y de biomasa desde los niveles más bajos y abundantes que corresponden a los flagelados

pequeños (2  $\mu\text{m}$  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. (2005).

Aunque en 2009 y 2010 ya se observaron algunos eventos menores, con picos de clorofila *a* superiores a 5  $\mu\text{g/L}$ , la crisis de eutrofización y el fallo de los mecanismos reguladores se hicieron evidentes en 2016 con el aumento repentino de la concentración de clorofila *a* y la pérdida generalizada de la calidad del agua en toda la laguna. Durante esta fase de ruptura, la concentración media de clorofila *a* fue de  $7,79 \pm 0,22 \mu\text{g/L}$ , superando frecuentemente 10  $\mu\text{g/L}$ .

Esto se tradujo en un aumento drástico del coeficiente de extinción de la luz, alcanzando durante esta fase un valor promedio de  $1,24 \pm 0,02/\text{m}$ . Como se ha comentado, con estos valores, la luz no llegaba en cantidad suficiente a las zonas más profundas, de modo que la vegetación no podía realizar una fotosíntesis suficiente como para compensar su propia respiración. Esto llevó a 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). Evidentemente, esto resultó alarmante y desencadenó la fuerte preocupación social mencionada y una mayor sensibilidad política (Limón, 2016) que forzaron la adopción de medidas urgentes para detener los vertidos de origen agrícola y sus consecuencias.

Según los datos oficiales (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  $5,89 \pm 1,32 \text{ L/segundo}$  y a una descarga de 38,76 t  $\text{NO}_3^-/\text{año}$ , 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 mostraban diversidades y biomásas 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* 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 (Figura 12).

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, 2007), inducida por una conectividad restringida con el mar Mediterráneo (Pérez-Ruzafa, 2015; Pérez-Ruzafa et al., 2019); 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., 2019).

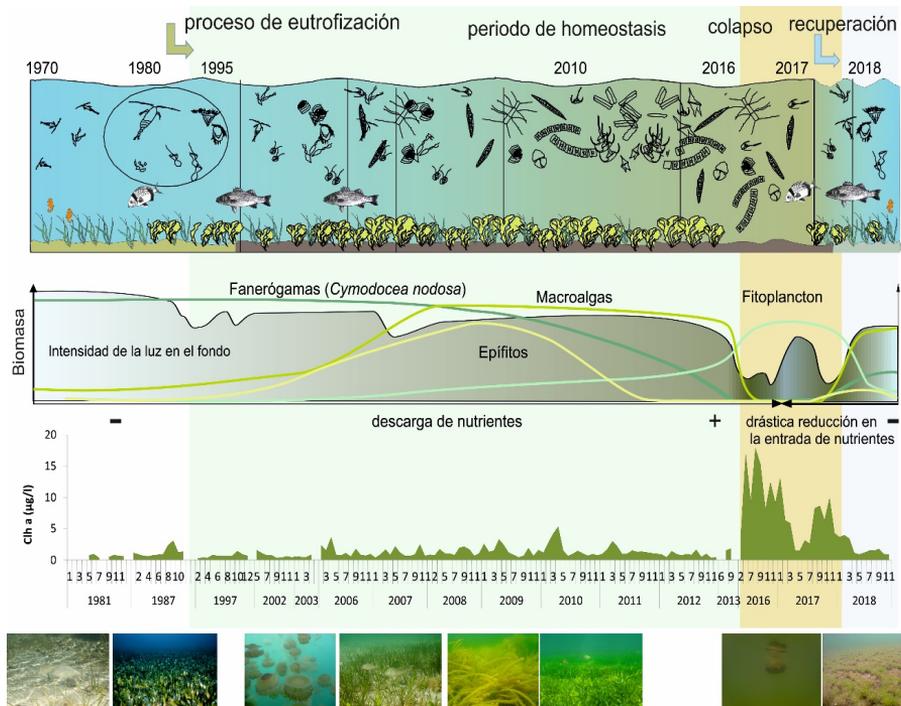


Figura 11. El proceso de eutrofización en el Mar Menor, iniciado a principios de la década de 1990 tras el cambio de agricultura de secano por regadío, ha presentado tres fases bien diferenciadas. Durante dos décadas los mecanismos de autorregulación y homeostasis han estado operando y manteniendo la 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., 2019).

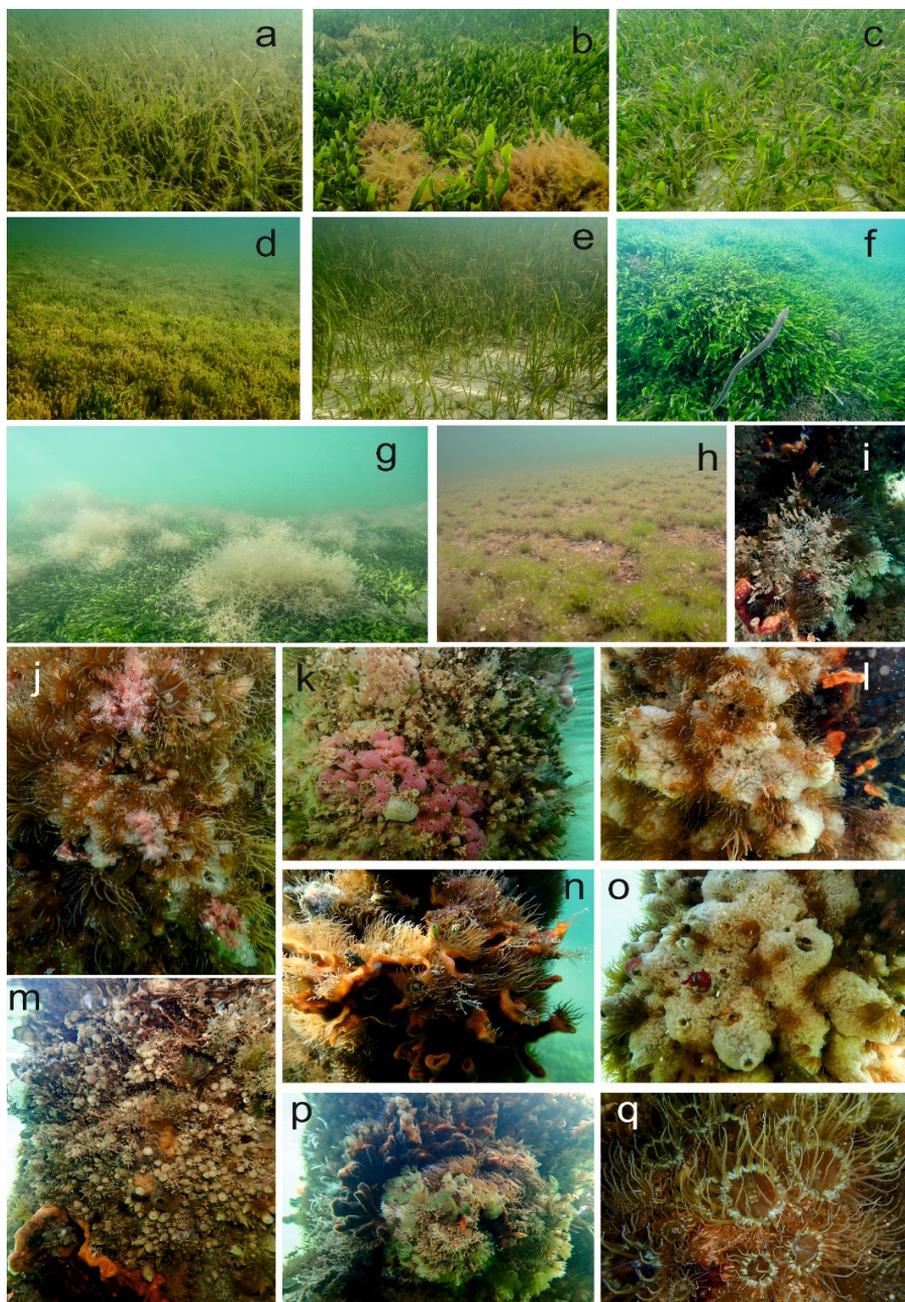


Figura 12. Algunas de las comunidades bentónicas de los fondos del Mar Menor tras la recuperación de la calidad de las aguas en agosto y otoño de 2018, a: praderas de *Cymodocea nodosa* muy epifitadas. b: pradera de *Caulerpa prolifera* sobre sustrato mixto con *Alsidium corallinum* y *Chondrophyucus tenerrimus*; c:

pradera mixta de *C. prolifera* y *C. nodosa* sobre arena; d: pradera densa del alga *Dasycladus vermicularis* que ha aparecido recientemente en el Mar Menor durante la fase de recuperación y tras la regresión de las praderas de *C. prolifera*; e: pradera de *C. nodosa* poco epifitada sobre arena; f: pradera monoespecífica de *C. prolifera* colonizando la roca infralitoral; g: pradera monoespecífica de *C. prolifera* con colonias de *Zoobotrion verticillatum*; h: facies de *Acetabularia calyculus* sobre arena, gravas y cascajo infralitorales; i-q: comunidades esciáfilas de aguas someras con esponjas, cnidarios, poliquetos, briozoos y ascidias en sustratos duros infralitorales con iluminación escasa, en los pilares bajo los balnearios.

## Comentario final

El Mar Menor ha dado pruebas evidentes de su capacidad de respuesta, recuperando progresivamente su capacidad de autorregulación y el estado de sus comunidades bentónicas. Vuelve a tener valores de salinidad y temperatura normales y valores bajos de nutrientes y clorofila *a*. Sus parámetros tienen ahora fluctuaciones más regulares y amortiguadas. Incluso ha sido capaz de contrarrestar los efectos de las altas temperaturas del verano de 2018 y de las lluvias torrenciales del otoño del mismo año. Sin embargo, aunque el estado actual de las aguas y las comunidades muestran una recuperación evidente, no se pueden relajar las medidas de prevención y alerta. La laguna se encuentra todavía en una situación crítica, con 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, algunas medidas basadas en dragar las golas para aumentar las tasas de renovación del agua habrían sido fuertemente contraproducentes ya que al homogeneizar el ecosistema hubieran anulado los principales mecanismos de autorregulación en los que se sustenta la gran resiliencia del Mar Menor.

Por ello se mantiene 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 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.

## **Bibliografía**

- Agencia Europea del Medio Ambiente, 1999. *Nutrients in European Ecosystems*. Environmental Assessment Report 4. Office for official publications of the European Communities.
- 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
- 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.
- Belando, M.D., Bernardeau-Esteller, J., García-Muñoz, R., Ramos-Segura, A., Santos-Echeandía, J., García-Moreno, P., et al. 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, 157 pp.
- 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.
- 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.
- 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>
- 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.
- Gamito, S., Gilabert, J., Marcos, C. & Pérez-Ruzafa, A., 2005. Effects of Changing Environmental Conditions on Lagoon Ecology. En: Gönenç, I.E. & Wolflin, J.P. (eds.), *Coastal Lagoons: Ecosystem Processes and Modeling for Sustainable Use and Development*. CRC Press, Boca Ratón, Florida: 193-229.
- García-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.

- Ghezzi, M., De Pascalis, F., Umgiesser, G., Zemlyš, P., Sigovini, M., Marcos, C. & Pérez-Ruzafa, A., 2015. Connectivity in Three European Coastal Lagoons. *Estuaries and Coasts* 38: 1764-1781.
- Gilabert, J., 2001a. Seasonal plankton dynamics in a Mediterranean hypersaline coastal lagoon: the Mar Menor. *Journal of Plankton Research* 23: 207–217.
- Gilabert, J., 2001b. Short-term variability of the planktonic size structure in a Mediterranean coastal lagoon. *Journal of Plankton Research* 23: 219–226.
- 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.
- Guyoneaud, R., De Wit, R., Matheron, R. & Caumette, P., 1998. Impact of macroalgal dredging on dystrophic crises and phototrophic bacterial blooms (red waters) in a brackish coastal lagoon. *Oceanologica Acta* 21 (4): 551-561.
- 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.
- Kikinger, R., 1992. *Cotylorhiza tuberculata* (Cnidaria: Scyphozoa)- Life history of a stationary population. *P.S.Z.N: Marine Ecology* 13(4):333-362.
- 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](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.
- 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.
- Navarro, F., 1927. Observaciones sobre el Mar Menor (Murcia). *Notas y Resúmenes del Instituto Español de Oceanografía*, Ser. II, 16
- 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.
- 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.
- 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.
- Odum, E.P., 2000. Tidal marshes as outwelling/pulsing systems. En: Weinstein, M.P. & Kreeger, D.A. (eds.) *Concepts and Controversies in Tidal Marsh Ecology*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht: 3–8.
- Pérez-Ruzafa, A., 1989. *Estudio ecológico y biónómico de los poblamientos bentónicos del Mar Menor (Murcia, SE de España)*. Tesis Doctoral. Universidad de Murcia.
- 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. Informe final 10/06/2010.
- 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. & 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 mójol en la laguna. *Cuadernos Marisqueros Publ. Téc.* 11: 111-123.
- Pérez-Ruzafa, A. & Marcos, C., 2012. Fisheries in coastal lagoons: an assumed but poorly researched aspect of the ecology and functioning of coastal lagoons. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 110: 15-31.
- Pérez-Ruzafa, A., Marcos, C., Pérez Ruzafa, I.M. & Ros, J.D., 1987. Evolución de las características ambientales y de los poblamientos del Mar Menor (Murcia, SE de España). *Anales de Biología* 12 (*Biología Ambiental* 3): 53-65.
- Pérez-Ruzafa, A., Ros, J., Marcos, C., Ballester, R. & Pérez-Ruzafa, I.M., 1989. Distribution and biomass of the macrophyte beds in a hypersaline coastal lagoon (the Mar Menor, SE Spain), and its recent evolution following major environmental changes. En: 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. En: Gönenc, 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., 2007. Detecting changes resulting from human pressure in a naturally quick-changing and heterogeneous environment: Spatial and temporal scales of variability in coastal lagoons. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 75 (1-2): 175-188.
- 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-Ruzafa, I.M., 2018. When maintaining ecological integrity and complexity is the best restoring tool: The case of the Mar Menor lagoon. En: 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., 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., 2019. 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
- 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.

- 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.
- Simonneau, J., 1973. *Mar Menor: évolution sédimentologique et géochimique récent en remplissage*. Ph.D. thesis, University of Toulouse.
- 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.
- 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.
- 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., 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.
- Vaulot, D. & Frisoni, G.F., 1986. Phytoplanktonic productivity and nutrients in five Mediterranean lagoons. *Oceanologica Acta* 9: 57.
- 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). En: Faranda, F.M., Guglielmo, L. & Spezie, G. (eds.) *Structure and Processes in the Mediterranean Ecosystems*. Springer Verlag, Milan: 443–451.