

INFORME DE ASESORAMIENTO TÉCNICO DEL INSTITUTO ESPAÑOL DE OCEANOGRAFÍA (IEO)

ASUNTO	Contestación a consulta sobre: EVOLUCIÓN Y ESTADO ACTUAL DEL MAR MENOR EN RELACIÓN AL PROCESO DE EUTROFIZACIÓN Y SUS CAUSAS.
Organismo solicitante	DIRECCIÓN GENERAL DE LA COSTA Y DEL MAR
Fecha de solicitud	12 de marzo de 2020

(DOCUMENTO ADJUNTO)

Madrid, 10 de julio de 2020

Instituto Español de Oceanografía

INFORME DE EVOLUCIÓN Y ESTADO ACTUAL DEL MAR MENOR EN RELACIÓN AL PROCESO DE EUTROFIZACIÓN Y SUS CAUSAS

INSTITUTO ESPAÑOL DE
OCEANOGRAFÍA (IEO)

JULIO 2020



GOBIERNO
DE ESPAÑA

MINISTERIO
DE CIENCIA
E INNOVACIÓN



INSTITUTO ESPAÑOL
DE OCEANOGRAFÍA

INFORME DE EVOLUCIÓN Y ESTADO ACTUAL DEL MAR MENOR EN RELACIÓN AL PROCESO DE EUTROFIZACIÓN Y SUS CAUSAS

Instituto Español de Oceanografía (IEO)

julio 2020

Citar este documento como Ruiz, J.M.; Albentosa, M.; Aldeguer, B.; Álvarez-Rogel, J.; Antón, J.; Belando, M.D.; Bernardeau, J.; Campillo, J.A.; Domínguez, J.F.; Ferrera, I.; Fraile-Nuez, E.; García, R.; Gómez-Ballesteros, M.; Gómez, F.; González-Barberá, G.; Gómez-Jakobsen, F.; León, V.M.; López-Pascual, C.; Marín-Guirao, L.; Martínez-Gómez, C.; Mercado, J.M.; Nebot, E.; Ramos, A.; Rubio, E.; Santos, J.; Santos, F.; Vázquez-Luis, M.; Yebra, L. (2020). Informe de evolución y estado actual del Mar Menor en relación al proceso de eutrofización y sus causas. Informe de asesoramiento técnico del Instituto Español de Oceanografía (IEO). 165pp.

Queda absolutamente prohibida la publicación de los datos contenidos en este informe sin el consentimiento previo de los autores.

Índice general

1	Antecedentes y Objeto del informe	3
2	Evolución del ecosistema marino lagunar	8
2.1	Batimetría y tipos de fondo	8
2.1.1	Estudio de la evolución quasi-decadal de los procesos de colmatación/profundización lagunar (2008-2017)	8
2.1.2	Estudio de la evolución anual de los procesos de colmatación/profundización lagunar (2016-2017)	10
2.1.3	Aspectos concretos relacionados con la dinámica sedimentaria	10
2.1.4	Tipos de naturaleza del fondo	11
2.2	Composición de los sedimentos	14
2.3	Hidrografía	17
2.3.1	Evolución espacio-temporal de la temperatura lagunar	17
2.3.2	Evolución de la temperatura superficial del Mar Menor (37 años)	20
2.3.3	Evolución y variación espacio-temporal de la salinidad lagunar	21
2.3.4	Material particulado en suspensión	26
2.3.5	Dinámica lagunar	27
2.3.6	Tasas de renovación lagunar	29
2.4	Nutrientes	31
2.5	Clorofila a y comunidad fitoplanctónica	38
2.5.1	Evolución de la concentración de clorofila superficial del Mar Menor (50 años)	38
2.6	Comunidad microbiana	42
2.7	Zooplankton	46
2.8	Turbidez y praderas marinas	51
2.8.1	Consecuencias del colapso de las praderas marinas	55
2.8.2	Dinámica de las praderas marinas tras el colapso de 2016	60
2.9	Impacto de los episodios de DANA en el Mar Menor	62
2.9.1	Estratificación, anoxia y mortalidad masiva	62
2.9.2	Respuesta del fitoplancton	69
2.9.3	Disminución de la salinidad	70
2.9.4	Probabilidad de nuevos episodios de anoxia	75
2.10	Situación de las poblaciones de <i>Pinna nobilis</i> en el Mar Menor	79
2.11	Otros temas relevantes no abordados en este informe	83
3	Causas y consecuencias de la crisis ecológica del Mar Menor	85
3.1	Aportes de nutrientes y materia orgánica como motor de eutrofización	85
3.2	Otros factores que contribuyen a la degradación del ecosistema lagunar	87
3.2.1	Contaminación metálica: metales pesados y metaloides	87
3.2.2	Contaminación química orgánica	90
3.2.3	Respuestas y efectos biológicos asociados a la contaminación química del Mar Menor	94
3.2.4	Obras costeras, puertos, dragados y mantenimiento de playas	99
3.3	Efectos colaterales en el Mediterráneo adyacente	104

4	Dinámica de recuperación y análisis de posibles soluciones	109
4.1	Actuaciones a nivel de laguna	110
4.1.1	Actuaciones de tipo paliativo	110
4.1.1.1	Dragado de golas	110
4.1.1.2	Acciones enfocadas a mitigar episodios de anoxia en la columna de agua.	113
4.1.2	Actuaciones enfocadas a la restauración del ecosistema	115
4.1.2.1	Biorremediación.	115
4.1.2.2	Restauración de especies: poblaciones de <i>Pinna nobilis</i>	116
4.1.2.3	Recuperación y restauración de hábitats: praderas de <i>Cymodocea nodosa</i>	117
4.2	Actuaciones de restauración de playas	120
4.2.1	Remangamiento de arena	120
4.2.2	Restauración de playas afectadas tras eventos meteorológicos extremos	122
4.2.3	Extracciones de fangos y secos	125
4.2.3.1	Fangos de origen terrestre	125
4.2.3.2	Fangos de origen marino y fangos secos: el caso de Los Urrutias	126
4.2.4	Actuaciones basadas en mejora del conocimiento científico y sensibilización medioambiental	139
5	Síntesis y Conclusiones	142
6	Referencias	155
7	Lista de autores	164

1 Antecedentes y Objeto del informe

Durante décadas, los aportes crecientes de nutrientes (fundamentalmente nitratos, aunque también fosfato y amonio) y materia orgánica al Mar Menor han forzado el cambio del sistema, originalmente oligotrófico, a un estado eutrófico, el cual define un enriquecimiento en nutrientes inorgánicos (nitrógeno y fósforo) más allá del nivel crítico de la capacidad autorreguladora de un sistema determinado. La entrada de estos elementos a la laguna del Mar Menor se ha producido a través de dos fuentes principales: (i) a través de escorrentías superficiales, en caudal base y en avenidas, habiéndose identificado más de 30 puntos de entrada en superficie de muy diversa tipología; (ii) a través de la descarga de las aguas subterráneas.

En superficie el principal punto de entrada es la rambla del Albuñón (Figura 1.1), la red hidrológica más extensa del Campo de Cartagena, que concentra flujos que anteriormente tenían salidas independientes al Mar Menor debido a conexiones artificiales entre subcuencas. La creación de un caudal permanente en los tramos finales de esta red resulta de los excedentes del riego en el Campo de Cartagena, que han elevado los niveles del acuífero Cuaternario que descarga lateralmente en las partes bajas de la red de drenaje. Hasta mediados-finales de los años 2000 los efluentes de aguas residuales insuficientemente depuradas, especialmente de la depuradora de Los Alcázares, fueron una fuente importante de nutrientes, si bien en los últimos años esta entrada ha sido reducida drásticamente salvo en episodios de avenida que pueden llegar a desbordar las plantas de tratamiento. Asimismo, en los últimos meses se ha dejado de retirar efluentes por parte de los regantes. Se debe destacar que entre principios de los 2000 y 2016 existió una red de evacuación propia (el salmueroducto) aguas de rechazo (salmueras) de desalobradoras que pueden alcanzar hasta 600 mg l^{-1} de nitrato. Finalmente, la red de drenaje es enormemente compleja, consta de componentes superficiales y subterráneos y múltiples conexiones y se han producido aportaciones de diversa índole y cuyo origen es con frecuencia de difícil identificación.

En el presente informe se pretende proporcionar una visión general y objetiva, basada en el conocimiento científico disponible, sobre la evolución reciente (últimas décadas) del ecosistema lagunar del Mar Menor y su estado actual (últimos años) en relación con los factores que han llevado a su eutrofización y deterioro. Con ello, se pretende contribuir a aportar la base científica adecuada a los órganos de gestión y decisión que deben enfocar y priorizar sus actuaciones para detener, y en la medida de lo posible revertir, el grave proceso de degradación en que se ha sumido la albuñera. De hecho, por requerimiento oficial tanto del propio Ministerio para la Transición Ecológica y Reto Demográfico (MITERD) al IEO, e indirectamente por parte de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia (CARM), en la última parte del informe se revisan de forma general algunas de las diferentes actuaciones propuestas para recuperar el Mar Menor. **Por otro lado, el informe se enfoca principalmente en el ámbito marino, o determinados aspectos del mismo, sin pretender abarcar toda su dimensión, que es compleja y desconocida en muchos aspectos, pero sin perder de vista el hecho de que se trata de un ecosistema estrechamente vinculado a su cuenca vertiente sin la cual el funcionamiento del ecosistema marino no es posible, así como tampoco sería posible obtener un diagnóstico realista de su estado ecológico actual.**



Figura 1.1: Mapa de situación del Mar Menor. Fuente: Instituto Geográfico Nacional.

En noviembre de 2019, y con un planteamiento idéntico, se realizó una primera versión de este informe a solicitud de la Fiscalía de Medio Ambiente de Murcia y del Ministerio para la Transición Ecológica y Reto Demográfico (MITERD), tras los catastróficos efectos de la DANA (Depresión Aislada en Niveles Altos) de septiembre de 2019 en el Mar Menor. En la realización de este informe previo, además de las aportaciones de expertos propios del IEO, se incluyeron colaboraciones de otros investigadores de reconocido prestigio como Francisca Giménez Casaldueiro (Universidad de Alicante), José Álvarez Rogel (Universidad Politécnica de Cartagena), Miguel Ángel Esteve Selma, Rosa Gómez Cerezo y Francisco Robledano Aymerich (Universidad de Murcia), Gonzalo González Barberá (CEBAS-CSIC) y Julia Martínez Fernández (Fundación Nueva Cultura del Agua) (Ruiz et al., 2020). El presente informe es continuación y actualización de esta primera versión, por lo que recoge las contribuciones de los que participaron en este primer informe, y las de otros investigadores cuyas aportaciones se han considerado necesarias dada su área de experiencia, además de un amplio equipo de investigadores del IEO con dilatada y reconocida experiencia en diferentes aspectos relacionados con la oceanografía y la ecología marina.

La información científica sobre el ecosistema marino del Mar Menor y su entorno, su estructura y funcionamiento, es muy amplia tal y como se refleja en las diferentes monografías publicadas (p. ej. León y Bellido, 2016), aunque siguen existiendo vacíos importantes en determinados temas básicos y claves necesarios para comprender en totalidad su complejidad, lo que aporta un amplio margen de incertidumbre y, por tanto, muchos grados de libertad para la especulación. El presente informe se basa principalmente en proyectos y estudios propios del IEO, realizados desde la década de 1980 en diferentes ámbitos del ecosistema lagunar (geología, hidrología, biología, ecología) con metodologías fiables, robustas y comparables, obviamente teniendo en cuenta también otras fuentes de información disponibles, siempre que se cumplan unos mínimos de rigor y calidad científica y que permitan la adecuada contextualización de las interpretaciones y la máxima objetividad de las mismas. Las principales fuentes de información en que se basa este informe corresponden a los siguientes proyectos desarrollados por el IEO en el Mar Menor:

- Monitorización de la columna de agua y sedimentos del Mar Menor entre 1981 y 1982 Datos propios del Instituto Español de Oceanografía (Argeo de León y Fulgencio Martínez, CO Murcia).
- Estudio del banco de ostra en el periodo 1990-1992 (Juana Cano, CO Murcia).
- Díaz del Río, V. 1991. El margen continental bético Mediterráneo. Extremo Bético Oriental: cuenca de Murcia-Escarpe de Mazarrón. Publicaciones Especiales del IEO, IEO, Madrid, 6: 239 pp.
- Díaz del Río, V. 1993. Estudio Geoambiental de Mar Menor. Monografías IEO, IEO, Madrid, 4: 223. Monografías IEO, IEO, Madrid, 14: 21.
- Díaz del Río, V. 1993. Mapa fisiográfico de Mar Menor.
- Mas, J. 1994. El Mar Menor. Relaciones, diferencias y afinidades entre la laguna costera y el Mar Mediterráneo adyacente. Tesis Doctoral. Universidad Autónoma de Madrid, Facultad de Ciencias, Departamento de Ecología, Madrid.
- Rosique, M.J. 1994. Estudio del banco de Ostra Plana (*Ostraea edulis*) del Mar Menor. Posibilidades de explotación. Tesis Doctoral. Universidad de Murcia.
- Cano, J. 1997. Cultivo de Ostra Plana en la Región de Murcia. Tesis Doctoral. Universidad de Granada.
- Rosique, M.J. 2000. Recopilación y análisis de los trabajos existentes sobre el Mar Menor. Informe Técnico, Biblioteca del Centro Oceanográfico de Murcia, 152 pp.
- Proyecto europeo EUROGEL (Medusas del Zooplancton Europeo: Mecanismos que producen su proliferación y sus efectos ecológicos y socioeconómicos. 2002-2005, EVK3-2001-00171).

- Informes 1996, 1997 y 1998. Estudio del ciclo de vida y la dinámica de la población de medusa *Cotylorhiza tuberculata* en el Mar Menor. Realizado por la Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente. Universidad de Murcia e IEO.
- Tesis doctoral de D. Rubén Moreno González titulada “Fuentes y distribución de microcontaminantes orgánicos regulados y emergentes en la laguna costera del Mar Menor” que ha realizado en el Centro Oceanográfico de Murcia. Fecha de defensa: 3 de marzo de 2016.
- Belando et al. (2014, 2017 y 2018). Informes de los proyectos CYMODOCEA, CYMODOCEA2 y CYMODOCEA3. Estudios sobre distribución, estado y evolución de las praderas de *Cymodocea nodosa* del Mar Menor realizados entre 2014 y 2019, realizados por IEO y ANSE, y co-financiados por la Fundación Biodiversidad a ANSE. Internet y Biblioteca del Centro Oceanográfico de Murcia, IEO.
- Proyecto DMMEM para la monitorización de la eutrofización del Mar Menor-IEO (desde mayo de 2016).
- Fraile-Nuez et al., 2018. Estudio Oceanográfico integral de alta resolución de la laguna costera del Mar Menor, Murcia. Campañas de Oceanografía en convenio CARM-IEO (2016-2017).
- Gómez-Ballesteros et al., 2018. Estudio del fondo marino de la laguna costera del Mar Menor (Murcia). Campañas de geología marina dentro del acuerdo de colaboración CARM-IEO 2016-2017.
- Del Río, V.D., 1990. Estudio ecológico del Mar Menor. Geología.
- Proyectos de investigación financiados por la CICYT del Ministerio correspondiente en cada periodo: DECOMAR(Ref.: CTM2008-01832), IMPACTA(Ref.: CTM2013-48194-C3-1-R) y PLASMED (CTM2017-89701-C3-3-R).
- Proyecto de investigación BIOMARO (Ref.:15398/PI/10) financiado por la Fundación Séneca (CARM).
- Álvarez-Rogel J, J. Santos, MD. Belando, J. Bernardeau et al., 2019. Proyecto BIOFOM. Estudio Biogeoquímico de los fondos del Mar Menor - Caracterización biológica de sedimentos (Ref. TEC0004869). Encomienda de Gestión de la CARM a través de Tecnologías y Servicios Agrarios, S.A., S.M.E., M.P. (TRAGSATEC).
- Ruiz JM, MD. Belando, J. Bernardeau, R García Muñoz, A. Ramos Segura. 2019. Proyecto BIOFOM. Estudio Biogeoquímico de los fondos del Mar Menor - Papel de la vegetación bentónica (Ref. TEC0004869). Encomienda de Gestión de la CARM a través de Tecnologías y Servicios Agrarios, S.A., S.M.E., M.P. (TRAGSATEC).
- BIVAREC, Evaluación del potencial de los bivalvos en la recuperación del Mar Menor. 2018.
- Proyecto INTEMARES C1.1 (LIFE15 IPE ES 012) para evaluar el estado de conservación de la población de nacra (*Pinna nobilis*) del Mar Menor, así como determinar la viabilidad de recuperación de la población y propuesta de acciones de conservación.
- Proyecto EsMarEs (Ref. 28-5307). Encomienda del Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente. Dicha acción está dentro del Capítulo 2: Puesta en marcha y elaboración periódica del seguimiento y evaluación de los hábitats bentónicos. Actividad 5: Seguimiento y evaluación de las especies protegidas. Tarea 3. Coordinación para el estudio y seguimiento de las mortalidades de *P. nobilis*.
- Proyecto UMBRAL. Respuestas de la vegetación marina bentónica al estrés: transiciones críticas, resiliencia y oportunidades de gestión (Ref.: CTM2017-86695-C3-2-R). Subproyecto coordinado 2. Secretaría de Estado de Investigación, Desarrollo e Innovación del MICINN, Convocatoria de 2017 de Proyectos del Plan Nacional I+D+i del Programa Estatal de Investigación, Desarrollo e Innovación Orientada a los Retos de la Sociedad, modalidad 1, “Retos Investigación”. En el proyecto participa la Universidad de Barcelona (Coordinador), el IEO y el Centro de Estudios Avanzados de Blanes del CSIC.
- León, V. y J.M. Bellido (Eds.) 2016. Mar Menor: una laguna singular. Evaluación científica

de su estado. Temas de Oceanografía. Instituto Español de Oceanografía, Ministerio de Economía y Competitividad, Madrid, 9: 414 p.

2 Evolución del ecosistema marino lagunar

2.1 Batimetría y tipos de fondo

Durante los años 2016 y 2017, el Instituto Español de Oceanografía, en colaboración con la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia (CARM) y el Instituto Hidrográfico de la Marina (IHM) realizaron 5 batimetrías del Mar Menor: 4 de ellas obtenidas a partir de medidas de profundidad del perfilador acústico por efecto doppler, ADCP (Acoustic Doppler Current Profiler) 1200 kHz y corregidas con medidas de profundidad del CTD (sensor de Conductividad, Temperatura y Presión) en toda la superficie del Mar Menor (noviembre 2016, febrero 2017, junio 2017 y septiembre 2017) y una campaña con un sonar interferométrico GeoSwath 500+ (abril 2017). En esta última campaña se realizó además un análisis de reflectividad, así como perfiles sísmicos mediante Geopulse. El diseño de estos trabajos de la geología lagunar fue realizado para que fueran comparables con trabajos anteriores del IEO (Díaz del Río, 1991, 1993).

Con respecto a la batimetría se ha especulado que, **dada la naturaleza lagunar, el Mar Menor, a lo largo de su evolución geo-ecológica, y dada la enorme transformación de la cuenca adyacente, estaría sometido a un proceso de colmatación causado por los aportes de materiales terrígenos** (Díaz del Río, 1991; Ruzafa, 1989). De ser cierto, esto debería traducirse en una reducción a largo plazo de la batimetría lagunar. En este apartado se analiza esta hipótesis en base a las fuentes de datos disponibles mencionadas anteriormente.

La Figura 2.1 muestra en el panel de la izquierda, la batimetría obtenida por el equipo del IEO-IHM con GeoSwath y en el panel de la derecha, la comparativa entre estos datos de altísima precisión y resolución, y los datos batimétricos derivados del ADCP. Se comprueba, por tanto, la alta correlación existente entre ambas batimetrías. De esta manera, podemos certificar que los resultados batimétricos del ADCP obtenidos durante las 4 campañas oceanográficas (2016-2017) son perfectamente comparables con los obtenidos por técnicas propias de batimetría de alta resolución.

2.1.1 Estudio de la evolución quasi-decadal de los procesos de colmatación/profundización lagunar (2008-2017)

La última cartografía del Mar Menor previa a los datos recogidos por el IEO anteriormente mencionados fueron realizados durante la Ecocartografía de 2008.

Partiendo de la base de que los datos batimétricos de la ecocartografía del 2008 muestren la profundidad real de la laguna en esa fecha, nuestros datos, validados con los datos del IHM, muestran una profundización generalizada de la laguna (Figura 2.1), lo que podría ser debido a la pérdida de la vegetación bentónica sufrida entre 2014 y 2016 en el Mar Menor (Belando et al., 2019; ver apartado [2.8 Turbidez y praderas marinas](#) de este informe).

Como se observa en la Figura 2.1, todas las batimetrías realizadas entre 2016 y 2017 muestran, con respecto a la batimetría de referencia de 2008, una profundización generalizada de la laguna del Mar Menor con datos que varían entre: -29.8 cm, -23.5 cm, -25.1 cm y -21.0 cm, respectivamente.

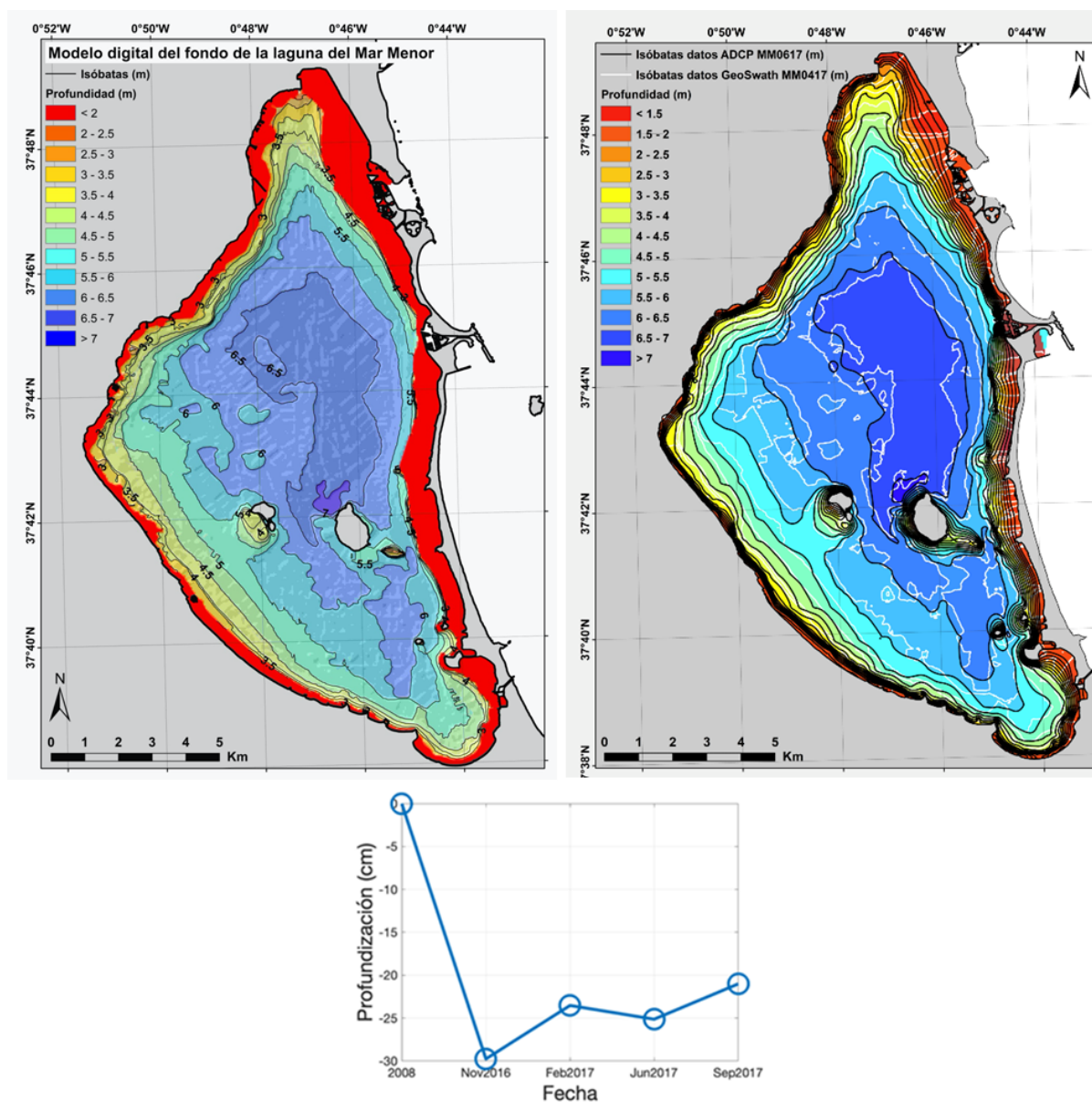


Figura 2.1: Comparativa de batimetría sonar interferométrico Geoswath (modelo digital) en abril de 2017 por el IEO y el IHM, para isobatas superiores a 3 metros (panel izquierdo) y batimetría ADCP junio de 2017 (panel derecho). No se deben tener en cuenta los datos menores a 3 metros. Panel inferior muestra la evolución de las batimetrías de ADCP entre 2016 y 2017 con respecto a la batimetría de referencia de 2008 (Fraile-Nuez et al., 2018).

2.1.2 Estudio de la evolución anual de los procesos de colmatación/profundización lagunar (2016-2017)

En el apartado anterior, se determinó la existencia de un proceso de profundización generalizado de la laguna entre el año 2008 y las batimetrías realizadas entre noviembre de 2016 y septiembre de 2017. Sin embargo, si prestamos atención solamente a los años 2016 y 2017, la tendencia cambia y encontramos un proceso de colmatación generalizado de hasta +8,8 cm en tan solo un año.

A este respecto cabe señalar que en diciembre de 2016 se produjo un episodio de lluvias de unos tres días que dejó entre 150 y 320 mm de precipitación¹ en la cuenca vertiente a la laguna y en enero de 2017 otro de entre 30 y 85 mm. Aunque existe bastante incertidumbre en la estima del volumen de la descarga, estos datos sugieren una riada o suma de riadas de 55-100 hm³. Conforme a datos obtenidos en otras riadas de carga de sedimentos (3780 toneladas hm⁻¹; García-Pintado et al., 2007) el sedimento que llegó al Mar Menor en diciembre de 2016 podría haber sido 200000-370000 toneladas. Los informes cualitativos de estos episodios señalan un arrastre de sedimentos particularmente relevante en el litoral sur, lo que resulta consistente con la mayor colmatación observada en la cubeta sur.

2.1.3 Aspectos concretos relacionados con la dinámica sedimentaria

Estos procesos de profundización/colmatación del interior de la laguna pueden ser debidos, entre otros, a procesos físicos-geológicos o incluso biológicos así como una combinación de ellos:

- Dinámica lagunar (corrientes, transportes, recirculación de sedimentos).
- Transporte de sedimentos del Mediterráneo al Mar Menor (colmatación golas).
- Meteorológicos (aportes de sedimentos por las Ramblas, procesos de DANA).
- Deforestación de las praderas del Mar Menor (favorecimiento del transporte de sedimentos, re-suspensión de sedimentos, etc.).
- Otros (p. ej. compactación del sedimento).

La combinación de estos procesos puede producir eventos alternantes de profundización/colmatación lagunar con una duración variable. De este modo, la laguna del Mar Menor ha pasado en la última década por dos procesos opuestos: uno de profundización general de hasta +29,7 cm entre 2008 y 2016 a otro de colmatación generalizado de +8,8 cm en tan solo un año, coincidiendo con un episodio de lluvias torrenciales > 200 mm seguido de otro de hasta 80 mm (diciembre de 2016 y enero de 2017). En este sentido, los resultados aportados por Erena et al. (2020) a través de batimetrías por satélite y nuestros propios datos, entran en controversia con los resultados aportados en este informe, ya que concluyen en una colmatación generalizada de +18 cm en toda la laguna para el periodo de tiempo 2008-2017.

En base a nuestros resultados no se puede asumir que estos procesos de profundización/colmatación sean lineales en el tiempo y, en consecuencia, no se pueden extrapolar a tendencias a largo plazo a falta de datos batimétricos obtenidos con mayor frecuencia.

Estos efectos de profundización/colmatación no solo afectan al interior lagunar, sino que también afectan a los canales de conexión entre el Mar Menor y el Mar Mediterráneo. Una de las golas recientemente estudiadas ha sido la de Las Encañizadas, la cual ha pasado de 900 m de longitud en los años 80 a tan solo 200 m en 2019 (colmatación del 77%) (Erena et al., 2020). **Se ha especulado que el proceso de colmatación de esta gola podría haber estado**

¹Para la información referida a lluvias intensas en vez de proporcionar un valor medio de la cuenca se ha preferido, en general, mostrar el rango de precipitaciones en el conjunto de estaciones de la cuenca.

implicado en los cambios experimentados por la laguna a partir de 2015 y que, por tanto, estaría justificado su dragado. Sin embargo, estudios recientes han corroborado que esta colmatación no ha supuesto un cambio significativo en la tasa de renovación lagunar, la cual se mantiene constante en torno a 1 año, siendo el mismo resultado obtenido por el IEO (Erena et al., 2020; Fraile-Nuez et al., 2018).

García-Oliva et al. (2018) modelizaron los posibles cambios físicos de la laguna del Mar Menor ante diferentes situaciones de dragado de las tres principales golas (Las Encañizadas, El Estacio y Marchamalo; Figura 1.1). El trabajo concluye: (1) que el dragado de las golas (en diferentes grados) no produce un cambio significativo en el campo de corrientes lagunar diferente del producido por los vientos locales. (2) que dragados superiores a las dimensiones originales de los canales de funcionamiento de Las Encañizadas, producirán cambios significativos en los volúmenes de entrada y salida de agua del Mediterráneo así como en las tasas de renovación y (3) que estos cambios, producirían un efecto devastador en el ecosistema lagunar, al ahondar en la mediterrización de la laguna, o lo que es lo mismo, una disminución de salinidad equiparándose a la salinidad propia del Mediterráneo.

2.1.4 Tipos de naturaleza del fondo

La integración de los datos disponibles de granulometría, reflectividad y geopulse obtenidos por el IEO en la campaña de geología de 2017 (Gómez-Ballesteros et al., 2018) dio como resultado el mapa de tipos de naturaleza del fondo de la Figura 2.2.

Se aprecia la típica distribución de sedimentos arenosos en las partes periféricas someras y los sedimentos fangosos ocupando la amplia cubeta central. Los sustratos duros (gravas/roca y mixtos) son los que menos superficie ocupan y se distribuyen sobre todo frente la zona de Lo Pagán-Santiago de la Ribera y Los Alcázares-Los Nietos. En la zona sur se diferencia claramente una extensión de limos, que coincide claramente con las áreas de mayores concentraciones de metales pesados en los sedimentos definidas por Simoneau (1973) y De León (1983), lo que indica la elevada influencia en esta zona del transporte de sedimentos procedentes de la sierra minera de La Unión a través del sistema de las ramblas del Beal, Ponce y Carrasquilla, descrito en numerosos trabajos (Marín-Guirao et al., 2005a,b; Conesa y Jiménez-Cárceles, 2007).

El análisis de los perfiles sísmicos de alta resolución ha permitido definir dos horizontes que acotan la capa de sedimentos no consolidados y fango, y que constituyen la unidad litosísmica superior identificada en el subsuelo de la laguna (Figura 2.3).

La capa de sedimentos no consolidados tiene un espesor que oscila de los 0 a los 6 metros. En la cubeta sur, se observa el máximo espesor de sedimentos no consolidados, llegando casi a los 6 metros de potencia, y el mínimo en la cubeta norte de la laguna, siendo aproximadamente de 1,5 metros. La capa considerada estrictamente como fango no presenta una potencia superior a 1 metro a lo largo de la laguna, variando entre 0,5 y 1 metro. El centro de la laguna presenta un espesor medio de sedimentos no consolidados de 3 metros y 0,5 metros de fango. La distribución y espesor de la capa de fango identificada en este estudio se asemeja bastante a la mostrada por Simoneau en 1973 con la categoría de “fangos negros”. Los resultados obtenidos coinciden también bastante con los obtenidos por Díaz del Río (1990), aunque se aprecia claramente una pérdida de la potencia de la capa de sedimentos no consolidados al compararlos con nuestros datos, lo que indica de nuevo una cierta profundización de la laguna.

Pese a su reducida dimensión y profundidad, el Mar Menor es un sistema muy complejo que actúa como una laguna costera, pero con una dinámica sedimentaria muy activa debido a diferentes factores y singularidades. Su distribución textural (tipos de fondo) corresponde a la clásica clasificación como *lagoon* de baja energía según Wanless (1976), pero puntualmente está

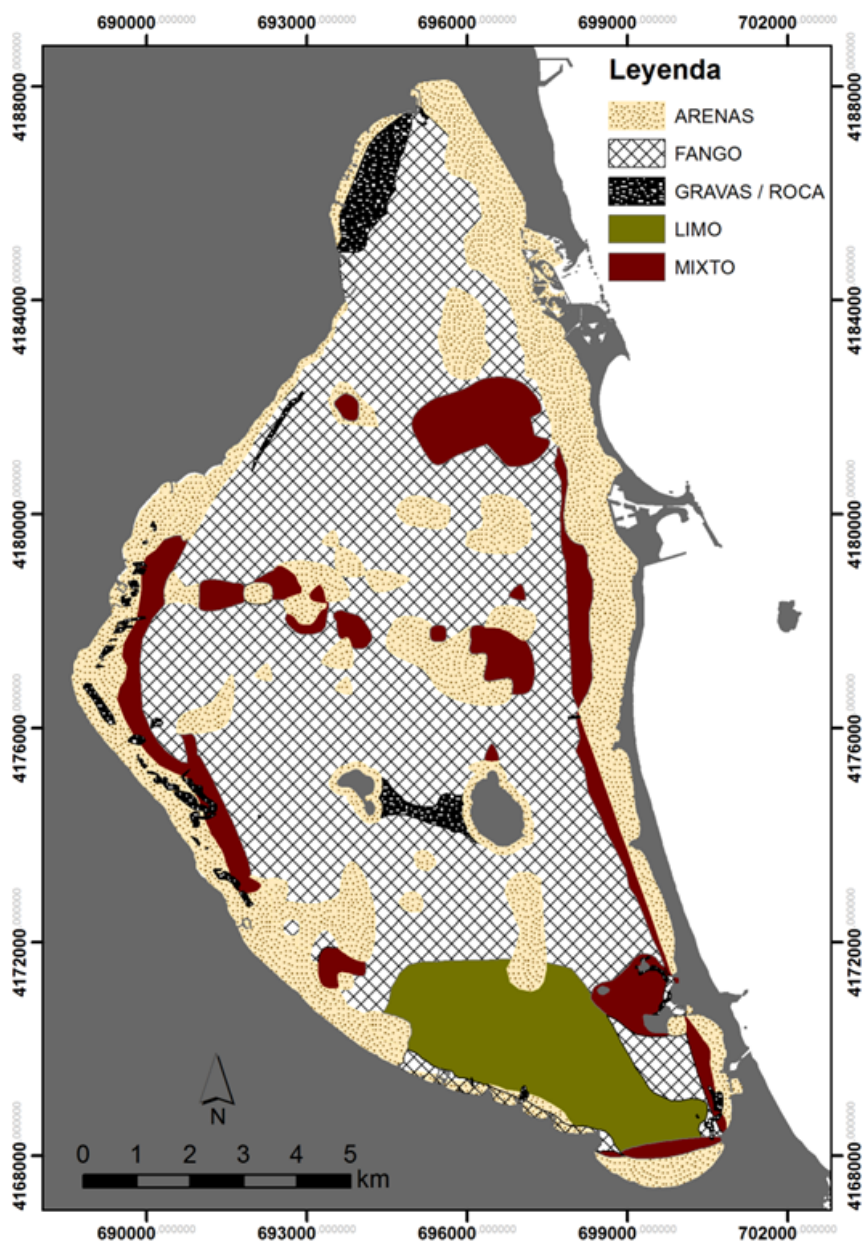


Figura 2.2: Tipos de naturaleza del fondo (Gómez-Ballesteros et al., 2018).

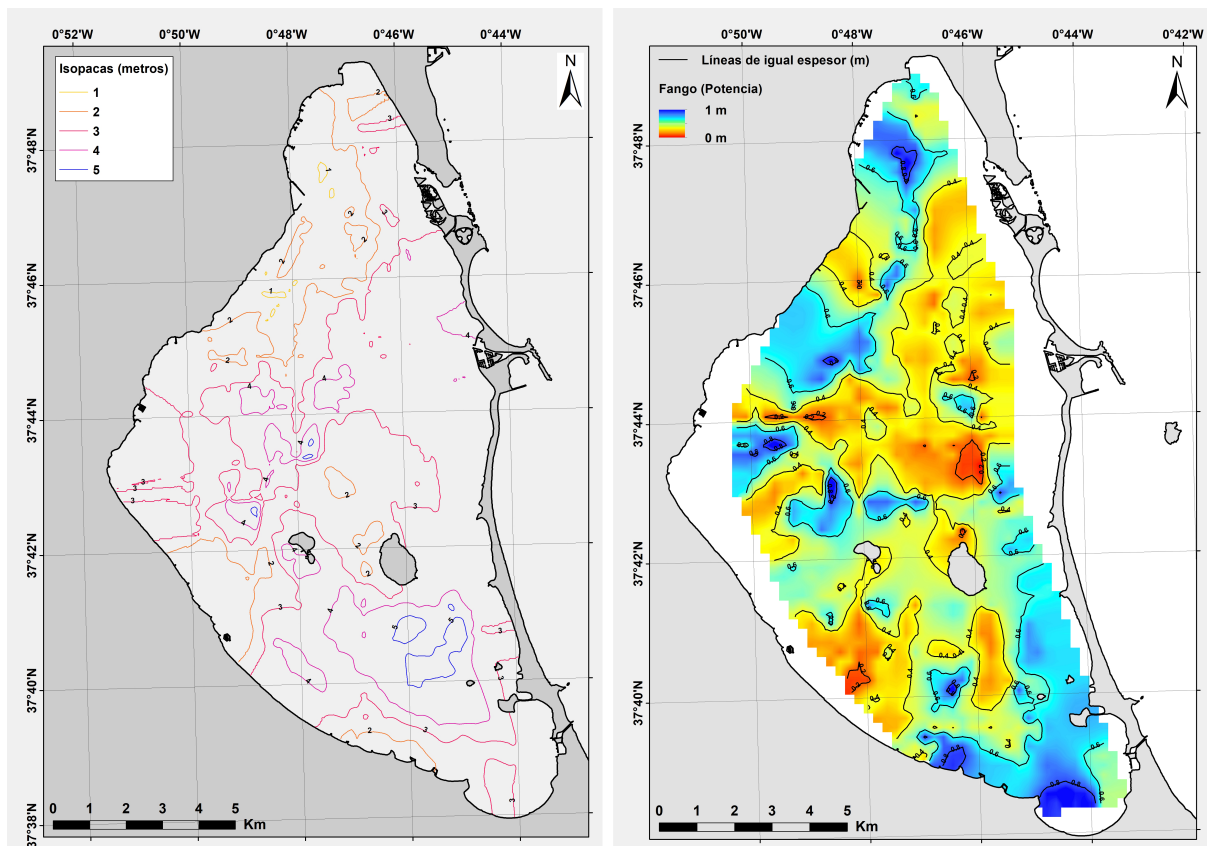


Figura 2.3: Mapa de isópacas de la profundidad de sedimentos no consolidados (izquierda) y fangos (derecha) obtenidos a partir de perfiles sísmicos (Gómez-Ballesteros et al., 2018).

afectado por fuertes temporales que provocan una dinámica intensamente activa en momentos muy puntuales por transporte y aportes externos (riadas), que podrían influir en la naturaleza observada del fondo marino y su geomorfología. Estos y otros factores, hacen que el Mar Menor sea un sistema complejo y sedimentológicamente más activo de lo que se suele suponer, por lo que sus sedimentos deberían ser monitorizados de manera más continuada para dar respuesta a cuestiones específicas relativas a su estado actual, factores de riesgo, evolución y posibles escenarios futuros.

2.2 Composición de los sedimentos

Los sedimentos del Mar Menor son uno de los compartimentos clave del ecosistema lagunar, fundamental para explicar su funcionamiento. Numerosos son los estudios que así lo tienen en cuenta, pero sólo uno de ellos aportó información detallada sobre su composición, la tesis doctoral de Simoneau (1973), con un enfoque geológico. Sólo muy recientemente, en el contexto del proyecto BIOFOM, se ha realizado por primera vez un estudio de los sedimentos del Mar Menor con una aproximación biogeoquímica (Álvarez-Rogel et al., 2019).

Como se ha mostrado en el apartado anterior, los sedimentos del Mar Menor son fangosos a partir de 1-2 m de profundidad, lo cual forma parte de su naturaleza lagunar semiconfinada. Los fangos siempre han estado presentes en el Mar Menor (Simoneau 1973). Esquerdo Galiana (1978) describía los fondos del Mar Menor como: “un material mixto de arena y fango, con ausencia de rocas que se encuentran solamente en las proximidades de las islas. Abundan en el mismo productos orgánicos en descomposición de restos vegetales y plancton, conchas vacías, materiales de procedencia mineral acarreados por las ramblas en los arrastres de las lluvias tormentosas”. En la actualidad, los fangos se componen fundamentalmente de lo que consideramos fracción fina (partículas de diámetro inferior a 63 μm), que puede representar entre 5% y 98,5% del sedimento, correspondiendo los valores máximos a los fangos presentes a partir de los 2 m de profundidad (60-80%) y los mínimos a zonas arenosas someras (Proyectos DECOMAR y BIOFOM; León et al., 2016, Álvarez-Rogel et al., 2019). En las zonas más someras los fangos también aparecen de forma natural, particularmente en zonas muy resguardadas de vientos e hidrodinámica y/o donde se acumula gran cantidad de detritus vegetal y/o aportes terrígenos (p. ej. Las Encañizadas, desembocaduras de ramblas, playa de Villananitos o sur de playa Honda), y en zonas en las que la actividad humana ha modificado la dinámica litoral, dando lugar a la concentración de materiales finos transportados en resuspensión o aportados desde tierra en periodos de lluvias torrenciales (p. ej. puertos deportivos de Los Nietos, Los Urrutias). En estas zonas fangosas se tiende a acumular la materia orgánica de producción autóctona y alóctona.

Durante los años 2009 y 2010 se realizó un seguimiento semestral de la contaminación orgánica en sedimentos del Mar Menor (proyecto DECOMAR, León et al., 2016), en el que se caracterizó tanto la fracción fina como el carbono orgánico total (COT) del sedimento superficial (1-1,5 cm). Como se puede apreciar en la Figura 2.4, las concentraciones de COT en sedimento variaron entre 0,5 y 21% durante el periodo estudiado, lo que supone cantidades muy superiores a las habituales en el Mediterráneo. Concretamente, el contenido máximo de COT (21%) en la primavera de 2009, se detectó en las proximidades del canal de El Estacio, mientras que los máximos en los muestreos sucesivos variaron entre 9 y 11% de COT. Es necesario destacar que en 2009 hubo tres episodios importantes de lluvias torrenciales (marzo, 50-110 mm; septiembre, 120-330 mm y diciembre, 75-100 mm) que aportaron un gran volumen de material terrígeno. En todos los periodos estudiados se constató que el mayor contenido de materia orgánica se detectaba en las zonas de deposición sedimentaria, que corresponde básicamente a las zonas más profundas de la laguna caracterizada por su carácter fangoso. En un estudio más reciente en el que se

2.2. Composición de los sedimentos

recogieron muestras de sedimento en 2018 (proyecto BIOFOM, Álvarez-Rogel et al., 2019) se obtuvieron porcentajes de COT 1-2% en los fondos arenosos y superiores al 3% en los fangosos, alcanzándose, en general, los porcentajes más elevados (4-9%) a más de 4m de profundidad. Un caso particular lo constituyen los fangos someros (< 2m de profundidad) de Las Encañizadas, en los que se encontraron concentraciones de COT cercanas al 9-10%, siendo éste un ambiente local característico en el que la materia orgánica se acumula de forma natural lo que sugiere que tiene un papel de sumidero de carbono.

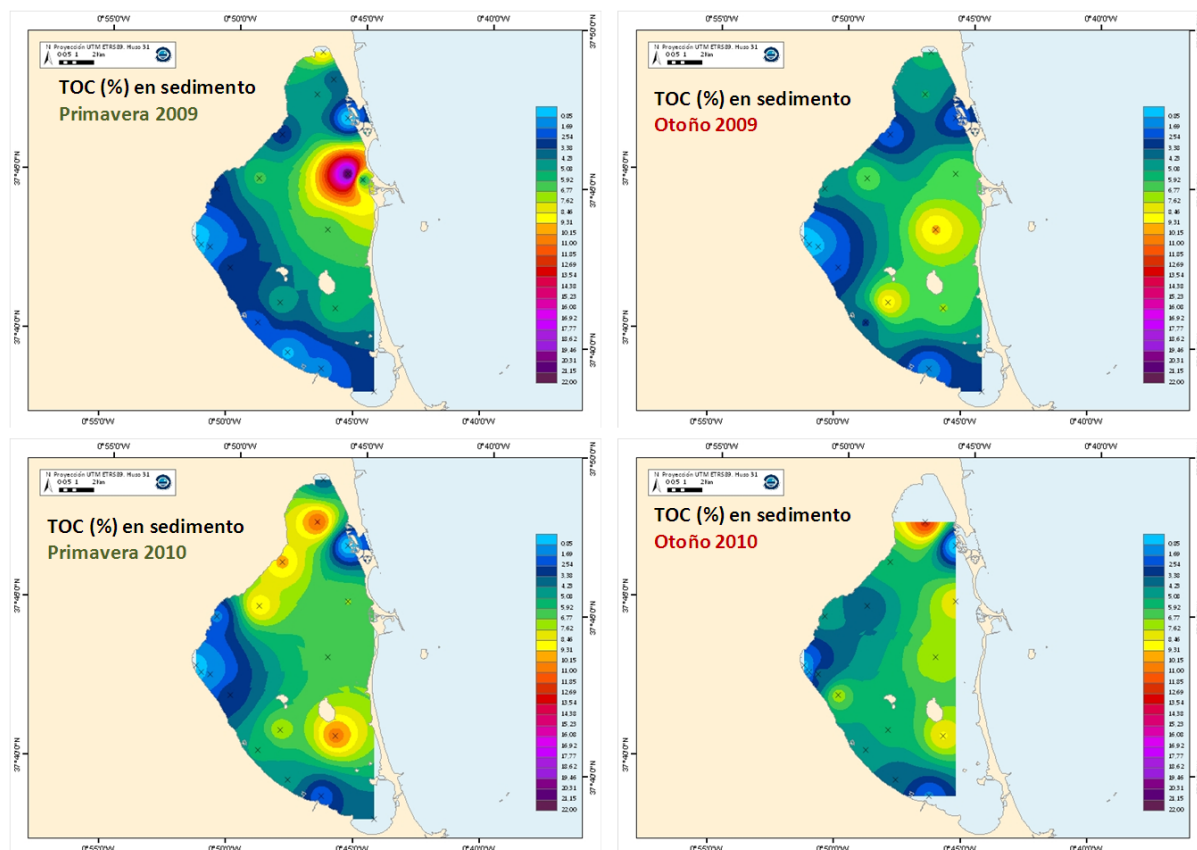


Figura 2.4: Distribución de carbono orgánico total (COT) en sedimento superficial en primavera y otoño de 2009 y 2010. Fuente: Proyecto DECOMAR, Leon et al., 2016.

Los contenidos de COT aportados por estos estudios no son tampoco muy diferentes de los aportados por otros estudios previos (p. ej. Pérez-Ruzafa et al., 2012), y son incluso similares a los reportados para la década de 1980 (IEO, 1981-1982; datos inéditos), con valores mínimos y máximos de 3,9% y 9,4% respectivamente y medias variando entre 4,5% y 7,8%. Por tanto, los estudios anteriores no parecen indicar que la materia orgánica del sedimento haya cambiado significativamente en un extenso periodo de 5 décadas (1980-2018). Sin embargo, Pérez-Ruzafa (1989) y Más (1994) pusieron de manifiesto un incremento del contenido orgánico del sedimento con respecto a los valores obtenidos antes de la ampliación del canal de El Estacio y la colonización por *Caulerpa prolifera* en décadas anteriores (Simoneau, 1973).

Este incremento de la materia orgánica del sedimento representó uno de los primeros síntomas del proceso de eutrofización de la laguna. Ello se atribuyó al incremento substancial de la producción primaria bentónica a consecuencia de la proliferación de *C. prolifera* (Ballester, 1985, Terrados y Ros, 1991), en respuesta a los cambios ambientales derivados de la ampliación del canal de El Estacio y a la elevación de las concentraciones de nutrientes. El proceso de colonización de *C. prolifera* tuvo lugar de forma muy rápida y, de acuerdo con la información disponible, la configuración de la vegetación bentónica se ha mantenido bastante estable en las

últimas 5 décadas (Belando et al., 2019; ver apartado 2.8 [Turbidez y praderas marinas](#)), lo que explicaría la escasa variación de los valores medios de COT entre diferentes periodos de esta época. Puesto que buena parte de esta materia orgánica se ha acumulado en los sedimentos bajo el tapiz vegetal, este proceso debe haber contribuido a la formación de un importante depósito de carbono que sin duda debe haber tenido un papel relevante en la regulación de este elemento en la laguna. Cálculos realizados en el proyecto BIOFOM (Álvarez-Rogel et al., 2019), en base a concentraciones de COT y valores de densidad aparente del sedimento, estimaron, para los 10 cm superficiales, contenidos de COT entre 500 y 1000 g m⁻². No sólo la producción primaria debe haber contribuido a la formación de estos depósitos de carbono del sedimento. Otras fuentes de COT provienen de los aportes de materiales terrígenos, sobre todo durante las últimas décadas, ya que la profunda transformación del territorio, junto con los efectos del cambio climático, pueden haber intensificado el transporte de materiales terrígenos a la laguna. En los sedimentos arrastrados por las lluvias torrenciales de la DANA de septiembre de 2019 (ver apartado 2.9 [Impacto de los episodios de DANA en el Mar Menor](#)), se determinaron valores medios del 1% de COT (rango 0,68-1,71%) en los sedimentos transportados (Álvarez-Rogel, Barberá y Gómez-Cerezo, datos inéditos). Asimismo, García-Pintado et al. (2007) estimaron que la carga de COT de las riadas era de 34 toneladas hm⁻³, con una concentración media de COT en el sedimento del 0,91%. Conforme a esta estimación la entrada de COT en riadas en el rango de 50-100 hm³ (como las ocurridas en 2016 y 2019) supondrían un aporte puntual de entre 12 y 25 g de COT por cada m² de fondo de la laguna.

Además de carbono, los sedimentos acumulan grandes cantidades de macronutrientes (N y P), así como metales pesados y todo tipo de compuestos orgánicos e inorgánicos, la mayoría de los cuales son de origen antropogénico (ver apartado 3.2 [Otros factores que contribuyen a la degradación del ecosistema lagunar](#)). Con respecto al nitrógeno total, las concentraciones más altas (hasta 0,8%) se han observado en los fangos de zonas profundas y someras, colonizadas o no por vegetación, incluyendo los sedimentos de Las Encañizadas. Sin embargo la concentración de N en las arenas nunca supera el 0,1 %. Estos valores difieren considerablemente de los aportados por Pérez-Ruzafa et al. (2012), pero esta discrepancia es atribuible a aspectos metodológicos y nada tiene que ver con los cambios experimentados por el sistema.

En el proyecto BIOFOM (Álvarez-Rogel et al., 2019) se pudo comprobar que en los sedimentos arenosos someros, la concentración de amonio (NH₄⁺) era unas 5 veces superior en las zonas colonizadas por praderas (en este caso praderas de *Cymodocea nodosa*), poniendo en evidencia el papel de filtro y sumidero de nutrientes y materia orgánica de la vegetación bentónica. En los sedimentos fangosos las concentraciones de NH₄⁺ fueron por lo general muy elevadas, independientemente de la presencia de vegetación bentónica (373-1441 µM kg⁻¹). Que el efecto de las plantas no se observe en los testigos de fango se puede deber a dos razones: (1) en estos fondos hay mucha más materia orgánica, independientemente de que haya o no plantas, (2) la presencia de coloides minerales con elevada capacidad de adsorción (partículas de arcilla).

Los datos apuntan, por tanto, a que el sedimento es una fuente de N en forma de NH₄⁺ para el sistema, que puede pasar al agua intersticial y nitrificarse una vez en contacto con el O₂ de la columna de agua, constituyendo, en último término, una fuente de N-NO₃⁻ que estimule la proliferación de los organismos fitoplanctónicos. Este proceso puede verse favorecido especialmente con la resuspensión del sedimento por vientos en la zona o por cualquier movilización mecánica que se aplique. Al ser un catión, el NH₄⁺ puede ser adsorbido en las partículas con carga negativa como son los coloides orgánicos e inorgánicos existentes en el sedimento. Cuando esto ocurre, el NH₄⁺ retenido constituye un importante reservorio de N (Laima, 1992; García-Robledo et al., 2016). Los motivos principales que pueden provocar un aumento de NH₄⁺ en el sistema son: (1) la mineralización anaerobia del N orgánico que favorece que el NH₄⁺ formado por amonificación se acumule en el sistema al no poder nitrificarse a NO₃⁻ por falta de oxígeno, (2) la reducción desasimilatoria de NO₃⁻ a NH₄⁺ (DRNA) que se puede producir en sistemas anóxicos, cuyas

tasas pueden llegar a ser tan elevadas como la desnitrificación en estuarios someros (Bianchi, 2007), (3) el incremento de la concentración de NH_4^+ por aportes externos de aguas residuales u otros efluentes que contengan NH_4^+ . El NH_4^+ se transformará en NO_3^- cuando el sistema se oxigene, o en condiciones anóxicas, si se produce oxidación anaerobia del amonio con los MnO_2 como donadores de electrones (Burdige, 2006).

Respecto al P-total, los sedimentos fangosos contienen en promedio concentraciones ($304\text{-}455 \mu\text{M kg}^{-1}$) que son entre 4 y 6 veces más elevadas que en los sedimentos arenosos ($61\text{-}97 \mu\text{M kg}^{-1}$). Estas altas concentraciones en los sedimentos fangosos del Mar Menor ($> 2 \text{ m}$) son del mismo orden que las encontradas en los sedimentos recogidos en la desembocadura de las ramblas durante la riada de la DANA de septiembre de 2019 (Álvarez-Rogel, Barberá y Gómez-Cerezo, datos inéditos; ver apartado [3.1 Aportes de nutrientes y materia orgánica como motor de eutrofización](#)). Teniendo en cuenta que el contenido en P de las aguas subterráneas es muy bajo, los aportes de materiales terrígenos y de aguas residuales son las dos fuentes alóctonas principales de este elemento que, al estar asociado al material particulado, contribuyen a su depósito en el sedimento.

La importancia del sedimento como fuente de N y P a la columna de agua se puso en evidencia en el proyecto BIOFOM. Determinaciones obtenidas mediante aproximaciones indirectas (flujos difusivos basados en la Ley de Fick), estimaron un flujo positivo de amonio de $152,12$ toneladas año^{-1} (Álvarez-Rogel et al., 2019), pero fueron de un orden de magnitud mayor cuando se estimaban mediante métodos directos (8378 toneladas año^{-1} ; Forja et al., 2019). Es necesario puntualizar que estas estimaciones constituyen un valor mínimo que se transfiere de amonio desde el sedimento a la columna de agua, ya que habría que sumar los flujos producidos por la resuspensión de los sedimentos por corrientes o el oleaje generado por viento. Estos procesos pueden ser especialmente relevantes en un sistema somero como el Mar Menor y confirman la importancia del sedimento como fuente de amonio, que al transferirse a la columna de agua oxigenada se transforma en nitrito y posteriormente nitrato. Igualmente se pudo comprobar un flujo positivo de P desde el sedimento a la columna de agua, aunque de magnitud algo menor que el flujo de amonio. Estos datos demuestran que el sedimento es un importante depósito de nutrientes clave para la producción primaria del sistema, pero además altamente dinámico y, por tanto, de especial relevancia para explicar la dinámica tanto de los nutrientes disueltos en la columna de agua (apartado [2.4 Nutrientes](#)) como de la comunidad fitoplanctónica (apartado [2.5 Clorofila a y comunidad fitoplanctónica](#)).

2.3 Hidrografía

En este apartado se describen las variaciones espacio-temporales de la temperatura, la salinidad, el material particulado en suspensión, las corrientes y la tasa de renovación. Otros factores clave relacionados con las características hidrográficas de la laguna se abordan en otros apartados del informe: nutrientes ([2.4](#)), clorofila ([2.5](#)), turbidez ([2.8](#)) y oxígeno ([2.9](#)).

2.3.1 Evolución espacio-temporal de la temperatura lagunar

En términos generales, el Mar Menor presenta una estructura térmica compleja lejos de lo que cabría esperar dada su poca profundidad. Desde el punto de vista térmico presenta hasta dos capas bien diferenciadas. Una capa superficial (0-300 cm de profundidad) con temperaturas medias para toda la laguna de $15,44$; $14,85$; $27,26$ y $24,91$ °C respectivamente para noviembre de 2016, febrero de 2017, junio de 2017 y septiembre de 2017 y una capa profunda (300-700 cm

de profundidad) con temperaturas medias para toda la laguna de 15,66; 14,33; 27,10 y 24,80 °C respectivamente (Tabla 2.1).

La Figura 2.5 presenta la distribución térmica para toda la columna de agua y para toda la superficie del Mar Menor, en la que se puede observar la alta variabilidad estacional y espacial de dicha variable oceanográfica. En general, en todas las estaciones queda plasmada la entrada de agua procedente del Mar Mediterráneo en la zona de El Estacio, más fría con respecto a la temperatura lagunar (más pronunciada en superficie que en la capa profunda). Por otro lado, la cuenca sur es, en términos generales, más cálida que la cuenca norte, a excepción de septiembre de 2017. Para las demás estaciones, la zona del Albuñón, los Nietos y la zona de Los Alcázares introducen aguas superficiales generalmente más cálidas que las presentes en la laguna (aunque en el caso de las aguas subterráneas, en verano podrían tener menor temperatura que el agua de la laguna, como muestran otras fuentes de datos; G. Barberá, datos propios no publicados).

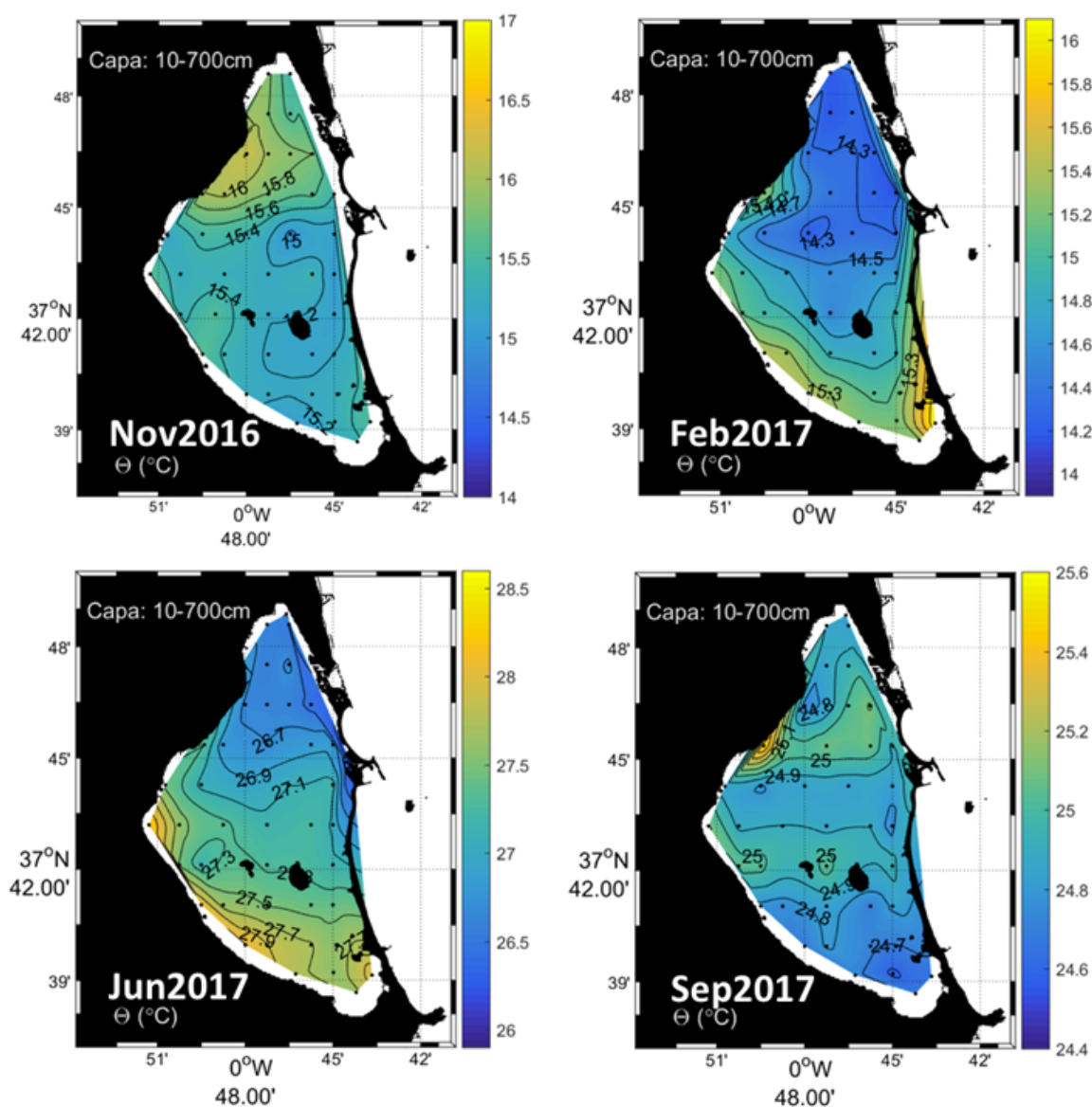


Figura 2.5: Mapas de temperatura potencial del agua (°C) para toda la columna de agua (0-7 m) y para toda la superficie de El Mar Menor. Variación estacional para las cuatro campañas realizadas (noviembre 2016, febrero 2017, junio 2017 y septiembre 2017). Fuente: Fraile-Nuez et al., 2019.

La Figura 2.6 (izquierda) muestra la comparación del campo de temperatura superficial estacional respecto a nuestras 4 campañas oceanográficas y los datos recogidos en campañas estacionales pasadas (1997–1981–2002). El ciclo estacional actual sigue el mismo patrón que los ciclos estacionales pasados especialmente al de 1981, aunque con una primavera mucho más cálida. Estos datos de campañas pasadas dan una información importante, aunque muy sesgada en el tiempo, por ello, y con el fin de determinar si el ciclo estacional muestreado durante las campañas estacionales en el Mar Menor posee alguna diferencia significativa o no con respecto a otros ciclos estacionales, se hace necesario el uso de datos satelitales de alta resolución. La Figura 2.6 (derecha) muestra además, la comparativa de la evolución estacional de la temperatura de El Mar Menor con los ciclos estacionales de la temperatura superficial lagunar de los últimos 10 años (2008-2018) a partir de datos de satélite de alta resolución espacial 1km x 1km “Mediterranean Sea Ultra High Resolution SST L4 Analysis” (Buongiorno Nardelli et al., 2013).

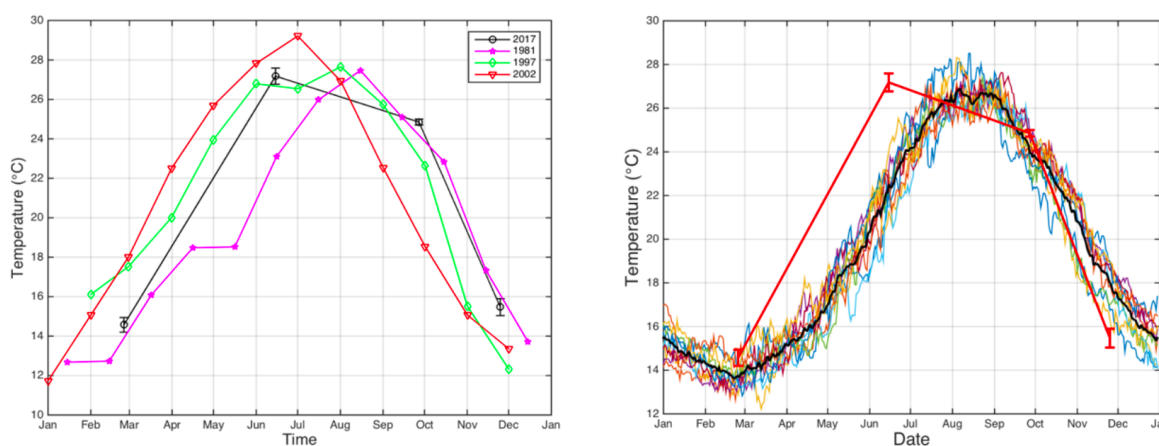


Figura 2.6: Comparación de la evolución estacional del campo de temperatura potencial de la laguna del Mar Menor para toda la columna de agua: (izquierda) referente a bases climatológicas y (derecha) frente a datos satelitales de alta resolución espacial (1km x 1 km). Fuente: Fraile-Nuez et al., 2019.

La temperatura del Mar Menor presenta una alta variabilidad estacional. Otoño e invierno por debajo de 16°C, mientras que primavera y verano por encima de 24°C. Teniendo en cuenta la componente vertical, se encuentran diferencias significativas entre cuencas dentro de la laguna del Mar Menor. Durante invierno y primavera, las cuencas norte y sur son significativamente diferentes, especialmente entre los 3-7 metros de profundidad. La cuenca sur es significativamente más cálida que la norte. En verano se invierte y la cuenca sur es más fría que la norte, aunque no significativamente.

Tabla 2.1: Estadística del campo térmico para toda la columna de agua (0-7 m) de la laguna del Mar Menor. entre noviembre de 2016 y septiembre de 2017. Fuente: Fraile-Nuez et al., 2019.

		Mean (°C)	STD (°C)	Min. (°C)	Max. (°C)
2016-11-01	Total	15,47	0,43	14,17	16,87
	C. Norte	15,55	0,44	14,17	16,42
	C. Sur	15,32	0,19	14,82	16,87
2017-02-01	Total	14,57	0,37	13,91	16,06
	C. Norte	14,37	0,26	13,91	15,53
	C. Sur	14,94	0,27	14,24	16,06
2017-06-01	Estacio	15,1	0,03	15,04	15,15
	Total	27,18	0,41	26,07	28,51
	C. Norte	26,96	0,32	26,07	28,51
	C. Sur	27,53	0,25	26,99	28,4
2017-09-01	Estacio	26,15	0,28	25,92	26,63
	Total	24,85	0,15	24,41	25,53
	C. Norte	24,9	0,13	24,41	25,53
	C. Sur	24,79	0,15	24,42	25,24
	Estacio	24,98	0,01	24,96	25,00

2.3.2 Evolución de la temperatura superficial del Mar Menor (37 años)

Los modelos climáticos prevén que, para el próximo siglo, la temperatura superficial de los océanos aumente en promedio $+0,6^{\circ}\text{C}$ debido al cambio climático, o lo que es lo mismo, se espera una tasa de aumento de $+0,06^{\circ}\text{C} \text{ déc}^{-1}$. La Figura 2.7 muestra las series temporales de SST satelital (temperatura superficial del mar, por sus siglas en inglés) así como las anomalías con respecto a la estacionalidad para la laguna del Mar Menor en un periodo temporal de 37 años (1982-2018). Estos datos han sido calibrados con series temporales de temperatura obtenidas directamente mediante sensores sumergibles fondeados a 1 m de profundidad desde 2013 (IEO, datos no publicados). A partir de los datos satelitales, se ha estimado que la tasa de calentamiento del Mar Menor, para todo el intervalo temporal, es de más de un orden de magnitud superior a la media global del planeta ($+0,32^{\circ}\text{C} \text{ déc}^{-1}$). Sin embargo, existe un claro cambio de tendencia que incrementa significativamente su valor a partir del año 2012, la tasa de calentamiento desde 2012-2018 es de $+1,35^{\circ}\text{C} \text{ déc}^{-1}$. Otro hecho significativo que se observa de la interpretación de esta figura es el aumento de los mínimos anuales de la temperatura superficial del Mar Menor a partir de 2012. Esta tendencia también se observa en la evolución de la intensidad y número de olas de calor, obtenida mediante el análisis de las mismas series temporales siguiendo la metodología propuesta por Hobbday et al. (2017) para el estudio de olas de calor marinas.

El Mar Menor es un ambiente vulnerable a los cambios ambientales y se prevé que su tasa de calentamiento sea superior a la media, pero el análisis de las mismas series de SST en el mismo periodo, indica que esta dinámica de calentamiento es muy similar a la que se observa en el Mediterráneo adyacente. Este hecho es bastante significativo y hay que tenerlo en cuenta a la hora de interpretar los cambios recientes experimentados por el ecosistema lagunar. Si bien las proliferaciones masivas de fitoplancton no han podido ser relacionadas directamente con el

incremento de la temperatura, el calentamiento de la laguna sí podría contribuir a ello de forma indirecta p. ej. por alteración de las tasas de renovación de la laguna, procesos relacionados con el metabolismo y desarrollo de los organismos y la actividad microbiana, etc. Por otro lado, el calentamiento podría hacer que la vegetación bentónica sea más vulnerable a los efectos directos e indirectos de la eutrofización (p. ej. Ontoria et al., 2019). La temperatura también podría afectar negativamente a las especies de macrófitos cuyo óptimo de temperatura está por debajo de los máximos estivales alcanzados en el Mar Menor, como es el caso de *C. prolifera* (Savva et al., 2018). El deterioro, descomposición y mineralización de la biomasa de estos macrófitos podría contribuir a retroalimentar positivamente los efectos nocivos del afloramiento fitoplanctónico, como la elevada turbidez, prolongando estas afectaciones más allá de lo esperable bajo otras condiciones de temperatura (ver apartado 2.5 Clorofila a y comunidad fitoplanctónica).

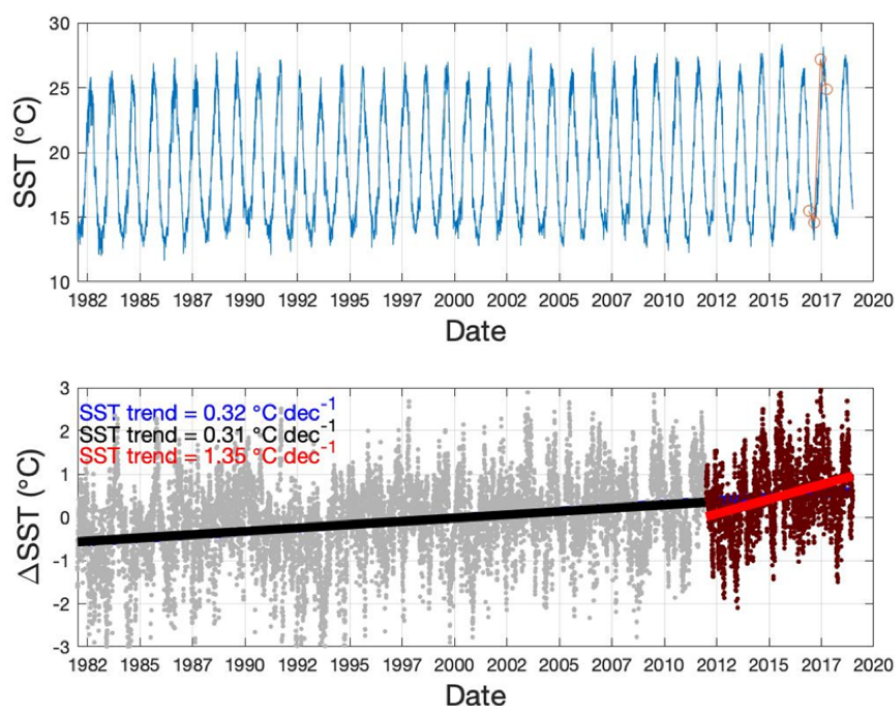


Figura 2.7: Serie de temperatura superficial satelital entre 1982-2019 para el Mar Menor. Datos satelitales de temperatura superficial del océano (SST) de la “Mediterranean Sea – High Resolution L4 Sea Surface Temperature Reprocessed 0,04 deg. Resolution” de Copernicus entre los años 1982-2019 (37 años) y la “Mediterranean Sea Ultra High Resolution SST L4 Analysis 0,01 deg. Resolution” del satélite MODIS desde 2008 al 2018 (10 años).

2.3.3 Evolución y variación espacio-temporal de la salinidad lagunar

En 1970, antes de la ampliación del canal de El Estacio, la salinidad del Mar Menor variaba entre 50,92 y 52,34, sin diferencias entre las zonas superficiales y profundas (Aravio y Arévalo, 1971). Tras la modificación de dicho canal, la salinidad experimentó una disminución generalizada hacia valores entre 42,7 y 47, que son los valores en los que el campo de salinidad del Mar Menor ha estado variando espacial y estacionalmente en las últimas cuatro décadas (IEO 1981-82; Cano et al., 1993; proyecto EUROGEL 2002-2003; Fraile-Nuez et al., 2018). La salinidad muestra un claro patrón estacional con mínimos generalizados normalmente registrados en invierno (donde ocurre la mayor tasa de renovación lagunar con el Mediterráneo) y máximos en verano y otoño,

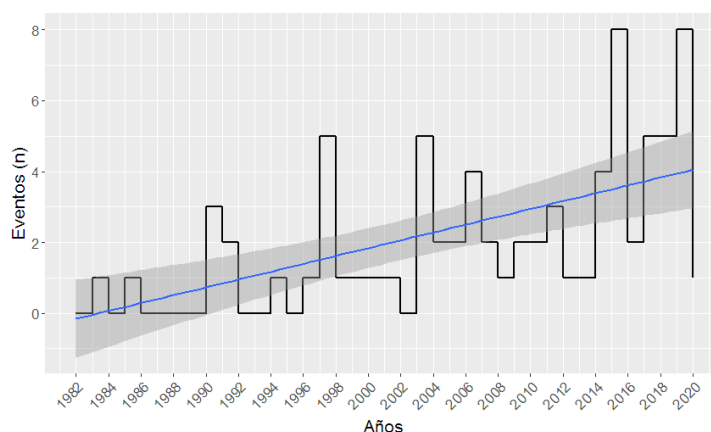


Figura 2.8: Evolución del número de olas de calor en el Mar Menor en el periodo 1982-2020, obtenido a partir de las series temporales de SST satelital calibradas con mediciones directas de temperatura obtenidas mediante sensores sumergibles. La línea azul muestra la tendencia de la serie histórica. Fuente: “Mediterranean Sea – High Resolution L4 Sea Surface Temperature Reprocessed 0,04 deg. Resolution” de Copernicus entre los años 1982-2019 (37 años) y la “Mediterranean Sea Ultra High Resolution SST L4 Analysis 0,01 deg. Resolution” del satélite MODIS desde 2008 al 2018 (10 años).

coincidiendo con las máximas temperaturas y la mayor tasa de evaporación (Figura 2.9, Tabla 2.2).

Tabla 2.2: Estadística del campo halino para toda la columna de agua (0-7 m) de la laguna del Mar Menor entre noviembre de 2016 y septiembre de 2017. Fuente: Fraile-Nuez et al., 2019. Mean: media; STD: desviación estándar de la media; Min.: mínimo; Max.: máximo

		Mean	STD	Min.	Max.
2016-11-01	Total	45,23	0,40	41,73	46,00
	C. Norte	45,09	0,45	41,73	46,00
	C. Sur	45,45	0,19	43,02	45,8
2017-02-01	Total	42,09	0,11	41,44	42,44
	C. Norte	42,13	0,10	41,65	42,44
	C. Sur	42,01	0,08	41,44	42,36
	Estacio	39,79	0,19	39,51	40,19
2017-06-01	Total	42,62	0,31	41,11	43,27
	C. Norte	42,45	0,24	41,11	43,08
	C. Sur	42,91	0,15	42,47	43,27
	Estacio	38,63	1,42	37,39	41,01
2017-09-01	Total	45,01	0,23	41,64	45,35
	C. Norte	44,92	0,17	44,48	45,22
	C. Sur	45,17	0,18	41,64	45,35
	Estacio	38,34	0,01	38,32	38,36

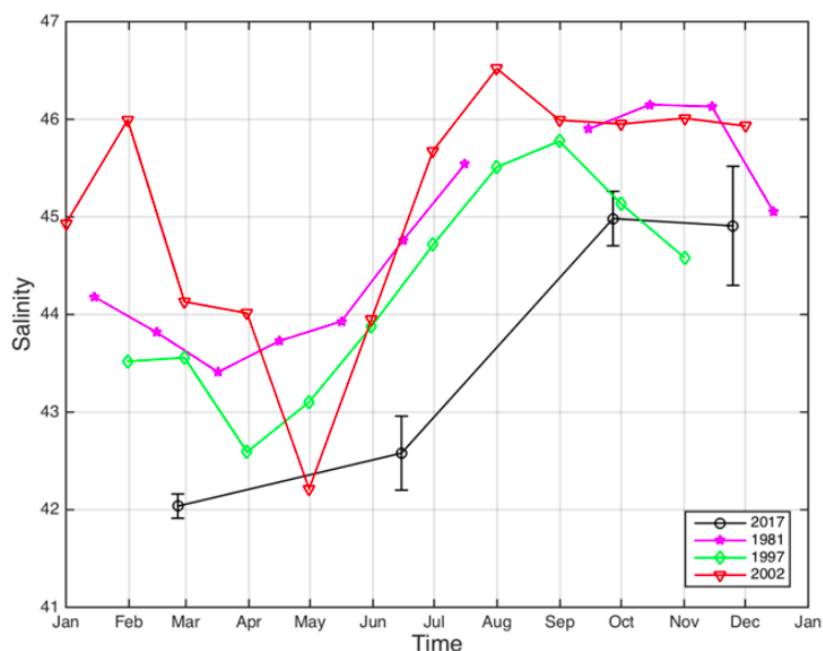


Figura 2.9: Comparación de la evolución estacional del campo de salinidad de la laguna del Mar Menor para toda la columna de agua referente a bases climatológicas (Fraile-Nuez et al., 2018).

La Figura 2.10 presenta la distribución de la salinidad para toda la columna de agua y para toda la superficie del Mar Menor, en la que se puede observar la alta variabilidad estacional y espacial de dicha variable oceanográfica (Fraile-Nuez et al., 2019).

En general, las zonas de salinidad máxima se observan en la parte oeste y sur de la laguna, de acuerdo con la dinámica hidrológica descrita en el siguiente apartado. A escala más local, en aquellas zonas directamente ligadas a las conexiones con el Mediterráneo (las golgas de Las Encañizadas, El Estacio y Marchamalo), se pueden observar fuertes gradientes de salinidad, que ocupan sin embargo, una estrecha franja de la superficie del Mar Menor en isobatas someras, paralela a la costa este. Este patrón espacial es similar al que se aprecia en los mapas de salinidad obtenidos en estudios realizados en años anteriores (2009), como los relacionados con el proyecto DECOMAR (Tesis doctoral de Moreno-González, Rubén 2016; Figura 2.11). En este caso, se aprecia además el fuerte gradiente asociado a los aportes permanentes desde la rambla del Albuñón, relacionados con la descarga lateral del acuífero Cuaternario en la rambla y los vertidos de plantas desalinizadoras agrícolas, que se siguieron realizando después de la clausura del salmueroducto en verano de 2016 y de las plantas de depuración de aguas residuales.

Los aportes de lluvias torrenciales asociados a riadas son episodios de intensidad extrema que pueden llegar a modificar estos patrones de variación halina, siendo uno de los factores más importantes de variabilidad temporal a escala interanual, tal y como se puede comprobar del análisis de las series temporales de este factor disponibles desde la década de 1980 (Figura 2.12). En 1987 tuvo lugar en el Mar Menor una de las riadas más importantes del siglo XX, cuyos catastróficos efectos son todavía recordados por los habitantes de la zona. Durante ese año, la salinidad disminuyó a valores comprendidos entre 42 y 43,8. Los tres años siguientes (1988-1990), los valores de salinidad fueron aumentando, pero se mantuvieron entre 40 y 45, sin llegar a alcanzar los valores máximos normalmente registrados en la laguna (46 - 47,5). En septiembre de 2009 tuvo lugar otra riada en la zona que como se puede observar en la Figura 2.12, también causó una perturbación importante de esta variable. Más recientemente, en enero

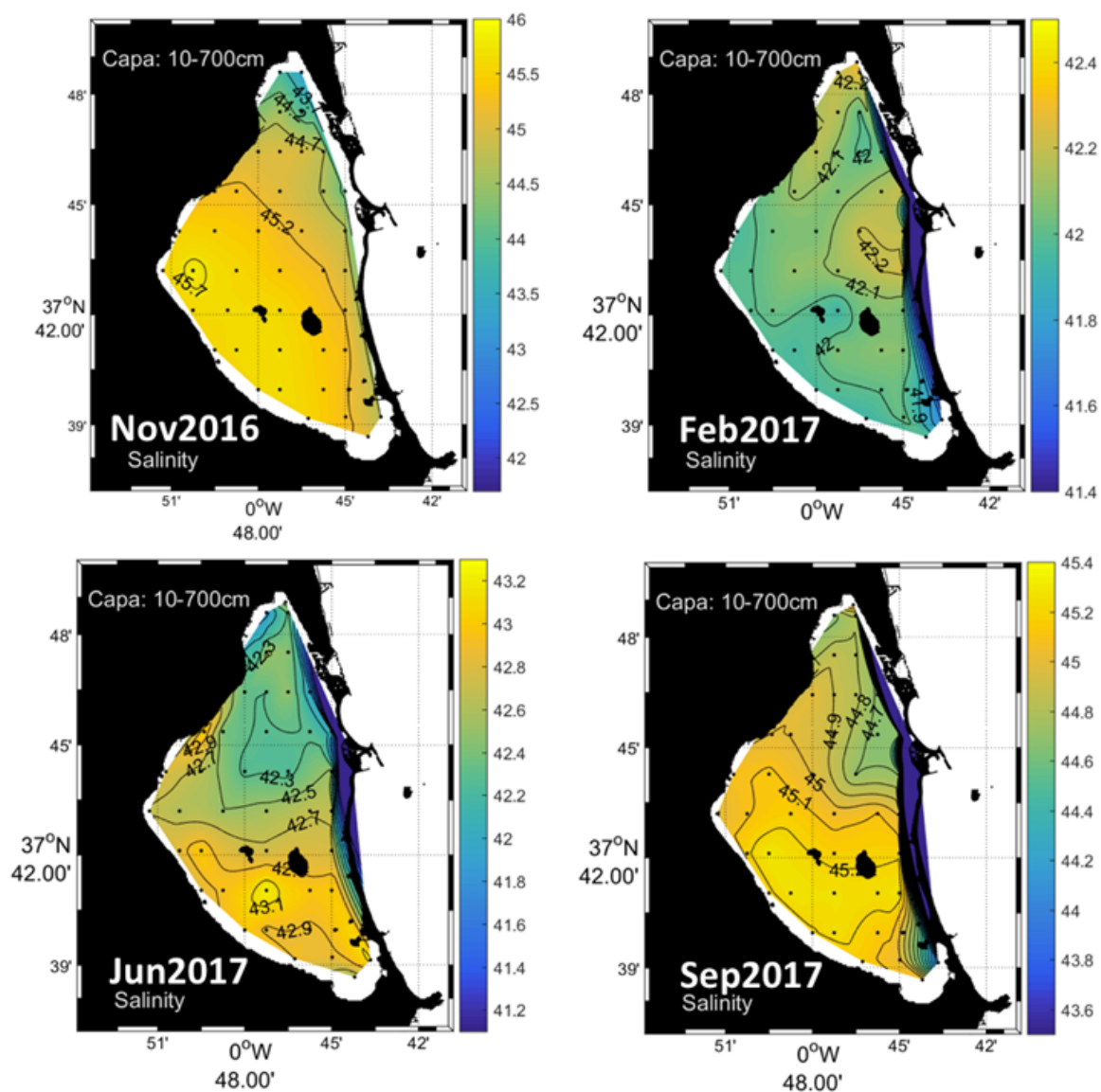


Figura 2.10: Mapas de salinidad para toda la columna de agua (0-7 m) y para toda la superficie del Mar Menor. Variación estacional para las cuatro campañas realizadas (noviembre de 2016, febrero de 2017, junio de 2017 y septiembre de 2017). Fuente: Fraile-Nuez et al., 2018

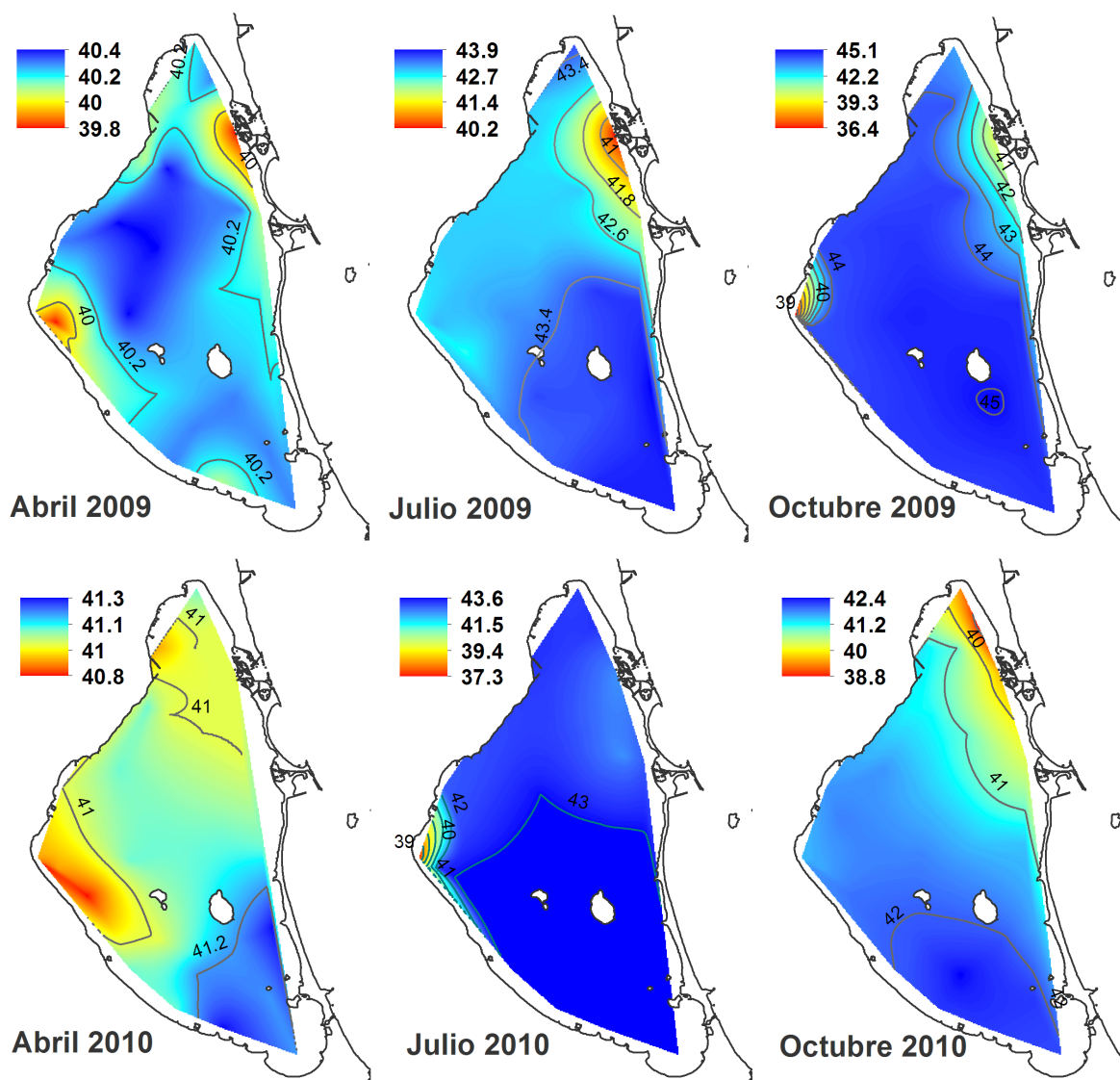


Figura 2.11: Mapas de salinidad mostrando la variabilidad estacional y espacial entre 2009 y 2010. Fuente: proyecto DECOMAR (Tesis Rubén Moreno González, 2016). Las escalas son diferentes en cada mapa para resaltar las diferencias observadas en cada época del año.

de 2017, otra riada de efectos catastróficos en el Mar Menor, causó una reducción significativa de la salinidad hasta valores medios de hasta 36 (rango 34-38 en superficie y en la zona norte) que en los meses de marzo y abril se estabilizó en valores medios de 40-41 (Figuras 2.12 y 2.51), aumentando en los siguientes meses hasta alcanzar un máximo de 44 en verano de ese mismo año. Hasta el verano del siguiente año no se alcanzaron los máximos habitualmente registrados en el Mar Menor. Estos datos indican que los aportes puntuales de lluvias torrenciales tienen un impacto importante en la dinámica lagunar y que la recuperación de la salinidad a valores de condiciones más estables es un proceso lento que puede necesitar entre uno o más años, dependiendo de la intensidad del evento, las condiciones meteorológicas, las entradas de agua dulce así como las variaciones de la tasa de renovación de la masa de agua, entre otros procesos. De todos estos episodios documentados, el más importante es la reducción de la salinidad tras las sucesivas DANAs ocurridas entre septiembre de 2019 y febrero de 2020 (apartado [2.9 Impacto de los episodios de DANA en el Mar Menor](#)). Desde entonces, la salinidad del Mar Menor se ha mantenido durante unos 9 meses entre 38 y 39, muy próxima a la salinidad media del Mediterráneo adyacente (37,5 - 38). De acuerdo con la dinámica de recuperación de eventos anteriores, es previsible que la recuperación de los valores típicos de la salinidad máxima del Mar Menor no se observen hasta los siguientes años.

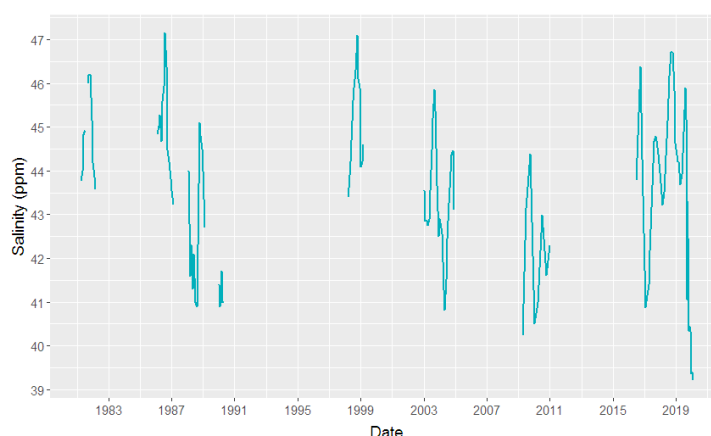


Figura 2.12: Variación temporal (resolución mensual) de la salinidad de acuerdo con las bases de datos disponibles. Fuentes: IEO 1981-82; Cano et al., 1993; proyecto EUROGEL, proyecto DECOMAR; proyecto DMMEM-IEO.

2.3.4 Material particulado en suspensión

La materia particulada total (TPM, total particulate matter) presente en la columna de agua presenta una gran variabilidad temporal desde que se inicia el estudio en primavera del 2016. Se ha observado un patrón cíclico de picos máximos (*blooms*) próximos a los 8 mg l⁻¹ hacia finales de verano y otoño, seguidos de valores mínimos (reposo) en invierno y primavera en torno a 1 mg l⁻¹. Desde que se inicia el estudio se han observado 3 períodos de valores máximos: mayo- noviembre de 2016 (6-8,5 mg l⁻¹), agosto-noviembre de 2017 (6-7 mg l⁻¹) y septiembre-diciembre de 2019 (6,5-8,5 mg l⁻¹). El primer *bloom* (2016) tuvo una mayor duración, superior a los 8 meses ya que cuando iniciamos el estudio estaba ya en su valor máximo, que los otros dos blooms que tuvieron lugar (2017 y 2019) durante unos 4 meses. Destaca que estos picos de materia particulada no se registraron en 2018, año durante el cual la materia se mantuvo por debajo de los 2 mg l⁻¹.

Los primeros datos disponibles sobre los niveles de material particulado en la laguna datan de 1972. En 1986 los valores de material particulado total oscilaban entre los 2 mg l⁻¹ en la

zona próxima al canal de El Estacio, y cerca de 4 mg l^{-1} en las proximidades de Los Urrutias (Pérez Ruzafa, 1989), siendo valores considerablemente menores a los máximos obtenidos en este estudio ($7\text{-}9 \text{ mg l}^{-1}$ de media en toda la laguna). Valores altos de TPM, del nivel de los máximos descritos desde 2016, también fueron observados en el pasado, por ejemplo, durante los años 90 (Cano et al., 1997). Sin embargo, estos altos niveles sólo fueron observados en puntos concretos de la laguna, fundamentalmente en la zona sur. Lo que resulta característico de los episodios de *blooms* recientes es que afectan, prácticamente por igual, a toda la laguna, encontrando concentraciones similares en cualquier punto de la misma. A pesar de la clara distribución homogénea que presentan los datos de TPM, en los puntos más álgidos de *bloom* se observa una mayor localización del TPM en la zona sur en comparación a la zona norte, área de mayor comunicación con el Mar Mediterráneo.

La fracción predominante de materia particulada en suspensión corresponde a la materia orgánica (POM, *particulate organic matter*, casi el 80%), lo cual indica que efectivamente se está produciendo un proceso de *bloom* fitoplanctónico. Las diferencias entre las tres zonas estudiadas fueron inferiores en POM con respecto al TPM, lo que indica que cuando se produce el *bloom* fitoplanctónico este se desarrolla por igual en toda la laguna, y las diferencias espaciales son debidas a la materia inorgánica (PIM, *particulate inorganic matter*). Destaca también que el porcentaje de materia orgánica del TPM es elevado en cualquier época del año, no llega a bajar del 30% incluso en las épocas de reposo.

El material particulado fue analizado con un contador de partículas electrónico Coulter Counter Multisizer III dentro de un rango de partícula comprendido entre $2\text{-}60 \mu\text{m}$. Los tres picos de TPM mostraron que en la columna de agua se llegó a alcanzar los 150 millones de partículas l^{-1} , valor 6 veces superior a los contajes en épocas de reposo (< 25 millones l^{-1}). En cualquiera de los 3 *blooms* registrados, el tamaño de partícula es bajo, inferior a $20 \mu\text{m}$, que correspondería al nanoplancton. Parece existir una relación directa entre el tamaño del plancton y su dispersión (Villarino et al., 2018) de forma que cuanto más grandes son los organismos, menor es su dispersión. El pequeño tamaño de las partículas que caracterizan los *blooms* estudiados podría indicar que aunque el origen sea en la zona sur, donde se produce un mayor aporte de nutrientes, su pequeño tamaño le ayuda a dispersarse por toda la laguna.

2.3.5 Dinámica lagunar

Durante las cuatro campañas oceanográficas realizadas en el Mar Menor entre noviembre de 2016 y septiembre de 2017, se realizaron medidas de la velocidad de la corriente en toda la columna a partir de los datos del Acoustic Doppler Current Profiler (ADCP) de 1200 kHz (Figura 2.14).

Uno de los objetivos fundamentales donde radica gran parte de la importancia de la toma de estas medidas de velocidad, fue el de incorporarlas a los modelos numéricos ya existentes para la laguna del Mar Menor y así, contribuir a la validación de estos resultados con datos *in situ*.

De forma general, la laguna, lejos de tener un patrón de velocidades único para toda la columna de agua, presenta un patrón dinámico complejo con una estructura bien diferenciada en dos capas. Una capa superficial, entre $0,7\text{-}3$ metros de profundidad y una capa profunda de entre 3 metros y el fondo. Estos patrones de velocidad están fuertemente ligados a los patrones de viento, así como a diferencias termohalinas propiciadas por las diferentes entradas de agua del Mar Menor, ya sea aportes del Mediterráneo o aportes continentales.

Esta diferenciación, fundamentalmente dividida en dos capas, coincide con la establecida por el campo térmico, eliminando la capa más ligada a la superficie. Por todo ello, los resultados preliminares de la composición termohalina en combinación con la dinámica nos dan a entender

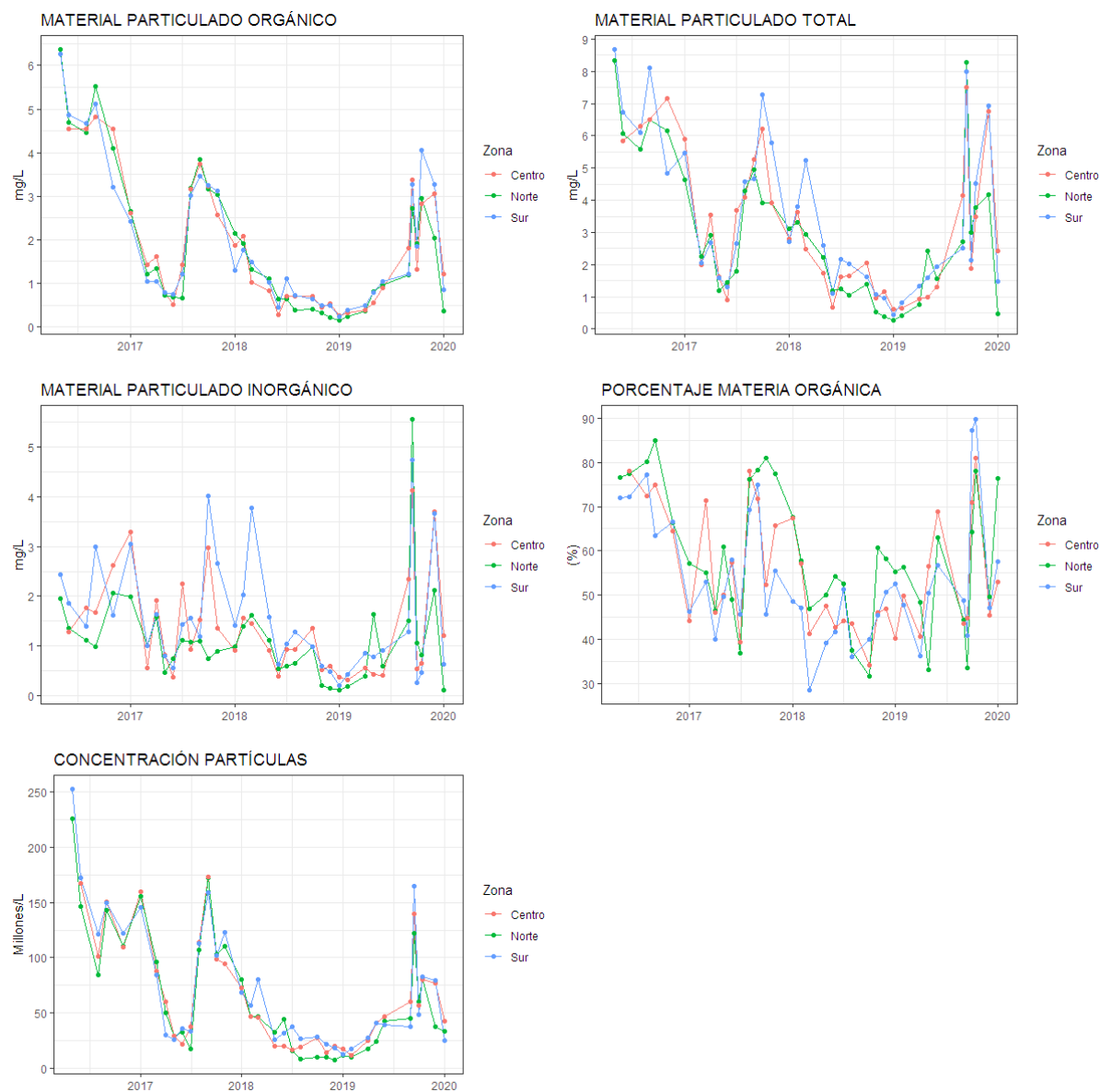


Figura 2.13: Evolución del material particulado total, concentración de partículas, material particulado inorgánico y orgánico y porcentaje de orgánico en la columna de agua en diferentes zonas del Mar Menor desde mayo de 2016. Fuente: proyecto DMMEM, IEO.

que la laguna tiene un comportamiento mayoritariamente bicapa, con una circulación general mayoritariamente ciclónica.

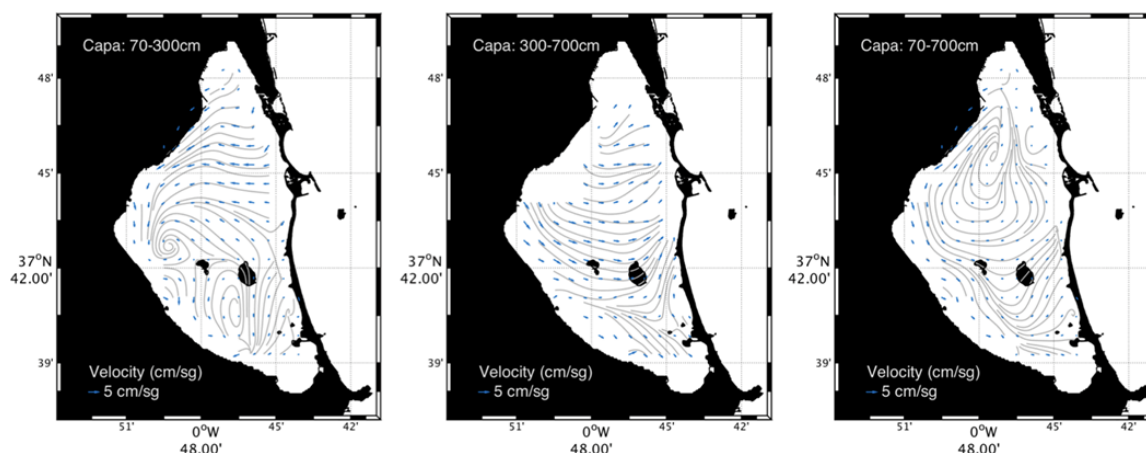


Figura 2.14: Mapas de distribución del campo de velocidad promedio de las 4 campañas (anual) para las capas superficial (70-300 cm), intermedia (300-700 cm) y total (70-700 cm). Fuente: Fraile-Nuez et al., 2018.

La capa superficial, comprendida entre los tres primeros metros de la columna de agua (70-300 cm) presenta una dinámica con transportes de este a oeste, propiciado por las entradas de agua procedentes del Mediterráneo con una velocidad promedio variable entre $2,3 - 2,6 \text{ m s}^{-1}$ (Tabla 2.3). La capa profunda, comprendida entre 300-700 cm de profundidad presenta un patrón de corriente inverso a la capa superficial, generalmente de oeste a este y algo más dinámico, con valores medios de entre $2,5 - 3,3 \text{ m s}^{-1}$. El patrón dinámico general promedio en toda la columna de agua es ciclónico para la cubeta central norte y sur y anticiclónico para la zona norte de la cubeta norte. Los valores medios anuales del promedio de la velocidad varían entre $2,5$; $2,9$ y $1,8 \text{ cm s}^{-1}$ para las capas superficiales, profundas y total, respectivamente.

Tabla 2.3: Módulo de la velocidad promedio por estación del año, anual y por capa de profundidad: intermedia (300-700 cm) y total (70-700 cm). Campañas oceanográficas: MM0216: noviembre 2016; MM0217: febrero 2017; MM0617: junio 2017; MM0917: septiembre 2017. Fuente: Fraile-Nuez et al., 2018.

Capa	Módulo de la velocidad media (cm/s)				
	Campañas				
	MM0216	MM0217	MM0617	MM0917	Anual
0-300 cm	$2,6 \pm 1,2$	$2,3 \pm 1,0$	$2,6 \pm 1,3$	$2,4 \pm 1,1$	$2,5 \pm 1,0$
300-700 cm	$3,1 \pm 1,0$	$3,3 \pm 1,3$	$2,5 \pm 0,9$	$3,3 \pm 1,5$	$2,9 \pm 0,9$
0-700 cm	$2,2 \pm 0,9$	$2,1 \pm 0,8$	$1,5 \pm 0,9$	$1,7 \pm 0,8$	$1,8 \pm 0,8$

2.3.6 Tasas de renovación lagunar

Las tasas de renovación lagunar se han obtenido a través de medidas directas de la corriente mediante el uso de un ADCP 1200 kHz en la principal gola de conexión con el Mediterráneo, el canal de El Estacio.

Los flujos de entrada y salida a través del canal de El Estacio presentan una alta variabilidad temporal, no sólo estacional y anual, sino también debida a procesos, generalmente atmosféricos, de menor escala temporal. De una forma general y con los datos recopilados con los anclajes durante las campañas del Mar Menor (2016-2017), se ha podido obtener una estimación aproximada de los flujos de entrada y salida del Mar Menor, con medias entre $0,47\text{-}0,54\text{ m s}^{-1}$ y $0,43\text{-}0,58\text{ m s}^{-1}$, respectivamente. Aunque los valores medios no varían significativamente entre estaciones del año, los valores máximos encontrados por estaciones muestran que, de las tres estaciones del año muestreadas (febrero de 2017, junio de 2017 y septiembre de 2017), los máximos se encuentran en febrero con valores de $1,28\text{-}1,29\text{ m s}^{-1}$ (Tabla 2.4).

Tabla 2.4: Variación estacional del módulo de la velocidad de la corriente durante las fases de entrada y salida por el canal de El Estacio. Campañas oceanográficas: MM0216: noviembre 2016; MM0217: febrero 2017; MM0617: junio 2017; MM0917: septiembre 2017. Fuente: Fraile-Nuez et al., 2018.

Campañas	Velocidad entrada			Velocidad entrada			Total
	Mediterráneo - Mar Menor)			Mar Menor - Mediterráneo			
	Módulo velocidad (m/s)	Dir. media (°E)	Mód. máx. (m/s)	Módulo velocidad (m/s)	Dir. media (°E)	Mód. máx. (m/s)	
MM1116	—	—	—	—	—	—	—
MM0217	$0,50 \pm 0,25$	190	1,28	$0,58 \pm 0,32$	352	1,29	$0,54 \pm 0,29$
MM0617	$0,47 \pm 0,19$	178	0,96	$0,49 \pm 0,28$	352	1,05	$0,48 \pm 0,23$
MM0917	$0,54 \pm 0,23$	185	1,01	$0,43 \pm 0,23$	357	0,99	$0,47 \pm 0,23$

El intercambio entre el Mar Menor y el Mar Mediterráneo se produce en estos momentos, fundamentalmente a través de El Estacio, en tanto que las otras dos conexiones (Encañizadas y Marchamalo) apenas tienen una transferencia significativa en comparación con el flujo de El Estacio. Por este motivo, en este estudio nos hemos centrado exclusivamente en el flujo de intercambio de El Estacio para la obtención de las tasas de renovación del Mar Menor.

Tabla 2.5: Tiempos de renovación en la laguna del Mar Menor. Se muestran estos valores en el contexto de un análisis de sensibilidad de los resultados a las diferentes variables que intervienen en los cálculos. Campañas oceanográficas: MM0216: noviembre 2016; MM0217: febrero 2017; MM0617: junio 2017; MM0917: septiembre 2017. Fuente: Fraile-Nuez et al., 2018.

Campañas	Flujo en El Estacio (hm3)	En función de los flujos en El Estacio	Tiempos de renovación (años)			
			Evaporación - precipitación		Aportes desde tierra	
			+20%	-20%	+20%	-20%
MM1116	0,5	3,27	3,22	3,33	—	—
	0,8	2,11	2,09	2,13	—	—
MM0217	+0,98 (3 días)	1,72	1,7	1,73	—	—
	-2,98 (7 días)	0,55	—	—	0,54	0,56
MM0617	-1,44 (20%)	1,23	—	—	1,2	1,27
	-1,44 (-20%)	1,72	—	—	1,66	1,79
MM0917	1,09 (20%)	0,96	0,91	1,02	—	—
	1,09 (-20%)	1,26	1,17	1,36	—	—

De estos resultados y de los extraídos de la aplicación del test de sensibilidad, se determina que la variabilidad de la tasa de renovación es entre un 10-15% debido a los valores inicialmente empleados para la transferencia con la atmósfera. En cuanto a la variabilidad producida por los cambios en los aportes de tierra, se ha estimado en tan sólo un 10%. Por tanto, la variable que genera mayor incertidumbre en la estimación del tiempo de renovación es el flujo en El Estacio, esto es, el intercambio entre el Mar Menor y el Mediterráneo.

En general, nuestros resultados muestran que independientemente de la alta variabilidad de los datos, los tiempos de renovación del Mar Menor se encuentran en el orden de 1 año. Aunque para la campaña de noviembre de 2016 las tasas fueron marcadamente mayores, del orden de 2-3 años, es conveniente tener en cuenta que en esa campaña no se dispuso de datos directos para estimar los flujos, con lo que probablemente sea la estimación menos exacta de cuantas ofrecemos. Durante la campaña de febrero de 2017, tres días de tormenta produjeron una alta variabilidad en los resultados, sin embargo, durante esta estación del año, se produce la mayor tasa de renovación lagunar, la cual, duplica la del resto de estaciones con 0,55 años. En cambio, en junio y septiembre de 2017 se obtienen valores más estables, en torno a 1 año (Tabla 2.5).

2.4 Nutrientes

Las medias mensuales de concentración de nutrientes inorgánicos disueltos en el Mar Menor obtenidas entre 1980 y 2019 (Figura 2.15) muestran claramente diferentes períodos probablemente relacionados con cambios en la gestión medioambiental de la laguna y su entorno (como pueden ser cambios en la depuración de las aguas residuales o actuaciones que afectaron a los flujos de agua y sus tasas de renovación). Así por ejemplo, los datos de nitrato indican que hasta comienzos de los años 90 su concentración mensual media rara vez sobrepasó el valor de 1 M, mientras que a partir de esa fecha, el promedio fue mayor, con concentraciones máximas registradas superiores a 8 M. En contraste, el fosfato pareció seguir la dinámica temporal opuesta

dado que en ese primer periodo se registraron concentraciones de hasta $2,5 \text{ M}$, valores muy altos que, a partir de los años 90, no volvieron a registrarse. De acuerdo con estos datos (que en todo caso son incompletos para realizar un análisis exhaustivo), la laguna pudo pasar en los años 90 de un periodo en el que el nitrógeno inorgánico disuelto (NID) fue el elemento limitante del crecimiento vegetal a otro en que sus concentraciones relativas al fosfato (N:P) fueron próximas a la razón molar de Redfield (esto es, una ratio N:P de alrededor de 16). No obstante, estos datos no consideran la posible variabilidad horizontal en la distribución de nutrientes, la cual ha podido ser sustancial. En este sentido, se tiene constancia, por ejemplo, en un estudio realizado a partir de 2009 de que se producían aportes significativos de fosfato a través de la rambla del Albujión, principalmente por los aportes de las aguas residuales urbanas de la EDAR de Los Alcázares, que no siempre han contado con un tratamiento adecuado. De hecho en abril de 2009 la concentración de fosfatos aguas arriba del vertido de la EDAR en el canal D7 era de $0,84 \mu\text{mol l}^{-1}$, y aguas abajo de la misma superaba los $18 \mu\text{mol l}^{-1}$, aunque en otros muestreos realizados en verano y otoño de ese año también se detectaron concentraciones superiores a $15 \mu\text{mol l}^{-1}$ aguas arriba.

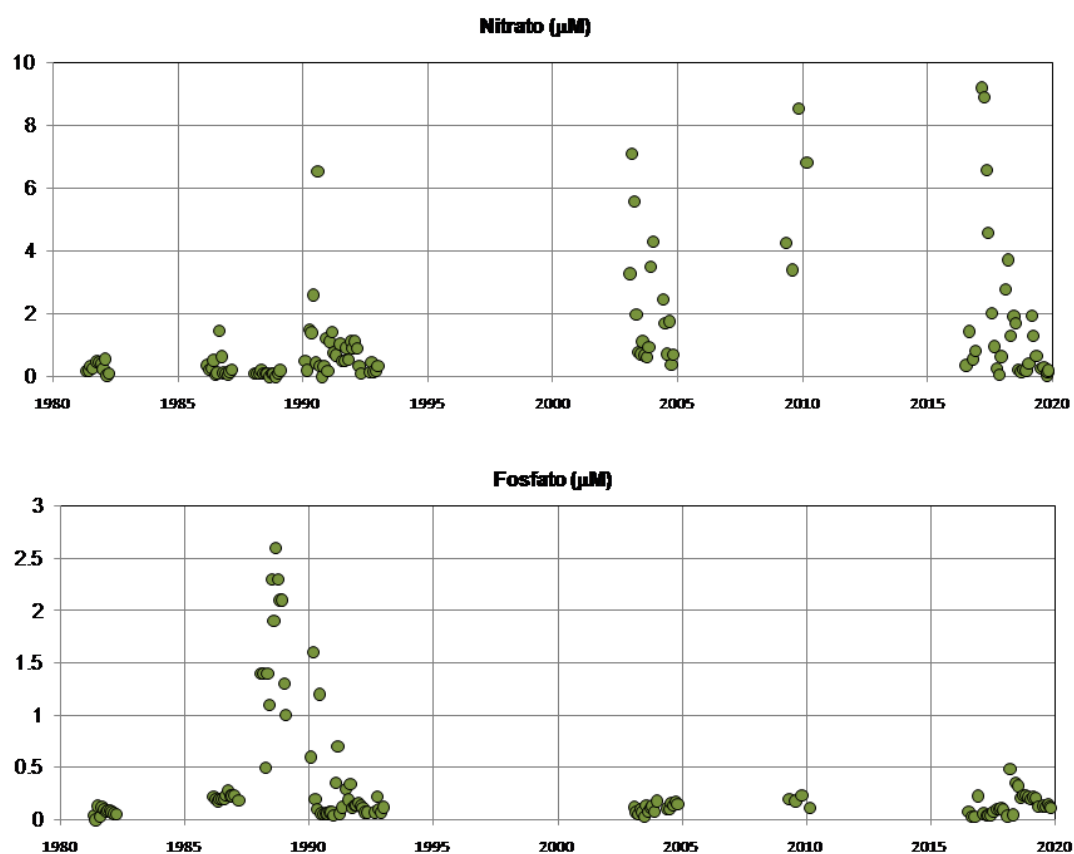


Figura 2.15: Promedio mensual de la concentración de nitrato y fosfato en la laguna del Mar Menor calculado a partir de informes y trabajos realizados por el Instituto Español de Oceanografía. Se incluyen además los datos generados desde 2016 por el IEO. Fuente: varias IEO.

La distribución de nitratos, nitritos y fosfatos en el agua superficial de la laguna en primavera, verano y otoño de 2009, que se realizó en el proyecto DECOMAR, se muestra en la Figura 2.16. Como se puede apreciar la distribución era heterogénea en la laguna, con las concentraciones máximas en el área de influencia de la rambla del Albujión, especialmente para nitratos. Además, se evidenció la entrada de nutrientes por otras vías, en todas las épocas del año estudiadas, como

por ejemplo en la zona norte en Santiago de la Ribera probablemente por la descarga de aguas subterráneas. Esta zona es una en la que los indicadores de descarga de agua subterránea (agua de poro en la playa, perfiles de salinidad en la orilla) sugieren una zona preferente de descarga (Barberá, datos inéditos). Para el nitrito es interesante las altas concentraciones en el frente costero de la Marina del Carmolí que podrían estar relacionadas con la descarga subterránea a través de este humedal con gran potencial desnitrificador. En el caso del fosfato en 2009 hay que indicar que los aportes procedían tanto de la actividad agrícola como del efluente de la estación de depuración de aguas residuales (EDAR) de Los Alcázares y/o de urbanizaciones aguas arriba. En esta época una fuente importante de fosfatos la constituían los detergentes para ropa hasta su prohibición el 30 de junio de 2013 y para los detergentes para lavavajillas automáticos en 2017 (Reglamento (UE) No259/2012). Posteriormente la mejora de la depuración de la EDAR de Los Alcázares, incluyendo tratamientos terciarios, permitió la reutilización para riego agrícola a partir de 2015.

Los datos registrados a partir de 2016 por el IEO evidencian que esta dinámica de nutrientes fue considerablemente modificada (ver Figuras 2.17 y 2.18 para un análisis detallado). Así, por ejemplo, entre 2016 y 2019 se obtuvieron algunos picos de nitrato con concentraciones por encima de 10 M. Es de destacar que estos picos anuales se produjeron en los primeros meses del año y tendieron a reducirse desde 2017 a 2019. Si se tiene en cuenta el amonio, las concentraciones de NID alcanzaron puntualmente más de 25 M, que en el medio costero serían propias de un sistema eutrófico. Comparativamente, el fosfato presentó picos menores en relación con las concentraciones registradas con anterioridad a 2016, aunque puntualmente son también destacables las concentraciones relativamente altas obtenidas en 2018. En conjunto estos datos indicarían una concentración de NID muy alta desde finales de 2016 hasta la primera mitad de 2018.

Si se compara la concentración de nitrato en 2016-2019 con la salinidad, se obtiene una correlación negativa significativa entre ambas variables (Figura 2.19). Es de destacar que si se hace la misma comparación con los datos previos a ese periodo, no se encuentra correlación alguna. Si se asume que la salinidad es un indicador indirecto de los aportes de agua a la laguna (cuanto menores sean estos mayor es la salinidad), esta correlación negativa indicaría que las mayores concentraciones de NID están ligadas a periodos de mayor aporte de agua y/o mayores tasas de renovación. En condiciones de muy baja renovación, y puesto que el nitrato debe ser en principio rápidamente consumido por los organismos fotosintéticos, es de esperar que los aportes no se reflejen plenamente en la columna de agua. Es decir, que en un sistema como el Mar Menor, con escaso volumen y donde las tasas de renovación son en general muy bajas, la concentración de nutrientes puede no reflejar su disponibilidad real dado que pueden sufrir transformaciones biogeoquímicas muy rápidas o bien pasar a formar complejos con elementos disueltos y particulados, todo lo cual podría llevar a que se depositen en el sedimento, constituyendo este un depósito que puede ser posteriormente movilizado dependiendo de las condiciones ambientales. En tanto no se tenga información completa de las concentraciones de nitrógeno y fósforo en sus diferentes formas inorgánicas y orgánicas, no es posible hacer un balance completo de los mismos en la laguna.

Destaca también la alta variabilidad en la concentración de silicato en la laguna durante el periodo posterior a 2016, con concentraciones puntuales por debajo de 1 M en 2018 y 2019 y por encima de 40 M en la segunda mitad de cada uno de los periodos anuales analizados. Estos últimos altos valores son los usualmente encontrados antes de 2016. La sílice es utilizada por las diatomeas para su crecimiento (un componente importante del fitoplancton), dado que forma parte de su cubierta externa. Por tanto, el silicato puede ser considerado un nutriente regulador del crecimiento de este grupo (además del nitrógeno y fósforo que lo son para toda la comunidad vegetal). En principio la sílice se debe encontrar al menos en una proporción 1:1 en relación con el nitrógeno para un crecimiento óptimo. Durante la mayor parte del periodo analizado, la ratio

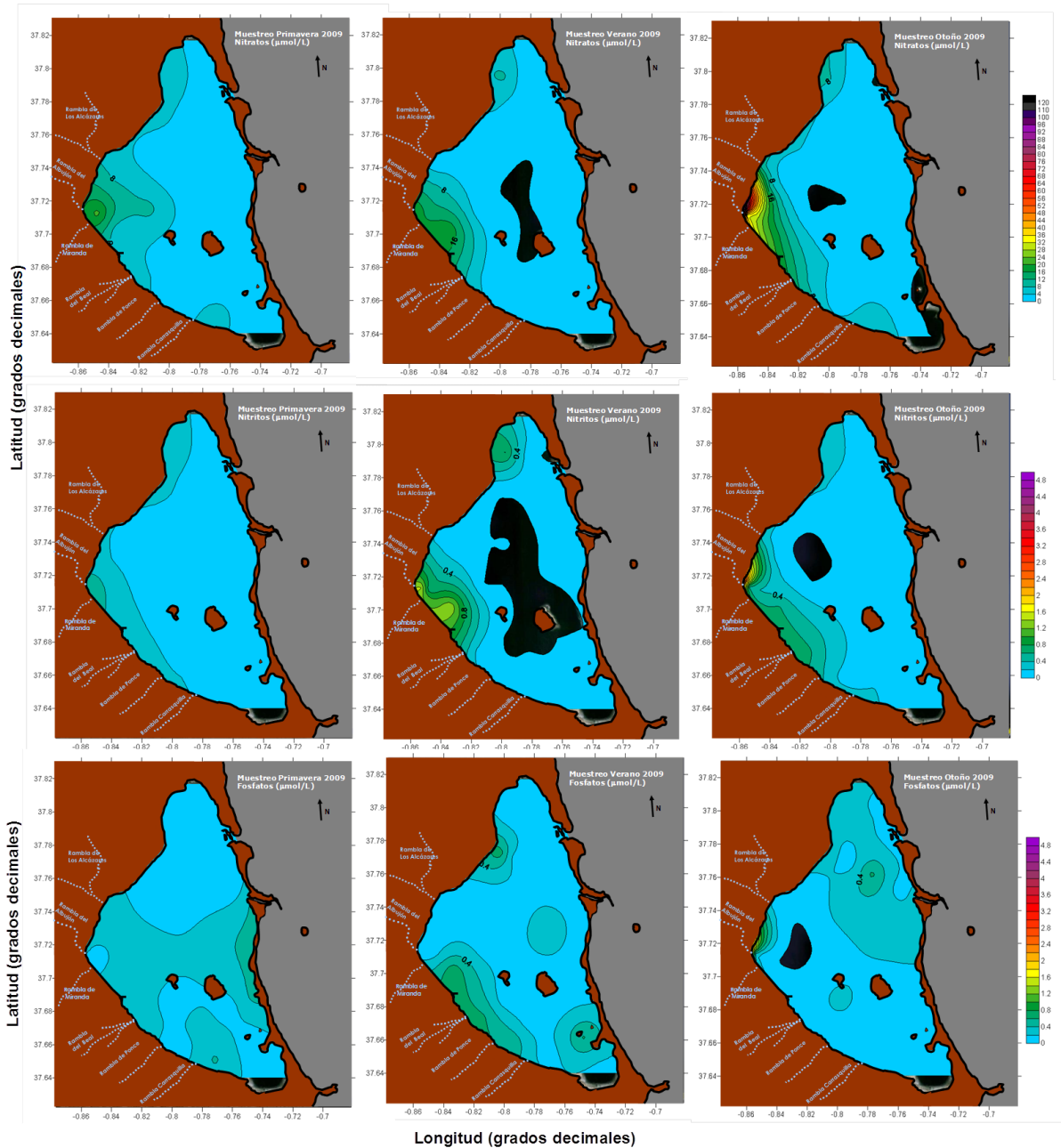


Figura 2.16: Distribución de nitratos, nitritos y fosfato (mol l^{-1}) en el agua superficial de la laguna en primavera, verano y otoño de 2009. Se muestra la interpolación de las concentraciones partiendo de 31 puntos distribuidos en toda la laguna (proyecto DECOMAR).

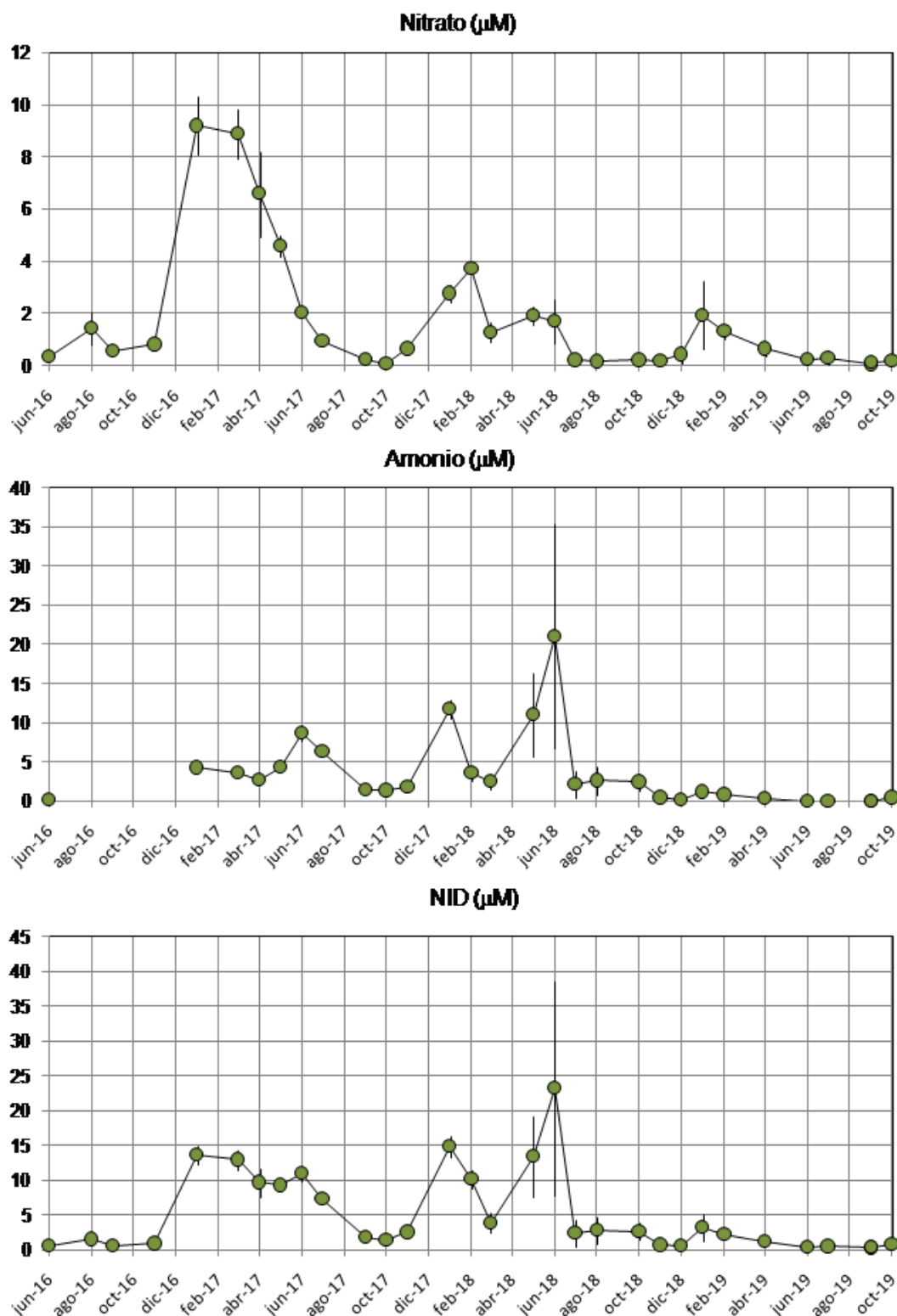


Figura 2.17: Concentración de diferentes formas de nitrógeno inorgánico disuelto (NID), incluyendo la suma de las tres formas analizadas (nitrato, nitrito y amonio). Debe notarse que la escala del eje y es diferente para cada variable y que no se dispone de datos de amonio entre julio y diciembre de 2016. Los valores son concentraciones promediadas para las tres estaciones de muestreo (las líneas verticales indican la desviación estándar).

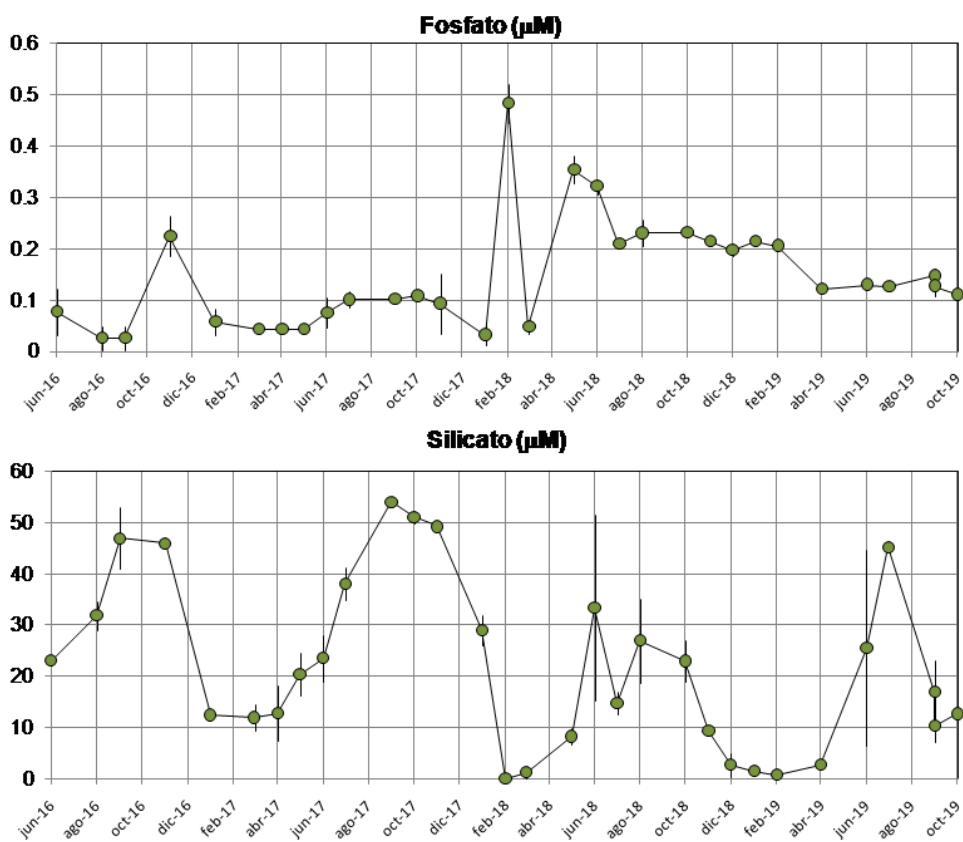


Figura 2.18: Evolución de las concentraciones de fosfato y silicato durante 2016-2019. Los valores son concentraciones promediadas para las tres estaciones de muestreo (las líneas verticales indican la desviación estándar).

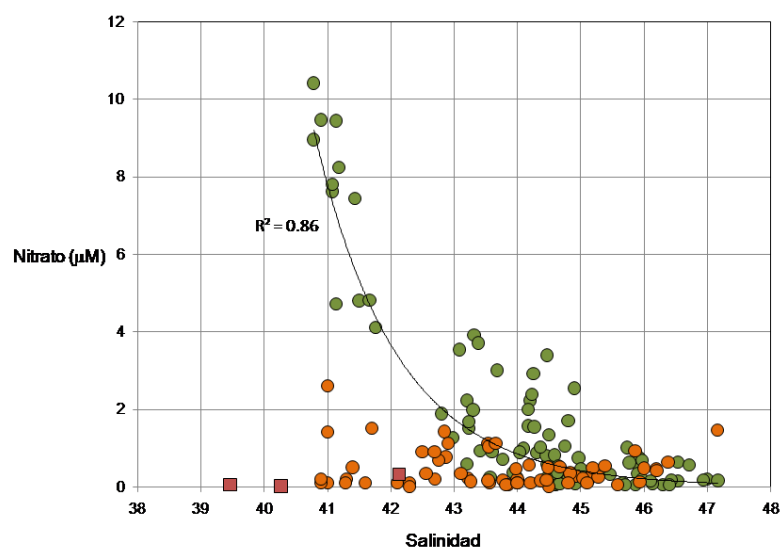


Figura 2.19: Relación entre la concentración de nitrato y la salinidad de superficie en el periodo 2016-2019 (puntos verdes; los datos obtenidos tras el episodio de inundaciones de 2019 son excluidos de esta comparación - cuadrados rojos). Los puntos naranja muestran los datos del periodo previo.

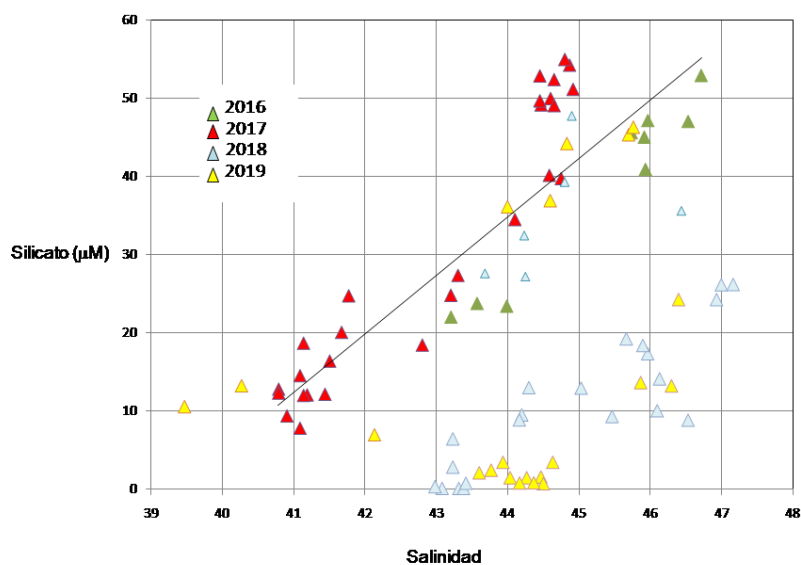


Figura 2.20: Relación entre la concentración de silicato y la salinidad de superficie en los diferentes periodos anuales analizados. Se muestran los datos obtenidos en cada estación de muestreo.

N:Si fue próxima o menor a ese valor, lo que lleva a pensar que la sílice estuvo habitualmente en exceso y por tanto no fue un elemento limitante del crecimiento del fitoplancton. Si esto es así, las enormes oscilaciones en la concentración de silicato no deben estar relacionadas sólo con su consumo por el fitoplancton. De hecho, el análisis de la variación de la salinidad y la concentración de silicato entre 2016 y enero de 2018 muestra que hubo una correlación positiva entre ambas variables (Figura 2.20). Debe notarse que esta relación es justo la contraria a la obtenida para el nitrato. Si de nuevo asumimos la hipótesis de que la salinidad indica el grado de mezcla del agua de la laguna con aportes externos, esto indicaría que hay un aporte endógeno de silicato, probablemente procedente del sedimento y de los procesos biogeoquímicos que allí ocurren. De ser así, se constata que en el periodo analizado la laguna presenta escasa capacidad para regular sus flujos de intercambio entre el sedimento y la columna de agua, probablemente por la pérdida de la cubierta vegetal que actúa amortiguando este proceso. Sin duda la pérdida de la cubierta vegetal ha tenido un papel sustancial en el cambio de los ciclos biogeoquímicos de la laguna, dado que probablemente ha contribuido a modificar la dinámica de nutrientes en la columna de agua. Es probable también que la alta variabilidad que se describe a continuación en la clorofila, las comunidades de fitoplancton y por ende, las características ópticas del agua, entre 2016 y 2019 esté relacionada con esta nueva etapa de inestabilidad.

2.5 Clorofila a y comunidad fitoplanctónica

La disponibilidad de nutrientes es uno de los principales factores que controla el crecimiento del fitoplancton, por lo que éste normalmente responde de forma directa a su incremento. La clorofila a (en adelante chl-a) en la columna de agua es un estimador de la biomasa de fitoplancton que se utiliza comúnmente como indicador de eutrofización en ecosistemas acuáticos (Margalef, 1974). Se asume que un aumento de la concentración de clorofila es indicativo de un incremento de la disponibilidad de nutrientes en el sistema, independientemente de que el tiempo de respuesta entre el impacto (el aporte alóctono de nutrientes) y su efecto (aumento de la clorofila) varíe de un sistema a otro dependiendo de factores intrínsecos (Cloern, 2001). Por ejemplo, en algunos sistemas costeros esta relación entre incremento de los aportes de nutrientes y clorofila se manifiesta en una escala temporal de semanas mientras que en otros casos se trata de un proceso tendencial que se verifica en escala de meses e incluso años, aunque aun así se pueden dar episodios puntuales de crecimiento explosivo del fitoplancton sin aparente relación directa con un evento puntualmente importante de contaminación.

2.5.1 Evolución de la concentración de clorofila superficial del Mar Menor (50 años)

En la Figura 2.21 se muestra la evolución de la chl-a desde 1998 hasta 2018 (20 años) en la columna de agua del Mar Menor. Esta serie temporal de clorofila ha sido obtenida a partir de datos satelitales y calibrados con medidas de chl-a *in situ*, recogidas por el equipo del IEO del Centro Oceanográfico de Murcia en los años 2002-2003 y durante el periodo 2016-2018 (proyecto DMMEM). Aunque hay que ser precavido con el uso del satélite en estas zonas someras donde la reflectividad del fondo contribuye a la señal, se encuentra una correlación significativa entre la clorofila calculada con el satélite y los datos *in situ* ($r^2=0,88$, $p<0,001$). Esta serie temporal ha sido completada con medidas directas, *in situ*, realizadas en los periodos 1981-82 (IEO, datos no publicados) y 1990-1992 (Cano et al., 1997).

De acuerdo con estos datos y la revisión realizada por Rosique (2000), en la década de 1980, los valores de chl-a no superaban 1 mg m^{-3} . En la década de 1990, los valores disponibles variaron entre $0,03 \text{ mg m}^{-3}$ y $0,75 \text{ mg m}^{-3}$, incluso frente a sitios como la desembocadura de la rambla

del Albuñón y Los Urrutias. Con estos valores, el sistema correspondía a un estado oligotrófico (Margalef, 1974), aunque Mas (1994) ya apuntaba la existencia de episodios más propios de estados eutróficos, que tenían lugar algún año en primavera o en otoño, alcanzando ocasionalmente valores de $1\text{-}3\text{ mg m}^{-3}$, en ocasiones relacionados con aportes de episodios de lluvias torrenciales (Figura 2.22). Los datos indican precisamente una elevada variabilidad interanual, incluso entre años consecutivos, hasta tal punto que no se llega a identificar un patrón estacional claro y recurrente, en buena medida debido a la variación en la intensidad y frecuencia de estos eventos. En la década de 2000 ya se observaban algunos valores máximos que alertaban más claramente del riesgo de eutrofización, especialmente en el área de influencia de la rambla del Albuñón (Velasco et al., 2006; Lloret et al., 2005.). Del análisis de estos datos (serie de la Figura 2.21) se obtiene que entre la década de 1980 y los 2010, la clorofila muestra una tendencia al aumento muy suave a una tasa de $0,38\text{ mg m}^{-3}$ por década (Figura 2.23). Pero no es hasta 2012 cuando la tendencia general de esta variable en la laguna cambia de forma significativa, incrementando hasta 1 orden de magnitud respecto a la tendencia mantenida en las décadas anteriores (Figura 2.21). En este nuevo periodo, se produce un cambio significativo en el patrón de clorofilas, encontrándose valores máximos de hasta 20 mg m^{-3} . En este intervalo temporal, entre 2014 y 2018, la tasa de incremento aumenta significativamente hasta alcanzar valores de $14,5\text{ mg m}^{-3}$ por década.

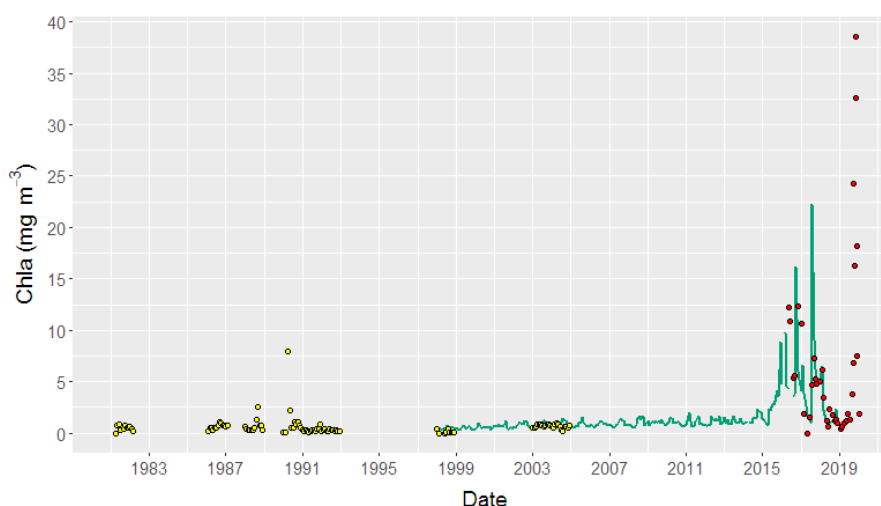


Figura 2.21: Serie de clorofila superficial satelital entre 1998-2018 para el Mar Menor de la “Mediterranean Sea monthly interpolated Surface chlorophyll concentration from multi satellite and sentinel-3 OLCI observations at 0,01 deg. Resolution” de Copernicus entre los años 1998-2018 (20 años). La serie ha sido corregida con datos in situ de fuente propia del IEO durante los años 2003 y 2016-2018 (círculos rojos).

De acuerdo con lo anterior, en los primeros meses de 2016 se confirmó un crecimiento excepcional de la comunidad fitoplanctónica (Aguilar et al., 2016; Informe IEO 2016; Erena et al., 2019), que culminó en verano de 2016 con valores máximos de clorofila nunca registrados previamente. Las aguas se volvieron turbias y de color verde en toda la laguna (es la denominada crisis eutrófica de 2016 en el Mar Menor, popularmente conocida como “sopa verde”). En 2018, la clorofila y la transparencia del agua del Mar Menor volvieron a valores similares a los existentes antes del evento de 2016, lo que desde ciertos ámbitos se interpretó como una recuperación del ecosistema. Sin embargo, investigadores tanto del IEO como de otros organismos científicos y académicos advirtieron que la evidencia científica disponible sobre la elevada complejidad del ecosistema lagunar y su propia dinámica (p. ej. elevada variabilidad interanual), así como

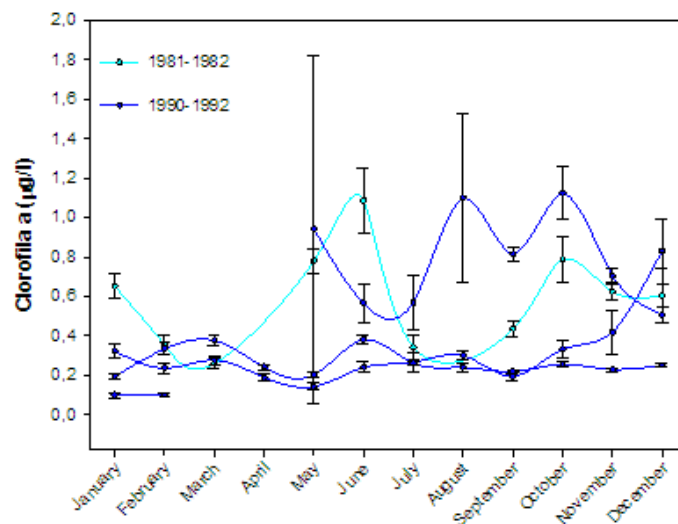


Figura 2.22: Variación estacional de la clorofila a en las décadas de 1980-1990. Medición de Chl-a directa en muestras de agua mediante espectrofotometría. Fuentes: Argeo et al., 1982; Cano et al., 1990.

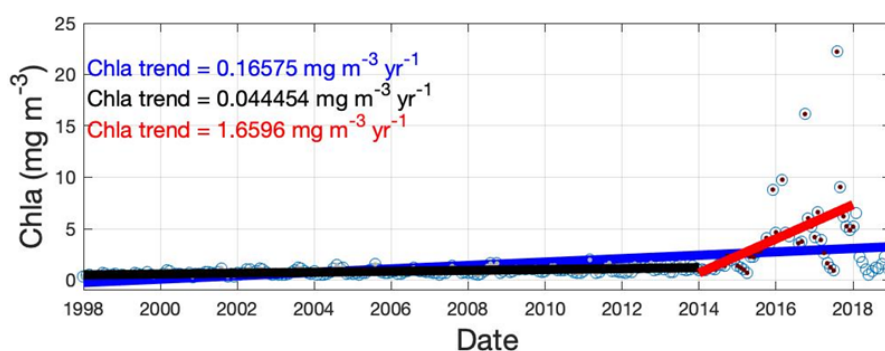


Figura 2.23: Análisis de tendencias de la serie temporal de clorofila a mostrada en la Figura 2.21. Fuente: Fraile-Nuez, IEO.

los profundos cambios experimentados, no apoyaban un diagnóstico de recuperación, y menos basándose únicamente en la transparencia del agua y los niveles de clorofila. De hecho en 2019, los meses previos a la DANA de septiembre (ver apartado [2.9 Impacto de los episodios de DANA en el Mar Menor](#)), la chl-a mostró una clara tendencia de aumento desde febrero hasta valores, que si bien no eran tan elevados como los máximos de 2016-2017, si eran significativamente más elevados en toda la laguna que los valores registrados en décadas anteriores (sin tener en cuenta perturbaciones locales o temporales, como se ha comentado anteriormente) (Figura 2.24). La turbidez (como coeficiente de atenuación de la luz, k), también mostró una clara tendencia de aumento, paralela a la chl-a, alcanzando valores más próximos a los periodos de aguas turbias de años anteriores (apartado [2.8 Turbidez y praderas marinas](#)).

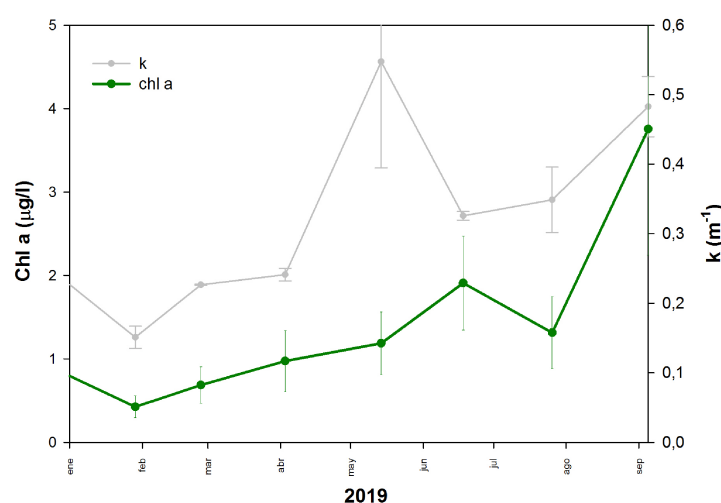


Figura 2.24: Evolución de la chl-a y el coeficiente de atenuación de la luz (k) en 2019, 8 meses antes de la DANA de septiembre.

Estos cambios en la concentración de clorofila durante la primera fase de la crisis eutrónica se reflejaron también en cambios en la comunidad fitoplanctónica. Probablemente, uno de los más llamativos es la alta abundancia de *Synechococcus* registrada en 2016 (Figura 2.25). Destacan también los posteriores picos de abundancia de diatomeas y dinoflagelados (Figura 2.26), en muchos casos no coincidentes entre sí. *Synechococcus* es una cianobacteria de alrededor de una micra, esto es, con un tamaño de entre uno y tres órdenes de magnitud menor que la mayoría de diatomeas y dinoflagelados marinos. Por tanto, esta sucesión de picos de abundancia de unas y otras especies indica que la comunidad fitoplanctónica en la laguna presentó un alto dinamismo entre 2016 y 2019. Por otro lado, hay que tener en cuenta que los muestreos mostrados en las Figuras 2.25 y 2.24 comenzaron en mayo, ya avanzada la primera fase del episodio de eutrofización; muestras recogidas con anterioridad (que fueron examinadas no sólo por el laboratorio del IEO), indican que la abundancia de células de fitoplancton de pequeño tamaño y diatomeas fue incluso mayor a la mostrada. Los datos disponibles anteriores a 2015 sobre la composición del fitoplancton en el Mar Menor son en general muy escasos (al menos por lo que tenemos conocimiento). Gilabert et al. (2001) describió un ciclo estacional basado en muestras recogidas a finales de la década de 1980 en que se producen picos de abundancia de la diatomea *Nitzschia closterium* en verano (del orden de 10^6 cél l⁻¹) mientras que durante el resto del año la comunidad es dominada por *Rhodomonas*, *Cryptomonas* y la diatomea *Cyclotella*. Hay que señalar que en este estudio no se describió la comunidad de menor tamaño que sí fue analizada por Ghai et al. (2012) en muestras recogidas en 2010. Según los datos de este último autor, la abundancia de *Synechococcus* en su estudio fue aproximadamente un orden de magnitud menor que los mayores picos obtenidos en el periodo 2016-2019; además, estas células apenas representaron el 9% del biovolumen de fitoplancton, mientras que en algunas muestras de 2016 fueron el

principal grupo. La máximas abundancias de *Synechococcus* obtenidas en nuestro estudio son comparables con las descritas en la Albufera de Valencia, que ha sido clasificada como hiper-eutrófica (Romo et al., 2008) y similares a las de otros lagos hipereutróficos del Mediterráneo (unas $5 \cdot 10^9$ cél l⁻¹; Caroppo, 2000; Camacho et al., 2003). De acuerdo con estos datos, todo indica que las abundancias de algunos grupos de fitoplancton durante la crisis eutrófica del Mar Menor son las mayores nunca registradas, así como que sus patrones de variabilidad estacional no están plenamente relacionados con los que se han descrito previamente en la laguna (por ejemplo, los mayores picos de abundancia de diatomeas se encontraron en invierno en lugar de verano). En todo caso, estas abundancias de fitoplancton explican las altas concentraciones de clorofila a durante 2016-2019, si bien la especie principal que las causó cambió a lo largo del periodo.

Los datos disponibles indican que *Synechococcus* pudo tener un papel relevante en las primeras fases de iniciación del episodio. En la literatura existen varios ejemplos de ecosistemas costeros (incluidas lagunas costeras) afectados por crecimientos explosivos de esta especie u otras no relacionadas taxonómicamente aunque sí morfológicamente por presentar pequeño tamaño (Sunda et al., 2006). Según estos autores, los *blooms* protagonizados por estas especies se caracterizan por su prolongada duración, así como por perturbar severamente el ecosistema, a menudo provocando el colapso de las comunidades bentónicas y por tanto la completa alteración del mismo. Estos episodios severos se denominan ‘floraciones de algas disruptivas del ecosistema’ (EDABs en sus siglas inglesas) y de acuerdo con la literatura más reciente representan un problema global relacionado con la tendencia al aumento de la contaminación por nutrientes. Según los autores citados, las especies de fitoplancton causantes de EDABs (entre ellas *Synechococcus*) son difícilmente digeribles por el zooplancton; esta ausencia de consumidores ligada a una alta disponibilidad de nutrientes, explica que estos episodios una vez iniciados se retroalimenten positivamente y tengan una duración muy larga en comparación con otro tipo de floraciones de fitoplancton que ocurren en las zonas costeras. Además, como muestra Buskey (2008), las reducidas tasas de renovación del agua en lagunas costeras pueden contribuir a la persistencia del episodio. Un aspecto interesante resaltado por estos autores (aunque no totalmente confirmado de manera experimental), es que las especies causantes de EDABs pueden utilizar no sólo nutrientes inorgánicos para su crecimiento (esto es, nitratos y fosfatos), sino también algunas formas orgánicas, lo que les confiere capacidad de crecer incluso cuando las concentraciones de nutrientes inorgánicos no se detectan altas.

La alta abundancia de células fitoplanctónicas de pequeño tamaño obtenidas en 2016, la alta concentración de clorofila y consiguiente disminución de la transparencia de la columna de agua, la probable alta disponibilidad de nutrientes en muy diferentes formas y la constatada alteración de las comunidades de macroalgas y angiospermas en la laguna del Mar Menor, permiten calificar la crisis eutrófica de 2016 como un episodio de EDAB. Los cambios posteriores a 2017 muestran claramente que este episodio ha alterado significativamente el funcionamiento del ecosistema lagunar por lo que el aparente control que éste ejercía sobre el fitoplancton en las décadas anteriores se ha perdido y con ello el comportamiento del sistema planctónico también ha cambiado, haciéndose más fluctuante. La alternancia de periodos de aguas claras con periodos de aguas turbias será probablemente la nueva realidad del ecosistema marmenorense.

2.6 Comunidad microbiana

Los microorganismos son los habitantes más abundantes de los océanos. Éstos albergan una inmensa diversidad, genética y funcional, y son indispensables para el buen funcionamiento de los ecosistemas marinos ya que son los encargados de controlar los ciclos de nutrientes. Los procariotas, además de ser responsables de gran parte de la producción primaria que ocurre en

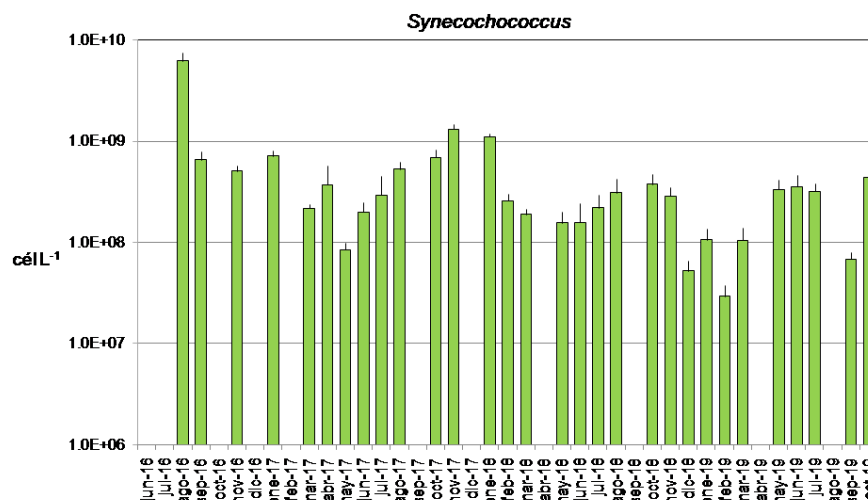


Figura 2.25: Variación temporal de la abundancia de *Synechococcus* entre 2016 y 2019. Los valores son el promedio de todas las muestras analizadas en cada periodo (entre 2 y 6 muestras). Las líneas verticales sobre las barras indican la desviación estándar. Debe notarse que la escala es logarítmica.

el océano, son responsables de la mayor parte de la respiración y son cruciales en la mayoría, si no en todas, las transformaciones clave en los ciclos de nitrógeno, fósforo, azufre, hierro y otros metales. Además, los microorganismos responden rápidamente a los cambios en las condiciones ambientales, como por ejemplo a la entrada de nutrientes o a eventos de contaminación aguda. Por ello, evaluar los cambios en las comunidades microbianas tiene potencial como indicador del buen estado ambiental de los ecosistemas marinos. La respuesta de la comunidad microbiana puede darse en forma de cambios en su abundancia, pero sobre todo se da en cambios en la composición y estructura de la comunidad (es decir, en los taxones presentes y sus abundancias relativas) así como en su actividad metabólica.

Por todo ello, es crucial conocer la dinámica de las comunidades microbianas en la laguna del Mar Menor, sobre todo en el contexto del ciclo del nitrógeno. Los microorganismos controlan este ciclo a través de múltiples transformaciones que contribuyen a la entrada del nitrógeno (fijación de N_2) y su retención (nitrificación, asimilación y reducción asimilatoria de nitrato), así como a la pérdida del nitrógeno (desnitrificación, oxidación anaerobia de amonio y oxidación anaeróbica de metano dependiente de nitrito).

Sin embargo, los datos disponibles sobre la abundancia y composición de las comunidades microbianas del Mar Menor son muy escasos. Dentro del proyecto DMMEM para la monitorización de la eutrofización del Mar Menor se han tomado muestras para determinar la abundancia de bacterias heterotróficas mediante citometría de flujo siguiendo el protocolo de Gasol y Moran (2015). En la Figura 2.27 se muestran los recuentos desde agosto de 2018 hasta febrero de 2019 así como los datos de clorofila *a* para el mismo periodo. Los recuentos de bacterias variaron hasta un orden de magnitud, entre $1,9 \cdot 10^6$ y $2 \cdot 10^7$ cél ml⁻¹. Se observa una disminución progresiva en la abundancia de bacterias a lo largo de la serie temporal analizada, desde su máximo entre septiembre y noviembre de 2016, con algunas oscilaciones que podrían estar asociadas a la estacionalidad natural de la laguna pero también a los cambios sufridos por otros compartimentos

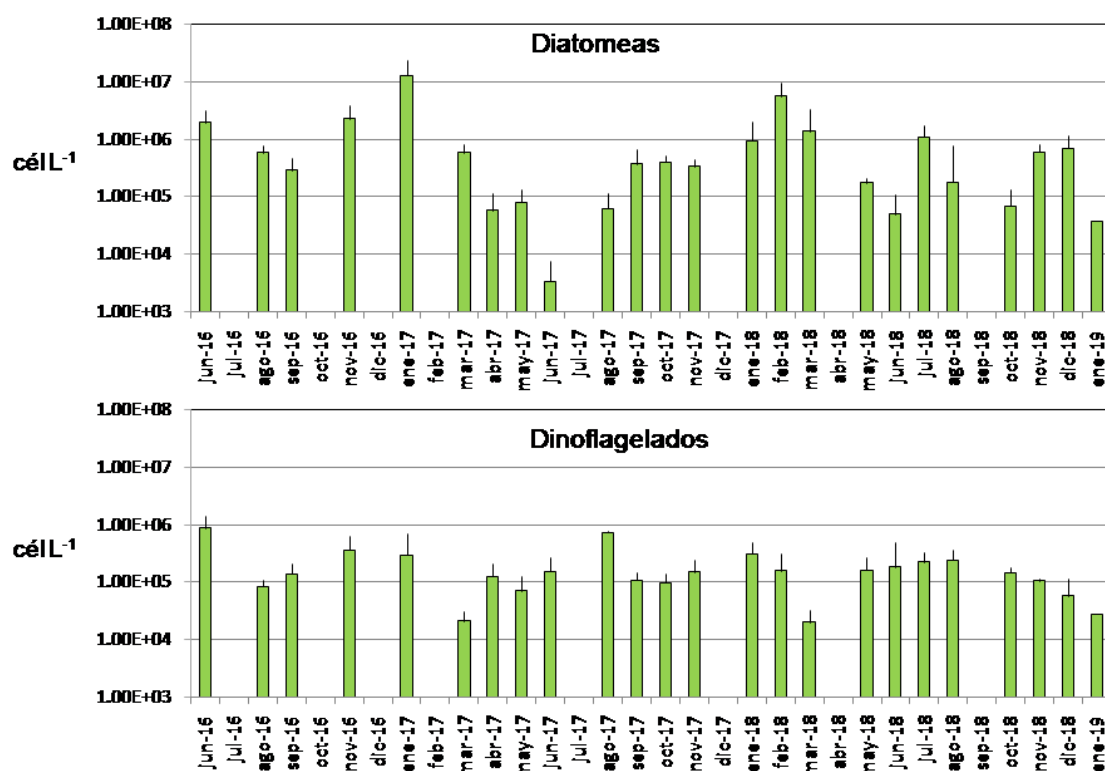


Figura 2.26: Variación temporal de la abundancia de diatomeas y dinoflagelados entre 2016 y 2019. Los valores son el promedio de todas las muestras analizadas en cada periodo (entre 2 y 6 muestras). Las líneas verticales sobre las barras indican la desviación estándar. Debe notarse que la escala es logarítmica.

del ecosistema planctónico. De hecho, se observa una correlación significativa entre el número de bacterias y la concentración de clorofila a (correlación de Pearson, $R=0,57$, $p=0,006$), lo que podría indicar que la abundancia de bacterias está relacionada con variaciones en la producción primaria por parte del fitoplancton.

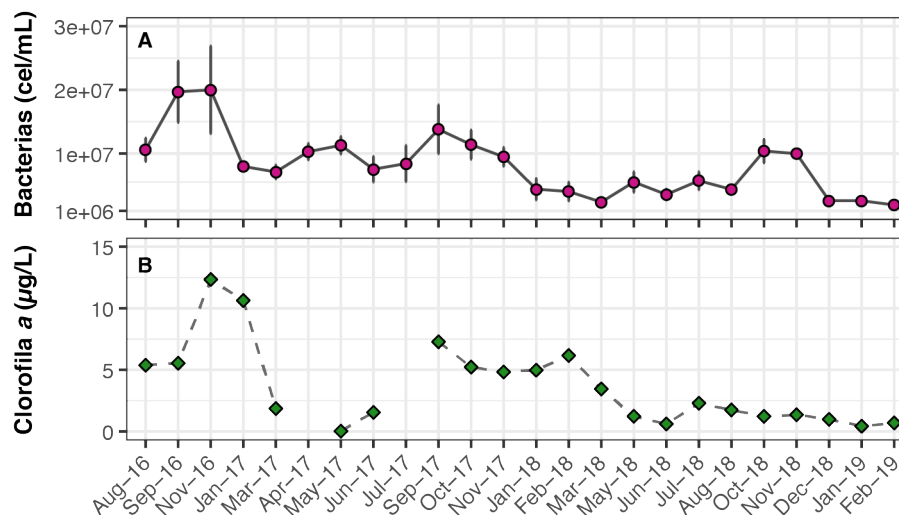


Figura 2.27: Evolución de la concentración de bacterias heterotróficas (A) y de clorofila a (B) en la columna de agua del Mar Menor entre agosto de 2016 y febrero de 2019. Los valores son el promedio de todas las muestras analizadas en cada periodo (entre 2 y 6 muestras). Las líneas verticales indican la desviación estándar.

A pesar de ser un parámetro que se ha medido rutinariamente por la sencillez en la toma y procesamiento de muestras, la abundancia de bacterias heterotróficas es una variable poco informativa sobre el estado de la laguna. El estudio de la composición, estructura y actividad de las comunidades microbianas es imprescindible para entender cómo estas comunidades y sus funciones en el ecosistema pueden estar respondiendo a los cambios en las condiciones ambientales ocurridos en la laguna, así como cuál es su contribución al procesamiento de materia y nutrientes mediante sus transformaciones biogeoquímicas. Hasta ahora se han llevado a cabo dos muestreos puntuales (octubre de 2019 y febrero 2020) con el fin de estudiar la diversidad de las comunidades de bacterioplancton en la laguna, pero las muestras no se han podido procesar hasta el momento. Sería muy recomendable que estas muestras se incluyan sistemáticamente en el programa de muestreo.

Un componente especialmente importante de la microbiota de las lagunas costeras es la que habita los sedimentos, donde las concentraciones de microorganismos pueden superar los 100 millones de células por gramo de sedimento. Esta microbiota se encuentra en equilibrio con la de la columna de agua pero, en condiciones de eutrofización como las anteriormente descritas, puede responder ocasionando condiciones todavía más catastróficas, en las denominadas crisis distróficas. Esto se debe a que uno de los grupos mayoritarios en los sedimentos marinos son las bacterias reductoras de sulfato (SRB de su nombre en inglés), que utilizan este aceptor electrónico en una respiración anaerobia, produciendo ácido sulfhídrico, H_2S , como producto de la respiración. Distintos grupos de SRB pueden utilizar distintas fuentes de carbono y energía y entre ellas hay algunas capaces de utilizar materia orgánica. Por tanto, cuando la materia orgánica se acumula en condiciones anóxicas en los sedimentos, las SRB pueden crecer y producir H_2S . En condiciones de equilibrio, en el sedimento hay otros microorganismos capaces de utilizar este H_2S y transformarlo en S elemental; además, el H_2S puede oxidarse químicamente de forma espontánea. La oxidación del H_2S es un proceso esencial para la salud del sedimento y la columna de agua ya que el H_2S es extremadamente tóxico para gran parte de los seres vivos, por lo que

su paso a la columna de agua puede ocasionar la muerte de gran parte de su biota. El problema aparece pues cuando la acumulación de H_2S es superior a la que se puede oxidar química y biológicamente y pasa a la columna de agua, originando una crisis distrófica. Por ello, con el fin de predecir y prevenir estos eventos, es esencial conocer la composición de la microbiota de los sedimentos y cómo varía en función de otros parámetros bióticos, como la vegetación, y abióticos, como la concentración de metales, entre otros.

En este sentido, el grupo de Ecología Microbiana Molecular de la Universidad de Alicante ha llevado a cabo la caracterización de la comunidad microbiana presente en las muestras de la campaña BIOFOM. Para ello, se ha utilizado una técnica molecular basada en secuenciación masiva (metabarcoding del gen del rRNA 16S) que permite determinar la diversidad de la comunidad procariótica (bacterias y arqueas) y su composición taxonómica. Nuestros resultados indican, en primer lugar, que los sedimentos del Mar Menor albergan una diversidad microbiana altísima, con decenas de miles de especies cuya distribución es muy heterogénea, como se muestra en la Figura 2.28. Por otra parte, observamos que las comunidades microbianas de los puntos de muestreo con mayor contaminación de metales son los que experimentan mayores cambios temporales. El análisis de la composición microbiana indica que, en efecto, las SRB son una parte muy importante de la comunidad y que su composición se ve muy afectada por el tipo de vegetación (*Cymodocea* vs *Caulerpa*). Asimismo, un estudio más detallado mediante metagenómica (el estudio de la secuencia de todos los genomas presentes en la muestra) reveló que dos de los 14 puntos muestreados mostraban una alta concentración de genes de resistencia a metales, esperables dada la alta concentración de los mismos, pero también de genes de resistencia a antibióticos, lo que ilustra de nuevo como la “salud” de la columna de agua puede influir en la de la microbiota del sedimento y viceversa. De alguna manera, en los sedimentos se esconde la capacidad de regeneración de la laguna pero también la de su empeoramiento.

2.7 Zooplancton

El zooplancton (compuesto mayoritariamente por microinvertebrados) juega un papel clave en la dinámica del ecosistema de la laguna del Mar Menor ya que constituye el principal compartimento consumidor de los productores primarios, es fuente de alimento para niveles tróficos superiores (medusas, peces planctívoros), y es punto de unión de la red trófica clásica con el bucle microbiano, proporcionando materia orgánica y nutrientes al medio. Sin embargo, durante fenómenos de eutrofización con dominancia de fitoplancton, ciertas cianobacterias pueden no ser asimilables por el zooplancton por lo que pasarían a la vía detrítica, modificando la red trófica.

El zooplancton es muy diverso, incluye desde protistas heterótrofos (protozoos flagelados y ciliados) hasta metazoos de gran tamaño. Así el microplancton metazoo (<200 micras) incluye principalmente rotíferos y larvas de crustáceos, el mesoplancton (200-2000 micras) está dominado por crustáceos (copépodos, cladóceros) y el macroplancton (>2000 micras) incluye el plancton gelatinoso (medusas), el ictioplancton (larvas de peces) y las larvas meroplanctónicas (fases larvarias de los organismos bentónicos).

En el Mar Menor, el grupo dominante del mesozooplancton son los copépodos (80% de la abundancia relativa), aunque su composición ha sufrido variaciones. Así, la apertura del canal de El Estacio, provocó un descenso relativo del copépodo *Acartia latisotosa*, euritermo y eurihalino, y un aumento de *Centropages ponticus*, especie típica de lagunas salobres (García-Rodríguez, 1985). Respecto al macrozooplancton, desde los años 90 se tiene constancia de proliferaciones estacionales de medusas, principalmente de las especies *Cotylorhiza tuberculata* y *Aurelia aurita*, seguidas por *Rhizostoma pulmo* (EUROGEL, 2005; Fuentes et al., 2011).

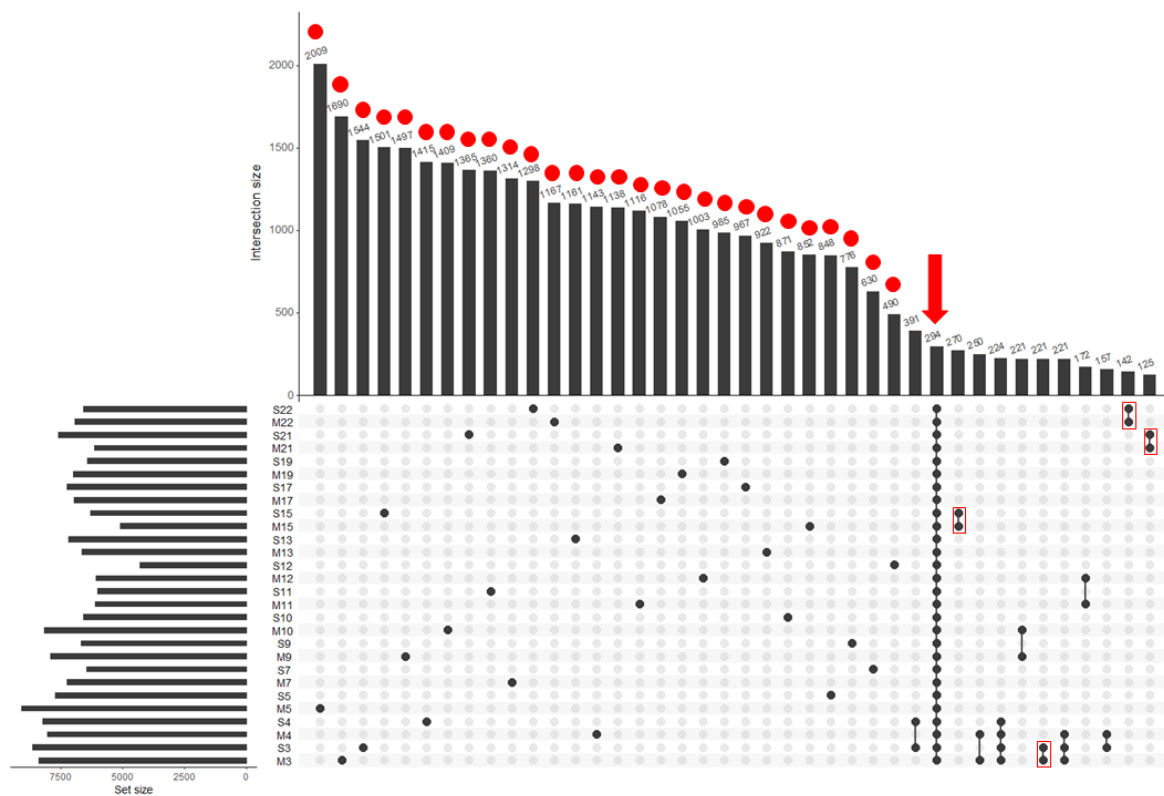


Figura 2.28: Número de filotipos (especies) de procariontas compartidos entre los distintos puntos de muestreo correspondientes a las distintas estaciones (número) y muestreos temporales (M: marzo, S: septiembre). Los puntos rojos muestran el número de filotipos detectados en una única muestra; los rectángulos, los detectados únicamente en el mismo punto espacial en M y S. La flecha muestra el número de filotipos detectados en todas las muestras (el microbioma core de los sedimentos del Mar Menor).

Con el fin de evaluar el impacto de los procesos de eutrofización en la red trófica pelágica lagunar, paralelamente a los muestreos de clorofila, se han realizado muestreos mensuales para estimar las variaciones en abundancia de microzooplancton (en concreto ciliados) así como de biomasa de mesozooplancton (principalmente crustáceos) en la laguna costera del Mar Menor.

La abundancia de microplancton (ciliados) se ha analizado mediante recuentos microscópicos de muestras de agua obtenidas con botellas Niskin, después de su fijación en lugol (4% c.f.) y concentración en cámaras Utermöhl (1958). Por otro lado, la biomasa de las distintas fracciones de tamaño del mesozooplancton se ha estimado a partir de muestras obtenidas mediante pescas de arrastre con red de plancton de 200 micras de luz de malla. Una vez obtenidas las muestras se subdividieron con tamices de distinto tamaño y se congelaron a -20°C hasta su procesamiento en el laboratorio del COMA. Una vez en el laboratorio las muestras se secaron durante 24 horas a 60°C para obtener el peso seco de cada fracción de tamaño. Las biomásas obtenidas se estandarizaron por el volumen filtrado durante cada pesca, obteniendo valores de $\text{mg peso seco m}^{-3}$.

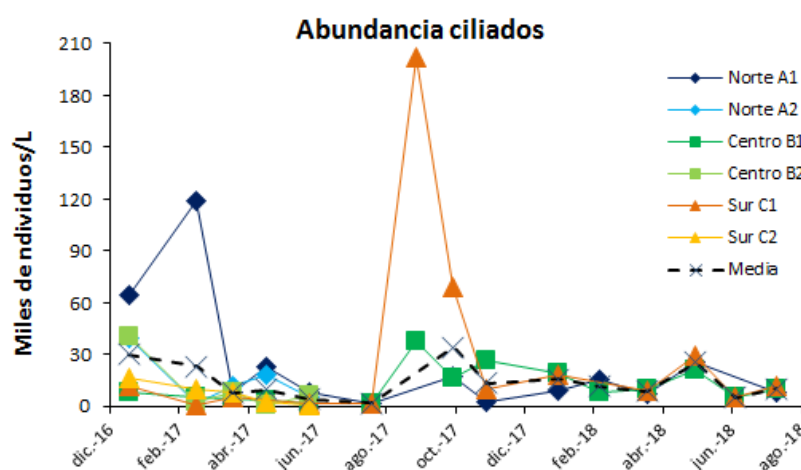


Figura 2.29: Serie temporal de abundancia de ciliados (miles de individuos l^{-1}) en la laguna costera del Mar Menor

En la Figura 2.29 se muestra la serie temporal de abundancia total de ciliados entre enero de 2017 y julio de 2018. Los análisis muestran que los máximos en la abundancia de estos protozoos microplanctónicos (<200 micras) observados en diciembre-marzo y septiembre-octubre de 2017 ($>60 \cdot 10^3 \text{ ind l}^{-1}$) sucedieron después de los picos observados en la concentración promedio de clorofila *a*, que registró valores máximos en noviembre de 2016 - febrero de 2017 y un segundo pico en septiembre de ese año. Esta sincronía se debe a que los protozoos heterótrofos son los principales consumidores de los productores primarios, que a su vez serán consumidos por metazoos de mayor tamaño (mesozooplancton, 200-2000 micras).

En la Figura 2.30 se muestra la evolución temporal de biomasa total de mesozooplancton de julio de 2016 a noviembre de 2018. Los resultados muestran que las variaciones en la biomasa total de zooplancton reflejan los picos observados en el microzooplancton y los incrementos en la concentración de clorofila *a*, aunque con un retraso respecto a los máximos de ésta última dado que el mesozooplancton suele predar preferentemente sobre protozoos en ausencia de concentraciones masivas de microfitorplancton. En 2018 se interrumpieron temporalmente los muestreos de zooplancton (junio a septiembre) debido a la ruptura de la red de plancton hasta la adquisición de una nueva.

Desglosando los datos de mesozooplancton atendiendo al tamaño de los organismos capturados, observamos que los organismos dominantes en biomasa correspondieron a las fracciones

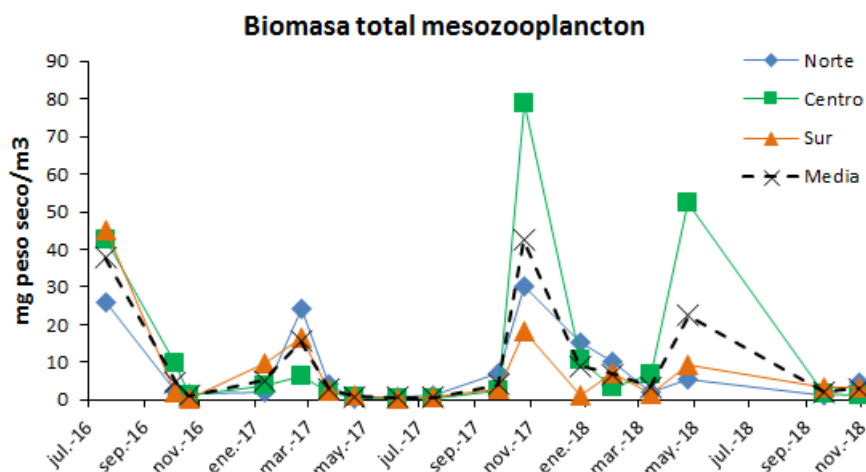


Figura 2.30: Serie temporal de biomasa total de mesozooplancton ($\text{mg peso seco m}^{-3}$) en la laguna costera del Mar Menor.

de tamaño 200-500 μm (mayoritariamente especies de copépodos pequeños y nauplios de especies de mayor tamaño), seguidos por una pequeña fracción de organismos mayores de 500 μm (principalmente juveniles y adultos de copépodos, Figura 2.31). En la mayoría de los muestreos mensuales los picos de biomasa de ambas fracciones suelen coincidir, aunque en la zona central de la laguna se evidencia la transferencia de biomasa entre fracciones de tamaño durante el otoño 2017 e invierno de 2018, mostrando una clara sucesión por la presión predatora de la fracción de mayor tamaño sobre los organismos menores de 500 micras.

Los incrementos de biomasa de zooplancton siguiendo los máximos de clorofila y protozoos indican una importante relación entre fitoplancton y zooplancton en la laguna y la consecuente transferencia potencial “en escalera” del impacto de cambios en los productores primarios hacia niveles tróficos superiores de interés socioeconómico (peces, medusas). Sin embargo, estas relaciones son complejas y no debemos asumir que toda la clorofila detectada en el Mar Menor es asimilable por el zooplancton. Por ejemplo, los picos de clorofila asociados a dinoflagelados y/o diatomeas (p. ej. junio de 2016, enero y septiembre de 2017) dieron lugar a incrementos en las poblaciones de meso- o microzooplancton. No obstante, los picos de clorofila con dominancia de *Synechococcus* (agosto de 2016, noviembre de 2017 y enero de 2018) no tuvieron un efecto positivo en la biomasa de zooplancton (Figura 2.31). Esto probablemente se debe a su pequeño tamaño, fuera del rango de presa potenciales de la mayoría de taxones del zooplancton, aunque no podemos descartar otros efectos potenciales de esta cianobacteria sobre el metabolismo del zooplancton. Este resultado refuerza la hipótesis sobre el importante papel de esta especie en el inicio del EDAB (en inglés, *Ecosystem-Disruptive Algal Blooms*).

Para conocer mejor el impacto potencial de estas floraciones en la cadena trófica planctónica, el muestreo de zooplancton en 2019 se modificó para que las muestras recogidas pudieran utilizarse para analizar no solo biomasa sino también el metabolismo (tasas de respiración y crecimiento) de las distintas fracciones de tamaño de mesozooplancton.

Finalmente, cabe destacar la importancia del zooplancton como fuente de materia orgánica (particulada y disuelta) y nutrientes al medio acuático, que podrían ser aprovechados por fitoplancton y/o bacterias heterótrofas. De hecho, los máximos de concentración bacteriana sucedieron en otoño 2016 y otoño 2018, a continuación de los picos estacionales de mesozooplancton. Así mismo otro máximo de bacterias heterótrofas en septiembre de 2017 coincidió con un máximo de microplancton.

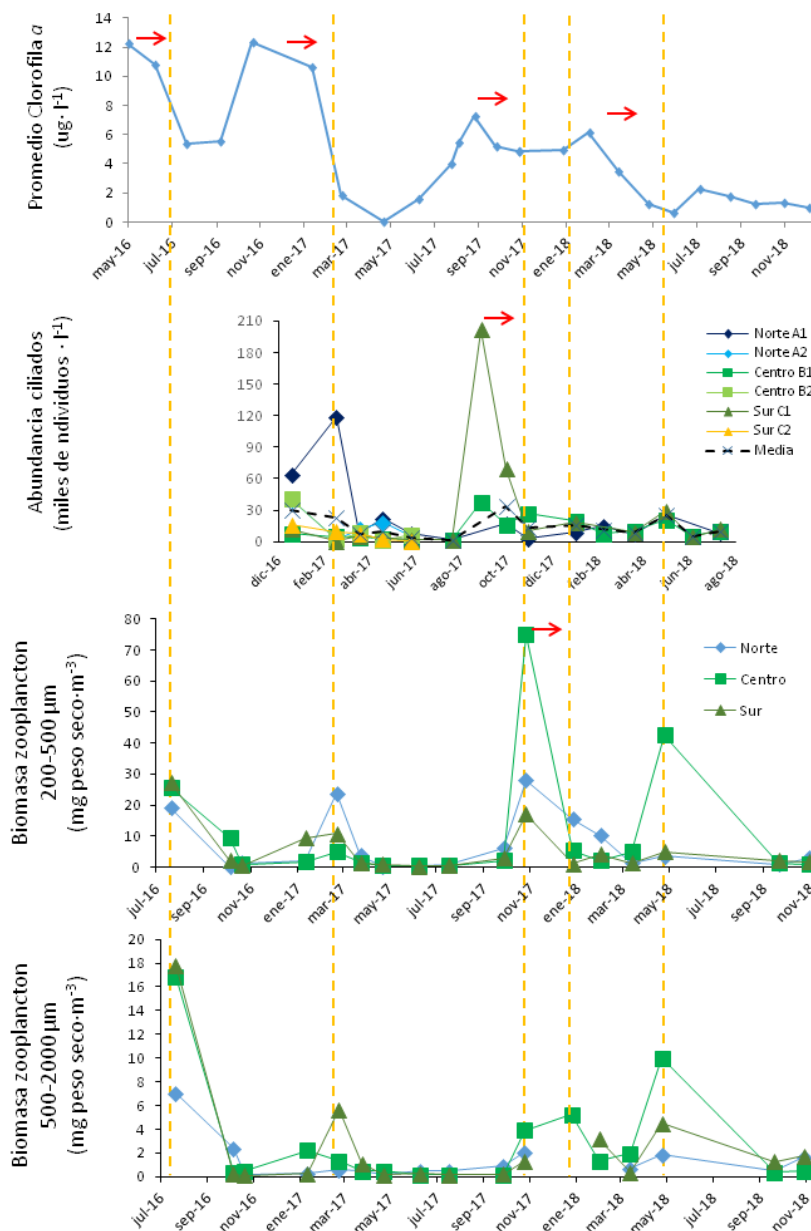


Figura 2.31: Variabilidad temporal en los distintos compartimentos de la red trófica planctónica, indicando las principales interacciones predador-presa en la laguna costera del Mar Menor. Las líneas discontinuas naranjas indican aumentos en la biomasa de zooplancton >500 micras, debidos a la transferencia de biomasa (flechas rojas) desde niveles tróficos inferiores. Nótese la distinta escala en el eje Y para cada fracción de tamaño.

2.8 Turbidez y praderas marinas

Previamente al desarrollo masivo de la actividad humana en el entorno del Mar Menor, sus aguas eran predominantemente oligotróficas, el crecimiento del fitoplancton estaba por tanto limitado, y la luz que llegaba al fondo permitía el desarrollo de comunidades micro- y macrofitobentónicas, de acuerdo con las condiciones de salinidad y temperatura particulares de este tipo de ambientes costeros (básicamente comunidades de angiospermas acuáticas: *Cymodocea nodosa* y *Ruppia cirrhosa*; Figura 2.32). Es ampliamente conocido el papel de la vegetación bentónica como biofiltro de los nutrientes y materia orgánica del agua, por lo que su presencia retroalimenta el carácter oligotrófico y transparente de la columna de agua, impidiendo el control por el fitoplancton.

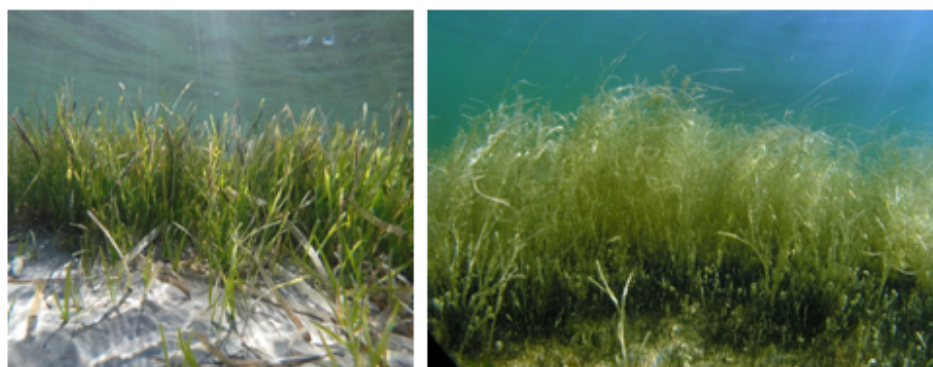


Figura 2.32: *Cymodocea nodosa* (izquierda) y *Ruppia cirrhosa* (derecha). Dos especies de angiospermas acuáticas típicas de ambientes eurihalinos y euritermos como el Mar Menor.

En la década de los 50, la escasa información disponible indica que la vegetación ocupaba parcialmente la laguna (Lozano Cabo, 1954; Figura 2.33), sobre todo las zonas someras, pero se trata de una información bastante sesgada ya que no eran estudios cuyo objetivo fuera el estudio de la vegetación y las metodologías no eran tampoco las apropiadas. A partir de la apertura del canal de El Estacio en la década de 1970, la mediterraneización del ecosistema lagunar perjudica el desarrollo de determinadas especies, pero favorece el de otras, algunas de tipo oportunista, como es el caso del clorófito estolonífero *Caulerpa prolifera*, que en muy poco tiempo colonizó toda la laguna ocupando de forma monoespecífica el espacio todavía no ocupado por las angiospermas y formando praderas mixtas con éstas (Ballester 1985; Ruzafa et al., 1985; Terrados y Ros, 1991; Figuras 31b y 32). Algunos autores han atribuido a *C. prolifera* la propiedad de excluir competitivamente a *C. nodosa* en el Mar Menor (Ruzafa et al., 1985, 2012, 2019), hasta el punto de que en la década de los 2000 se suponía que la angiosperma apenas estaba ya representada en el Mar Menor y que todo estaba ocupado por la macroalga oportunista (Lloret et al., 2005; Figura 2.33c).

Sin embargo, otros autores, en base a estudios más detallados de la vegetación, no apoyaban la conclusión anterior (Terrados y Ros, 1991). Por otro lado, eran necesarios estudios mucho más detallados, realizados con métodos específicos más adecuados para realizar la cartografía y caracterización precisa de las praderas de macrófitos, así como para evaluar sus interacciones interespecíficas. El primer estudio de estas características fue realizado en 2014 por Beldando et al. (2014), en el contexto de una serie de proyectos realizados conjuntamente entre el IEO y la ONG conservacionista Asociación de Naturalistas del Sureste (ANSE). El resultado fue que las praderas de *C. nodosa*, al contrario de lo que se afirmaba, ocupaban una amplia superficie del fondo de la albufera (54%), no solo en las zonas someras sino también en extensas áreas de las partes más profundas (Figura 2.35).

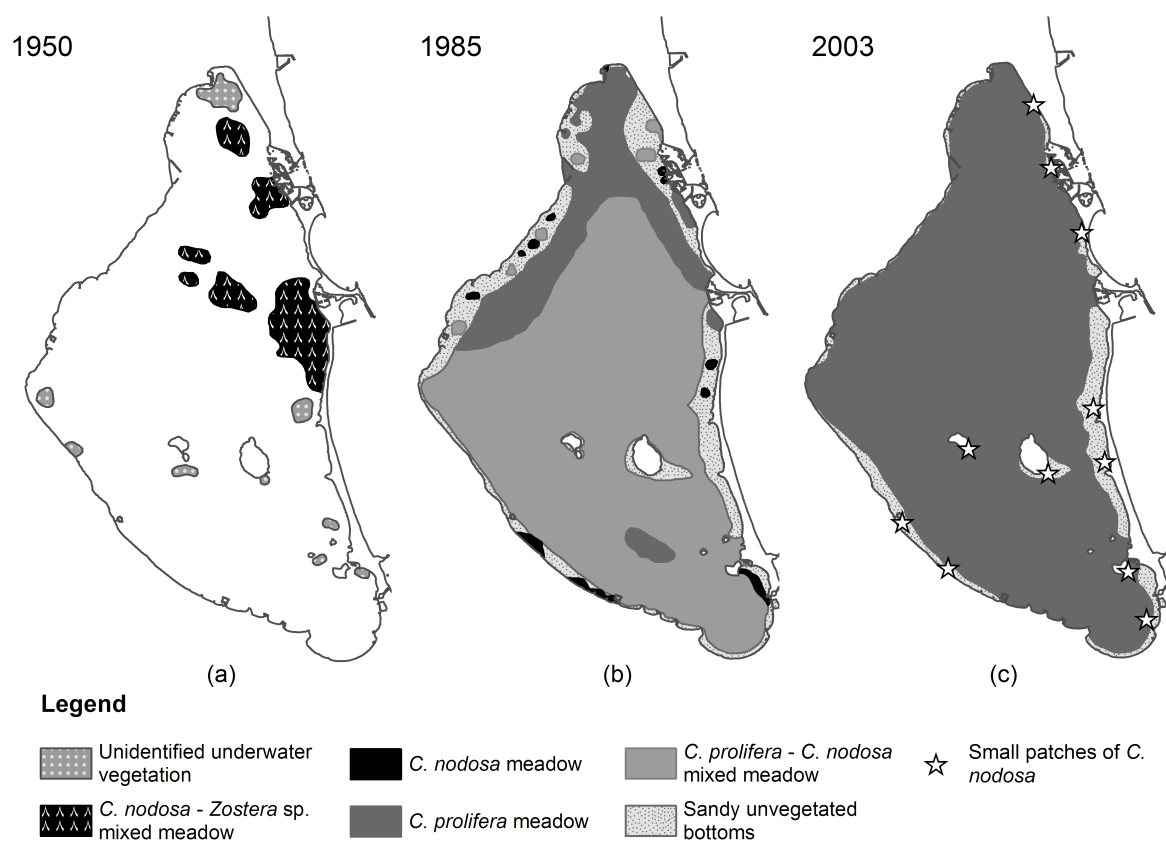


Figura 2.33: Distribución de los macrófitos del Mar Menor en (a) 1950, dibujado a partir de Lozano Cabo (1954); (b) 1985, en Ruzafa et al. (1985) dibujado a partir de datos de Ballester (1985); y (c) en la década de los años 2000, redibujado a partir de Lloret et al. (2005).

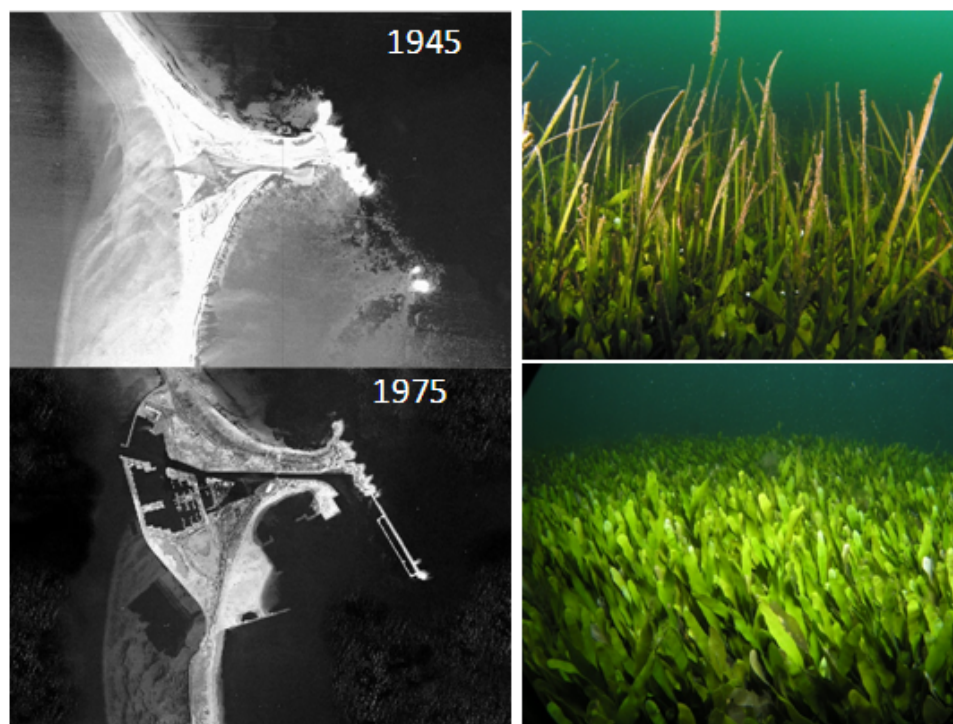


Figura 2.34: Aspecto del canal de El Estacio antes (1945) y después (1975) de su ampliación. Panel derecho: aspecto de una pradera mixta de *Caulerpa prolifera* con la angiosperma *Cymodocea nodosa* (arriba) y pradera monoespecífica del alga en el Mar Menor (abajo).

Además, a partir de estos trabajos se ha podido comprobar que no existe ninguna evidencia sobre la supuesta interacción competitiva entre *C. prolifera* y *C. nodosa*, más bien lo contrario (se han obtenido relaciones de tipo positivo), y que por tanto ambas especies han coexistido durante las últimas cinco décadas manteniendo praderas muy bien estructuradas y productivas (Belando et al., 2014, 2019). De acuerdo con estos estudios, se deduce que, a lo largo de este periodo, la producción y biomasa de las comunidades de macrofitobentos de la laguna ha ido en aumento, lo cual ha implicado una potenciación del papel de filtro de nutrientes y materia orgánica de la columna de agua. Esto explicaría en parte, el hecho de que, a pesar de los aportes masivos de nutrientes externos a la laguna durante décadas, el desarrollo del fitoplancton haya estado limitado, como se deduce de la bajas concentraciones de clorofila *a* en la columna de agua hasta antes de 2015, como se ha descrito en el apartado [2.5 Clorofila *a* y comunidad fitoplanctónica](#) de este informe. De acuerdo con esto, y aunque no se dispone de una serie temporal tan completa como para otras variables estudiadas, la información disponible indica que entre finales de la década de 1980 y principios de la década de 1990, el valor medio anual del coeficiente de atenuación de la luz era de $k=0,35 \text{ m}^{-1}$, alcanzando valores máximos en verano de $k=0,57 \text{ m}^{-1}$, debido a los incrementos de la producción fitoplanctónica en el periodo estival (Terrados y Ros, 1991). Otros autores (Lloret et al., 2005), aportan valores similares de k ($0,13$ y $0,44 \text{ m}^{-1}$) en el periodo 2002-2003, excepto en las inmediaciones de la rambla del Albujón, donde los continuos vertidos provocaban localmente mayores concentraciones de clorofila *a* y material particulado y en consecuencia, valores superiores ($k = 0,44-1,6 \text{ m}^{-1}$).

Esta variable es la medida más directa y fiable de la turbidez de la columna de agua y nos permite estimar la forma en que varía la cantidad de radiación solar que atraviesa la superficie del agua ($\%I_0$) en cada profundidad (Kirk, 1984). Así pues, exceptuando alteraciones locales como ocurre frente a la rambla del Albujón (Lloret et al., 2005), estos valores medios de k nos permiten inferir

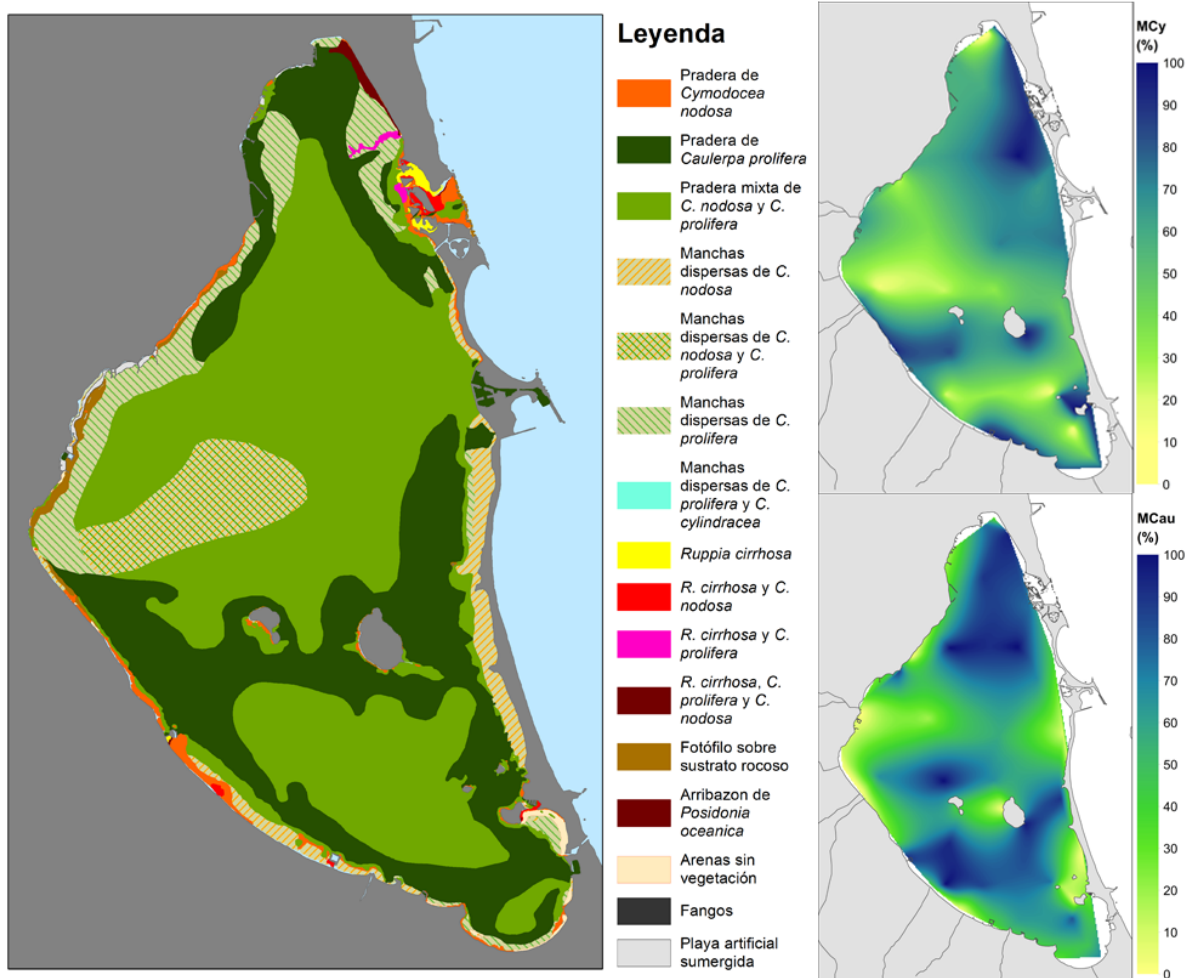


Figura 2.35: Mapa de las comunidades de macrófitos bentónicos del Mar Menor en 2014 obtenido por Belando et al. (2014). A la derecha se muestran los mapas de variación espacial de la cobertura de cada especie, de acuerdo con los mismos autores.

que en las décadas anteriores, las zonas más profundas del Mar Menor (6-7 m) recibían entre 10 y 43% de la irradiancia incidente en superficie. De acuerdo con estudios específicos de las necesidades mínimas de luz para el crecimiento de *C. nodosa* y *C. prolifera* (Marín-Guirao et al., 2019; proyecto UMBRAL), estos niveles de luz están por encima de dichos requerimientos, lo que significa que en décadas anteriores, sin llegar a alcanzar la elevada transparencia de las aguas del Mediterráneo ($< 0,1 \text{ m}^{-1}$), las aguas del Mar Menor eran lo suficientemente transparentes como para permitir el desarrollo de ambas especies de macrófitos en todo el fondo de la laguna. Esto es coherente con las extensas y bien estructuradas praderas de *C. nodosa* incluso en las zonas más profundas de la laguna documentadas en 2014 por Belando et al. (2014, 2019).

Como se ha explicado detalladamente en el apartado 2.5 Clorofila a y comunidad fitoplanctónica, el bloom fitoplanctónico iniciado en 2015 causa, en toda la masa de agua lagunar, una elevación generalizada de los valores medios de k hasta valores que en décadas anteriores tan solo se registraban cuando ocurrían fuertes temporales (por resuspensión) o en episodios de riadas, en las zonas bajo la influencia de las ramblas ($> 1 \text{ m}^{-1}$; Lloret et al., 2005, Velasco et al., 2006; Figura 2.36). En la Figura 2.36 se muestra el límite de profundidad máxima (LPM) a partir del cual la angiosperma *C. nodosa* y el alga *C. prolifera* no tendrían luz disponible para el crecimiento, estimada a partir de los valores de k y de sus respectivos requerimientos mínimos de luz (RML), mediante la relación descrita por Duarte (1991) y Carruthers et al. (2001):

$$Kd = -\ln(RML/100)/LPM$$

Se puede comprobar cómo durante largos periodos de 2016 y 2017, la irradiancia disponible no permite el desarrollo de *C. nodosa* a profundidades por debajo de 2-3 m y algo por debajo para *C. prolifera* (3-4 m), de acuerdo con la mayor plasticidad de esta especie para crecer bajo condiciones de luz limitante (Terrados, 1991). Esto sugería que a partir de dichos límites de profundidad, los macrófitos de ambas especies podrían haber desaparecido parcial o totalmente. Para comprobar esta hipótesis, en otoño de 2016 se realizaron una serie de inmersiones en toda la laguna a partir de las cuales se pudo constatar el hecho de que las praderas de macrófitos habían desaparecido totalmente a partir de los 2-4 m de profundidad, tal y como se representa en la Figura 2.37 (Belando et al., 2017, 2019). Como consecuencia el 85,6% de toda el área ocupada por la vegetación bentónica del Mar Menor (respecto a la cartografiada en 2014; Figura 2.35) desapareció, tal y como se muestra en las Figuras 2.37 y 2.38 y en el vídeo que se puede visualizar en el siguiente [link]:(<https://www.youtube.com/watch?v=A4Ri0vY08ZQ>).

2.8.1 Consecuencias del colapso de las praderas marinas

Este episodio de colapso de las praderas marinas es probablemente uno de los hitos más relevantes, al menos desde el punto de vista del funcionamiento del ecosistema lagunar. El colapso de la vegetación bentónica en sistemas costeros eutrofizados ha sido descrito en todo el mundo, en particular en lagunas costeras, que son ecosistemas más vulnerables a los aportes externos de nutrientes. Estos cambios tan drásticos y repentinos tienen consecuencias muy relevantes que llevan a cambiar “las reglas del juego” del ecosistema lagunar, tal y como se ha estudiado ampliamente sobre todo en lagunas europeas y americanas.

A corto plazo, la muerte y descomposición de una elevada cantidad de biomasa vegetal en un periodo de tiempo limitado, supone la entrada de una enorme cantidad de materia orgánica, cuya descomposición tiene múltiples y notables efectos sobre la columna de agua, los sedimentos y las cadenas tróficas. Se estima que, en algún momento entre 2015 y otoño de 2016 se liberaron al medio del orden de 20000 toneladas de biomasa vegetal. La descomposición de esta biomasa lleva posteriormente a un incremento de la turbidez, ya no sólo por la remineralización de la

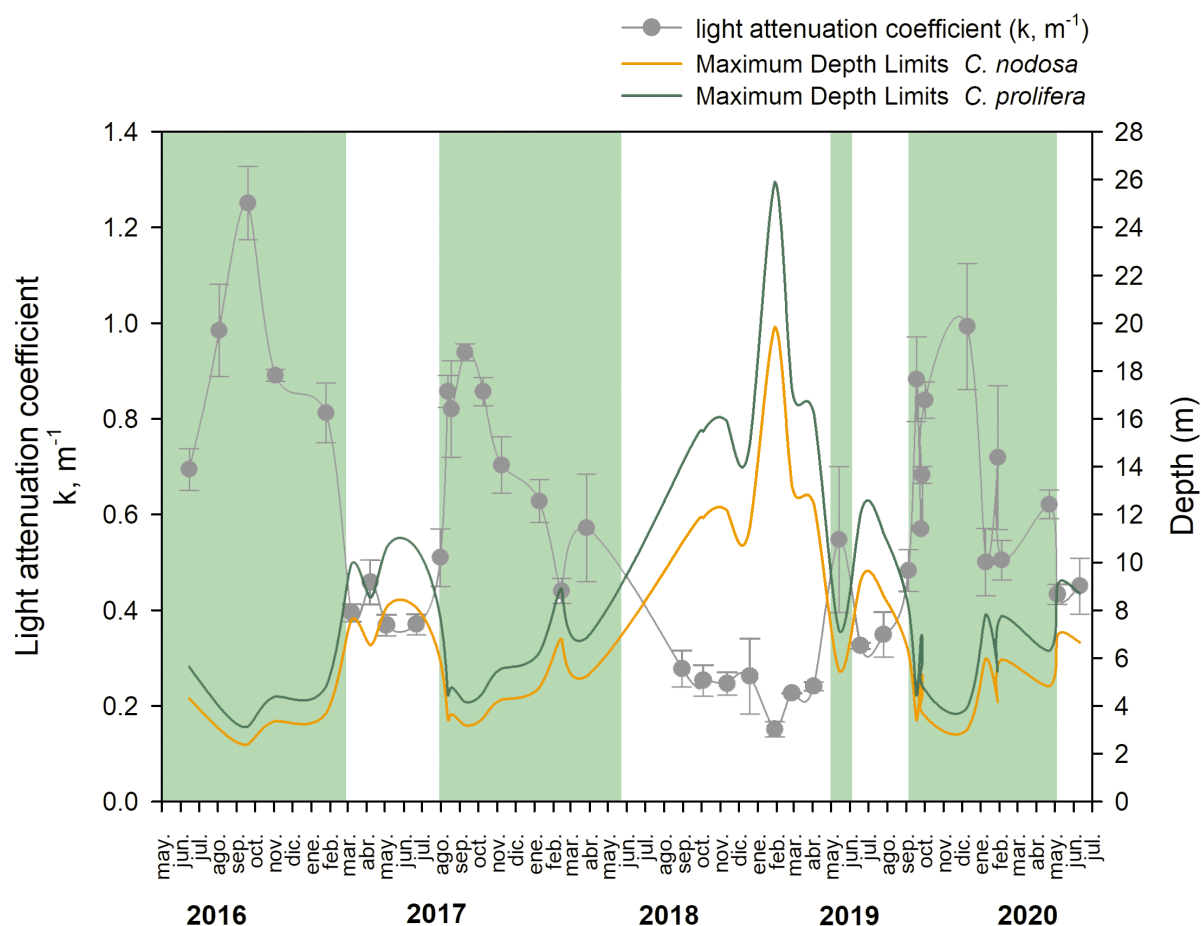


Figura 2.36: Variación temporal del coeficiente de atenuación de la luz (k , m^{-1}) obtenido desde mayo de 2016 a partir de mediciones directas de irradiancia PAR (Photosynthetically active radiation) como parte del programa de seguimiento del proceso de eutrofización del Mar Menor del IEO. Las líneas verde y naranja representan la profundidad máxima a la que pueden crecer, respectivamente *C. prolifera* y *C. nodosa*, en base a los valores de k y sus también respectivos requerimientos mínimos de luz (ca. 5%; Bernardeau-Esteller et al., 2015; Marín-Guirao et al., 2015, 2019, y datos no publicados). Las bandas de color verde indican los periodos de aguas turbias ($k = 5 m^{-1}$). Fuente: proyecto DMMEM, Centro Oceanográfico de Murcia-IEO.

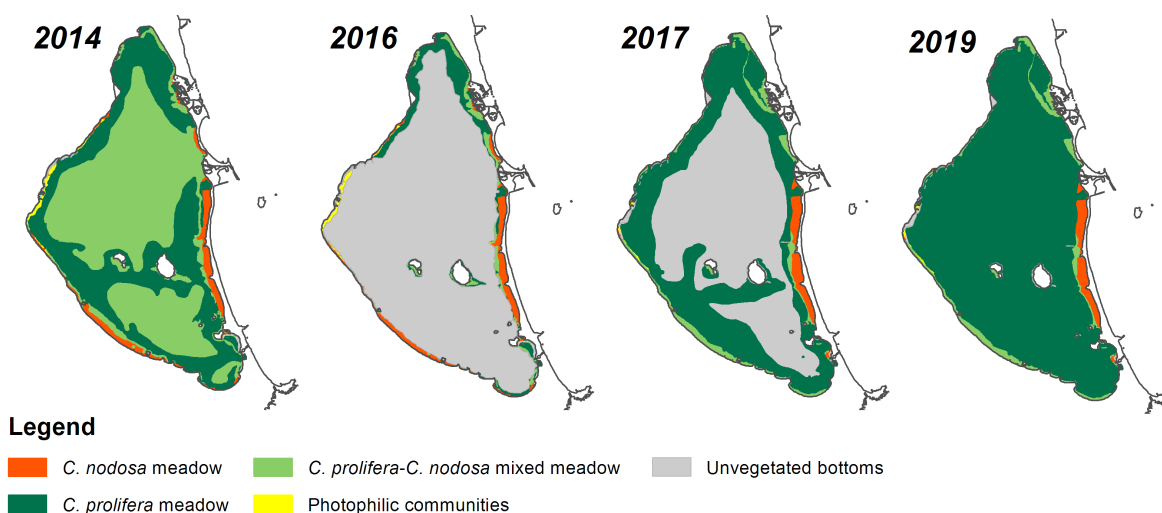


Figura 2.37: Evolución de la superficie ocupada por praderas marinas en el Mar Menor. Los colores representan la cobertura vegetal del fondo del Mar Menor entre 2014 y 2017. Fuente: Belando et al. (2019) IEO.

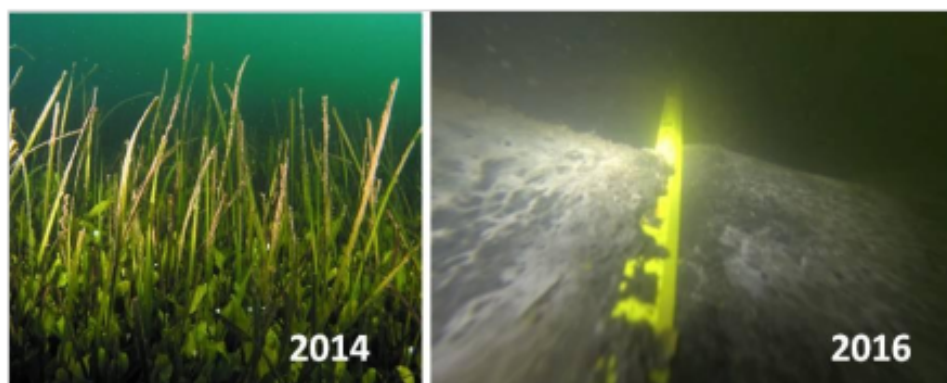


Figura 2.38: Comparativa del aspecto del fondo en 2014 (izquierda), totalmente colonizado por vegetación (pradera mixta de *C. nodosa* y *C. prolifera* en este caso) y su aspecto en otoño de 2016 (derecha), tras el inicio del desarrollo masivo fitoplanctónico, donde la cobertura vegetal ha desaparecido por completo, junto con su biocenosis asociada. Los sedimentos son muy limosos y anóxicos, llegándose a percibir films de desarrollo bacteriano indicador de la descomposición anaerobia de la biomasa de las praderas. Ambas imágenes corresponden exactamente a las mismas coordenadas, siendo una de las estaciones de muestreo visitadas por Belando et al. (2014) a 5 m de profundidad. Fotos: IEO, Belando et al., 2017.

materia orgánica y el consiguiente crecimiento del fitoplancton, sino por la mayor concentración de partículas. De hecho, como se muestra en la Figura 2.39, la turbidez se encuentra en general correlacionada con la concentración de la clorofila a, pero no siempre ya que hay ciertos episodios en los que ambas variables se encuentran desacopladas. Uno de estos episodios tuvo lugar precisamente entre verano y otoño de 2016, cuando la turbidez del agua incrementó de forma notable mientras que la clorofila disminuyó (Figura 2.39). En este periodo el agua pasó de color verde a color pardo, lo que podría explicarse por la descomposición de la materia orgánica de las praderas, lo que implica la liberación masiva de compuestos fenólicos y productos de descomposición de las clorofilas que forman parte de lo que se conoce en óptica acuática como “sustancias amarillas”, que confieren al agua tonalidades pardo-amarillentas (Kirk, 1984). De esta forma, la muerte de las praderas retroalimentó el incremento de la turbidez de la columna de agua causado inicialmente por el crecimiento fitoplanctónico, prolongando el episodio de aguas turbias.

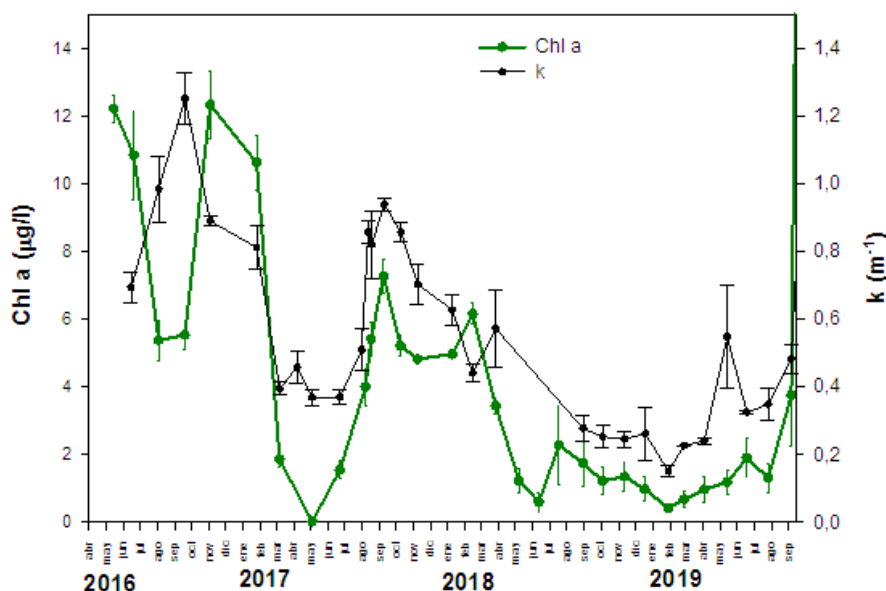


Figura 2.39: Evolución de la clorofila a y la turbidez entre 2016 y 2019. Fuente: proyecto DM-MEM, IEO-Centro Oceanográfico de Murcia.

Otros efectos se observaron a nivel de sedimentos, fundamentalmente un incremento de los niveles de materia orgánica y un incremento de la fracción fina, sobre todo en las partes más profundas (Figura 2.40). Estas observaciones evidencian una desestabilización de los sedimentos lagunares, lo cual es consistente con el conocido papel de las praderas marinas de retener material particulado tanto orgánico como inorgánico (Gacia et al., 2001).

A consecuencia de esta función de filtro, las praderas marinas actúan a medio y largo plazo de depósitos de sedimentos, materia orgánica, nutrientes y otros elementos (metales pesados, plásticos, contaminantes, etc.). Al desaparecer las praderas esta función de filtro también se pierde, pero además los sedimentos quedan expuestos a la acción hidrodinámica y son más susceptibles a la erosión. En estas circunstancias, los sedimentos sobre los que se asentaban las praderas pueden desestabilizarse y ser redistribuidos en la laguna, lo cual podría haber sido la causa de la profundización de la batimetría lagunar en 2016 documentada por el IEO en sus campañas oceanográficas (Fraile-Nuez et al., 2018; apartado 2.1 Batimetría y tipos de fondo de este informe). En un proyecto más reciente (BIOFOM; Álvarez-Rogel et al., 2019) se ha podido comprobar que los sedimentos del Mar Menor constituyen un importante reservorio de

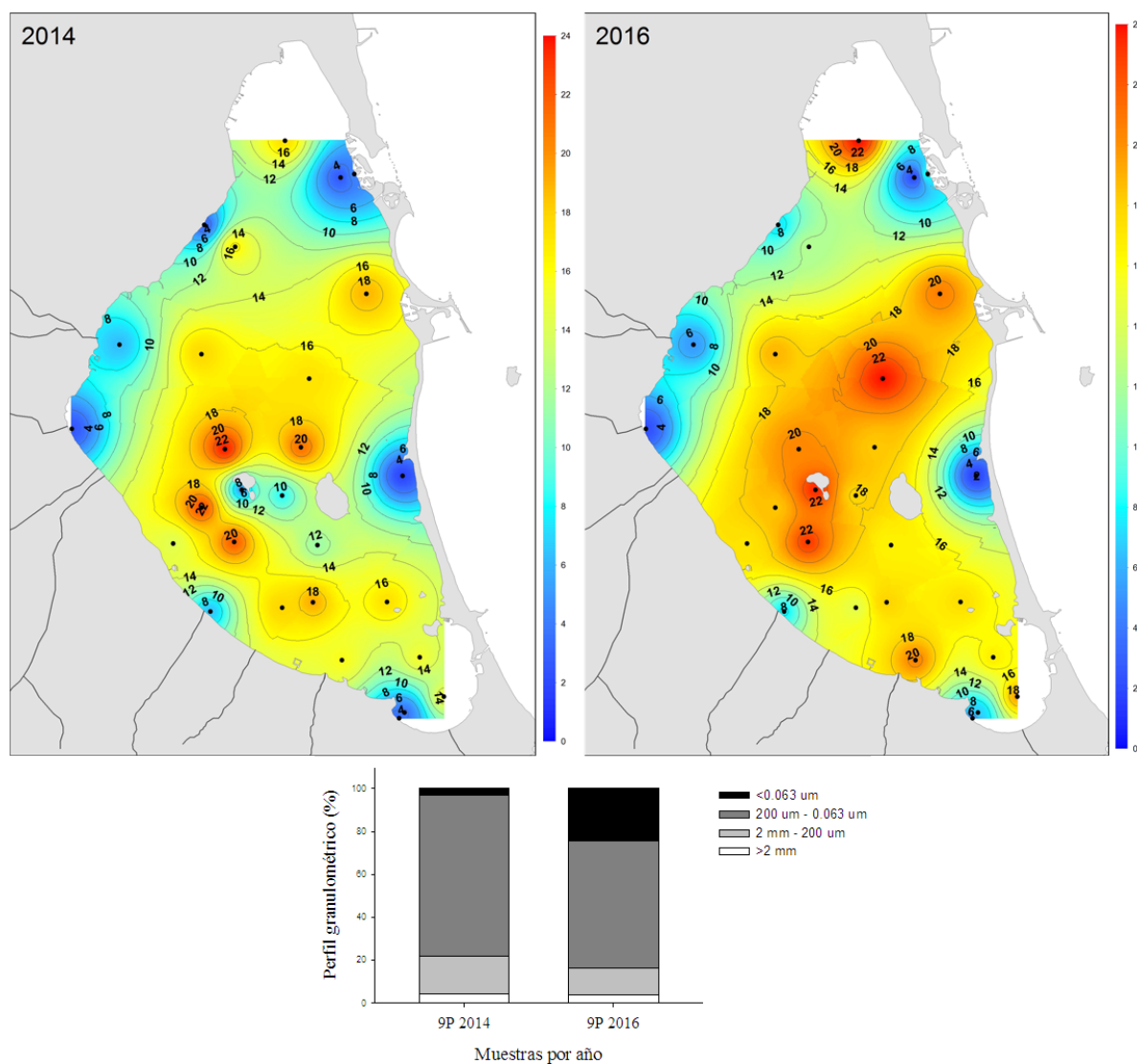


Figura 2.40: Variación del contenido en materia orgánica (%) del sedimento (parte superior) y fracción fina (parte inferior) del Mar Menor entre 2014 y 2017. Fuente: Belando et al., 2018.

nitrógeno, fósforo y materia orgánica del ecosistema lagunar, confirmando la importancia de este compartimento del ecosistema en la acumulación e inmovilización de parte de los continuos aportes externos de nutrientes y materia orgánica. Al desaparecer la vegetación bentónica, lo acumulado en estos depósitos durante décadas es susceptible de volver a estar disponible para el ecosistema. Esto se traduce en un desequilibrio de los ciclos biogeoquímicos, convirtiendo los fondos de la laguna en una fuente de carbono soluble, amonio y fosfato a expensas de la actividad microbiana en el sedimento. Dicha actividad, que se ve incrementada con la subida de la temperatura estival, acentúa el flujo de nutrientes y carbono desde los sedimentos a la columna de agua durante los meses más cálidos. Álvarez-Rogel et al. (2019) estimaron que en 2018 el sedimento aportó a la columna de agua unas 130 toneladas de amonio y en torno a 1,5 toneladas de fosfato por flujo difusivo. Este reservorio de nutrientes en los fondos y la ausencia de vegetación bentónica para regular sus flujos hacia la columna de agua, hacen a la laguna especialmente sensible a la re-suspensión y oxigenación brusca del sedimento, ya que ello podría provocar un pico de liberación de dichos nutrientes en breves periodos de tiempo, incrementando la probabilidad de nuevos *blooms* fitoplanctónicos en la laguna. Por tanto, además de los continuos vertidos de nutrientes a la laguna, este proceso podría contribuir a explicar recientes episodios de crecimiento fitoplanctónico masivo, como el que se empezó a observar en 2019, cuando la clorofila mostró un aumento progresivo a partir de enero de ese año hasta alcanzar a finales de agosto (justo antes del episodio de la DANA, ver siguiente apartado) niveles próximos a los observados en 2016 y 2017 (Figura 2.39); paralelamente, en este mismo periodo, este proceso se reflejó en un agotamiento de los nutrientes de la columna de agua (apartado 2.4 Nutrientes de este informe).

Por último, como parte de esa función de filtro de las praderas marinas destaca la retirada de nutrientes disueltos (nitrógeno y fósforo) de la columna de agua y su acumulación en tejidos para ser empleados por el crecimiento y otras funciones, siendo éste uno de los principales mecanismos por el que los macrófitos ejercen su control sobre el fitoplancton y contribuyen a la resiliencia del ecosistema frente a la entrada de nutrientes externos (Viaroli et al., 1996, Dudley et al., 2001; Terrados y Ros, 2001; McGlathery et al., 2004, Boyer y Fong, 2005; Saderne et al., 2020). En base a la caracterización de la distribución y biomasa de los macrófitos realizada por Belando et al. (2017) (Figura 2.37), y a estimaciones experimentales de las tasas de absorción de nitrato y amonio del agua por *C. nodosa* y *C. prolifera* (proyecto BIOFOM; Ruiz et al., 2019) se ha podido estimar que en 2014, los tejidos fotosintéticos de ambas especies tenían una capacidad fisiológica potencial de absorber entre 456-1000 t de nitrato y 3533-5583 t de amonio. Tras el colapso de las praderas en 2016, esta capacidad disminuyó un 79% en el caso de *C. nodosa* y 88% en *C. prolifera*. Otra estima alternativa, basada en cálculos del stock de nitrógeno de la biomasa de los macrófitos (proyecto BIOFOM; Ruiz et al., 2019), determinó que las demandas de este elemento por parte de la vegetación en 2014 eran entre 1072-1723 t de N. Tras el colapso de las praderas en 2016, estas demandas de N fueron reducidas en un 85% respecto a las estimadas en 2014. Estos resultados apoyan la idea de que (1) la vegetación bentónica ha jugado un papel relevante en el control de los excesos de nutrientes aportados a la laguna desde la cuenca vertiente durante décadas y (2) que la desaparición de la vegetación bentónica del Mar Menor en 2016 supuso una considerable pérdida de este importante mecanismo de control, favoreciendo el control por el fitoplancton.

2.8.2 Dinámica de las praderas marinas tras el colapso de 2016

Tras el colapso de la vegetación bentónica en 2016, los fondos fangosos en los que la vegetación había desaparecido (que representaban un 85% respecto al área colonizada en 2014) comenzaron a ser recolonizados desde los límites de las praderas someras supervivientes (Figuras 2.37 y 2.39).

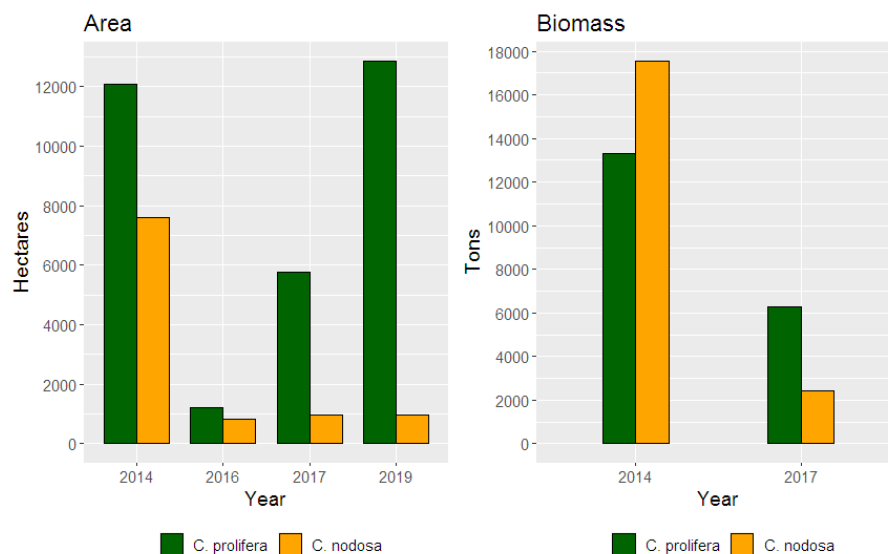


Figura 2.41: Dinámica del área y biomasa de *C. nodosa* y *C. prolifera* en el periodo 2014-2019. Fuente: Belando et al., 2018 IEO.

En 2017, el alga *C. prolifera* había recuperado ya un 34,4% del área colonizada perdida en 2016 y en 2019 ocupaba un área incluso algo mayor (4,3%) que la que colonizaba en 2014. Esta rápida recuperación se explica por el carácter oportunista y por su elevada capacidad para crecer en condiciones de luz limitante. Gracias a estas características, el alga fue capaz de aprovechar el incremento de la disponibilidad de luz que tuvo lugar entre marzo y julio de 2017 y completó la recolonización de la laguna a lo largo de 2018, año en el que la disponibilidad de luz en el fondo se recuperó a niveles previos a 2015 (Figura 2.39). Por el contrario, la angiosperma *C. nodosa* no ha sido capaz de recuperar las extensiones ni biomasa que ocupaba en la laguna antes de 2016. Aunque se ha demostrado que esta especie presenta una plasticidad relativamente alta a los cambios del medio (incluso a la reducción de la luz; Marín-Guirao et al., 2019), su capacidad de recuperación es mucho más lenta que la del alga y no basta con que se recuperen las condiciones de luz, al igual que se ha podido constatar en otros ecosistemas lagunares con ésta y otras especies de angiospermas marinas. De acuerdo con los datos disponibles (Belando et al., 2017, 2019) no parece que la reproducción sexual a partir de semillas esté jugando un papel en esta recuperación y los factores de los que depende el crecimiento clonal vegetativo para recolonizar las áreas más profundas son muy complejos y su conocimiento es bastante limitado.

Por tanto, si bien *C. prolifera* ha conseguido recolonizar las áreas perdidas en 2016, la biomasa perdida de la angiosperma es, por ahora, irreversible. Teniendo en cuenta que la biomasa de *C. nodosa* en 2014 era incluso algo más importante que la del alga (1,3 veces mayor; Figura 2.41), el impacto de esta pérdida para el funcionamiento del ecosistema debe haber sido bastante considerable. Esta pérdida neta de funcionalidad afecta sobre todo a la capacidad de filtro de la vegetación y, en consecuencia se traduce en una mayor disponibilidad de nutrientes para el fitoplancton, incluso a pesar de la recuperación de *C. prolifera*. De hecho, el alga tiene una tasa de renovación que es mucho mayor que la de la angiosperma (Terrados, 1991), por lo que su capacidad de control de los nutrientes es mucho menor que la de *C. nodosa*, capaz de acumular biomasa durante periodos de tiempo mayores (meses-años) y con una biomasa cuya descomposición es más lenta que la del alga. Está por ver además como la sucesión de eventos extremos como DANAs, anoxia u olas de calor, afectarán a la dinámica de las praderas de *C. prolifera* en el futuro.

2.9 Impacto de los episodios de DANA en el Mar Menor

Tras la proliferación masiva del fitoplancton y la pérdida de la vegetación en 2016, otro de los hitos a destacar en esta etapa de degradación del Mar Menor ha sido el impacto de las lluvias torrenciales asociadas a la DANA del 12-14 de septiembre de 2019 (Riada de Santa María; 140-290 mm), una de las más catastróficas de las producidas en España en los últimos años [Confederación hidrográfica del Segura](#); Figura 2.42). Los efectos de esta riada sobre las poblaciones ribereñas fueron devastadores, al igual que su impacto en el ecosistema lagunar. Tras este evento, los muestreos que el IEO llevaba realizando mensualmente desde 2016 (proyecto DMMEM) se intensificaron para documentar sus efectos más relevantes en las características oceanográficas de la laguna y sus comunidades biológicas. A esta primera DANA le sucedieron otros episodios de lluvias torrenciales en diciembre (50-160 mm) y enero de 2019 (70-100 mm) y marzo de 2020 (90-170 mm), contribuyendo a prolongar los efectos del primer evento, tanto sobre la población humana como sobre el ecosistema. Las entradas de agua de estas riadas han sido estimadas en 55-60 hm³, 11 hm³, 6,5 hm³ y 5 hm³, respectivamente en septiembre y diciembre de 2019 y enero y marzo de 2020 (Barberá, inédito). En este apartado se resumen los principales cambios observados en el ecosistema lagunar durante todo este periodo, así como su evolución posterior hasta la actualidad.



Figura 2.42: La DANA de septiembre de 2019 supuso la entrada de enormes cantidades de agua y materiales desde los terrenos agrícolas circundantes hacia la laguna, arrasando a su paso pueblos, playas y todo tipo de infraestructuras. Fuente: Sentinel 2 (programa Copernicus).

2.9.1 Estratificación, anoxia y mortalidad masiva

Durante la DANA de septiembre de 2019, a consecuencia de la diferencia extrema entre la salinidad del agua del Mar Menor y el agua continental arrastrada procedente de la lluvia (55-60 hm³), la columna de agua se estratificó creando una capa superficial de agua menos densa y salina (37-40) respecto a una capa profunda mucho más densa y salina (42,5-44). La interfase entre ambas capas se situaba entre 3 y 4 m de profundidad, dependiendo de la zona (Figura

2.43). La diferencia en temperatura entre ambas capas era sólo de 1 grado por lo que la diferencia de densidad era debida prácticamente a la salinidad.

Este episodio de anoxia extrema tuvo una duración de, al menos, dos semanas. Mediciones realizadas por otros equipos (Servicio de Pesca y Acuicultura de la CARM) no encontraron evidencia de anoxia en el fondo por lo que su aparición no tuvo que ser inmediata tras la estratificación. Esta estratificación estuvo además favorecida por una fuerte estabilidad atmosférica durante un largo periodo de varias semanas tras la DANA en el que no hubo viento, principal motor de la hidrodinámica lagunar. De no darse esta circunstancia probablemente la mezcla de las dos capas hubiera ocurrido más deprisa y el episodio de anoxia hubiera sido menos intenso.

El consumo del oxígeno depende de la carga de materia orgánica del agua, que ya era elevada a juzgar por las elevadas concentraciones de fitoplancton antes de la llegada de la DANA (Figura 2.25) y el elevado contenido orgánico de los sedimentos (apartado 2.2 Composición de los sedimentos), pero se incrementó todavía más por los aportes arrastrados por las lluvias y el rápido y espectacular incremento del fitoplancton en respuesta a dichos aportes (ver más adelante). La riada transportó importantes cantidades de carbono orgánico, del cual, disuelto en el agua de la riada, podrían haber unas 300-400 toneladas, y asociado a los sedimentos habría del orden de 2000 toneladas, referido al caudal total aportado. Ante este exceso de materia orgánica, una vez consumido el oxígeno, la descomposición de la misma continúa a través de procesos anaerobios de descomposición microbiana. Se ha descrito que en estas condiciones de anoxia, la comunidad de microorganismos sulfatoredutores del sedimento (apartado 2.6 Comunidad microbiana) puede pasar a la columna de agua y descomponer la materia orgánica empleando sulfato como aceptor terminal de electrones y dando lugar a compuestos reducidos del azufre (H_2S , HS, etc.). La presencia de estos compuestos reducidos del azufre podría explicar los valores altamente negativos del potencial redox medidos en la capa profunda anóxica, que llegaron a alcanzar valores entre -200 mV y -300 mV. Las aguas bien oxigenadas del Mar Menor muestran siempre valores positivos y por lo general superiores a +50 mV. La presencia de sulfhídrico en aguas anóxicas es un fenómeno conocido como **Euxinia**.

Como se ha explicado, una de las consecuencias de este metabolismo es la generación de sulfuros disueltos en el agua, que son altamente tóxicos para la mayoría de los organismos (Bagarinao, 1993). Cuando las concentraciones de sulfuros disueltos superan el umbral de toxicidad, la muerte de organismos puede darse en cuestión de horas. Los sulfuros disueltos tienen una amplia variedad de efectos adversos, siendo el principal la inhibición de la citocromo c oxidasa, la enzima terminal en la respiración aeróbica localizada en la membrana interior de la mitocondria. La presencia de sulfuros en el agua de mar puede influenciar la productividad, supervivencia y distribución de los organismos. Los sulfuros tienen efectos complejos sobre la fotosíntesis, división celular, respiración, y sobre la capacidad fermentativa y de asimilación en cianobacterias y algas unicelulares. En macro-invertebrados, la presencia de sulfuros empeora los efectos tóxicos asociados a la hipoxia y anoxia, destacándose la mayor sensibilidad de los crustáceos entre los macroinvertebrados bentónicos. Los **cuerpos de agua euxínicos** se caracterizan por una fuerte estratificación, con una capa de agua superior con oxígeno y otra inferior anóxica y sulfídica y se han documentado en lugares como el Mar Negro.

De acuerdo con lo anterior, y como se tuvo ocasión de comprobar y documentar en las numerosas inmersiones realizadas por el equipo del Centro Oceanográfico de Murcia a lo largo de las 2-3 semanas que duró el episodio de anoxia, la combinación de ausencia de oxígeno y presencia de sulfuros en la capa de agua profunda causó la muerte de toda la vida asociada al fondo lagunar y la huida masiva de organismos de todas las especies con capacidad de desplazamiento, hacia las zonas menos profundas de la laguna (Figura 2.46; ver vídeo en el siguiente [link](#)). A finales de septiembre era fácil observar en aguas abiertas del Mar Menor concentraciones anormales de cardúmenes de peces en la parte superficial de la columna de agua, pero además, grupos

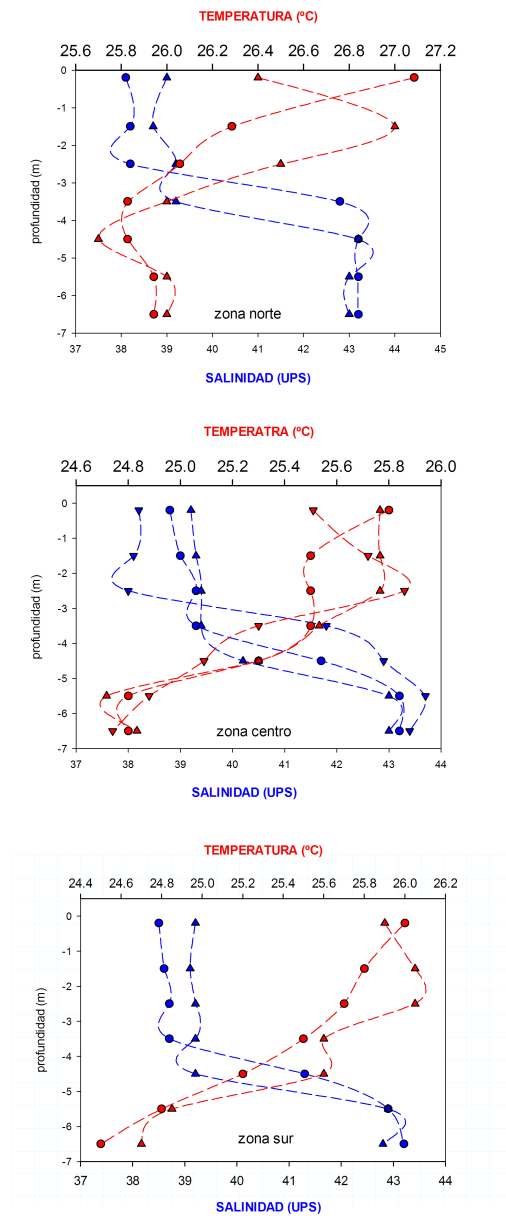


Figura 2.43: Perfil vertical de la salinidad (azul) y la temperatura (rojo) los días 25 y 27 de septiembre (triángulo invertido y círculos, respectivamente) y 2 de octubre (triángulo normal) en las diferentes zonas muestreadas del Mar Menor. Fuente: proyecto DMMEM, IEO.

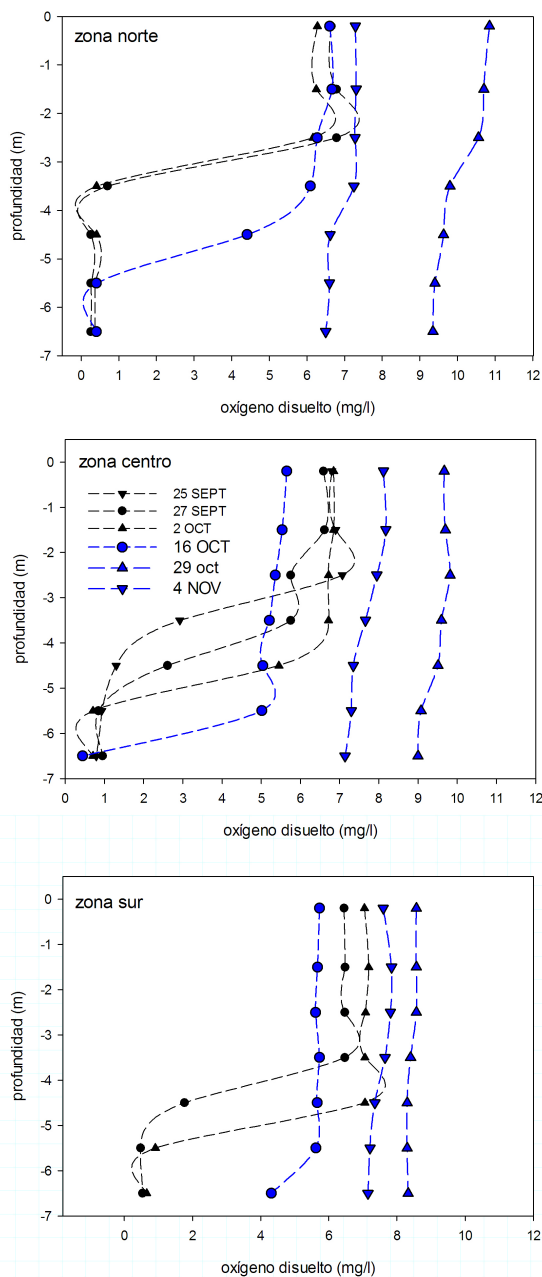


Figura 2.44: Perfil vertical de variación del oxígeno disuelto medido entre el 25 de septiembre y 4 de noviembre de 2019 en diferentes zonas de muestreo del Mar Menor. Fuente: proyecto DMMEM, IEO.

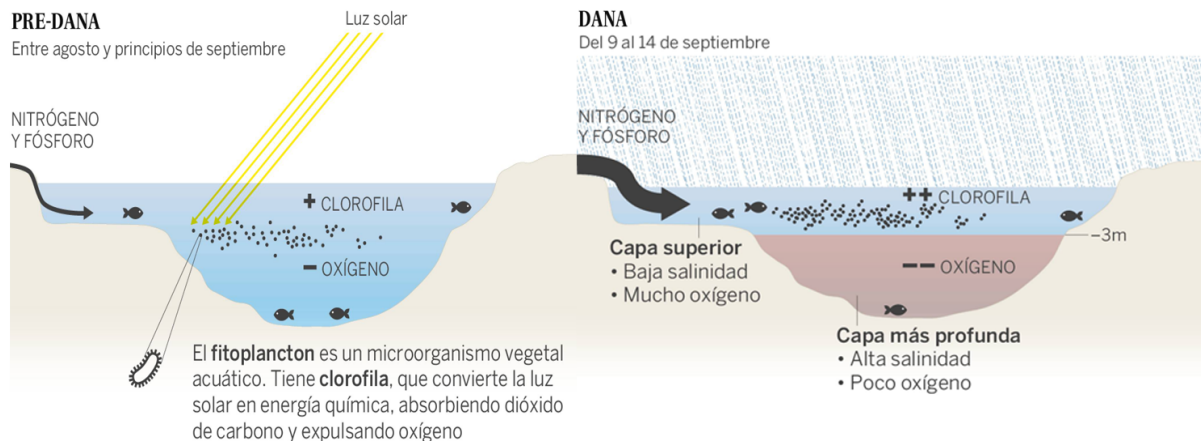


Figura 2.45: Izda.: Situación del Mar Menor antes de la DANA, con elevadas concentraciones de clorofila y turbidez como consecuencia del desarrollo fitoplanctónico favorecido por la elevada disponibilidad de nutrientes. Dcha.: estado del Mar Menor tras la DANA, con una fuerte estratificación halina y el agotamiento del oxígeno de la capa profunda, a partir de 3-4 m de profundidad. Fuente: infografía de El País, adaptado de información proporcionada por el proyecto DMMEM del IEO.

de especies típicamente asociadas al fondo como signátidos y quisquillas eran encontradas en el primer medio metro de la columna de agua, lo cual está fuera de todo contexto de acuerdo con la biología y ecología de estas especies. En el fondo las holoturias se encontraban muertas y evisceradas. Se observaron todavía vivos numerosos ejemplares de gasterópodos del género *Hexaplex*, pero los bivalvos (berberechos en su mayoría) habían muerto también y se encontraban abiertos mostrando el cuerpo muerto pero todavía sin descomponer. Algunos góbidos también estaban vivos en las primeras inmersiones, entre ellos *Pomatoschistus*, pero en las últimas visitas ya no se observaba ninguno vivo, llegando a observar los cadáveres de los mismos; anémonas y poliquetos tubícolas aparentemente vivos en un principio, se encontraron todos muertos a los pocos días. Durante estos días se observaron y filmaron concentraciones anómalas y masivas de peces y crustáceos de diferentes especies en los fondos someros de menos de 3 m de profundidad hasta la misma orilla de la costa, en todas las zonas visitadas de la laguna. Estas agregaciones no eran sino el resultado de migraciones a gran escala de los animales escapando de las tóxicas condiciones que se habían creado en la capa anóxica del fondo, intolerables para la mayoría de las especies marinas.

De acuerdo con los datos y observaciones anteriores se puede afirmar que la mayor parte de la fauna asociada al fondo (particularmente bentónica) a partir de los 3-4 m estuvo expuesta a los efectos letales de la euxinia durante varias semanas desde la segunda mitad de septiembre y primera mitad de octubre llegando a morir. De acuerdo con la batimetría de la laguna realizada por el IEO (Gómez-Ballesteros et al., 2018; apartado 2.1 Batimetría y tipos de fondo), el área de fondo afectada encerrada por la isolinéa de -4 m es exactamente de 98,3 km², lo que representa el 72,8% del área total de la laguna.

A principios de octubre ya se observaban síntomas de disolución de la capa anóxica del fondo (Figura 2.44), que había adelgazado sobre todo en la parte central y sur, pero no tanto en la zona norte. Precisamente, el sábado 12 de octubre (un mes después de la DANA) y a consecuencia de los vientos de levante, parte de esta capa anóxica y tóxica afloró en la plataforma del extremo norte de la laguna (Lo Pagán, San Pedro del Pinatar; Figura 2.47), causando un déficit extremo de oxígeno y liberación de productos procedentes del metabolismo anaerobio acumulados en las aguas profundas, como los sulfuros disueltos y el gas sulfhídrico. El afloramiento de la capa anóxica favoreció la proliferación de cierto tipo de microorganismos que acumulan el azufre, del

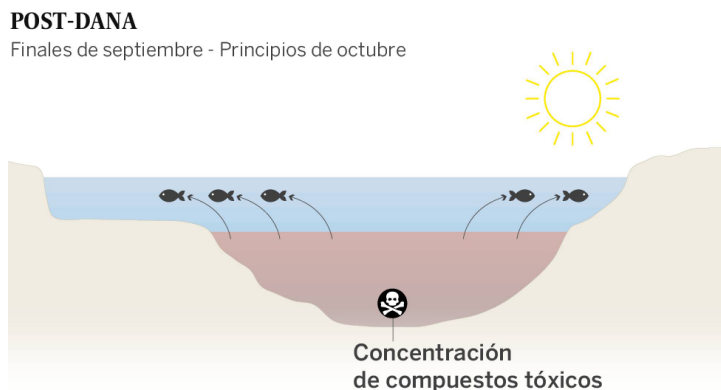


Figura 2.46: Representación de la mortalidad de la fauna asociada al fondo de la laguna y desplazamiento masivo a gran escala de las especies con capacidad de desplazamiento. Fuente: infografía El País, adaptado de información proporcionada por el proyecto DMMEM del IEO.

que obtienen al metabolizar los compuestos sulfurosos. Esto se puso de manifiesto por el típico olor a azufre y la aparición de espumas lechosas blanquecinas en algunas zonas, las cuales están formadas por acumulaciones de este tipo de microorganismos. Tanto la falta de oxígeno como los sulfuros debieron contribuir a la muerte de la fauna presente en una extensa área al norte de la laguna. En las orillas de las playas de Villananitos (Lo Pagán) se acumulaban enormes cantidades de animales todavía vivos que saltaban a tierra buscando oxígeno y huyendo del agua altamente tóxica (Figura 2.47)

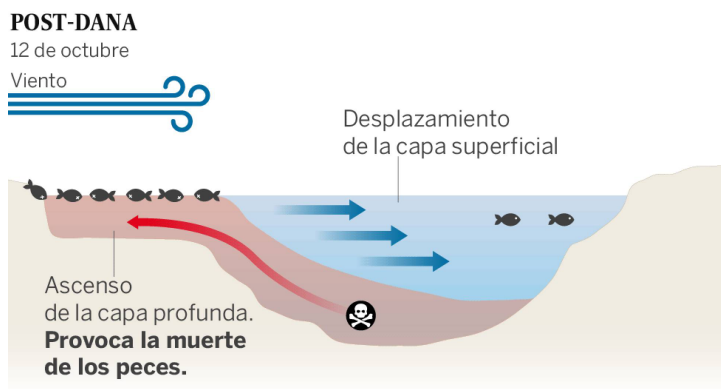


Figura 2.47: Representación del afloramiento de la capa de agua profunda altamente tóxica, causando la mortalidad masiva de fauna marina frente a la playa de Villananitos (Lo Pagán, San Pedro del Pinatar). Fuente: infografía El País, adaptado de información proporcionada por el proyecto DMMEM del IEO.

Si bien la mortalidad masiva de animales marinos se hizo visible en este rincón del Mar Menor el día 12 de octubre, hay que destacar que no era más que una pequeña parte de lo que venía ya ocurriendo semanas antes en toda la laguna a partir de 4 m de profundidad. Es decir, no se trató de un evento a escala local sino a escala de toda la laguna. Por último, toda esta evidencia contradice la creencia popular de que este evento de mortalidad masiva fue causado por un vertido puntual en la zona.



Figura 2.48: Imágenes de la ictiofauna muerta tanto en la orilla como en los fondos de la zona afectada días después del episodio de euxinia en las playas de Lo Pagán. Fuente: fotos de Javier Murcia Requena.

2.9.2 Respuesta del fitoplancton

Tras los aportes de lluvias durante la DANA de septiembre de 2019, los niveles de clorofila aumentaron de forma muy brusca y repentina hasta concentraciones que fueron, incluso, superiores a los máximos alcanzados en 2016 (apartado 2.5 [Clorofila a y comunidad fitoplanctónica](#)). Una respuesta similar se observó en las riadas posteriores a esta primera DANA, llegando a alcanzar concentraciones de clorofila todavía más elevadas. Este estrecho acoplamiento entre el fitoplancton y los eventos de lluvias torrenciales ponen en evidencia la importancia de estos fenómenos tan característicos de la meteorología local como fuente de elevadas cantidades de nutrientes y materia orgánica contenidas en los sedimentos arrastrados por la riada desde los campos agrícolas circundantes (Figura 2.42 ver también apartados 2.1 [Batimetría y tipos de fondo](#) y 3.1 [Aportes de nutrientes y materia orgánica como motor de eutrofización](#) de este informe). En el apartado 2.3 [Hidrografía](#), se muestra la variación de la concentración del material particulado en suspensión (tanto orgánico como inorgánico) en este mismo periodo, donde se aprecia claramente el acoplamiento de la variabilidad de esta variable con la turbidez y la clorofila a (chl-a). Se debe considerar éste uno de los principales mecanismos por los que el fósforo (P) entra en la laguna, donde normalmente el nitrógeno está en exceso y es el P el que limita la productividad fitoplanctónica (apartado 2.5). La mayor parte de este P queda inmovilizado por el material particulado, que pasa al sedimento, de forma que este elemento vuelve a ser limitante en poco tiempo (de ahí las grandes fluctuaciones de la chl-a). Una vez en el sedimento, el P puede pasar por difusión del sedimento a la columna de agua, dependiendo la intensidad de estos flujos de otra serie de condiciones ambientales descritas en el [apartado 2.1](#).

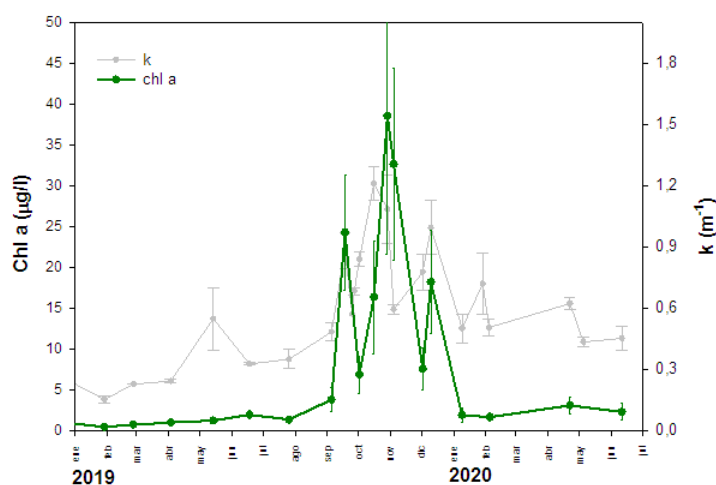


Figura 2.49: Evolución de la clorofila y la turbidez de la columna de agua durante la DANA de septiembre de 2019 y los episodios sucesivos de lluvias torrenciales hasta enero de 2020. Fuente: proyecto DMMEM, IEO.

En paralelo, la elevada turbidez del agua redujo drásticamente la luz que alcanzaba el fondo, llegando a niveles muy por debajo de los requerimientos mínimos de luz necesarios para la actividad fotosintética y crecimiento de la vegetación bentónica a partir de 2-3 m. Puesto que a partir de esta profundidad ya no había *Cymodocea nodosa* desde 2016 (apartado 2.8 [Turbidez y praderas marinas](#)), la especie afectada en este caso sería *C. prolifera*, que además estaría expuesta a los efectos de la euxinia (ver apartado anterior). Estas condiciones extremas de limitación de luz son muy parecidas a las de 2016, aunque este episodio de turbidez extrema ha sido de mucha menos duración. Este episodio no ha afectado a las praderas de *C. nodosa* supervivientes al evento de 2016, a juzgar por los escasos cambios observados en una serie de estaciones que el equipo del IEO visita con cierta frecuencia. Los posibles efectos sobre la

cobertura de *C. prolifera* no se han cuantificado, pero sean cuales sean, a juzgar por la rápida dinámica de colonización de esta especie observada a partir de 2016, serán rectificadas en poco tiempo.

Tras este episodio agudo, tanto la turbidez como la chl-a disminuyeron en enero, aunque se han mantenido hasta la actualidad en valores medios que son elevados respecto a los rangos de referencia de estas variables en condiciones oligotróficas (apartados 2.5 y 2.8).

2.9.3 Disminución de la salinidad

Los sucesivos episodios de lluvias torrenciales desde septiembre de 2019 han aportado grandes cantidades de agua dulce a la laguna, no solo durante las riadas, sino también *a posteriori* a través de la descarga del acuífero Cuaternario, que continúa todavía en la actualidad (Figura 2.50). Ciertas acciones antrópicas han contribuido a aumentar la descarga hacia el Mar Menor. La subida del nivel freático ha incrementado el bombeo desde los sótanos que ha ido a parar al Mar Menor a través de la red de pluviales o como efluente de depuradora. Casi todo el efluente de las depuradoras se reutiliza para riego, el bombeo de sótanos hacia el alcantarillado saliniza el efluente hasta tal punto que los regantes dejaron de llevarse el agua y, por tanto, se vierte a los cauces. Esto se debe a que la salinidad del acuífero es demasiado elevada. También las riadas dañaron infraestructuras que han impedido que esos volúmenes de agua se bombearan hacia la red de distribución de agua de riego (por ejemplo, el efluente de la depuradora de Los Alcázares se bombea al canal del Tránsito). Como se ha descrito en el apartado 2.3 Hidrografía, la salinidad alcanza su valor mínimo en invierno, coincidiendo con la época de lluvias, la escasa evaporación y la mayor tasa de intercambio del agua lagunar. A medida que llega el verano y estas variables invierten su tendencia, la salinidad aumenta progresivamente hasta alcanzar un máximo a finales de verano-principios de otoño. Tras la DANA de septiembre de 2019, la salinidad disminuyó hasta valores muy próximos a los del Mediterráneo adyacente (38-39) y se ha mantenido durante un periodo de nueve meses. A la fecha de realización del presente informe (julio de 2020) empieza a observarse un cambio de tendencia, coincidiendo con el patrón de variación estacional ya que en condiciones normales, la salinidad inicia su camino hacia el máximo anual aproximadamente en el mes de junio (Figura 2.51). Tras la DANA, la salinidad alcanzó su valor medio más bajo a finales de abril de 2020 (38,06), y desde mayo ha aumentado progresivamente hasta alcanzar valores medios de 39,35 (rango: 39,1-39,50), iniciando lo que podría ser el final de esta larga etapa de salinidad más baja de lo normal.

Como se ha explicado anteriormente, los eventos de lluvias torrenciales causan una caída de la salinidad de carácter transitorio, cuya intensidad y recuperación está en función de la intensidad del evento meteorológico, así como de factores locales. Estos eventos (p. ej. riadas de 1987 y 2009) han causado disminuciones de la salinidad hasta valores medios de 40-41 (Figura 2.12). La riada de enero de 2017 causó una caída similar, aunque la salinidad llegó a valores medios de 36 en la parte norte de la laguna (Figura 2.51), que fue una de las zonas más afectadas por las avenidas de agua. La caída de la salinidad causada por la DANA de septiembre de 2019 ha sido algo más acusada que en los eventos anteriores, pero sobre todo destaca la elevada duración del episodio (unos 9 meses). A ello deben haber contribuido también los continuos aportes de aguas subterráneas que han perdurado incluso meses después de las lluvias. Aunque el registro histórico de esta variable no es continuo, no hay constancia de que el Mar Menor haya experimentado un episodio de similares características en las últimas 5 décadas, al menos de los periodos de los que se dispone de datos.

Al igual que ya ocurrió tras la ampliación del canal de El Estacio, la reducción sostenida de la salinidad del Mar Menor hacia niveles próximos a los del Mediterráneo adyacente puede

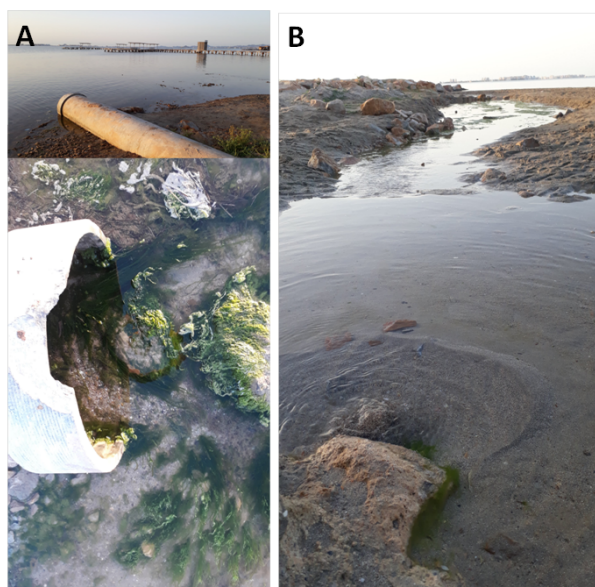


Figura 2.50: Fotografías de dos puntos de entrada de aguas subterráneas en la playa de Santiago de la Ribera (A) y Lo Pagán (B), como ejemplos de las descargas excepcionales que se mantienen en junio de 2020 a través de numerosos puntos del litoral lagunar.

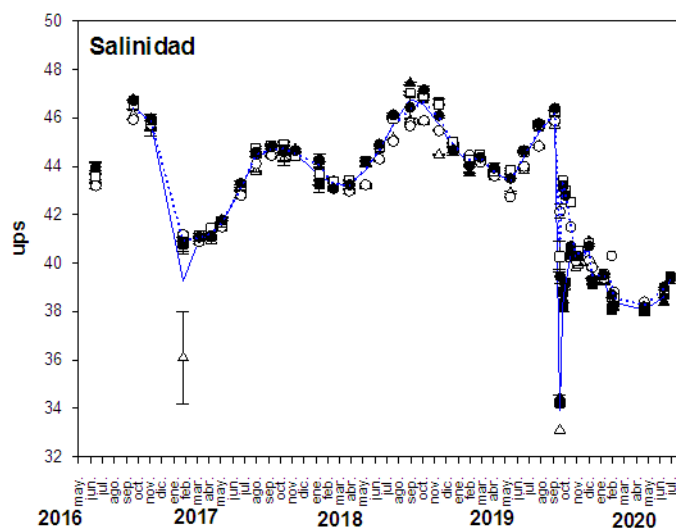


Figura 2.51: Evolución de la salinidad en superficie (línea azul continua) y fondo (línea azul discontinua) en el periodo mayo de 2016 - junio de 2020. Círculos blancos: zona norte, triángulos blancos: zona centro, círculos negros: zona sur. Fuente: proyecto DMMEM, IEO.

afectar a los ciclos de vida de las especies lagunares, así como favorecer la entrada de especies oportunistas, bien sean nativas o exóticas, que son susceptibles de alterar la distribución, estructura y funcionamiento de las comunidades biológicas que componen el ecosistema. En primera instancia, la DANA supuso una reducción repentina de unos 8 puntos de salinidad, lo cual es *per se* un cambio muy brusco capaz de causar estrés fisiológico agudo, al menos en los taxones y especies menos tolerantes a los cambios de salinidad. No obstante, hay que tener en cuenta que la mayoría de las especies que forman las comunidades biológicas del Mar Menor son características de ambientes costeros similares con regímenes muy variables de salinidad y temperatura, es decir, son mayoritariamente especies euribiontes, con una elevada plasticidad frente a los cambios ambientales.

Por otro lado, una salinidad crónica de 38-39, que sigue siendo superior a la del Mediterráneo, no debe ser particularmente estresante para muchas de las especies del Mar Menor que también están presentes en el Mediterráneo adyacente, algunas de las cuales incluso realizan desplazamientos entre la laguna y el Mediterráneo, donde la salinidad es incluso menor. Por tanto, es esperable que la mayor parte de estas especies y comunidades tengan capacidad de tolerar y aclimatarse a este episodio de baja salinidad, que además es reversible, como se está observando en estos momentos (Figura 2.51). Hay taxones bentónicos como las holoturias (“pepinos de mar”), de escasa movilidad, que no tienen mecanismos de osmorregulación específicos, por lo que este tipo de cambio brusco de salinidad podría causar un estrés importante en sus poblaciones. De hecho se especuló con la posibilidad de que este factor fuera la causa de un episodio de mortalidad de holoturias documentado en marzo de 2017 [artículo en La Opinión de Murcia](#). Sin embargo, esta relación no está nada clara y no existe evidencia científica que la apoye. Por un lado, el que el cambio de salinidad cause un estrés agudo de los individuos no implica que no sean capaces de tolerarlo y soportar dichas condiciones durante un tiempo sin que aparezcan efectos a nivel letal. Las poblaciones de ésta y muchas otras especies han persistido, de hecho, repetidamente, a aportes de agua continental que se producen durante las avenidas, que ocurren cada año con mayor o menor caudal. Por otro lado, la especie que abunda en el Mar Menor (*Holothuria polii*) es también abundante en otras lagunas costeras con condiciones más estuáricas y en ambientes con salinidades entre 35 y 37 (con situaciones ocasionales de hasta 33; Patricia Prado-IRTA, Comunicación personal). Por último, tras la DANA de 2019 la mortalidad de Holoturias tuvo lugar por los efectos tóxicos de la anoxia a profundidades superiores a 4 m, pero no en las zonas someras por encima de dicha profundidad donde la salinidad se ha mantenido unos 9 meses a salinidades de 38-39. Otros factores de los que no se tiene registro como el agotamiento del oxígeno podrían explicar estos episodios locales de mortalidad. Por tanto, considerar a priori que la bajada de la salinidad desde la DANA de septiembre de 2019 es la causa de eventos de mortalidad de organismos marinos no tiene base científica y pone en evidencia la complejidad intrínseca de los fenómenos descritos y la falta de conocimiento básico necesario para interpretarlos.

Lo anterior no significa que el episodio actual de baja salinidad no conlleve consecuencias negativas para el ecosistema, como por ejemplo, los aportes de elevadas concentraciones de nitrógeno desde las aguas subterráneas, intensificando los efectos de la eutrofización (estimulando proliferaciones masivas de algas), o la expansión dentro de la laguna del parásito que ha causado la mortalidad de toda la población de *Pinna nobilis* en el Mediterráneo y que amenaza la población residual que ha sobrevivido al colapso del ecosistema en 2016 (apartado [2.10 Situación de las poblaciones de *Pinna nobilis* en el Mar Menor](#)).

Otro ejemplo de los efectos de la baja salinidad, es la aparición de especies de macroalgas filamentosas de crecimiento rápido cuya proliferación en el Mediterráneo es un fenómeno común en zonas alteradas o contaminadas con influencia de agua dulce y/o en épocas de elevada disponibilidad de nutrientes. Es decir, en particular proliferan donde se combina una salinidad baja

con elevadas concentraciones de nutrientes. En enero de 2020 empezaron a observarse proliferaciones masivas de este tipo de algas en la playa de Villananitos, en el extremo norte del Mar Menor, ocupando amplias extensiones desde la orilla hasta unos 100 metros mar adentro (Figura 2.52). Estas formaciones algales estaban compuestas por varias especies de clorofíceas filamentosas de los géneros *Ulva* sp., *Ulotrix* sp. y *Cladophora* sp. (confirmado por Dra. Marina Aboal, Universidad de Murcia). La aparición de estas proliferaciones algales coincide precisamente con las zonas de playa por donde se ha constatado la presencia de flujos casi permanentes de agua dulce y poco oxigenados, lo que indica su procedencia del acuífero, que como ya se ha descrito en informes muy recientes (Informe Tragsatec, 2020) tienen una concentración de nitrógeno muy elevada. Estas algas inician su crecimiento en el fondo y su rápida proliferación produce grandes cantidades de oxígeno que, al no poder difundir en su totalidad, forma burbujas que quedan atrapadas en los filamentos y hacen ascender la masa algal del fondo hacia la superficie. El crecimiento de estas algas en el fondo cubre el sedimento y las comunidades de *Cymodocea* y *Caulerpa* (Figura 2.52), impidiendo que el oxígeno disuelto llegue al sedimento y causando la anoxia del mismo. A ello contribuye la biomasa de las masas flotantes ya que al envejecer se van depositando sobre el fondo donde se descomponen, intensificando la anoxia. Este ciclo de crecimiento es muy rápido de forma que la biomasa que se produce y se descompone por unidad de tiempo es muy elevada. Por tanto, el aporte de esta biomasa algal en descomposición, además de la anoxia aumenta el enfangamiento del sedimento. De acuerdo con esto, la retirada de esta biomasa es, por tanto, recomendable en zonas de baño, siempre que ello no suponga algún perjuicio sobre especies o hábitats singulares y/o vulnerables.



Figura 2.52: Proliferaciones masivas de algas clorofíceas filamentosas en la playa de Villananitos entre enero y junio de 2020. Fuente: Juan M. Ruiz-IEO.

Aunque la disminución de la salinidad es el factor que promueve el desarrollo masivo de estas especies, su crecimiento y elevada productividad es únicamente explicable por las elevadas

concentraciones de nutrientes disponibles en la columna de agua, representando, por tanto, un síntoma más del proceso de eutrofización de la laguna. Estas proliferaciones algales coinciden con un periodo de aportes continuos y cuantiosos de agua dulce procedente del nivel freático, cuyas concentraciones de nitratos se ha demostrado que son muy elevadas, tal y como han puesto en evidencia estudios muy recientes (informe de Tragsatec 2020). Este fenómeno se ha mantenido hasta el mes de mayo y ha sido observado en otras zonas de la laguna.



Figura 2.53: Proliferaciones masivas de algas filamentosas en las playas de Santiago de la Ribera durante el mes de mayo. Fuente: Alexia Salas-La Verdad.

Recientemente se han producido proliferaciones algales similares en las playas de, Santiago de la Ribera, probablemente en respuesta a las mismas causas, aunque son diferentes, en su composición específica, respecto a las desarrolladas en las de la playa de Villananitos (Figura 2.52). En este caso la formación algal coincide con las zonas colonizadas por *Cymodocea nodosa*, y de hecho su composición indica que se ha originado a partir de especies epífitas de las hojas de la angiosperma (confirmado por Dra. Marina Aboal, Universidad de Murcia). Las proliferaciones de este tipo de algas era común observarlas sobre las praderas someras de *Cymodocea nodosa* en la época estival, pero este episodio es diferente, ya que su aparición nunca se había observado en momentos tan tempranos del año, ni habían sido tan masivos y extensos.

En términos generales, este episodio de proliferaciones masivas de este tipo de algas ha sido un fenómeno singular, no observado previamente con las características descritas anteriormente, y probablemente inducido por la acción combinada de la disminución de la salinidad y las elevadas concentraciones de nutrientes (además del aumento de la insolación y la temperatura a medida que se avanzaba en el periodo estival).

2.9.4 Probabilidad de nuevos episodios de anoxia

Tras el episodio de estratificación y anoxia de 2019, preocupa enormemente la repetición de un nuevo episodio susceptible de ocasionar un nuevo evento de mortalidad masiva como el de octubre de ese año. Este episodio duró unas 2-3 semanas y a partir de finales de octubre la columna de agua era de nuevo homogénea en salinidad y con valores de oxígeno elevados, propios de aguas bien oxigenadas (6-11 mg l⁻¹; Figura 2.44). A continuación vinieron otras riadas en diciembre de 2019, enero y marzo de 2020 que, si bien supusieron un aporte de > 20 hm³ de agua dulce, de acuerdo con nuestros datos, no volvieron a causar estratificación (Figura 2.51), ni episodios de anoxia (Figura 2.54). Esto último fue confirmado mediante la realización en este periodo de perfiles verticales de oxígeno en diferentes días y partes de la laguna. Todas las medidas de oxígeno realizadas con sonda fueron calibradas con muestras *in situ* valoradas por el método Winkler (Winkler, 1888; Carpenter et al., 1965; Carret y Carpenter, 1966). En este periodo los valores de oxígeno se mantuvieron elevados entre 7 y 11 mg l⁻¹ en superficie y 6-9,6 mg l⁻¹ en el fondo (5-6 m), incluso entre noviembre y diciembre cuando la concentración de partículas y de clorofila a indicaban una elevada carga orgánica en la columna de agua a consecuencia de un episodio agudo de proliferación fitoplanctónica (Figura 2.49). Lo mismo ocurrió tras la gran riada de diciembre de 2016 y las lluvias intensas de enero de 2017 (Figuras 2.51 y 2.54). Tras estos eventos los valores máximos de oxígeno se disparan en la parte superficial de la columna de agua, lo que puede reflejar la influencia de agua continental y/o la estimulación de la productividad fitoplanctónica (ver apartados anteriores). Por tanto, a excepción del episodio de anoxia tras la DANA de septiembre, en los meses posteriores hasta la actualidad no se ha detectado ningún síntoma ni de anoxia ni de estratificación.

En etapas anteriores, en el periodo 2016-2017, cuando las condiciones eran más propicias para el consumo del oxígeno en la columna de agua (en términos de materia orgánica), no se llegaron a observar síntomas de estratificación ni de anoxia. En 2016 no hubo riada, pero la carga orgánica del sistema (tanto del agua como del sedimento) era muy elevada y se mantuvo durante muchos meses, lo cual podría haber estimulado la remineralización microbiana y reducir el oxígeno en la columna de agua. Sin embargo, ni siquiera en verano se observó un agotamiento de oxígeno en el fondo bajo estas condiciones, donde el sedimento además demanda grandes cantidades de éste. Como se aprecia en la Figura 2.54, ese año tan solo se observó una ligera disminución del oxígeno disuelto en el fondo respecto a superficie, pero en ningún momento se observaron valores medios inferiores a 4 mg l⁻¹, valores que ni siquiera se pueden considerar hipóxicos (< 2 mg l⁻¹). En 2017, además de las riadas de enero, el Mar Menor experimentó una de las olas de calor más significativa de las últimas décadas (“Lucifer”; Figura 2.8) y además tuvo lugar un nuevo episodio de turbidez debido a la proliferación fitoplanctónica, aportando de nuevo una importante carga orgánica al sistema (ver apartados anteriores). Pero tampoco en estas condiciones se observó una disminución del oxígeno disuelto ni en superficie ni en el fondo, manteniéndose los valores medios entre 5 y 9 mg l⁻¹ (Figura 2.54). Igualmente, en el periodo entre octubre 2016 y septiembre de 2017, durante las campañas oceanográficas que el IEO realizó en colaboración con la CARM, tampoco se observó un episodio de anoxia, ni siquiera de hipoxia, variando los valores de oxígeno disuelto entre 5,8 y 8,5 mg l⁻¹, dependiendo de la época del año, tanto en superficie como en fondo (Figura 2.55).

Revisando los datos de oxígeno disuelto obtenidos por una amplia variedad de estudios y proyectos realizados entre 1980 y 2000 (recopilados en Rosique, 2000), se puede comprobar que en ningún momento se ha registrado nunca un evento de anoxia en el Mar Menor entre la década de 1980 y 2000, al menos de la magnitud del observado en octubre de 2019. Ni siquiera en 1987, cuando tuvo lugar una de las riadas históricas de magnitud comparable a la DANA de 2019. En estos años, los valores mínimos variaban entre 3,42 y 6,09 mg l⁻¹, excepto dos estudios que observaron valores mínimos entre 2 y 2,83 mg l⁻¹, próximos al límite de la hipoxia. Los

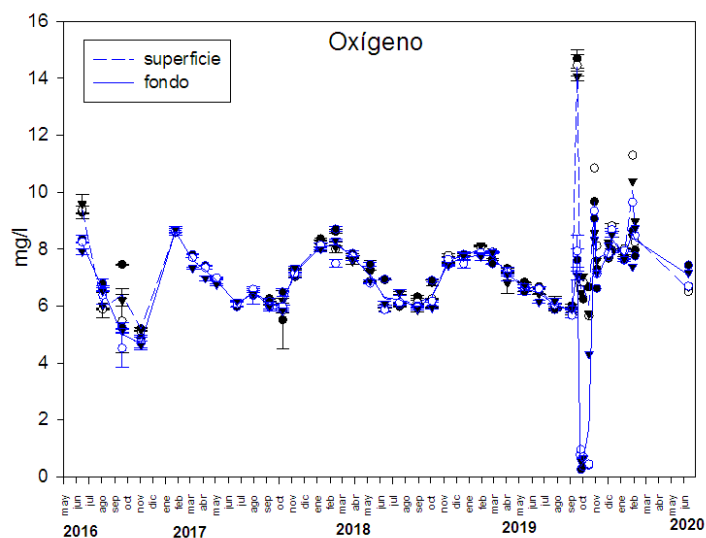


Figura 2.54: Evolución del oxígeno disuelto en superficie (línea azul discontinua) y fondo (5-6 m; línea azul continua) entre mayo 2016 y junio 2020. Fuente: proyecto DMMEM-IEO.

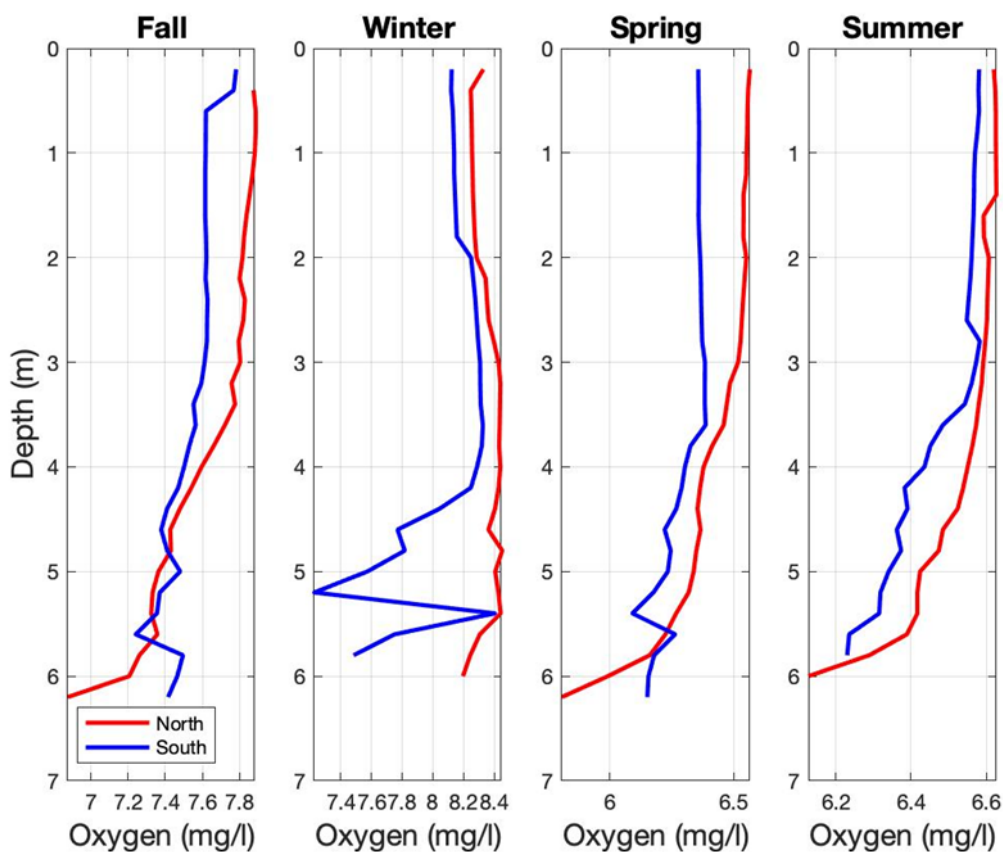


Figura 2.55: Perfiles verticales de la concentración de oxígeno disuelto obtenidos por cuenca y para cada estación del año entre otoño de 2016 y verano de 2017. Las mediciones fueron realizadas en continuo con una sonda multiparamétrica calibradas con determinaciones puntuales *in situ* mediante el método Winkler. Fuente: Fraile-Nuez et al. (2018).

valores máximos variaron entre 6 y 14,8 mg l⁻¹. En la mayoría de estos estudios a los que nos referimos, se realizaban mediciones en varios puntos de la laguna y con frecuencias de muestreo mensual y semanal y, al menos en los estudios realizados por el IEO, los análisis de oxígeno eran realizados de forma muy precisa (mediante la valoración potenciométrica de las muestras utilizando un sistema de valoración Methrom según el método Winkler; Winkler y Whaley, 1888, con las modificaciones posteriores de Carpenter, 1965; Carret y Carpenter, 1966). Por tanto, al menos en el periodo en que se realizaban dichos estudios era difícil que un episodio de anoxia de intensidad y duración relevante pasara desapercibido, excepto que se produjera en aquellos años o periodos en los que ningún estudio realizó mediciones.

Sin embargo, a pesar de todo lo anterior, no se puede descartar que se hayan producido fenómenos de anoxia localizados en algunas zonas específicas de la laguna, y/o en periodos con una duración inferior a la frecuencia de los muestreos, que aunque de magnitud mucho más puntual y local que el episodio de anoxia extrema de 2019, pudieron haber provocado mortalidades de algunas especies con una capacidad limitada de desplazamiento, como la holoturia (ver apartado anterior). En este contexto conviene recordar, por ejemplo, que el consumo de oxígeno continúa durante la noche por el metabolismo de la materia orgánica, sin que haya el aporte de oxígeno por la fotosíntesis. Esto da lugar a un ciclo circadiano de oxígeno cuyo valor mínimo ocurre a lo largo de la noche, particularmente en las capas profundas más próximas al sedimento donde la carga orgánica es menor. En la figura 2.56 se muestran dichos ciclos diarios obtenidos por el IEO en agosto de 2017 mediante un sensor sumergible de oxígeno, colocado a 10 cm de la superficie del sedimento. En general se observa cómo el oxígeno varía formando ciclos diarios con un valor mínimo en las primeras horas del día, que va aumentando a medida que pasan las horas debido a la actividad fotosintética, alcanzando un máximo al final del día y disminuyendo a medida que avanza la noche debido al predominio de la respiración microbiana. Si bien hay días que durante la noche no se alcanzan valores inferiores a 4 mg l⁻¹ (mitad derecha de la grafica), hay días en que, durante unas pocas horas, se agota el oxígeno por completo. Es un ejemplo muy ilustrativo de la actividad metabólica del agua y del sedimento y cómo en un sistema alterado se podrían intensificar la frecuencia y duración de estos episodios diarios de anoxia, con elevado potencial de causar efectos tóxicos en los organismos bentónicos. Esto es necesario considerarlo ya que la mayoría de los datos disponibles de la concentración de oxígeno corresponden a datos diurnos, que consecuentemente no reflejan estos posibles episodios nocturnos de menores concentraciones en la base de la columna de agua próxima a la superficie del sedimento.

En base a toda esta información disponible, todo parece indicar que el episodio de anoxia generalizada en toda la laguna experimentado en otoño de 2019 podría haber sido un episodio bastante excepcional, desencadenado por la estratificación de la columna de agua, causada a su vez por la conjunción de dos factores meteorológicos: la aportación de un gran volumen de agua dulce y la entrada de una situación anticiclónica durante varias semanas que confirió estabilidad a la columna de agua. La elevada carga orgánica ya presente en el agua y en los sedimentos, junto con la aportada por las lluvias tanto directa, como indirectamente (crecimiento fitoplanctónico), así con las ingentes cantidades de nutrientes disueltos y adsorbidos en los sedimentos, particularmente el fosfato, fue el “combustible” que dio lugar al rápido agotamiento del oxígeno en la capa profunda aislada. No podemos descartar de ninguna forma que este fenómeno se vaya a repetir ni tampoco podemos predecir con qué frecuencia, pero a la fecha de realización de este informe, los datos disponibles por el IEO, no indican que se vaya a repetir un evento de anoxia de ningún tipo. Las concentraciones de oxígeno disuelto en la columna de agua entre el 11 y 17 de junio eran 6,6-6,7 mg l⁻¹ en superficie y 6,7-7,44 mg l⁻¹ en el fondo, que son valores propios de esta época del año y de aguas bien oxigenadas. Estos valores fueron incluso superiores el día 20 de junio (7-9 mg l⁻¹), sin diferencia entre fondo y superficie, lo cual representa valores muy buenos respecto a los que se suelen registrar en esta época del año.

Muy recientemente se ha especulado con la inminencia de un nuevo episodio de anoxia para

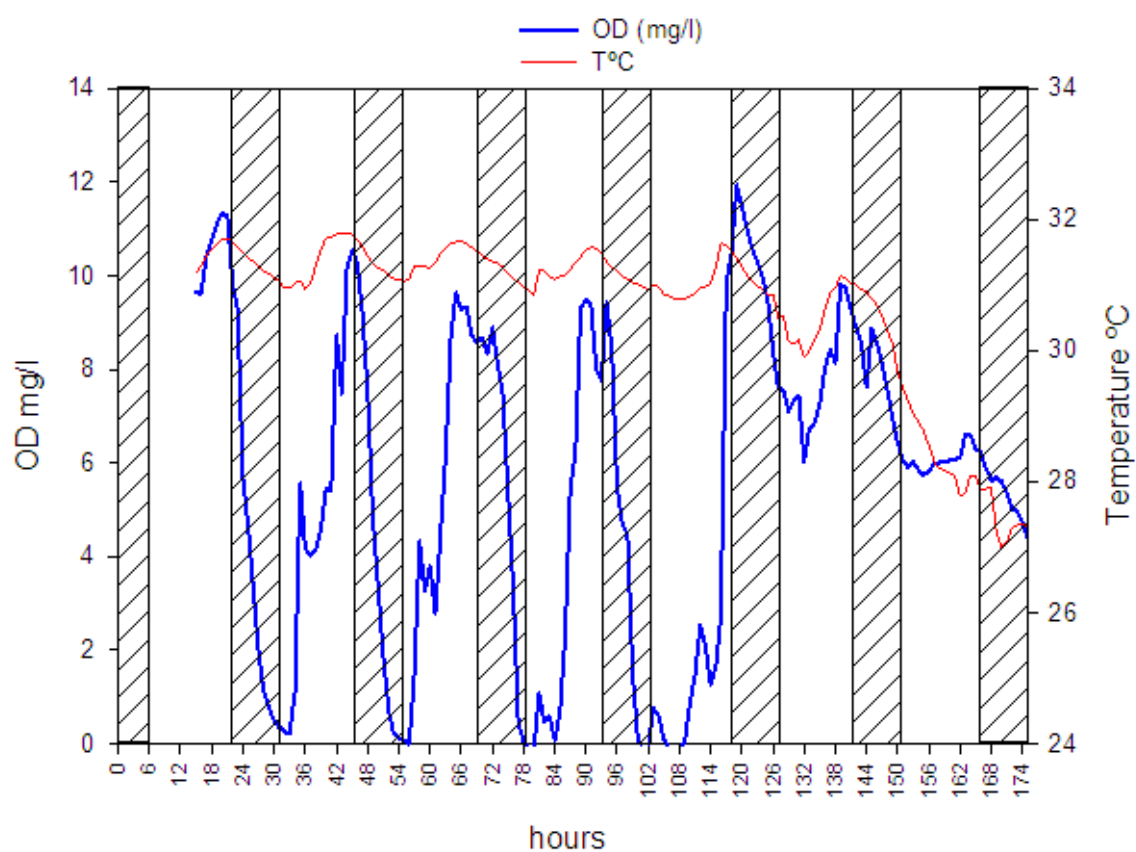


Figura 2.56: Variación de la concentración de oxígeno disuelto medida cada hora desde las 0 h del día 4 de agosto de 2017 mediante un sensor sumergible instalado a 5 m de profundidad en el Mar Menor, a 10 cm sobre la superficie del sedimento. Las bandas ralladas indican las horas de oscuridad (noche). Fuente: Grupo de Ecología de Angiospermas Marinas-IEO.

verano de 2020, en base a ciertos síntomas de estratificación de la columna de agua y de cierta caída de los valores de oxígeno hacia valores incluso por debajo de 4 mg l⁻¹, según fuentes de la CARM. Los datos disponibles, tanto de oxígeno como de otras variables oceanográficas, indican que la probabilidad de que esto ocurra de forma inminente y repentina en el Mar Menor no tiene, por ahora, base científica alguna. Esto no significa que cualquier día pueda darse una nueva DANA de características catastróficas y repetir el episodio de anoxia de 2019, sobre todo teniendo en cuenta el actual estado de deterioro y mayor vulnerabilidad de la laguna a los cambios ambientales.

2.10 Situación de las poblaciones de *Pinna nobilis* en el Mar Menor

La nacra, *Pinna nobilis*, por su actual situación de vulnerabilidad y el evento de mortalidad masiva sufrido desde otoño de 2016, es objeto de una actuación conjunta coordinada por diversos grupos de especialistas del territorio y diferentes centros de investigación. Esta especie, endémica del Mar Mediterráneo y que figura en diversas listas de especies protegidas, ha sufrido una gran regresión en el Mediterráneo español. Este evento de mortalidad masiva está causado por una especie de parásito nuevo para la ciencia, *Haplosporidium pinnae*, cuya distribución de momento parece estar afectada por la temperatura y salinidad (Vázquez-Luis et al., 2017; Catanese et al., 2018; Cabanellas-Reboredo et al., 2019). Actualmente en España la mortalidad se estima cercana al 100% y solo quedan dos poblaciones vivas de nacra a nivel nacional, una de ellas se encuentra en los Alfacs del Delta del Ebro y la otra se ubica en la laguna costera del Mar Menor. Al margen de estas dos poblaciones *a priori* no afectadas, hay algunos individuos supervivientes en las costas Mediterráneas (principalmente en Baleares y Cataluña).

La situación a nivel de Mediterráneo es aún más grave dado que en la actualidad esta mortalidad masiva ha alcanzado a las poblaciones de nacra tanto del Mediterráneo occidental como de la cuenca oriental extendiéndose esta epidemia a todo el Mediterráneo. Como consecuencia de esta situación de riesgo para la nacra, la Conferencia Sectorial de Medio Ambiente declaró a *P. nobilis* en España “**en peligro crítico**” con un grave riesgo de extinción (Orden TEC/1078/2018); además también ha sido incluida en la Lista Roja de la UICN como “En Peligro Crítico”. En septiembre de 2019 el MITERD constituyó el Grupo de Trabajo en situación crítica de la nacra (Adscrito a la Comisión Estatal para el Patrimonio Natural y la BD y al Comité de Flora y Fauna Silvestres), formado por representantes del MITERD y de las diversas CCAA además de una serie de asesores expertos científicos que trabajan de manera directa con la especie.

La delicada situación de la nacra en España y su catalogación legal como especie en situación crítica obliga a llevar a cabo medidas urgentes para su conservación y recuperación. Las poblaciones de nacra del Mar Menor constituyen uno de los dos únicos santuarios en los que persisten poblaciones de la especie en España en su medio natural junto con el Delta del Ebro. La población de *Pinna nobilis* en el Mar Menor data de principios de los años ochenta del S. XX donde se describe sobre fondo de pradera mixta de *Caulerpa prolifera* y *Cymodocea nodosa*, la cual, con el paso de los años, se convirtió en un elemento faunístico importante en el Mar Menor. Ya en 2003, García-March (2003) detectó densidades elevadas en algunas zonas profundas de la mitad norte de la laguna (8 ind 100 m⁻²).

El Centro Oceanográfico de Baleares lleva más de una década estudiando las poblaciones de nacra, y desde 2016 realiza un seguimiento de la mortalidad de esta especie. En el marco de los proyectos INTEMARES y EsMarEs (Estrategias Marinas), el IEO realiza un seguimiento de las poblaciones de nacra presentes en la laguna del Mar Menor, con el fin de determinar su estado y la evolución en respuesta a la situación crítica en la que se encuentran debido tanto a factores antrópicos como naturales. Además, el Grupo de Ecología de Angiospermas Marinas

GEAM-IEO del Centro Oceanográfico de Murcia ha realizado en 2014 y 2017 (tras el episodio de “sopa verde”) censos de densidad y estructura de tallas en toda la laguna (datos asociados al proyecto de cartografía de las comunidades de macrófitos de la laguna del Mar Menor). Durante esos dos años se realizaron censos visuales de macrófitos y de *Pinna nobilis* en 57 sitios diferentes de la laguna, abarcando un total de 35400 m² de superficie muestreada cada año. Por otro lado, el pasado mes de noviembre (2019) se llevó a cabo una campaña para conocer el estado en ese momento de *P. nobilis* en la laguna del Mar Menor (tras el episodio DANA). A continuación se muestra la situación de *P. nobilis* en la laguna del Mar Menor en 2014, 2017 y 2019.

Durante el muestreo de 2014, se observaron un total de 241 individuos distribuidos en 36,8% de los puntos muestreados, dónde el 98,34% de los individuos se localizaron en zonas profundas (3-7 metros) y el 1,66% en zonas someras (0-3 m). Los valores medios de densidad fueron bajos a nivel global con una media de $0,71 \pm 0,19$ ind 100 m⁻², observándose mayores densidades en las zonas más profundas (3 y 7 metros), dónde se detectaron densidades de 0 hasta máximos de 14,5 ind 100 m⁻² (Figura 2.57). Con respecto a la estructura de tallas, la población muestra una distribución unimodal con individuos tanto adultos como juveniles, cuya anchura máxima varió entre 10 y 22 cm (Figura 2.58), con valores medios de $16,43 \pm 0,13$ cm.

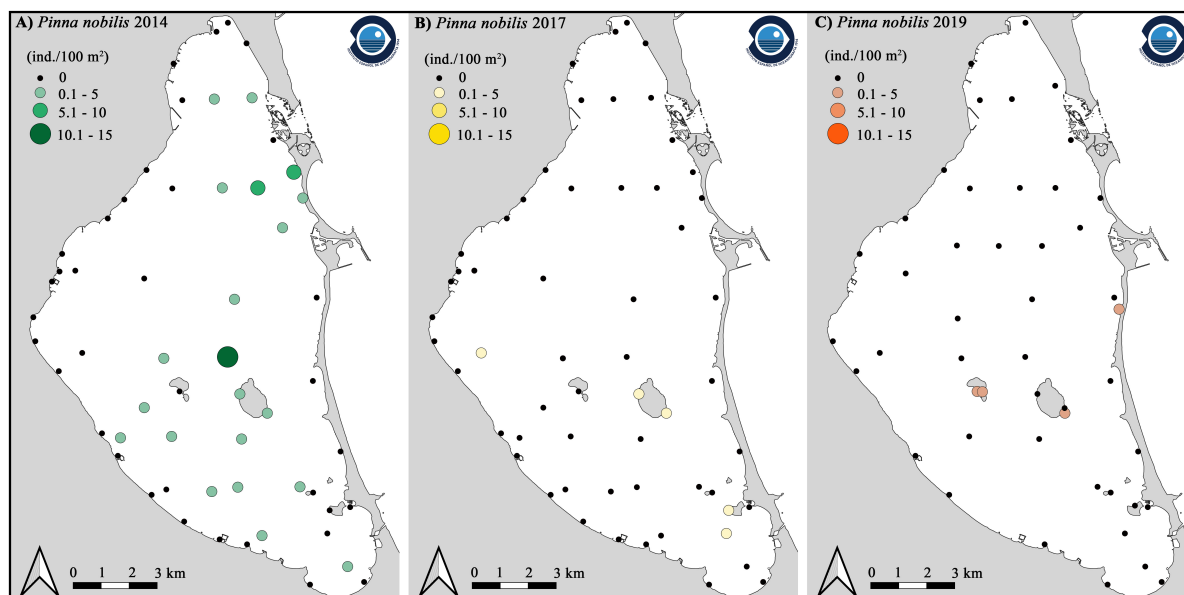


Figura 2.57: Distribución y densidad media de individuos de *Pinna nobilis* en 2014 (A), 2017 (B) y 2019 (C). Los puntos muestran la densidad media en cada transecto visual realizado en el área y las densidades encontradas en cada uno por categorías de abundancia (ind 100 m⁻²)

En 2017, se observó un fuerte declive de la población, probablemente asociado a los efectos producidos por la crisis eutrófica que la laguna sufrió en 2016. En total se observaron 12 ejemplares distribuidos en 8,77% de los puntos de muestreo, dónde el 83,30 % de los individuos se localizaron en zonas someras (0-3 m), y el 16,67% en zonas profundas (3-7 m). Por otro lado, las densidades encontradas fueron aún más bajas que en 2014, con una media de $0,07 \pm 0,04$ ind 100 m⁻², y con una clara disminución en las zonas profundas, dónde el 99,16% de individuos desaparecieron respecto 2014 (Figura 2.57B).

Posteriormente en noviembre de 2019, una vez pasado el evento de la gota fría (DANA) se realizó un muestreo específico para evaluar el estado de la población de nacras en el Mar Menor (proyecto INTEMARES). Durante este muestreo se evaluaron densidades y estructura de tallas

de individuos de *Pinna nobilis* en 47 sitios diferentes dentro de la laguna, 37 de los puntos muestreados coinciden con los puntos muestreados en 2014 y 2017, en total la superficie muestreada fue de 31253 m². Se observaron un total de 94 individuos, distribuidos en 8,51% de los puntos muestreados (Isla Perdiguera SO y SE, Isla del Barón y Pueblo Cálido). El 100% de los individuos se localizaron en aguas someras, por debajo de 3 m de profundidad no se encontró a ningún individuo vivo. Las densidades medias encontradas para toda la laguna fueron mayores ($0,19 \pm 0,07$ ind 100 m⁻²) que en 2017 pero seguían siendo más bajas que en 2014 (Figura 2.57C). Con respecto a la estructura de tallas, se observó una disminución significativa del tamaño de los individuos respecto a 2014 aunque siguió siendo unimodal. El 76% de los individuos censados medían entre 10 y 15 cm, mientras que el 23,4% medían entre 15 y 22 cm (Figura 2.58). Aunque al igual que en 2014 las anchuras máximas variaron entre 10 y 22 cm, la talla media predominante fue significativamente menor ($13,72 \pm 0,18$ cm).

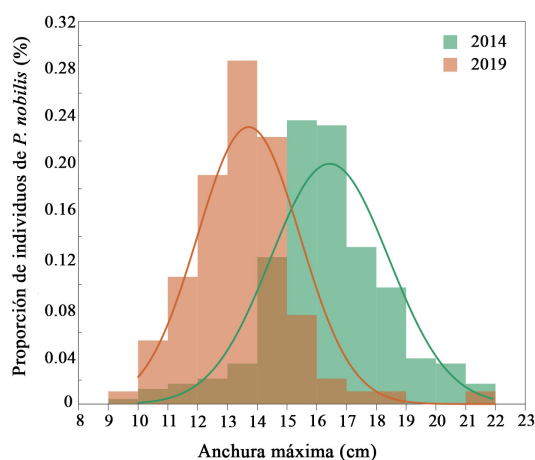


Figura 2.58: Distribución de la estructura de tallas en términos de anchura máxima de valva de *P. nobilis* en 2014 (n=236), y en 2019 (n=94). El histograma marrón representa la superposición de ambos años.

En la Figura 2.59 se pueden observar las diferencias de hábitat y condiciones ambientales observadas en la campaña de noviembre de 2019 en nacras vivas en zonas someras (A) y en nacras muertas en zonas profundas (B). En todas las zonas someras con presencia de nacras las condiciones eran similares, había presencia de *Caulerpa prolifera* y el agua se caracterizaba por tener una coloración verde. Por otro lado, las nacras presentaban una elevada densidad de *Hydroïdes elegans* (un poliqueto invasor, Figura 2.59A). Con respecto a las zonas profundas, las condiciones eran totalmente diferentes, no había presencia de algas ni fanerógamas marinas, y en su mayoría se caracterizaban por la presencia de sustratos anóxicos compuestos de lodo y materia orgánica donde no llegaba nada de luz. Cabe destacar que los individuos muertos se caracterizaban por presentar la parte de las valvas que estaba en contacto con el agua “desintegrada” y colonizada por *H. elegans* mientras que la parte enterrada en el fango anóxico permanecía intacta, observándose en algunos casos la presencia del biso prácticamente intacto (Figura 2.60).

Por otro lado, durante la campaña específica de nacra (realizada en noviembre de 2019), se biopsiaron 58 individuos para determinar si estaban infectados por *H. pinnae* y/o *Mycobacterium* sp (proyecto EsMarEs: Estrategias Marinas). Este último patógeno, *Mycobacterium*, se ha asociado con algunas mortalidades de nacra en algunos puntos del Mediterráneo (Carella et al., 2019). Tras los análisis moleculares llevados a cabo por el Laboratorio de Investigaciones Marinas y Acuicultura (LIMIA, Gobierno Balear) se detectó que el 13,8% de los individuos estaban infectados y se observó un gradiente de infección relacionado con la distancia al canal de El Estacio. En Pueblo Cálido se encontró mayor porcentaje de individuos infectados (24%),

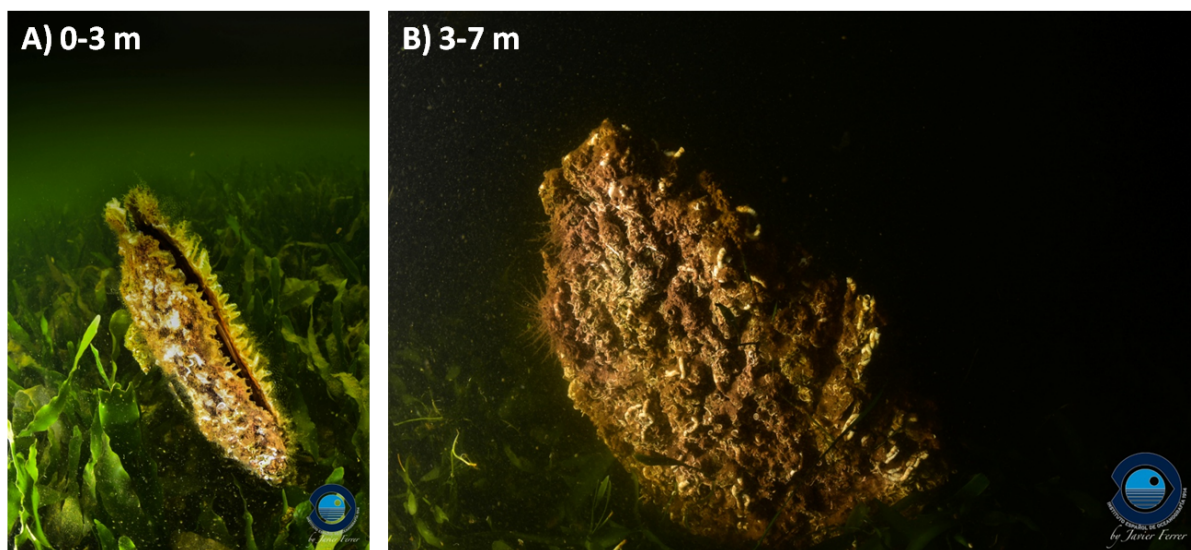


Figura 2.59: A) Individuo de *P. nobilis* vivo localizado en aguas someras y B) individuo muerto en zonas profundas durante la campaña de noviembre de 2019.



Figura 2.60: Nacra muerta censada en una de las estaciones profundas con presencia de biso.

seguido de los individuos de Isla Perdiguera (9%) e Isla del Barón (8%, Figura 2.61). Estos datos demuestran la entrada del patógeno a la laguna, probablemente ocasionado por la drástica disminución de la salinidad que sufrió la laguna debido al gran caudal de agua dulce que fluyó hacia la laguna por la DANA (ver apartado 2.9 Impacto de los episodios de DANA en el Mar Menor). Los valores de salinidad disminuyeron hasta registrar valores similares a los del Mar Mediterráneo, que coincide con el rango de salinidad en que *H. pinnae* es efectivo para infectar (entre 36,5 y 39,7 psu Cabanellas-Reboredo et al., 2019).

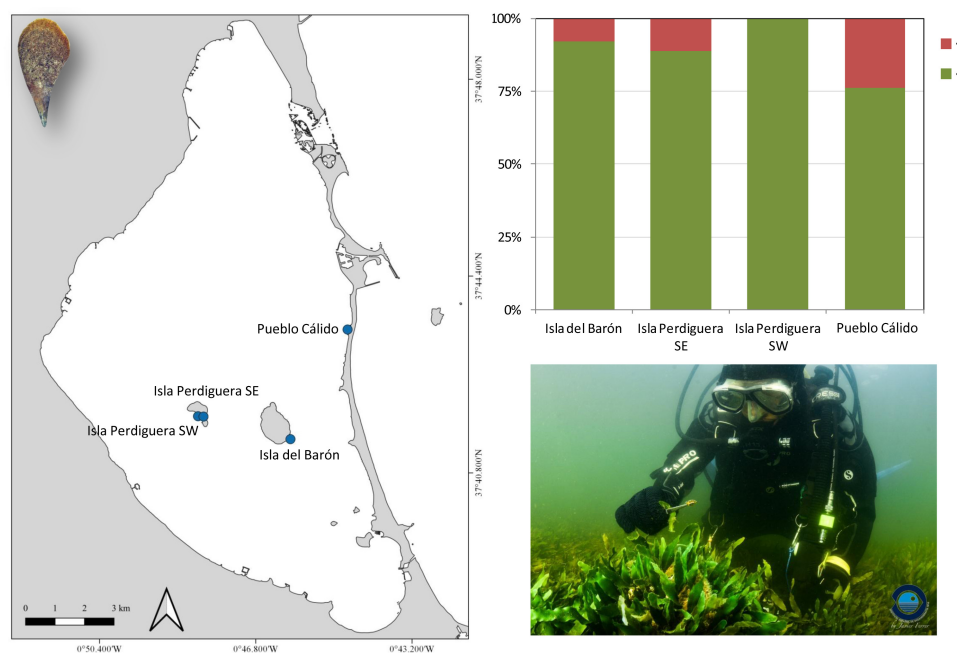


Figura 2.61: Localidades con nacras vivas localizadas en la campaña de noviembre de 2019 (izquierda), resultado de porcentaje de individuos afectados (+) por el patógeno *Haplosporidium pinnae* en las distintas zonas con presencia de nacras (arriba derecha). N total de 58 individuos analizado de *P. nobilis* (isla del Barón: 26, isla Perdiguera SE: 9, isla Perdiguera SW: 2 y Pueblo Cálido: 21). Toma de biopsias en la laguna del Mar Menor (abajo derecha).

Los resultados de estos estudios demuestran que la población de nacras del Mar Menor ha sufrido un grave declive en los últimos años, muy posiblemente como consecuencia de las catástrofes ambientales ocurridas en la laguna. La actual situación de la nacra es muy preocupante desde el punto de vista de la conservación. El hecho de presentar pocos individuos y mayoritariamente juveniles (menores de 3 años en su mayoría basados en un modelo talla-edad de la laguna, García-March et al., 2019) e infectados hace pensar que su capacidad para recolonizar la laguna con las condiciones ambientales actuales es baja. Por otro lado es importante tener en cuenta que pueden existir otras zonas con presencia de *P. nobilis* no prospectadas en los muestreos descritos. Sin embargo es necesario un seguimiento para evaluar la evolución de estas poblaciones, así como la dispersión del patógeno *H. pinnae* en la laguna y su afección a las nacras.

2.11 Otros temas relevantes no abordados en este informe

Sólo por cuestiones meramente prácticas (limitación de tiempo, conocimiento, etc.) hay muchos aspectos relevantes que no han sido tratados en este informe, y está fuera de los objetivos abarcar todos los aspectos relevantes ya que para ello habría que redactar un informe mucho

más extenso que requeriría mucho más tiempo de elaboración. Por tanto, los temas abordados en este informe no son ni más ni menos relevantes que aquellos que no se han tratado y que contribuirían sin duda a completar el cuadro de diagnóstico en toda su dimensión ecológica y socio-económica. Aspectos como el efecto de la eutrofización sobre la biodiversidad, la estructura y funcionamiento de las comunidades biológicas, las relaciones tróficas o los diferentes servicios ecosistémicos (sumidero de carbono, ciclos biogeoquímicos, etc.), son todavía poco conocidos y son fundamentales para entender las consecuencias de la eutrofización en el ecosistema lagunar. Está por determinar en qué medida está afectando a los ciclos de vida de especies clave de interés pesquero (dorada, lubina, anguila y langostino, por ejemplo) o especies vulnerables de interés de conservación como el caballito de mar. ¿Por qué de repente parece que hay más pesca de alguna de estas especies que nunca si el ecosistema esta tan deteriorado como apunta la evidencia científica?. Cuestiones tan paradigmáticas como el papel de las medusas en el control del ecosistema deben ser aclaradas, máxime cuando, de acuerdo con la bibliografía disponible y los expertos sobre el tema, no parece estar nada claro su presupuesta capacidad de controlar el fitoplancton, tal y como se ha repetido como un mantra para el caso del Mar Menor, como si de un hecho científico demostrado se tratase. Otro tema de especial relevancia no abordado en este informe es determinar los riesgos de la proliferación de especies oportunistas y/o invasoras y su impacto en el ecosistema y en los recursos pesqueros, o en el turismo (p. ej. cangrejo azul, determinadas especies de poliquetos tubícolas filtradores). Se desconoce ampliamente el papel de las especies filtradoras en la regulación del proceso de eutrofización, sobre todo tras la desaparición de grandes filtradores como la nacra, cuyas densas poblaciones antes del colapso de 2016 (del orden de 1200000 individuos según datos propios del IEO) podrían haber contribuido a controlar el fitoplancton (y podrían hacerlo nuevamente en el futuro). El IEO lleva trabajando en algunos de estos temas desde hace tiempo, otros temas están siendo abordados por otros grupos de investigación de otros organismos, así como hay otros muchos aspectos que quedan todavía por ser abordados lo que requiere una seria inversión y esfuerzo. Por tanto, se anima desde aquí a la comunidad científica a realizar análisis objetivos y complementarios de estos temas en el contexto de la eutrofización del Mar Menor, que sean capaces de contribuir a la integración de la información disponible mediante aproximaciones multidisplinares.

3 Causas y consecuencias de la crisis ecológica del Mar Menor

3.1 Aportes de nutrientes y materia orgánica como motor de eutrofización

El Mar Menor recibe desde la década de 1980 grandes cantidades de materia orgánica y **nutrientes procedentes de vertidos de diversa naturaleza, entre los que se encuentran las aguas residuales urbanas (actualmente prácticamente suprimidas, salvo episodios de lluvias y vertidos puntuales) y, sobre todo, los flujos contaminantes tanto difusos como puntuales, procedentes de la actividad agraria y agropecuaria del Campo de Cartagena.** No obstante, mientras los vertidos urbanos y agropecuarios han estado mayoritariamente focalizados en determinados puntos (alcantarillados, depuradoras, granjas de ganado, balsas de purines) y se han concentrado en episodios puntuales o en periodos del año con elevada ocupación (por ejemplo, en verano), la agricultura ha provocado, además de vertidos puntuales como las salmueras, una contaminación difusa tanto en el subsuelo subterráneo (al acuífero Cuaternario) como superficial (escorrentías, arrastres), debido a la gran extensión que ocupa en la cuenca. El principal compuesto procedente de la actividad agrícola es el nitrato, debido a que es la fuente de nitrógeno más utilizada para los cultivos y tiene una alta solubilidad lo que hace que sea lavado con facilidad hacia el acuífero. El fosfato aplicado como fertilizante, además de utilizarse en dosis menores que el nitrato, queda inmovilizado con facilidad en los suelos básicos característicos del Campo de Cartagena, por lo que su lixiviación es escasa. Por esta razón, el acuífero Cuaternario muestra concentraciones de 100-200 mg l⁻¹ de nitrato (equivalente a 22-45 mg l⁻¹ de nitrógeno en forma de nitrato) y < 1 mg l⁻¹ de fósforo total. Esta diferencia es muy importante para identificar las fuentes de contaminación: aguas con elevado contenido en nitrato tienen fundamentalmente un origen agrícola y aguas con elevado contenido en fosfato provienen sobre todo de aguas residuales mal depuradas, lixiviados de granjas y estiércoles. Además, los lixiviados de origen agrícola contienen poco amonio (otra forma en la que se aplica el nitrógeno como fertilizante, pero que en este caso sí queda retenida en el suelo) y muy poca materia orgánica, mientras que las residuales y las procedentes de granjas pueden contener ambos componentes en elevadas concentraciones (García Pintado et al., 2007). Sin embargo, también hay que considerar que el arrastre de suelos agrícolas, que se produce durante los episodios de lluvias torrenciales, sí que constituye una fuente de fosfatos adsorbidos a la laguna. Distintos estudios hidroquímicos e isotópicos han permitido determinar que el principal origen de la contaminación por nitratos son los fertilizantes químicos utilizados en los cultivos (MAGRAMA, 2015).

Desde la llegada del Tránsito (1979) la superficie irrigada se ha multiplicado por diez. Ha sido un fenómeno continuo como demuestra que entre los 10 y los 20 años después de ponerse en marcha el Tránsito (1988-2009) la superficie irrigada se duplicó, pasando de unas 25150 hectáreas a más de 55000 hectáreas, de acuerdo con los estudios de teledetección disponibles (Carreño, 2015). Desde 2009 ha continuado esta transformación a regadío. Muchas de estas transformaciones se han hecho expandiendo el regadío por encima de lo planificado para posteriormente ser regularizado.

En la agricultura de regadío en el Campo de Cartagena podemos distinguir tres subsistemas: invernaderos, cítricos y hortícolas. En todos ellos se utiliza fertirrigación y, además, en los cultivos hortícolas se realizan abonados de fondo muy intensos antes de la plantación para acondicionar el suelo. Estos cultivos suelen tener cosecha de invierno y de verano. La agricultura intensiva implantada en el Campo de Cartagena al igual que la que se practica en todo el sureste ibérico ha abandonado cualquier medida de conservación de suelos lo que resulta en escorrentías y arrastre de sedimentos mucho mayores. Gran parte del nitrato no consumido por la cosecha, pero que no ha percolado, así como el fosfato son entonces arrastrados hacia la laguna.

Por tanto, la superficie de regadío se ha ampliado enormemente con un paralelo incremento de agua y fertilizantes aplicados. Esto ha dado lugar a una entrada continuada de parte de los nutrientes aplicados desde hace décadas por vía superficial (ramblas y tuberías de vertido) en forma de caudal base y de avenidas y subterránea (descarga submarina del acuífero), lo que se considera un factor crucial para que se desencadenara la crisis eutrófica de 2016. La muerte masiva de la vegetación bentónica constituyó, además, junto a la eliminación del principal elemento de retención de nutrientes, un aporte masivo de materia orgánica y nutrientes para el fondo de la laguna, lo que disparó la actividad microbiana en el sedimento y lo volvió mayoritariamente anóxico desde los primeros milímetros. Gran parte de los nutrientes que contenía la vegetación que murió quedaron retenidos en los fondos, junto a los nutrientes que habían entrado durante años. De esta forma, a los aportes externos de nutrientes que sigue recibiendo de forma continuada la columna de agua **procedentes de la cuenca**, se suman **los que libera el propio sedimento** (sobre todo fósforo y amonio), debido a los procesos de mineralización de la materia orgánica acumulada. Este problema se retroalimenta con episodios agudos de entrada de agua, sedimentos y nutrientes, como la DANA de septiembre, como ponen de manifiesto las grandes fluctuaciones en la concentración de nutrientes de la columna de agua que se ha descrito con anterioridad.

La profunda degradación del Mar Menor ha sido causada por un proceso de eutrofización, cuya causa principal es el exceso de nutrientes aportado desde décadas atrás. Tras el colapso del ecosistema en 2016, el ya deteriorado estado del mismo se ha agravado por lo arrastrado por las escorrentías durante la DANA. Estimaciones preliminares basadas en muestras recogidas durante la DANA cuantifican los nutrientes que han entrado disueltos en el agua en 1000 a 2000 toneladas de nitrato, 35 toneladas de amonio y 150-190 toneladas de fosfato. Estas estimas se refieren a nutrientes disueltos, disponibles para el ecosistema, y no tienen en cuenta la parte ligada a la fracción particulada, tanto orgánica como inorgánica. Estas cifras siguen teniendo gran incertidumbre, pero su magnitud es claramente indicativa de su impacto en el Mar Menor. Por ejemplo, se calcula que en junio de 2019 el total de fosfato disuelto en la laguna era < 1,5 toneladas. A esto hay que añadir el carbono orgánico y el fósforo fijado en diversas formas en las ingentes cantidades de sedimento que entraron en la riada 100000-200000 toneladas de sedimento. Por tanto, el problema no es consecuencia de la entrada en sí misma de agua dulce (lo que favoreció la formación de las dos capas de agua de diferentes salinidad y densidad), sino de los nutrientes arrastrados por el agua, que son el “combustible” del proceso eutrófico y que se suman a los nutrientes que ya contenía la laguna. De hecho, como recuerda AMETSE (Asociación Meteorológica del Sureste), los datos pluviométricos muestran que la avenida de noviembre de 1987 presentó una precipitación acumulada un tercio mayor que la DANA de este año, pese a lo cual en 1987 no hubo episodios de mortandad masiva en la laguna, al igual que en otros muchos episodios históricos de avenidas. Unos días después de la DANA se analizaron muestras de agua de la laguna encontrándose concentraciones de nitratos en torno a 13 mg l⁻¹, cien veces por encima de las que se pueden considerar “normales”. Con estos datos y conociendo el estado eutrófico de la laguna previo al evento meteorológico y las toneladas de nitrógeno y fósforo que entraron con las riadas, todo apuntaba a que se desencadenaría una nueva “sopa verde” generalizada y un posterior episodio de anoxia por colapso del sistema. **La**

eutrofización, por tanto, ha supuesto una degradación profunda del Mar Menor, que se está cronificando y además lo ha convertido en un ecosistema extremadamente vulnerable a múltiples factores, que pueden ir variando (la DANA sería un ejemplo, pero no el único) y en cualquier momento se pueden volver a desencadenar episodios agudos de mortandad.

3.2 Otros factores que contribuyen a la degradación del ecosistema lagunar

En este apartado se comentan otros factores de deterioro del ecosistema lagunar en todos o alguno/s de sus componentes o compartimentos susceptible de erosionar los mecanismos de resiliencia del mismo frente a los efectos adversos de la eutrofización y precipitar el colapso (adelantar la posición del “*tipping point*”, límite crítico o umbral). Éstas son alteraciones del medio que no suponen un aporte directo de nutrientes y materia orgánica (MO), pero que pueden alterar la actividad y ciclo de vida de las diferentes especies que componen el ecosistema.

La laguna costera del Mar Menor está sometida a la entrada de contaminantes de distinta naturaleza asociados principalmente a las actividades antropogénicas que tienen lugar en su entorno como la agricultura, el turismo, el desarrollo urbano, la minería, la navegación, el transporte, la ganadería, la industria, el control de plagas, etc. Además de los nutrientes que están directamente relacionados con la eutrofización, es muy relevante el aporte de metales traza y contaminantes orgánicos como consecuencia de dichas actividades y que pese a no ser la causante directa de la eutrofización en la laguna, contribuyen al estrés de los organismos y poblaciones que habitan en la laguna, disminuyendo su resiliencia y contribuyendo a la fragilidad de este ecosistema.

3.2.1 Contaminación metálica: metales pesados y metaloides

El aporte principal de metales pesados y metaloides al Mar Menor se produce en la cuenca sur de la laguna y se debe a la entrada de residuos mineros procedentes de la Sierra Minera de Cartagena-La Unión. Dicha sierra es rica en metales pesados, principalmente Fe, Pb y Zn, que se encuentran formando, sobre todo, sulfuros como blenda (ZnS) piritita (FeS_2) y galena (PbS), aunque también óxidos, hidróxidos, carbonatos y otros (Oen et al., 1975). Las explotaciones mineras de la zona se conocen desde antes de los romanos, pero fue hacia la primera mitad del S. XX cuando comenzaron a emplearse métodos de extracción a cielo abierto que movieron enormes cantidades de materiales y generaron millones de toneladas de residuos, muchos de ellos procedentes de los lavaderos de mineral. Aproximadamente hasta 1958 estos residuos se descargaban directamente a los cauces de ramblas que desembocan en el Mar Menor (por ejemplo, El Beal, El Miedo, Ponce, La Carrasquilla) pero a partir de esa fecha los residuos de lavaderos se vertían en depósitos de almacenamiento, que fueron casi todos abandonados sin ningún tipo de restauración cuando la actividad minera cesó en 1991. Actualmente, la gran cantidad de residuos mineros que permanecen en esos antiguos depósitos de almacenamiento, en las numerosas cortas y escombreras abandonadas, y en los lechos de los cauces, provoca que el arrastre de sedimentos y aguas cargadas de metales continúe hacia el Mar Menor.

Conesa y Schulín et al. (2010) revisaron los estudios realizados en los suelos de la zona minera, citando concentraciones de entre 2000 y 12000 mg kg^{-1} de Zn, entre 84 y 380 mg kg^{-1} de Cu, entre 2000 y 7000 mg kg^{-1} de Pb y entre 350 a 1900 mg kg^{-1} de As. En esa misma revisión se indicaba que para residuos mineros ácidos (pH 2-3) el riesgo de lixiviación de metales en agua era muy elevado (por ejemplo, se citaba que con esa acidez hasta el 14% del Zn es fácilmente

soluble en agua). En este sentido, Marín-Guirao et al. (2007) detectaron concentraciones de Pb disuelto de $890 \mu\text{g l}^{-1}$ y de Zn disuelto de $26600 \mu\text{g l}^{-1}$ en muestras de escorrentía recogidas a 50 metros de la desembocadura de la rambla del Beal en el Mar Menor, durante eventos de lluvia torrencial. La mayoría de estos metales disueltos precipitan al llegar al Mar Menor debido a que el pH cambia de ácido en la escorrentía (3-4) a neutro-básico en la laguna (8). En cuanto a los metales contenidos en el material particulado arrastrado por las de lluvias torrenciales, dependiendo de las condiciones físico-químicas una vez en la laguna, pueden transferirse a la columna de agua por desorción, o permanecer asociados a las partículas y depositarse en el fondo para acumularse en la matriz sedimentaria.

Desde los primeros estudios sobre metales realizados en la laguna (Simonneau et al., 1973) se encontró que los sedimentos de la cuenca sur eran los más enriquecidos en metales y metaloides, al estar esa zona, como ya se ha indicado, bajo la influencia directa de los aportes desde la Sierra Minera. De León et al. (1982) citaron concentraciones de Pb y Zn de 6400 y 6200 mg kg^{-1} respectivamente en sedimentos de los fondos de la laguna. Durante el proyecto BIOFOM (Álvarez-Rogel et al., 2019) las concentraciones más elevadas encontradas en los 10 cm superficiales del sedimento fueron Zn 8000 mg kg^{-1} , Pb 12000 mg kg^{-1} , As 100 mg kg^{-1} . Además, en algunas de las muestras de BIOFOM se hizo un análisis de los metales contenidos en la fracción arena y en la fracción limo+arcilla y los resultados mostraron que aproximadamente el 60% de los metales estaban asociados a la fracción fina, que es la más reactiva y, por tanto, la que puede comportar mayor riesgo de liberación de éstos.

Para tener una idea de la magnitud de las concentraciones de metales en el Mar Menor es conveniente comparar con los de otras zonas. Por ejemplo, los niveles en sedimentos de las zonas costeras de las desembocaduras del río Tinto y Odiel (Golfo de Cádiz) no superan las 100 mg kg^{-1} para Pb y 300 mg kg^{-1} para Zn (van Geen et al., 1997; Hanebuth et al., 2018). También hay que tener en cuenta, que los niveles de Pb en los sedimentos del Mar Menor superan en más de 10 veces los criterios de calidad ambiental (Effect Range Low, ERL) establecidos como criterio de calidad para los sedimentos en el Mar Mediterráneo (Long et al., 1995).

En el proyecto BIOFOM se extrajeron con HCl 3N los sulfuros ácidos volátiles (AVS) y los metales y As extraídos simultáneamente con ellos (SEM-AVS), encontrándose concentraciones extremadamente elevadas (por ejemplo, Pb hasta 8000 mg kg^{-1} , Zn hasta 5000 mg kg^{-1}). Los metales SEM-AVS se deben considerar como una fracción relativamente lábil presente en el sedimento, pero no se pueden relacionar con un único componente específico ya que el ataque con HCl disuelve diversos componentes (por ejemplo, sulfuros, carbonatos, óxidos), es por tanto, una extracción no específica. Por esta razón y para tener más información acerca de la distribución de los metales entre los diferentes componentes o fases que forman el sedimento, se hizo una extracción secuencial en la que se diferenciaron cinco fracciones geoquímicas (F1 a F5). Los resultados de dicha extracción, junto a las condiciones geoquímicas del medio (pH, potencial redox, etc.), permitieron estimar mejor los escenarios de mayor movilidad y/o biodisponibilidad de los metales. A continuación se van a comentar brevemente algunos resultados para las muestras de fango con mayores contenidos de metales.

El Mn estuvo sobre todo ligado a las fracciones F2 (carbonatos) y F3 (óxidos amorfos). La fracción F4 (óxidos cristalinos) fue escasa excepto en muestras tomadas cerca del saladar de Lo Poyo, lo que hace pensar en un origen directamente relacionado con los minerales provenientes de las explotaciones mineras y no con procesos diagenéticos de transformación *in situ* dentro de la laguna. En los fangos someros (< 2m de profundidad) el Cu estuvo asociado fundamentalmente a la fracción F5 (pirita), especialmente en muestras cercanas al saladar de Lo Poyo, lo que se puede interpretar de la misma forma que para el Mn. En los fangos de 2-4 m y fangos a más de 4 m de profundidad el Cu estuvo distribuido en varias fracciones, destacando la F4 y F5, sobre todo en los fangos más profundos. El Pb estuvo ligado a las fracciones F2 y F3,

independientemente de la profundidad y de la zona de la laguna. El Zn, sin embargo, se detectó sobre todo en la fracción F3, con cierta relevancia de las fracciones F2, F4 y F5 en muestras tomadas frente al saladar de Lo Poyo.

La presencia de cantidades considerables de metales, especialmente Pb y Zn, tanto en la fracción pirítica (sulfuro de Fe, una fracción reducida) como en óxidos e hidróxidos de Fe (fracciones oxidadas), genera un escenario complejo. Esto es, si el medio evoluciona hacia condiciones óxicas, por ejemplo al desecar el sedimento contaminado o resuspenderlo, las formas reducidas (sulfuros) se vuelven inestables, son oxidadas y el metal es liberado al agua intersticial o directamente a la lámina de agua. Además, la acidificación asociada a la oxidación de sulfuros favorecerá la movilidad del metal. Por el contrario, si el sistema evoluciona hacia un medio más reducido, por ejemplo por un incremento de materia orgánica en el sistema, los metales asociados óxidos e hidróxidos de Fe/Mn serán liberados al reducirse éstos y solubilizarse con más intensidad. Los datos obtenidos en el proyecto BIOFOM mostraron condiciones Eh/pH predominantemente anóxicas en los fondos del Mar Menor por lo que estaríamos más próximos a un escenario de condiciones fuertemente reductoras. Por tanto, la movilización y/o extracción de fangos en las zonas con elevados contenidos en metales debe hacerse con la máxima precaución por el riesgo de movilización de metales que supone si los sulfuros se oxidan.

En este contexto es necesario también comentar que, a pesar de la cantidad de sedimento contaminado por metales en la cubeta sur del Mar Menor, es inviable su retirada mediante dragado por las consecuencias ambientales que la resuspensión de sedimento tendría sobre toda la laguna. Sin embargo, sí que sería necesario centrar los esfuerzos en limitar las fuentes de entrada de metales a la laguna desde la zona de ramblas y residuos mineros mediante la estabilización de estos residuos y la limpieza de los cauces de las ramblas contaminadas.

En cuanto a los niveles de metales en la columna de agua, diversos estudios han encontrado que son altos, excediendo los de otras aguas costeras y algunos umbrales de calidad. Las campañas oceanográficas realizadas por el IEO entre 2016 y 2017, permitieron medir con mucho detalle los metales disueltos en la capa de agua más superficial (0,5 m). Este estudio reveló concentraciones de hasta $0,6 \mu\text{g l}^{-1}$ de Pb y $39 \mu\text{g l}^{-1}$ de Zn en la zona sur de la laguna (Fraile et al., 2018). Dentro del proyecto BIOFOM se tomaron muestras de agua en varios puntos de la laguna, justo en la capa profunda a medio metro por encima del fondo, observándose valores de hasta $30 \mu\text{g l}^{-1}$ de Pb (Álvarez-Rogel et al., 2019). Estas concentraciones fueron superiores a las encontradas en la Laguna de Venecia ($0,14 \mu\text{g l}^{-1}$ de Pb y $3,9 \mu\text{g l}^{-1}$ de Zn; Martin et al., 1994) y llegaron a ser dos órdenes de magnitud más altos que en las aguas costeras del Mediterráneo ($0,02 \mu\text{g l}^{-1}$ de Pb y $0,23 \mu\text{g l}^{-1}$ de Zn; Tovar-Sánchez et al., 2014). Es más, las concentraciones de Pb y Zn superaron o estaban cerca de los límites máximos ($7,2 \mu\text{g l}^{-1}$ de Pb y $60 \mu\text{g l}^{-1}$ de Zn) establecidos como Normas de Calidad Ambiental (NCA) en la Directiva Marco del Agua consolidada como Real Decreto en 2015. De hecho, varios estudios y los derivados informes encargados por la CARM a través del OISMA para responder al cumplimiento de la Directiva Marco del Agua, han constatado la superación de los niveles marcados como NCA en varias ocasiones para el Cd y Pb. Con respecto a esto, hay que indicar que se han actualizado recientemente los NCA para el Pb a nivel europeo (pendiente de transponerse a nivel nacional mediante Real Decreto) y la nueva NCA del Pb es de $1,3 \mu\text{g l}^{-1}$, muy inferior a algunas concentraciones encontradas en el Mar Menor.

Estas elevadas concentraciones de metales disueltos podrían provenir de varias fuentes de entrada como la atmosférica, ramblas, acuíferos y el propio sedimento. En relación a esto hay que destacar que pese a las elevadas concentraciones de metales encontradas en el sedimento durante el proyecto BIOFOM, los flujos difusivos calculados desde el sedimento a la columna de agua sólo fueron positivos para Co y Ni, mientras que para otros metales como Pb, Cu y Zn fueron mayoritariamente negativos, lo que indica que los fondos se comportarían como un

sumidero de estos metales. Esto apoya las observaciones descritas en párrafos anteriores sobre la entrada de elevadas cantidades de metales por erosión hídrica y eólica a la laguna, que acabarían acumulándose en el sedimento. Esta situación de flujos hacia los sedimentos se mantendría bajo condiciones estacionarias, pero ante eventos hidrodinámicos comunes en el Mar Menor, como los provocados por lluvias torrenciales o vientos fuertes, la resuspensión del sedimento y mezcla de capas de agua aumentaría el riesgo de flujo de metales desde el sedimento a la columna.

Una vez que los metales se encuentran en la laguna, tanto en el sedimento como en el agua, van a poder ser acumulados por los organismos acuáticos. En este sentido los estudios realizados hasta la fecha han descrito en múltiples ocasiones altas concentraciones de ciertos metales y metaloides en organismos marinos, tanto en plantas como en animales, presentes en la laguna (De León et al., 1982, Sanchiz et al., 2000, Rodríguez-Puente et al., 2001; Marín-Guirao et al., 2008; Sánchez-Bassols et al., 2008; María-Cervantes et al., 2009). La distribución espacial sigue un patrón similar al observado en los sedimentos, encontrando niveles más altos en organismos de la zona sur. En el caso de Pb, se detectaron concentraciones entre 1 y 4 mg kg⁻¹ en peso seco para la mayoría de las especies de peces en las zonas próximas a la rambla del Beal y para todas las especies muestreadas en la zona de la Isla del Ciervo durante 2004 (Marín-Guirao et al., 2008). Sin embargo, estos valores se superaron ampliamente en dos especies no comerciales en la zona de mayor exposición a metales, concretamente en el signátido *Syngnatus abaster* (43 mg kg⁻¹) y el góbido *Pomatoschistus marmoratus* (Marín-Guirao et al., 2008). En salmonetes de fango (*Mullus barbatus*) capturados en la zona sur de la laguna (Salinas de Marchamalo) en el año 2010 (Proyecto DECOMAR; Fuente IEO. Martínez-Gómez, datos no publicados) se observaron valores en sangre de la enzima delta-ácido aminolevulínico deshidratasa ALA-D (media = 9 ng PBG min⁻¹ mg⁻¹), ligeramente inferiores a los observados en salmonetes de otras áreas del Mar Menor, ya que el plomo puede provocar la inhibición de esta enzima. Estos resultados mostraron que en el año 2009 existía una baja biodisponibilidad del Pb asociado a los sedimentos para esta especie comercial del Mar Menor (Figura 3.3).

Es necesario indicar que la concentración máxima permitida para el consumo humano de plomo en el músculo de peces de acuerdo a la legislación Europea es de 0,3 mg kg⁻¹ (Commission Regulation (EU) 2015/1005). Por lo tanto, en lo referente a los organismos más expuestos a los residuos mineros de esta zona, pueden verse afectados e incluso en caso de consumo reiterado podrían provocar problemas potenciales a nivel de salud humana. Sin embargo es necesario enfatizar que sería necesario obtener datos más actualizados de estos niveles de metales en biota, aunque las autoridades competentes de Seguridad Alimentaria deben estar realizando un seguimiento del plomo y otros contaminantes en las especies comerciales explotadas en el Mar Menor, y según nuestro conocimiento, no se ha prohibido en ningún momento el consumo de las capturas realizadas en la laguna ni en ninguna área específica de la misma.

3.2.2 Contaminación química orgánica

Los contaminantes orgánicos que acceden a la laguna pueden limitar también la capacidad de reacción de los organismos marinos frente a condiciones de eutrofización extrema como el que experimenta la laguna. Los trabajos realizados por el grupo de Contaminación Marina y Efectos Biológicos del IEO han caracterizado las principales vías de entrada de contaminantes orgánicos al Mar Menor (aérea y superficial a través de la rambla del Albuñón), su distribución estacional en agua y sedimento, así como su bioacumulación, biodisponibilidad y efectos biológicos en diferentes especies de la laguna. A continuación se resumirán las aportaciones más relevantes sobre estos procesos.

Con respecto a la entrada de contaminantes orgánicos se caracterizó la de plaguicidas clorados y de uso actual, hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAHs), fármacos y tensioactivos al Mar

Menor a través de la rambla del Albuñón (principal cuenca colectora del Campo de Cartagena), atendiendo a su variabilidad espacial, diaria y estacional durante el periodo 2009-2011, con el objetivo de identificar las fuentes de contaminación y estimar la entrada total anual a la laguna. La entrada anual para el grupo de fármacos y plaguicidas analizados se estimó en 29 kg, de los cuales 18 kg correspondieron a plaguicidas y 11 kg a fármacos (Moreno-González et al., 2013a, 2014). Esta entrada fue superada por algunos tensioactivos (fracción activa de los detergentes), como el alquilbenceno lineal sulfonato que ascendió a 406 kg por año, ya que en aquel periodo todavía se realizaba el vertido de los efluentes de la depuradora de Los Alcázares al canal D7 y de ahí al tramo final de la rambla del Albuñón. Es necesario indicar que en la actualidad el vertido de las EDAR de Los Alcázares a la rambla del Albuñón no es continuo, ya que desde 2015 se reutiliza el efluente para riego agrícola y previsiblemente debe haber disminuido su impacto. Sin embargo, en la actualidad continúan los vertidos esporádicos de esta depuradora y de la de Torre Pacheco a la rambla del Albuñón, al menos durante episodios de lluvias por sobrepasarse su capacidad de tratamiento.

Una vez que acceden al Mar Menor los contaminantes se distribuyen en la laguna heterogéneamente en sus distintos compartimentos ambientales (Figura 3.1). La distribución observada de los contaminantes en agua ha permitido constatar la descarga a la laguna de plaguicidas y otros contaminantes asociados no solo por la rambla del Albuñón, sino también asociadas a las descargas de aguas subterráneas (plaguicidas), a las actividades urbanas y náuticas (tensioactivos), a las actividades recreativas y de baño en meses cálidos (fármacos), etc. (Moreno-González et al., 2013b, 2015). Otra vía de entrada identificada es la deposición atmosférica, ya que se han detectado tanto hidrocarburos aromáticos policíclicos como plaguicidas en aire, mostrando en este último caso una asociación directa a los periodos de su aplicación agrícola (Carratalá et al., 2017). También se ha constatado la importancia de los episodios de riadas en el transporte de plaguicidas a la laguna, tanto de uso actual como de plaguicidas organoclorados ya en desuso asociados a los suelos agrícolas (Moreno-González y León, 2017). De hecho, las riadas como las que tuvieron lugar en septiembre de 2009 descargaron en el Mar Menor más plaguicidas que la propia rambla de forma regular durante todo un año. Estos aportes terrígenos aumentaron significativamente la contaminación por plaguicidas organoclorados (en desuso desde hace 4 décadas) en sedimentos la zona centro y sur de la laguna.

Recientemente también se ha confirmado la transferencia de aditivos de plásticos, productos de cuidado e higiene personal y pesticidas desde los residuos plásticos del entorno del Mar Menor al agua de mar (León et al., 2018), siendo también una vía de contaminación identificada en este sistema, aunque sea menos relevante que las previamente descritas. Por tanto, el descuido, la falta de civismo o de una gestión eficiente de estos residuos, tanto en su uso lúdico como de diferentes actividades económicas, también contribuye al deterioro del ecosistema. Para muchos de los contaminantes estudiados se ha constatado una clara variación estacional, tanto en las entradas como en su distribución en la laguna. En el caso de los pesticidas de uso actual (PUAs), sus concentraciones en sedimento fueron en general inferiores a 20 ng g^{-1} , excepto para el clorpirifós y el aditivo tributilfosfato en 2010. Las mayores concentraciones se detectaron en las áreas de sedimentación de la laguna, en la zona de influencia de la rambla del Albuñón y de otras ramblas (El Mirador y Los Alcázares) y en las proximidades del canal de El Estacio (Moreno-González y León, 2017), sin superar los criterios de calidad ambiental disponibles en ningún caso.

Las concentraciones de PAHs y compuestos organoclorados en sedimento se compararon con los criterios ambientales de calidad (Effect Range Low, ERL) aceptados por los convenios regionales OSPAR y Barcelona. Las concentraciones de PAHs fueron inferiores a estos criterios en todas las muestras, pero no fue así para el p,p'-DDE (intermedio de degradación del DDT), ya que hasta un año después de las riadas el 39% de las muestras de sedimento superaron este criterio (León et al., 2015). Considerando la distribución de fármacos observada en la laguna, se confirmó la

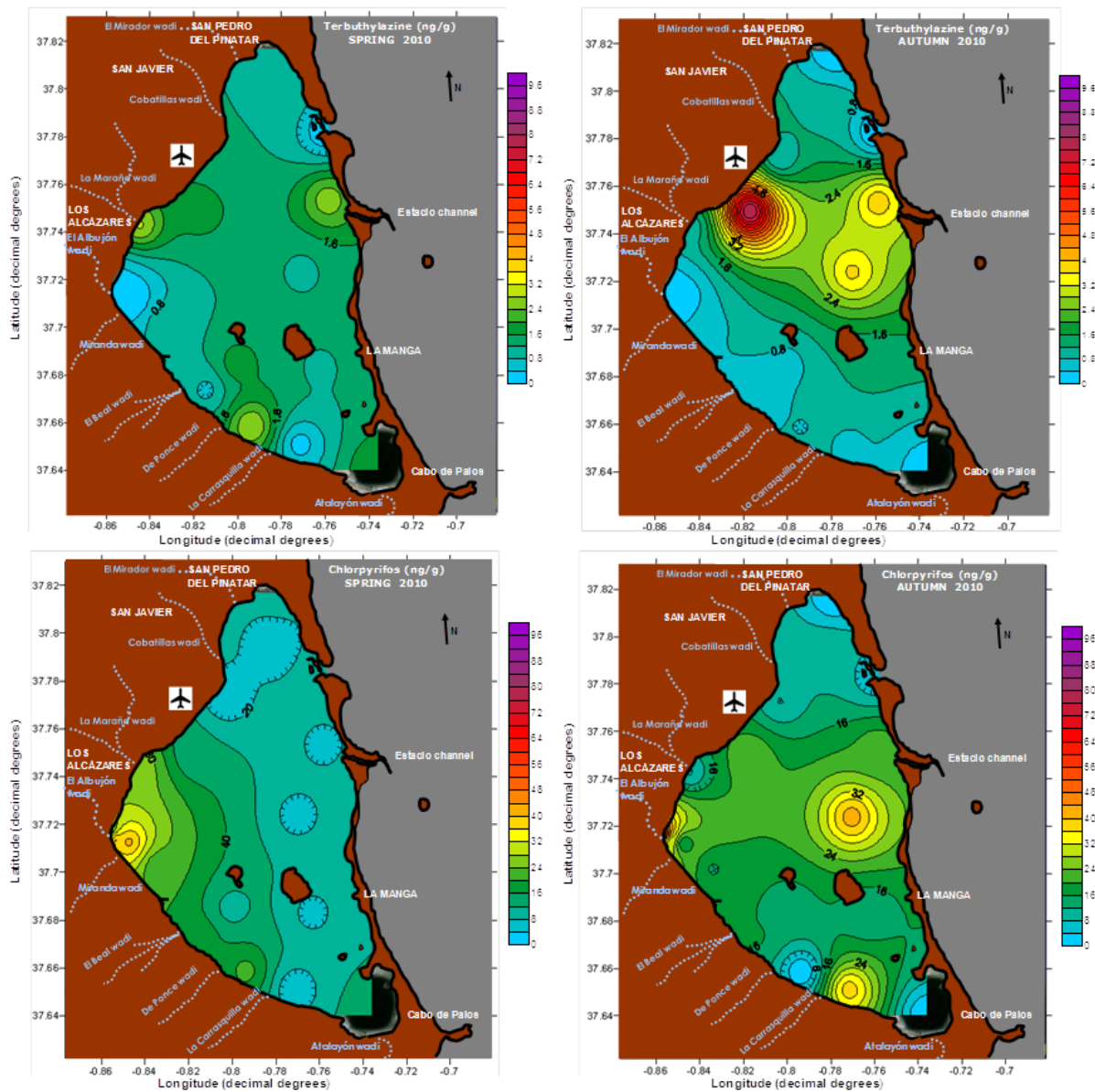


Figura 3.1: Distribución del herbicida terbutilazina y del insecticida clorpirifós en sedimentos superficiales en primavera y otoño de 2010 (Moreno-González y León, 2017)

presencia de otras vías de acceso de estos contaminantes al medio además de los efluentes de la EDAR de Los Alcázares, probablemente asociados a vertidos residuales no controlados y a la contaminación difusa provocada por los bañistas durante los meses cálidos (Moreno-González et al., 2015). En el caso de los tensioactivos, su distribución espacial en agua y sedimento de la laguna mostró que además de la entrada a través de la rambla del Albuñón (EDAR de Los Alcázares), las mayores concentraciones para algunos de ellos se alcanzaban en la cuenca norte de la laguna (Traverso-Soto et al., 2015), debido a la mayor concentración de población y actividad náutico-pesquera en este área.

En el año 2015 se llevó a cabo un estudio sobre la presencia ambiental en aguas y sedimentos de la laguna de diferentes compuestos capaces de actuar como disruptores endocrinos. Concretamente 4-terc-octilfenol, 4 n-octilfenol, nonilfenol y bisfenol A, usados en gran medida como aditivos en plásticos. Los compuestos de estructura ramificada como 4 terc-octilfenol, nonilfenol y también de bisfenol A se encontraron en todas las muestras de agua y sedimento. Siendo especialmente altas las concentraciones en aguas del Mar Menor, particularmente en primavera, estando asociadas sus concentraciones a vertidos de plantas de tratamiento de aguas residuales, actividades náuticas y la agricultura (Salgueiro-Gonzalez et al., 2018).

También se ha evaluado la bioacumulación de los contaminantes regulados y emergentes en diferentes especies, para identificar los mejores indicadores para cada grupo de contaminantes, utilizándose tradicionalmente organismos filtradores como los bivalvos y los peces. Concretamente se caracterizó la bioacumulación de hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAHs), pesticidas organoclorados (POCs), bifenilos policlorados (PCBs) y fármacos en berberecho (*Cerastoderma glaucum*), ostra (*Ostrea edulis*) y nacra (*Pinna nobilis*) del Mar Menor, y la de fármacos en caracola (*Hexaplex trunculus*), galupe (*Liza aurata*) y zorro (*Gobius niger*). Las concentraciones de PAHs en bivalvos oscilaron entre 8,98 y 370 $\mu\text{g kg}^{-1}$, los de PCBs entre 0,15 y 42,36 $\mu\text{g kg}^{-1}$ y los de POCs como compuestos dicloro-difenilos (DDXs) desde valores indetectables hasta 240,6 $\mu\text{g kg}^{-1}$, donde p,p'-DDE mostró ser la fracción principal (León et al., 2013). La acumulación de PAHs en bivalvos estuvo relacionada con la proximidad a puertos y vías de entrada de aguas residuales. Las concentraciones de fármacos en moluscos y peces fueron, en general, bajas ($\mu\text{g kg}^{-1}$) siendo superiores en músculo de galupe (Moreno-González et al., 2016). Los niveles de p,p'-DDE, detectados en ostra y nacra muestreados cerca de la rambla del Albuñón fueron los únicos que superaron los criterios de evaluación ambiental de OSPAR/MED POL, apuntando a probables efectos adversos sobre los organismos que allí habitan. Esto es relevante, ya que atendiendo únicamente a las bajas concentraciones en agua de muchos contaminantes hidrofóbicos, como se realiza en la Directiva Marco de Agua, se pueden llegar a conclusiones erróneas sobre el estado químico del ecosistema.

Desafortunadamente para muchos contaminantes detectados en la laguna no existen valores ecotoxicológicos que permitan evaluar la toxicidad de sus concentraciones ambientales en biota o sedimento. En los estudios realizados se han observado, con carácter general, importantes diferencias de bioacumulación entre especies en función de la cercanía de las fuentes, la fisiología y ecología del taxón/especie, por lo que se propuso el uso de ostra (*Ostrea edulis*) (León et al., 2013) o de caracola (*Hexaplex trunculus*) como bioindicador de PAHs y contaminantes organoclorados y el músculo de galupe para los fármacos.

Por tanto considerando los datos disponibles, hasta el momento, se ha constatado que la presencia de contaminantes en la laguna es muy diversa (pesticidas organoclorados y de uso actual, hidrocarburos aromáticos policíclicos, bifenilos policlorados, tensioactivos, fármacos, productos de cuidado e higiene personal) y se sigue trabajando en diferentes proyectos como IMPACTA (2014-2017) y actualmente PLASMED (2018-2020), para ofrecer una visión más completa de los diferentes grupos de contaminantes orgánicos con potencial impacto en un sistema sensible y vulnerable como el Mar Menor.

3.2.3 Respuestas y efectos biológicos asociados a la contaminación química del Mar Menor

Como se dijo anteriormente, la exposición a contaminantes químicos contribuye al estrés de los organismos y poblaciones que habitan en la laguna, pudiendo llegar en algunos casos a afectar su capacidad de resiliencia. La valoración de las respuestas biológicas en los organismos del Mar Menor ofrece datos, en algunos casos inequívocos, referentes a la biodisponibilidad de los contaminantes presentes en las diferentes matrices (agua, sedimento, alimento) y a sus efectos sobre el metabolismo de los organismos.

Respuestas y efectos biológicos en invertebrados

En el Mar Menor se han llevado a cabo varios estudios dirigidos a evaluar el impacto en la laguna de compuestos capaces de actuar como sustancias activas endocrinas y disruptores endocrinos.

En esta laguna se encontraron niveles avanzados de imposex (masculinización por crecimiento de pene y vaso deferente) en el gastrópodo (*Hexaplex trunculus*) muestreados en el año 2001, siendo en algunos casos éstos niveles de imposex cercanos a la esterilidad femenina de los organismos (Benedicto et al., 2009). La aparición de imposex en gasterópodos marinos se ha relacionado en multitud de estudios con la presencia de contaminantes organometálicos, mayoritariamente con grupos funcionales de tributilo de estaño, cuya prohibición de uso entró en vigor en 2008 (como conservantes de la madera, como biocidas y pesticidas y también en pinturas anti-incrustantes aplicadas en cascos de buques, puertos, etc.).

Más recientemente se han evaluado los efectos biológicos de la contaminación agrícola y urbana en la laguna a partir de la medida de distintos biomarcadores (efectos neurotóxicos, capacidad de biotransformación de xenobióticos, estrés oxidativo y fisiológico) en almejas trasplantadas desde una zona poco expuesta a la contaminación a cuatro sitios de la laguna con diferentes grados de exposición a los principales focos de contaminación. Concretamente dos de ellos estaban afectados por la dispersión del efluente de la rambla de El Albuñón y se mantuvieron fondeadas durante períodos de exposición de 7 y 22 días. Las almejas trasplantadas en las proximidades de la rambla tenían bajos niveles de acetilcolinesterasa (AChE) y capacidad de crecimiento (SFG, *Scope for Growth*), así como altos valores de las actividades enzimáticas glutatión reductasa (GR) y glutatión-S-Transferasa (GST), confirmando neurotoxicidad y estrés oxidativo (Campillo et al., 2013). Además, se caracterizaron los perfiles metabolómicos en estos organismos trasplantados, identificándose las alteraciones producidas por la exposición a los contaminantes agrícolas y/o urbanos, sobre las rutas metabólicas relacionadas con la obtención de energía en la célula, el metabolismo proteico y el equilibrio osmótico (Campillo et al., 2015). Por tanto, se evidenció el efecto negativo sobre las especies del área de influencia de la rambla del Albuñón por el conjunto de contaminantes que accedían en 2010 a la laguna. Previsiblemente los vertidos asociados a las plantas de tratamiento y los rechazos de salmueras han disminuido en la actualidad, pero no se puede descartar su impacto en esta y otras zonas que reciben la descarga de aguas superficiales y subterráneas.

Es un hecho constatado en toxicología que los estadios de desarrollo temprano (pre-embriones, embriones, larvas) son más sensibles a los efectos tóxicos de los contaminantes que los estadios más avanzados (organismos juveniles y adultos) y de hecho existen diferentes métodos que los utilizan como indicadores de toxicidad (Beiras et al., 2012). Se ha demostrado que la resuspensión de los sedimentos del Mar Menor puede potencialmente causar efectos críticos sobre el desarrollo embrionario del erizo de mar (*Paracentrotus lividus*), quedando el desarrollo embrionario completamente interrumpido en las primeras fases (mórula-gástrula) cuando los pre-embriones son incubados en la fracción elutriada de los sedimentos (Marín-Guirao et al., 2005; Martínez-Gómez et al., 2020) (Figura 3.2). En general los resultados de los estudios realizados en sedimentos lagunares en 2009 demostraron claramente que se producen procesos de

difusión de compuestos tóxicos (embriotóxicos) desde el sedimento a las primeras capas de la columna de agua y que éstos son favorecidos y aumentados por la resuspensión de los sedimentos (resultados de elutriados versus interfase sedimento-agua) (Martínez-Gómez et al., 2020).

Atendiendo a los criterios ambientales propuestos por Beiras et al. (2012), las muestras de sedimentos superficiales del Mar Menor se han clasificado con una baja calidad ambiental (86% de las muestras en el caso de los elutriados y 60% en el caso de las muestras de interfase sedimento-agua). La toxicidad y las interacciones de metales y metaloides con otros compuestos orgánicos están probablemente jugando un papel importante en la embriotoxicidad asociada a los sedimentos superficiales de la cuenca sur del Mar Menor, como se ha descrito en otros estudios (Marín-Guirao et al., 2005a; Soualili et al., 2008).

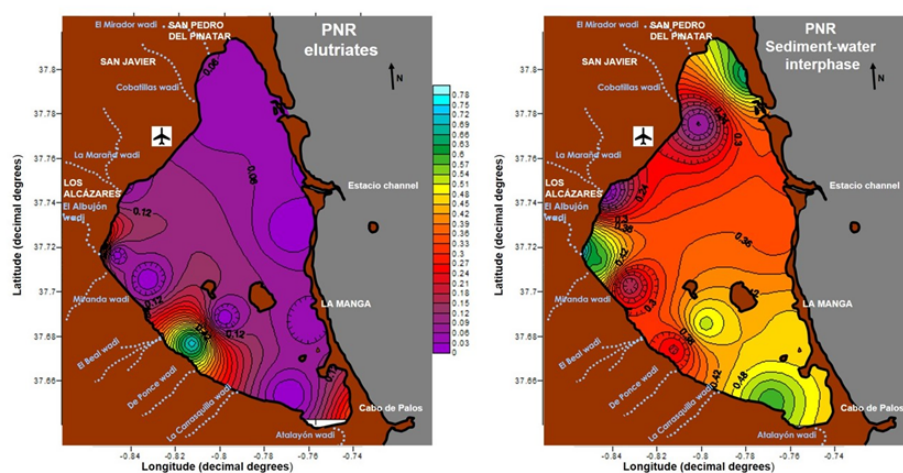


Figura 3.2: Resultados de los test de embriotoxicidad, en las fracciones de elutriados y de interfase sedimento-agua de muestras recogidas en el Mar Menor, expresados como porcentaje de respuesta neta (PNR en inglés) del crecimiento de los embriones/larvas del erizo *Paracentrotus lividus* (Martínez-Gómez et al., 2020). Criterios de valoración de Calidad ambiental de los sedimentos superficiales propuesta por Beiras et al., (2012): Alta o buena calidad $PNR > 0,7$; calidad moderada $0,7 > PNR > 0$; mala calidad $PNR < 0,5$.

Respuestas y efectos biológicos en peces

El potencial impacto de la contaminación del Mar Menor se ha evaluado también en peces usando distintos biomarcadores en salmonetes muestreados en 2010 (proyectos DECOMAR y BIOMARO). En esta especie, a través del análisis en bilis de metabolitos de PAHs (1-pirenol, 9-fenantrol, 9-fluorenol, 1OH-BaP y 3-OH BaP) generados por biotransformación de PAHs en peces y alquilfenoles (4-t-octilfenol y 4-n-nonilfenol) se ha podido demostrar una alta biodisponibilidad de este grupo de contaminantes (PAHs y alquilfenoles) en el Mar Menor (Martínez-Gómez et al., 2013). Los valores de metabolitos encontrados en salmonete de fango (*Mullus barbatus*, especie objetivo modelo para estudios de contaminación química en el Mediterráneo) fueron comparables, y en algunos casos superiores, a los observados en salmonetes capturados en otras áreas fuertemente contaminadas de la costa española mediterránea (tal como Barcelona), indicando claramente la alta biodisponibilidad de este grupo de contaminantes para los peces de la laguna (Tabla 3.1).

Tabla 3.1: Concentraciones medias de metabolitos de PAHs y alquilfenoles en muestras biliares de salmonete de fango capturados en tres áreas del Mar Menor (MM1, cerca de Lo Pagán; MM2, cerca del canal de El Estacio; MM3, cerca de Los Nietos) y de la costa mediterránea ibérica en 2009. n.d. = no detectados (Martínez-Gomez et al., 2013).

Concentración biliar (ng/g bilis)	Barcelona	Cabo de Palos	Mar Menor MM1	Mar Menor MM2	Mar Menor MM3
1-pirenol	50,8	4,4	28,6	34,8	25,4
9-fenantrol	35,8	n.d.	73,9	154,2	118,5
9-fluoreno	24,3	n.d.	32,6	34,6	33,3
1OH-BaP	<12,5	<12,1	<12,4	<20,0	n.d.
3OH-BaP	n.d.	n.d.	n.d.	80,2	68,3
1-naftol	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
total	110,9	4,4	135,2	303,9	245,6
OH-PAHs					
4-tert-octilfenol	36,4	26,7	25,3	18,8	23,9
4-n-nonilfenol	923,3	358,4	592,4	800,9	637,7

Los datos de actividad etoxiresorufina O-desetilasa (EROD), que es un biomarcador de exposición a compuestos planares tipo dioxinas, en salmonetes de fango capturados en tres áreas de la laguna del Mar Menor fueron extremadamente bajos ($<50 \text{ pm min}^{-1} \text{ mg}^{-1}$ de proteína en fracción microsomal) siendo menores incluso que los observados en otras áreas utilizadas como referencia, tal como Cabo Palos (el límite superior de esta respuesta basal se ha estimado en $208 \text{ pm min}^{-1} \text{ mg}^{-1}$ de proteína en fracción microsomal en esta especie y periodo del año) (Figura 3.3). Atendiendo a los resultados y a la carga contaminante existente en la laguna, no puede descartarse la inhibición de este sistema de detoxificación en salmonetes de fango de la laguna por exposición crónica a altas concentraciones de contaminantes (efecto hormético) (Fuente IEO. Martínez-Gómez, datos no publicados).

En salmonetes del Mar Menor capturados en 2010 en la zona sur de la laguna se observaron unos valores medios de la enzima ácido -aminolevulínico dehidrasa (ALA-D; biomarcador de exposición a plomo), ligeramente inferiores ($9 \text{ ng PBG min}^{-1} \text{ mg}^{-1}$) a los observados en las otras áreas del Mar Menor pero sin llegar a ser estadísticamente diferentes (Figura 3.3). Estos resultados sugieren una baja biodisponibilidad para esta especie del Pb asociado a los sedimentos del Mar Menor en el momento en el que se realizaron los muestreos (Fuente IEO. Martínez-Gómez, datos no publicados). Por otro lado, en estos mismos organismos no se observaron efectos genotóxicos o citotóxicos destacables (evaluados a través de la frecuencia de micronúcleos y células binucleadas en eritrocitos) (Fuente IEO. Martínez-Gómez, datos no publicados; Figura 3.3).

Dentro del marco de los estudios anteriores, también se ha valorado la presencia de compuestos endocrinos bioactivos en muestras biliares de peces y en extractos de sedimentos superficiales del Mar Menor, utilizando técnicas *in vitro*. Las muestras biliares de ejemplares macho de salmonete de fango mostraron valores altos de actividad estrogénica, a pesar de que en condiciones de equilibrio del sistema hormonal, el contenido biliar de compuestos equivalentes al estradiol (E2) en peces macho ha de ser bajo o inexistente (Figura 3.4)

Los resultados fueron particularmente altos en los ejemplares capturados cerca del canal de El Estacio ($234,8 \pm 5,7 \text{ pg E2 equivalentes } \mu\text{l}^{-1}$ de bilis), y mostraron una clara desviación de los niveles basales estimados para esta especie ($5\text{--}16 \text{ pg E2 equivalente} \cdot \mu\text{l}^{-1}$ bilis). En estudios con otras especies de peces de otras áreas (*Abramis brama*; Houtman et al., 2004), valores

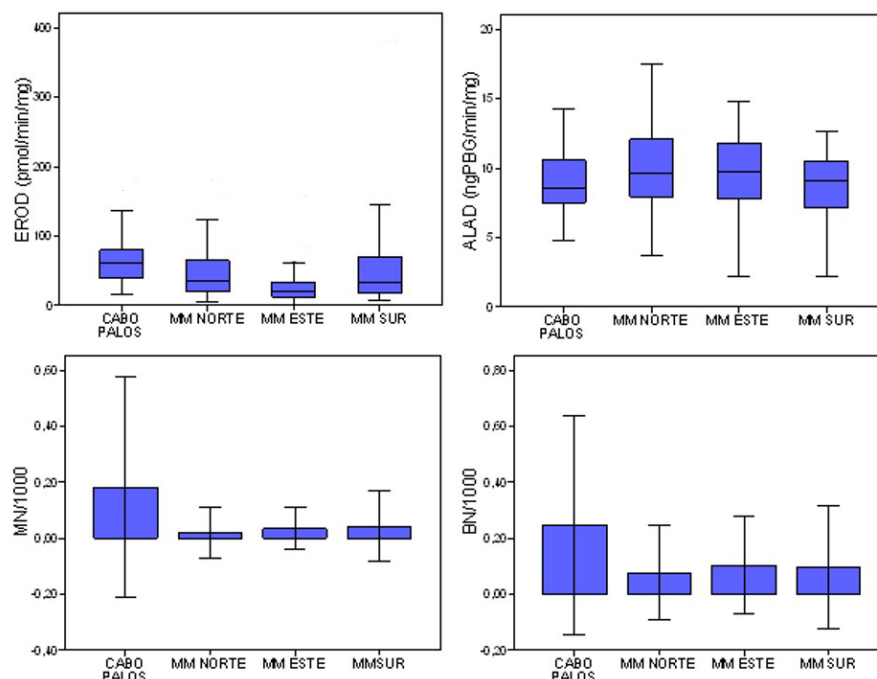


Figura 3.3: Resultados de biomarcadores asociados a la contaminación química en salmonete de fango capturado en tres áreas de la laguna del Mar Menor (MM Norte, cerca de Lo Pagán; MM Este, cerca del canal de El Estacio; MM SUR, cerca de Los Nietos). Fuente IEO; Martínez-Gómez et al., datos no publicados.

similares a los observados en salmonetes capturados en el área MM2 (cerca del canal de El Estacio) estuvieron relacionados con una alta prevalencia de actividad xeno-estrogénica en aguas superficiales, intersexualidad (presencia simultánea de tejido gonadal masculino y femenino) e inducción de vitelogenina en plasma de peces machos (un precursor de la proteína de la yema que sólo es esperable en cantidades significativas en hembras; Martínez-Gómez et al., 2013). Los biomarcadores de intersexualidad o de inducción de VTG no han sido hasta la fecha evaluados en peces del Mar Menor, desconociéndose por tanto el alcance *in vivo* de la exposición a compuestos disruptores endocrinos sobre sus sistemas reproductivos.

En relación a estos hallazgos (proyectos DECOMAR y BIOMARO), en extractos de sedimentos superficiales del Mar Menor se ha demostrado la presencia y una amplia distribución en diferentes zonas de la laguna de compuestos endocrinos bioactivos capaces de interactuar simultáneamente con receptores hormonales nucleares (receptor de andrógenos (AR) y estrógenos (ER)) y con receptores asociados al metabolismo de xenobióticos, vitamina A y esteroidogénesis (receptor Aril hidrocarburo (AhR)) (muestreo realizado en 2009; Martínez-Gómez et al., 2020). Los resultados en las muestras de sedimentos mostraron una ausencia de actividades agonistas sobre los receptores hormonales. Sin embargo, se encontró una prevalencia de actividades anti-estrogénicas en la mayoría de las muestras analizadas (93%) y en menor medida también se observaron actividades anti-androgénicas en muchas de las muestras (40%). La activación del receptor de compuestos tipo-dioxinas, ligado como se dijo antes al sistema de detoxificación de xenobióticos (cuantificado en peces a través de la actividad EROD) y a la esteroidogénesis, se observó en el 87% de las muestras (Figura 3.5), lo que sustenta la hipótesis de que en peces de la laguna este sistema podría estar inhibido debido a una exposición crónica a concentraciones relativamente altas de ciertos contaminantes orgánicos planares.

La contaminación química de las aguas y los sedimentos del Mar Menor por contaminantes con capacidad disruptora endocrina (PAHs, PCBs, DDTs, terbutilazina y alquilfenoles) explicarían

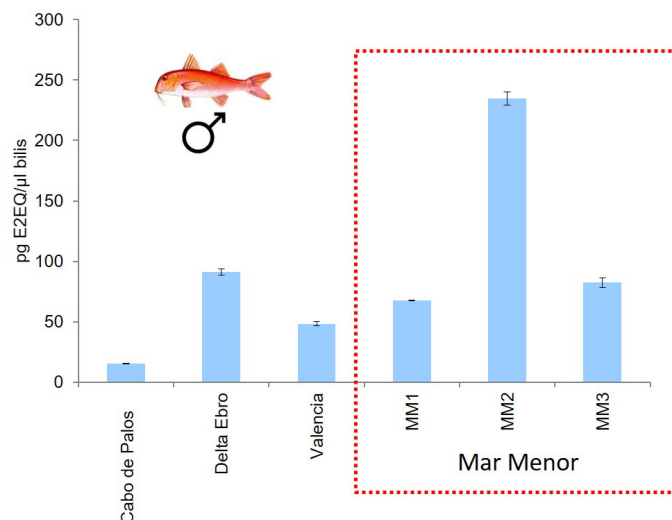


Figura 3.4: Actividad estrogénica en muestras biliares de salmonetes de fango macho capturados en el año 2009 en tres áreas de la laguna del Mar Menor (MM Norte, cerca de Lo Pagán; MM Este, cerca del canal de El Estacio; MM SUR, cerca de Los Nietos) y otras áreas del Mediterráneo (Martínez-Gómez et al., 2013).

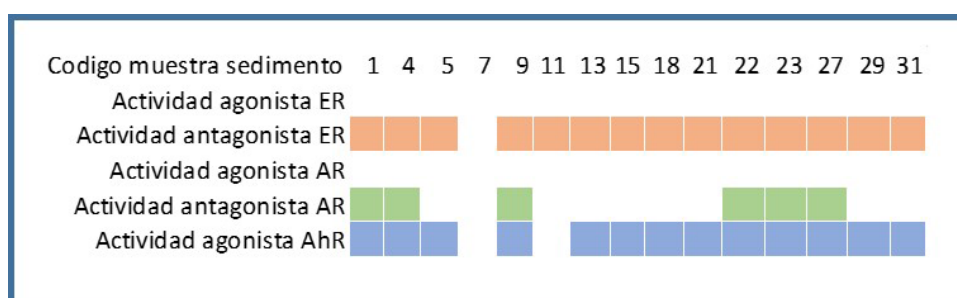


Figura 3.5: Presencia/ausencia de compuestos bioactivos capaces de interactuar con los receptores nucleares de estrógenos, andrógenos y de compuestos tipo dioxinas en muestras de sedimentos superficiales del Mar Menor (Martínez-Gómez et al., 2020).

mínima y parcialmente los resultados obtenidos en extractos biliares y en sedimentos, indicando la presencia de otros compuestos desconocidos o no analizados hasta la fecha, y que mayoritariamente se encuentran en la fracción más polar de los extractos (Martínez-Gómez et al., 2013, 2020). Además, es conocido que los nitratos y nitritos tienen el potencial de afectar la síntesis esteroidea a través de su capacidad de activar los receptores de estrógenos y la producción de andrógenos, así como por su acción sobre el sistema citocromo P450 y otras enzimas relacionadas y el eje tiroideo. En este sentido, la contribución de los nitratos y nitritos como posibles agentes disruptores endocrinos en la laguna del Mar Menor necesita investigación (Martínez-Gómez et al., 2020). Por ello se continúa trabajando en evaluar la bioacumulación y efectos de otros grupos de contaminantes en organismos del Mar Menor.

3.2.4 Obras costeras, puertos, dragados y mantenimiento de playas

Una de las actividades humanas que sin duda ha contribuido significativamente a transformar la configuración de la zona costera del Mar Menor ha sido la construcción de infraestructuras costeras turísticas desde la década de los años 1960 (García-Ayllón, 2018). Estas infraestructuras son principalmente los puertos deportivos y las playas artificiales, considerando éstas últimas aquellas formadas por los aportes de sedimentos y la construcción de diques. Estas infraestructuras tienen en común un impacto significativo sobre el medio marino consistente principalmente en: (a) La destrucción directa e irreversible del fondo marino, (b) La alteración de la dinámica litoral y (c) El deterioro de la calidad del agua y la emisión de contaminantes.

El impacto neto causado por cada infraestructura varía en función de sus características (tamaño, diseño, tipo de actividad, etc.) y de las características propias de cada zona en cuestión. Respecto al primer punto, la mayoría de estas infraestructuras ha causado la ocupación y desaparición de los fondos someros originales existentes antes de su construcción. En esta categoría se deberían mencionar los rellenos de tierra que han ganado terreno al mar, como la zona del Vivero (La Manga) o de la explanada de Lo Pagán (San Pedro del Pinatar). Estas zonas estaban normalmente colonizadas por vegetación abundante y son ambientes muy importantes del ecosistema lagunar ya que son zonas en la que la fauna local encuentra refugio, alimento y lugar de cría y, por tanto, donde se desarrollaban los estadios juveniles de muchas especies incluidas las de interés pesquero. Por poner un ejemplo, de acuerdo con el testimonio de pescadores locales, la zona de Lo Pagán y Villananitos estaba completamente cubierta de Entina (*Cymodocea nodosa*) y Entina fina (*Ruppia cirrhosa*), que se sabe que son zonas de cría de gran importancia. En la Figura 3.6 se muestra otro caso en las playas artificiales de Los Narejos y Los Alcázares, antaño ocupadas por densas praderas de *C. nodosa* y comunidades de algas fotófilas.

Asociado a la regeneración de estas playas artificiales, se realizaron dragados en varias zonas del Mar Menor para obtener los sedimentos con los que alimentarlas para mantener su extensión y volumen de arena. Esta acción supone también la pérdida total del fondo original y sus hábitats naturales. La depresión del fondo causada por el dragado en esa época, realizado en las décadas de 1980 y 1990, se aprecia todavía en la actualidad y es perfectamente visible en imágenes aéreas (Figura 3.7). La transformación de las condiciones del fondo es tan drástica que los efectos sobre las comunidades biológicas originales es irreversible. De hecho, estos dragados se realizaron en zonas inicialmente arenosas colonizadas por praderas de angiospermas marinas y ahora son densos caulerpales rellenos de fango.

Respecto al segundo punto (alteración de la dinámica litoral), la instalación de una estructura en la línea de costa modifica el patrón local de oleaje y corrientes. En el Mar Menor, los ejemplos más destacables de este tipo de alteración son los causados por los puertos deportivos de Los Nietos y de Los Urrutias. Ambos puertos fueron construidos con un diseño tipo “puerto-isla”, separado de la línea de costa por una pasarela o puente que en teoría debería permitir el paso



Figura 3.6: De acuerdo con el patrón de distribución de la vegetación bentónica observado en las zonas donde la costa ha experimentado poca o ninguna transformación antrópica (p. ej. al este de Los Narejos), el litoral de Los Narejos y Los Alcázares estaría originalmente colonizado por densas y extensas praderas de angiospermas marinas, probablemente *Cymodocea nodosa* (imagen derecha, color naranja), justo donde ahora se extiende la playa artificial (imagen derecha, color gris claro). Fuente: Belando et al., 2017).

del agua y del sedimento. Sin embargo, la alteración de la dinámica litoral causada por estas construcciones ha causado con el paso del tiempo una acreción de arena en esa zona de conexión que ha dado lugar a la formación de una estructura de tombolización (Figura 3.8; García Ayllón, 2018).

Esta alteración se produce porque se crea una especie de “sombra” hidrodinámica, de menos energía hidrodinámica, que hace que el sedimento transportado por la dinámica litoral se acumule en esa zona. Pero esta alteración del hidrodinamismo y de la dinámica sedimentaria favorece la acumulación de sedimentos finos y materia orgánica (acumulaciones de arribazones de algas) que tiene como resultado el enfangamiento y anoxia del sedimento. Estas condiciones favorecen además la colonización por la vegetación (tanto macroalgas como angiospermas; Figura 3.9), lo que se traduce en un incremento del aporte de material orgánica al sedimento. A esto hay que añadir los aportes de fangos de origen terrestre arrastrados por las avenidas. Estos materiales limo-arcillosos son normalmente transportados por la hidrodinámica local fuera de la playa, hacia las zonas más profundas, pero se acumulan en la playa si hay algún tipo de obstáculo que modifica dicha hidrodinámica, como un espigón o un puerto. Con los años estas zonas se convierten en importantes focos de fangos anóxicos que causan importantes deterioros de la playa en la que se encuentran, así como grandes perjuicios para el uso de baño.

Los diques construidos para retener la arena aportada a las playas artificiales son estructuras que causan alteraciones similares y que, por tanto, tienen asociados también problemas de fangos en la propia playa. Un caso conocido por los graves perjuicios que ha causado en la utilización de la playa para el baño ha sido el de los espigones de la playa de Los Urrutias. La acumulación de fangos y algas en la zona de resguardo o “sombra hidrodinámica” producida por el dique fue tal que, por presión vecinal y del propio ayuntamiento, se inició el desmantelamiento de los



Figura 3.7: Imagen aérea de los dragados realizados en la década de 1980. Se aprecia como se interrumpe el talud arenoso somero sobre el que en la actualidad se instala una densa pradera de *C. nodosa*. Dentro del area dragada la profundidad aumenta y en el fondo se ha producido una gran acumulación de materiales fangosos (colonizados por *C. prolifera*), de forma similar a lo que ocurre en el Mar Menor a lo largo del gradiente batimétrico. Fuente: Google Maps y Belando et al., 2017.



Figura 3.8: Evolución de la playa del puerto de Los Nietos en 1970, 1981 y 2017 donde se aprecia el proceso de formación del tómbolo. Fuente: García-Ayllón, 2018.



Figura 3.9: Mapas de distribución de la vegetación bentónica en el entorno de los puertos deportivos de Los Urrutias (izquierda) y Los Nietos (derecha). En ambos casos los cambios de la vegetación delimitan fielmente la distribución de los fangos acumulados en la zona de tombolización. En el caso de Los Urrutias, al norte de la pasarela el sedimento enfangado se encuentra colonizado por una pradera de *C. prolifera* y al sur se observan fangos con *C. nodosa* y *Ruppia cirrhosa*. En el caso de Los Nietos los fangos acumulados en la zona de tombolización han sido colonizados por *C. nodosa* y *R. cirrhosa*. Fuente: Belando et al., 2017.

espigones entre las playas de Los Urrutias y Punta Brava a partir del año 2011 (Figura 3.10)

Hay casos en los que el problema del enfangamiento de la playa no se debe tanto a la obra en sí, sino a que la playa artificial se ha construido en una zona que por su naturaleza era ya fangosa. Este sería el caso de la playa de Villananitos en el T.M. de San Pedro del Pinatar, localizada en una especie de ensenada en el extremo norte del Mar Menor (Figura 3.10), protegida originalmente por un enclave rocoso sobre el que ahora se instala un puerto deportivo, y resguardada de los vientos de componente norte-este. Los pescadores locales más veteranos y ancianos conocen bien esta zona y la describen como una zona bastante fangosa (al menos la mitad oeste más cercana a la escollera del puerto) donde se desarrollaba una enorme biomasa de Entina (o Antina) y Entina fina (*C. nodosa* y *R. cirrhosa*, respectivamente). Miguel Esquedo Galiana, en su fantástico libro “Maravillas del Mar Menor” (1978), relataba lo siguiente:

La *Zostera marina*¹, conocida por los pescadores como “antinas” llegan a alcanzar longitudes hasta de 50 centímetros, es como una especie de alga que vive en los fondos y a veces es sustituida por otra especie de menos tamaño llamada *Zostera enana*. Hasta no hace muchos años abundaba sobremanera en la rinconada de la Puntica en el lugar donde estaba el muelle de los guardapescas hoy totalmente relleno. Actualmente puede localizarse cerca de Punta de Algas al N. de las Encañizadas.

En el Mar Menor, la presencia de Entina fina se asocia generalmente a zonas muy someras y confinadas donde el sedimento es por naturaleza fangoso y las condiciones salinas muy fluctuantes, con elevada influencia de agua dulce, ya sea de episodios de lluvia o de aguas subterráneas (Belando et al., 2014, 2017). Es conocido también que por esta zona existe una descarga importante de aguas subterráneas en los momentos en que la pluviosidad ha sido elevada y el

¹La mayoría de los textos de la época confunden la nomenclatura de las especies de angiospermas marinas. *Cymodocea* pertenecía antes al género *Zostera* y la parte vegetativa de *Ruppia cirrhosa* era fácilmente confundida por *Zostera noltii*.

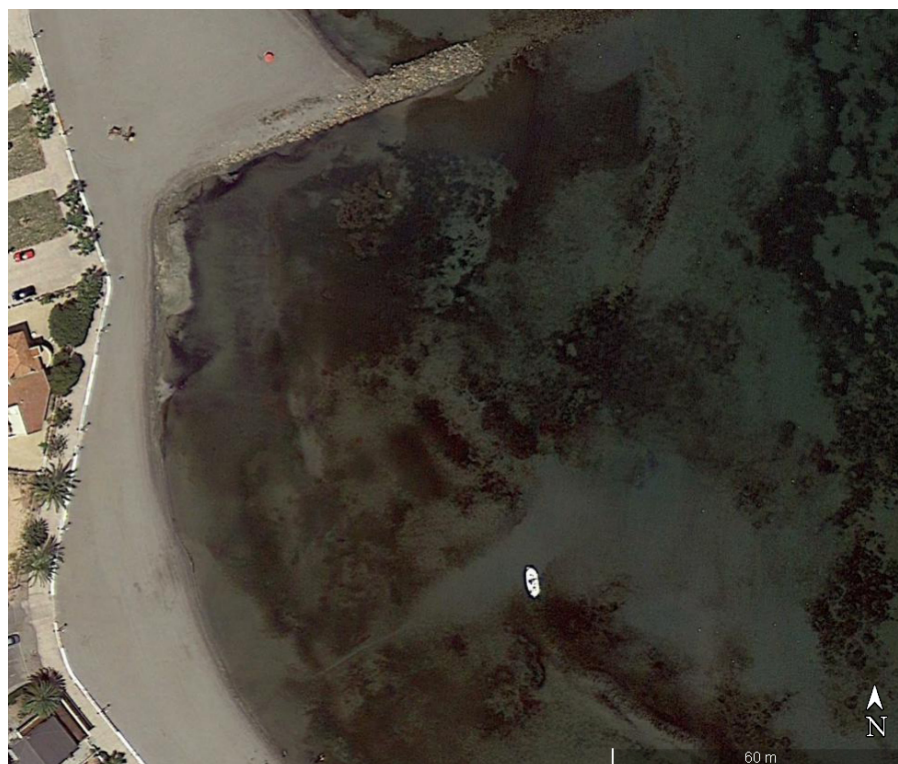


Figura 3.10: Imagen de la playa de Los Urrutias con los espigones en el año 2007. Detalle de uno de los espigones donde se aprecia la acumulación de materiales fangosos y vegetación. Fuente: Google Maps.

nivel aumenta (Informe Tragsatec, 2020). Tampoco se puede descartar que la construcción del puerto deportivo de Lo Pagán hubiese contribuido a agudizar los efectos descritos al aumentar el grado de confinamiento hidrodinámico de la ensenada. También es conocido que en determinados episodios de lluvias torrenciales, como el de 1987, las aguas cargadas de materiales terrestres descargan por este rincón del Mar Menor, contribuyendo a aumentar la acumulación de sedimentos limo-arcillosos. Un fenómeno que se ha comprobado también en numerosas playas artificiales del Mar Menor, como las de Lo Pagán, Santiago de la Ribera o Los Alcázares, por citar algunas. Esta y otras zonas (Santiago de la Ribera, Los Alcázares, Los Urrutias, etc.) son precisamente zonas tradicionalmente catalogadas como especialmente vulnerables a los efectos de los episodios catastróficos de lluvias torrenciales (García-Ayllón, 2018), vulnerabilidad que se ha agudizado en los últimos años por dos razones: (1) el desarrollo no controlado del urbanismo y de las infraestructuras relacionadas (p. ej. autovías) que no ha respetado los cauces naturales de las ramblas principales y (2) la profunda transformación del uso de los terrenos adyacentes a estas localidades, principalmente debido al uso agrícola intensivo, que aumenta la susceptibilidad de la tierra a ser arrastrada por eventos de lluvias torrenciales (García-Ayllón, 2018). Estas circunstancias no solo contribuyen al enfangamiento de las playas de estas localidades en general, sino que intensifica los ya existentes por la interacción de las infraestructuras costeras con la dinámica general explicado anteriormente.

Respecto al tercer componente del impacto de las infraestructuras costeras (el deterioro de la calidad del agua y la contaminación), es bien conocido que las instalaciones portuarias son zonas desde donde se concentran y emiten compuestos altamente contaminantes y tóxicos para los organismos marinos como los hidrocarburos, productos antiincrustantes (*antifouling*) o metales pesados como el cobre, aunque este tema se trata de forma amplia en el apartado anterior [3.2.3 Respuestas y efectos biológicos asociados a la contaminación química del Mar Menor](#). Pero ade-

más, el entorno próximo a éste y otros tipos de infraestructuras costeras suele experimentar un deterioro de la calidad del agua a consecuencia precisamente de la acumulación de sedimentos fangosos, sobre todo en las zonas de resguardo de los espigones, que son fácilmente resuspendidos por los vientos y enturbian el agua. La resuspensión de estos fangos implica el aumento de material particulado inorgánico y orgánico en la columna de agua, el aumento de las concentraciones de nutrientes y otros contaminantes acumulados en los sedimentos, y otros efectos que en definitiva suponen un deterioro de la calidad del agua. En el apartado [3.2 Otros factores que contribuyen a la degradación del ecosistema lagunar](#) se detallan otros efectos relacionados con la contaminación del agua y los sedimentos asociados a infraestructuras costeras y zonas de baño en las playas.

En cualquier caso, el alcance de los impactos de estas infraestructuras costeras suele ser de ámbito local, restringido, como mucho, a un área marina adyacente de varias decenas o centenares de metros. Aunque pueden producir un importante deterioro ambiental de la zona costera que ocupan, su contribución al proceso de eutrofización de la laguna descrito en apartados anteriores de este informe debe ser poco relevante en comparación con los aportes de nutrientes procedentes de la actividad humana desarrollada en la cuenca vertiente. Esto no significa que se le reste importancia al deterioro local causado por estas infraestructuras, ni que se trate de problemas de menor importancia. Lo que significa es que son problemas de otra naturaleza y escala, que deben ser abordados mediante aproximaciones específicas de acuerdo con dicha naturaleza y escala, y no como parte del proceso de eutrofización de la laguna.

3.3 Efectos colaterales en el Mediterráneo adyacente

El Mar Menor es una laguna semi-cerrada hipersalina con rango de salinidad entre 42 y 47, lo que supone entre 2 y 7 puntos de salinidad por encima del agua mediterránea. Es por ello, que las salidas recurrentes de agua del Mar Menor hacia el Mediterráneo, especialmente a través del canal de El Estacio, pueden causar un estrés hipersalino a los ecosistemas del Mediterráneo colindantes al Mar Menor, como se ha demostrado experimentalmente para *Posidonia oceanica* (Ruiz et al., 2009; Marín-Guirao et al., 2011). Esto mismo fue el objetivo de un trabajo realizado en primavera de 2012 por el Grupo de Ecología de Angiospermas Marinas del IEO, por el que se demostró la influencia de las condiciones hipersalinas del agua del Mar Menor en su salida al Mediterráneo (Figura 3.11; Marín-Guirao et al., 2017). Además de la hipersalinidad, se constató una mayor influencia de nitrógeno antropogénico, de acuerdo con las elevadas concentraciones de N del agua de salida del Mar Menor. La combinación entre hipersalinidad y elevada disponibilidad de N provocaron en las plantas de *Posidonia oceanica* un estado de estrés fisiológico energéticamente muy costoso, que no tenía un efecto a nivel de la estructura de la pradera (densidad de haces), pero sí en el tamaño de las plantas, siendo estas considerablemente más pequeñas que las de las praderas de referencia (Isla Grosa). Esta influencia del agua saliente del Mar Menor sobre la pradera de *P. oceanica* se está produciendo desde la década de 1970, tras la ampliación del canal de El Estacio y, por tanto, los efectos descritos a nivel morfológico indican que se trata de una adaptación a largo plazo a consecuencia de los ajustes fisiológicos realizados para tolerar el estrés causado por la combinación de hipersalinidad y el exceso de nutrientes (Marín-Guirao et al., 2017). Esta influencia del Mar Menor sobre el entorno Mediterráneo próximo se ha visto también reflejada en las concentraciones de pesticidas de uso actual en sedimentos próximos a Isla Grosa (Moreno-González y León, 2017).

En el periodo 2003-2004 se realizaron unos muestreos extensivos en esta pradera de *P. oceanica* en los que se caracterizó la variación espacial de su estructura (Figura 3.12). En términos generales dicha variación siguió el patrón característico de disminución con la profundidad, aunque se apreció una zona central a una profundidad entre 7 y 10 m (estaciones 16, 40 y 44) en

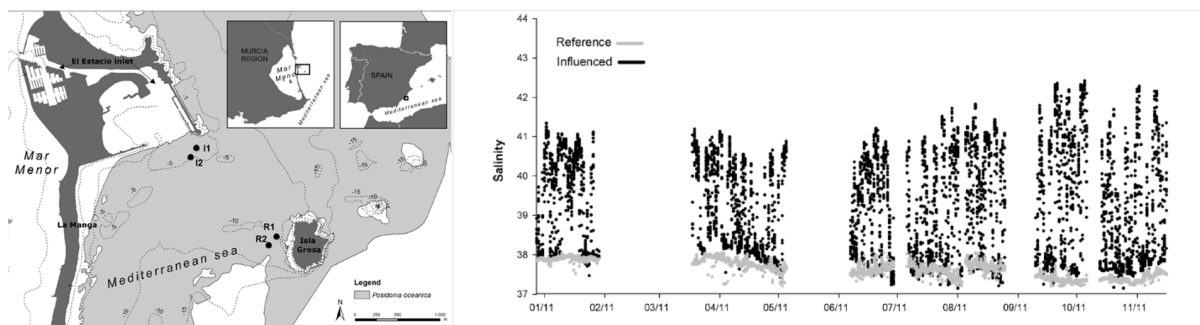


Figura 3.11: Mapa de la zona de estudio indicando la distribución de la pradera de *Posidonia oceánica* (gris claro) y la ubicación de las estaciones de muestreo dentro del área de influencia de la pluma de agua hipersalina que sale del Mar Menor (I1, I2) y fuera de dicha influencia (referencia R1 y R2). A la derecha se muestran los registros de salinidad de la zona de influencia (puntos negros) y de la zona de referencia (puntos grises). Fuente: Marín-Guirao et al., 2017.

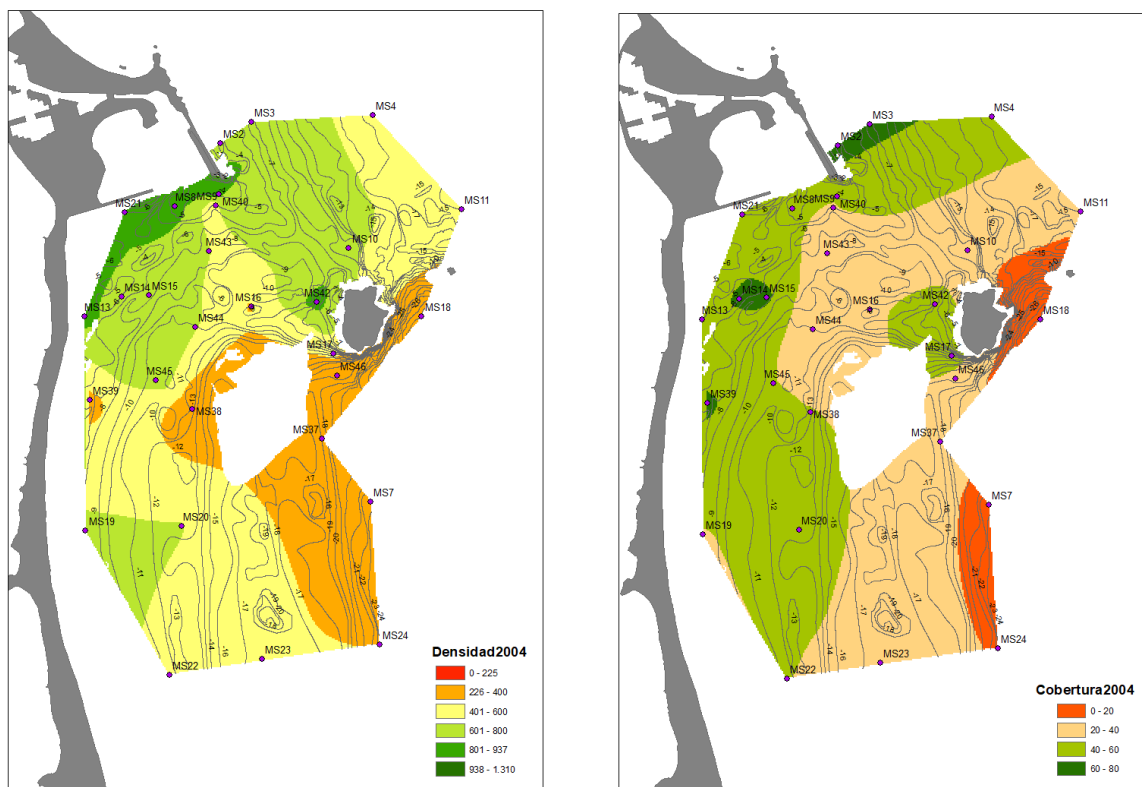


Figura 3.12: Variación espacial de la densidad de haces (haces m^{-2}) y la cobertura (%) de la pradera de *Posidonia oceanica* entre El Estacio e Isla Grosa en el periodo 2003-2004. Fuente: Grupo de Ecología de Angiospermas Marinas - IEO.

que ambos descriptores presentaban valores más bajos de lo esperado para dicha profundidad. Esto podría ser debido a la influencia a largo plazo de la pluma hipersalina del Mar Menor. Esta ligera alteración no se apreció en la estructura de la pradera de las zonas someras justo frente a la salida del canal de El Estacio, lo que coincidía con las conclusiones del trabajo de Marin-Guirao et al. (2017). Esto sugiere que la interacción del estrés hipersalino con la profundidad sí puede causar un estrés suficientemente elevado para afectar al nivel estructural del hábitat, probablemente debido a la reducción de la disponibilidad de luz de las zonas más profundas, como ya se comprobó en trabajos anteriores (Sandoval-Gil et al., 2013). Sin embargo, además de esta alteración, en términos generales, no se observó un deterioro significativo del hábitat relacionado con la influencia del agua del Mar Menor en el Mediterráneo.

Sin embargo, a partir de la proliferación fitoplanctónica de 2016, la pluma de salida por el canal de El Estacio, ya no solo transportaba agua con una alta salinidad y concentración de nutrientes característica del Mar Menor, sino también altas concentraciones de productos turbidíticos y de clorofila a que podrían haber intensificado el estrés sobre la pradera de *P. oceanica* y causar alteraciones significativas del hábitat, tal y como ya fue advertido en un informe anterior (por Belando et al., 2017). A través de estos dos últimos parámetros, se puede monitorizar la pluma mediante imágenes de satélite de alta resolución procedentes del Sentinel-3 (Figura 3.13).

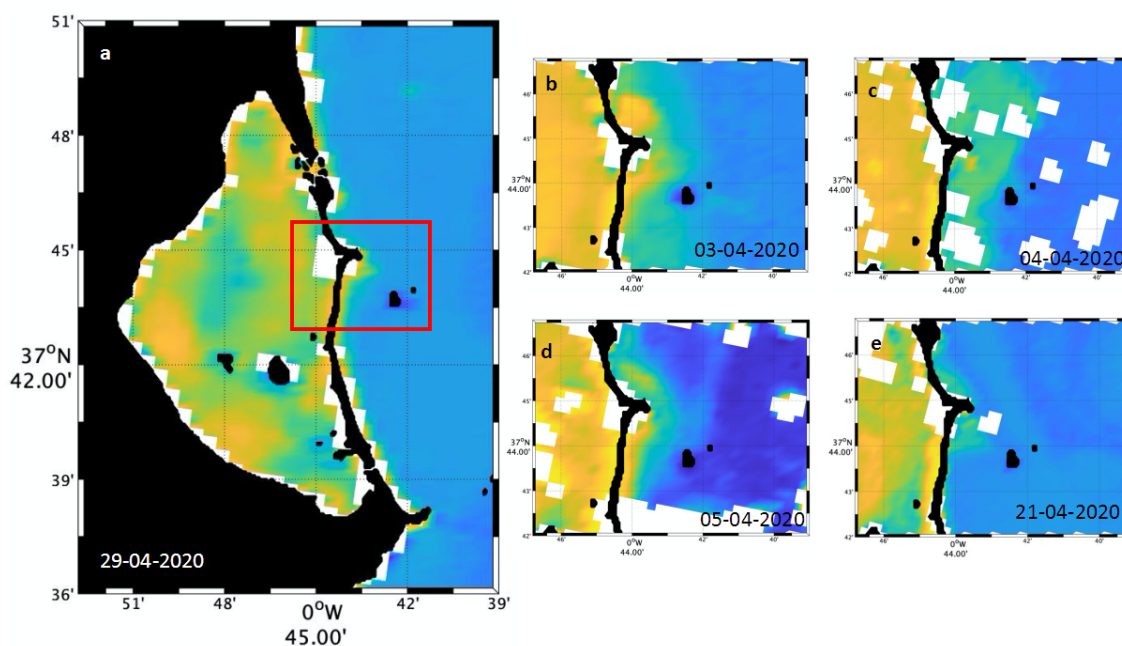


Figura 3.13: Imágenes de clorofila a de Sentinel-3 sobre el Mar Menor y Mediterráneo adyacente (3-29 de abril de 2020).

Precisamente a partir de 2016 se observó una rápida reducción de la densidad de haces en una serie de parcelas permanentes situadas en la zona de influencia frente al canal de El Estacio (estaciones I1 e I2, Figura 3.11), monitorizadas cada año desde 2012 (datos propios del IEO no publicados). Hasta entonces esta pradera mostraba una dinámica igual a la de la zona de referencia (Isla Grosa, Figura 3.11), pero a partir de la crisis de 2016 el deterioro en la pradera se hizo patente y las plantas llegaron a desaparecer por completo en la mayoría de las parcelas monitorizadas. Este cambio se atribuyó a la reducción de la luz causada por la turbidez del agua del Mar Menor, y su acción combinada con los estresores ya existentes, que son la hipersalinidad y el exceso de nutrientes. Para comprobar que esto no era un fenómeno local y que estaba relacionado con la pluma hipersalina, en 2020 se volvió a realizar un muestreo de los descriptores estructurales medidos en 2004 en los mismos sitios. El resultado se muestra

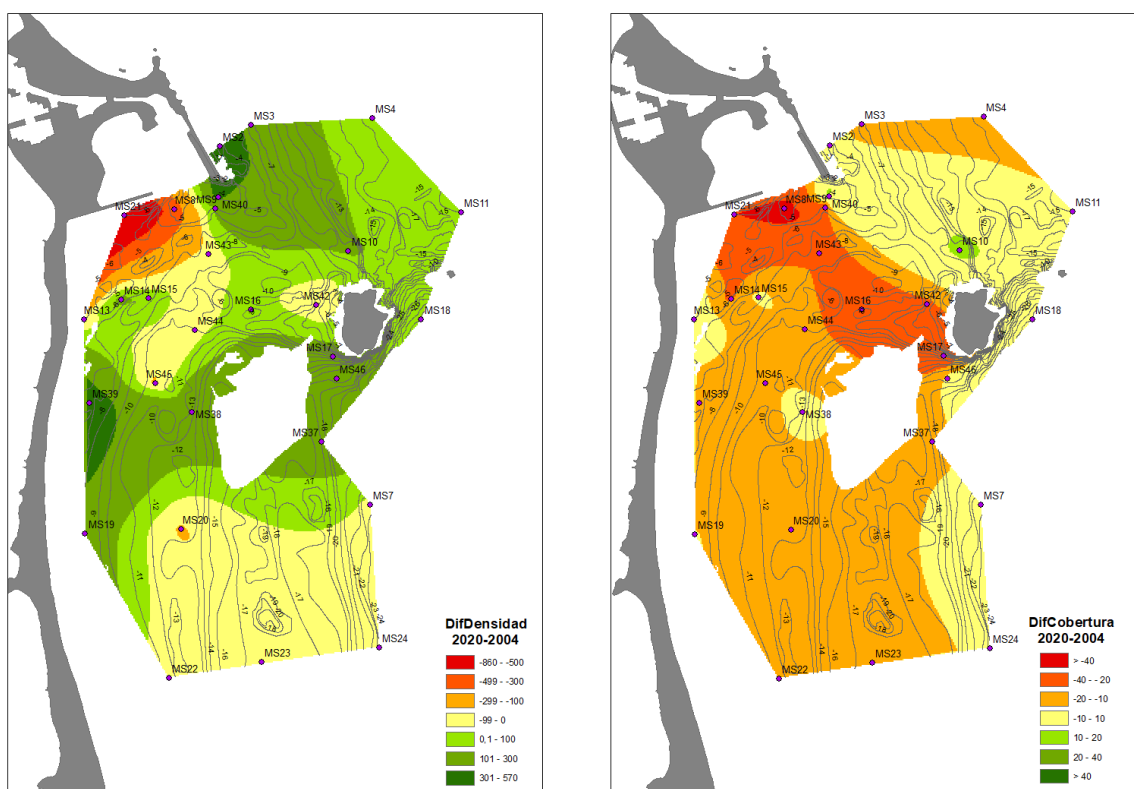


Figura 3.14: Variación espacial de la diferencia de la densidad de haces (haces m^2) y cobertura (%) entre 2004 y 2020 en los mismos puntos de muestreo. Fuente: Grupo de Ecología de Angiospermas Marinas - IEO.

en la Figura 3.14, como interpolación espacial de la diferencia entre los valores medios de 2004 y 2020 en cada punto.

Como se aprecia claramente, las zonas donde se produce una reducción mas significativa de ambos descriptores se produce en la zona entre la bocana de El Estacio e Isla Grosa. En el caso de la densidad de haces la zona más alterada se localiza en un área asociada a la bocana de El Estacio, pero en el caso de la cobertura esta área alterada es mucho más amplia y se extiende hasta las proximidades de Isla Grosa. En el caso de la densidad de haces se ha estimado una reducción neta de más de 100 haces m^2 en 56,4 hectáreas y de más de 300 haces m^2 en 28,5 hectáreas. En el caso de la cobertura se ha estimado una reducción neta del 20% en 157,4 hectáreas y de más del 40% en 10 hectáreas, lo que implica un deterioro drástico de la estructura de la pradera y su funcionalidad. Aunque el estudio es todavía incompleto, los datos disponibles invitan a reflexionar sobre las consecuencias colaterales que puede tener sobre los hábitats marinos fuera de la laguna la alteración de los flujos de intercambio entre el Mar Menor y el Mediterráneo, o los vertidos masivos de aguas del Mar Menor hacia este último.

4 Dinámica de recuperación y análisis de posibles soluciones

La recuperación del Mar Menor será un proceso **largo y muy complejo** porque, incluso con la eliminación de todas las entradas de nutrientes procedentes de la cuenca, **la liberación de nutrientes desde sus fondos y los aportes desde las aguas subterráneas continuarán durante bastante tiempo**. Por tanto el primer paso para la recuperación es atajar la entrada de sedimentos y nutrientes con medidas de **prevención en origen**, mejorando de forma sustancial las técnicas y eficiencia de la fertilización agrícola en términos de cantidades, tiempo y formas de aplicación y conseguir que la propia cuenca sea capaz de retener y eliminar la mayor parte de los nutrientes que aun así pudiesen circular, aplicando distintas **Soluciones Basadas en la Naturaleza** (NBS, según sus siglas en inglés). Algunas de estas soluciones incluyen: la recuperación ambiental y funcional de los cauces y del conjunto de la red hidrológica de la cuenca del Mar Menor; la reducción de los riesgos de erosión nivelando el terreno, implantando sistemas de laboreo menos agresivos y mejorando las propiedades físicas de los suelos; la utilización de cubiertas vegetales y setos que contribuyan a reducir la energía de las escorrentías y a retener el suelo; la recuperación de las **superficies naturales de humedales** periféricos a la laguna y la construcción de humedales artificiales de localización estratégica, en combinación con otros sistemas capaces de retener y depurar las aguas de escorrentía y efluentes generados en la zona (por ejemplo, biorreactores de madera). Los humedales son además los **únicos sistemas capaces de retener y eliminar buena parte de los sedimentos y nutrientes transportados en caso de avenidas**, las cuales se espera que sean cada vez más frecuentes debido al cambio climático. Además, deberían adoptarse medidas para reducir los aportes desde los centros urbanos ribereños, mejorando la red de saneamiento y evitando descargas de los efluentes urbanos tratados o sin tratar a la laguna. Deberían revisarse en este sentido las medidas priorizadas en el Proyecto Vertido Cero, cuyas actuaciones centrales en la cuenca se sitúan en una línea diferente, basada principalmente en obra pública, que no cuentan con un análisis de su eficacia en el cumplimiento de objetivos, de un análisis de riesgos de las propias actuaciones, ni de un análisis coste-eficacia de las distintas opciones. Sin embargo, como ya se ha apuntado previamente, aunque cesara toda actividad humana en el entorno del Mar Menor, es probable que este sistema tenga inercia para continuar con una situación similar durante décadas, por la carga de nutrientes presentes en la laguna y los aportes desde las aguas contaminadas del acuífero Cuaternario. Por lo que serían también necesarias actuaciones paliativas a corto y medio plazo que reduzcan la entrada actual de nutrientes, hasta que las medidas en origen sean eficientes y permitan reducir los aportes de nutrientes actuales hacia la laguna.

En relación con posibles actuaciones en la laguna, hay que señalar que planteamientos como incrementar los aportes de agua desde el Mediterráneo no son una opción óptima para solucionar el problema, ya que no actúan sobre su origen y además podrían provocar efectos colaterales completamente indeseables en hábitats vulnerables del Mediterráneo adyacente, como se ha comentado en apartados anteriores. Siguiendo las directrices de la propia “Estrategia estatal de infraestructura verde y de la conectividad y restauración ecológicas”, siempre debe valorarse como primera opción la **restauración pasiva**, evaluando si la eliminación de la presión que provoca el impacto da como resultado una recuperación natural. En caso de que esta recuperación natural no se produzca habría que plantearse estrategias de restauración activas (ver

siguientes apartados), siempre y cuando tengan un fundamento científico y no exista riesgo de crear nuevos perjuicios al ecosistema y el sistema socio-económico asociado.

Deben priorizarse las **soluciones basadas en la naturaleza** y potenciar el desarrollo de **infraestructura verde-azul**. Es necesario evaluar los costes potenciales y los múltiples beneficios de la restauración del ecosistema a escalas relevantes, llevar a cabo estudios de coste/beneficio de las acciones con el fin de priorizar las acciones más eficientes y aplicar el principio de precaución y de gestión adaptativa a la hora de aplicar las posibles acciones, con el fin de minimizar los riesgos de posibles efectos no deseados. Sin embargo, ante la dificultad generada por la lentitud de las diferentes Administraciones durante décadas, la situación del Mar Menor podría requerir medidas provisionales adicionales hasta que las medidas en origen puedan tener un efecto real en la recuperación de la laguna.

Para finalizar, la eficacia de las actuaciones que se pongan en marcha tiene un claro termómetro: el estado real de los hábitats, comunidades y especies de la laguna del Mar Menor, así como los de la franja adyacente del Mediterráneo, los humedales litorales de la laguna y otros espacios protegidos asociados al Mar Menor. Una implementación precipitada, insuficiente o inadecuada de medidas de restauración, comprometerá seriamente la aplicación de instrumentos de planificación y gestión recientemente aprobados como el Decreto nº 259/2019, de 10 de octubre, de declaración de Zonas Especiales de Conservación (ZEC), y de aprobación del Plan de gestión integral de los espacios protegidos del Mar Menor y la franja litoral mediterránea de la Región de Murcia. Recuperar el buen estado ecológico de todos estos espacios de forma integral, que cuentan con múltiples figuras de protección nacional e internacional, ha de ser la finalidad última de tales actuaciones.

4.1 Actuaciones a nivel de laguna

4.1.1 Actuaciones de tipo paliativo

4.1.1.1 Dragado de golas

Hay que diferenciar dos objetivos bien diferentes de esta acción, con escalas bien diferentes: (a) dragar las golas para que diluya los aportes de nutrientes, lo que si implica un incremento significativo de la tasa de renovación de la laguna y de sus características oceanográficas y (b) recuperar el calado que tenían las golas cuando funcionaban como Encañizadas, que probablemente no implica un cambio tan significativo en las características oceanográficas de la laguna.

Respecto al primer objetivo, desde ciertos ámbitos se propone reiteradamente el dragado de las golas (Encañizada y Marchamalo) como medida para paliar o aliviar los efectos de la eutrofización de la laguna. En base al conocimiento de la dinámica lagunar expuestos en los apartados [2.1 Batimetría y tipos de fondo](#) y [2.3 Hidrografía](#) de este informe, consideramos que este objetivo no es viable si lo que se pretende es mantener y conservar el ecosistema lagunar, ya que implicaría no solo la dilución de los aportes de nutrientes sino que supondría la mediterraneización total de la albufera y la pérdida de su identidad y singularidad ecológica. Esto no solo es una cuestión de identidad lagunar, sino que puede tener consecuencias imprevisibles muy severas para los ciclos de vida de muchas especies (incluso las comerciales), la estructura y funcionamiento de las comunidades biológicas, la productividad primaria y secundaria de la laguna, los ciclos biogeoquímicos, la biodiversidad, la resiliencia del ecosistema, etc. Además, diluir un problema de este tipo no implica solucionarlo, tal y como hemos tenido oportunidad de comprobar a la vista de la ampliación de El Estacio, que se hizo con, exactamente, este mismo propósito.

Respecto al segundo objetivo mencionado, su pretensión no es tanto diluir la eutrofización, sino restaurar total o parcialmente la actividad de Las Encañizadas con fines pesqueros culturales, de conservación o incluso de investigación científica, tal y como propone el proyecto presentado por el Servicio de Pesca y Acuicultura de la CARM con la Cofradía de pescadores de San Pedro del Pinatar. Como ya se ha explicado en apartados anteriores, la colmatación de la gola del Ventorrillo (Las Encañizadas) no debería tener impacto en la dinámica lagunar y, en consecuencia, su dragado apenas tendría repercusión en el tiempo de residencia del agua y de los nutrientes de la laguna, así como tampoco supondría una modificación significativa de las características oceanográficas a escala lagunar. Debemos tener en cuenta que no existe una red de monitoreo en tiempo presente de las corrientes en el Mar Menor y que los pocos datos sesgados de los que disponemos muestran una dinámica con una alta variabilidad temporal, fuertemente condicionada por la meteorología local. Sin embargo, en condiciones normales y sin ninguna afección meteorológica fuera de lo normal, la capa superficial de El Mar Menor (0- 3 metros) con base en Las Encañizadas, tendría un comportamiento ciclónico, es decir, se movería en el sentido contrario al de las agujas del reloj, hacia el oeste. Pero no hay que descartar que tenga algún tipo de efecto a escalas más locales, que podrían tener alguna consecuencia significativa sobre algún aspecto relevante del ecosistema lagunar, como es el caso concreto de las poblaciones del bivalvo *Pinna nobilis* que, como se ha explicado, se encuentran en una situación crítica.

En un informe presentado anteriormente al Ministerio para la Transición Ecológica (INF.TEC.IEO-001) llevado a cabo por el grupo de trabajo de expertos de la nacra (*Pinna nobilis*) a nivel nacional, trataron como afectaría el dragado de las golas localizadas en las Encañizadas a la población de nacras del Mar Menor. En ese informe se barajó la hipótesis de que la influencia de valores bajos o altos de salinidad respecto el Mar Mediterráneo podría ser clave para explicar la ausencia del protozoo *Haplosporidium pinnae* en zonas del Delta del Ebro y del Mar Menor, donde actualmente se encuentran las últimas poblaciones de nacra en España (dejando al margen los pocos individuos resistentes localizados en aguas del Mediterráneo). El conocimiento obtenido a día de hoy, podría soportar esta hipótesis. En trabajos previos realizados en 2017 para determinar las posibles causas de la mortalidad de *Pinna nobilis* en la laguna del Mar Menor, se llevaron a cabo dos tipos de análisis diferente. Por un lado se tomaron muestras de un ejemplar de *Pinna nobilis* recogido durante la campaña de 2017 (Figura 4.1), y por otro lado se analizaron muestras de agua de la laguna. Ambos estudios tanto histológicos como de biología molecular no mostraron signos de infección por *H. pinnae*, ni presencia de otros parásitos o bacterias, incluidas las micobacterias (Catanese et al., 2018). Además se llevaron a cabo análisis de metabarcoding realizados en la comunidad del fitoplancton a lo largo de un ciclo anual entre 2016 y 2017 con muestras recogidas de agua de la laguna (proyecto DMMEM del IEO), que tampoco aportaron evidencias de las presencia de parásitos (IEO-Centro Oceanográfico de Málaga, datos propios no publicados). Cabe destacar que el valor de salinidad que presentaba la laguna en 2017 se encontraba dentro de la normalidad, detectándose valores a lo largo del año entre 39,27 y 44,71 en superficie y valores entre 40,92 y 44,72 en profundidad (datos del proyecto DMMEM).

Sin embargo, como ya se ha comentado en este informe (apartado [2.10 Situación de las poblaciones de *Pinna nobilis* en el Mar Menor](#)) el 13,8% de los individuos de *Pinna nobilis* de la laguna se vieron afectados por la presencia del protozoo en noviembre de 2019, coincidiendo con una bajada drástica de la salinidad en la laguna, provocada por el gran aporte de agua dulce de la DANA. Los datos de salinidad desde septiembre hasta noviembre de 2019 fueron claros, registrándose los valores más bajos y similares a los del Mar Mediterráneo justo después de la DANA (38,20 en superficie y 43,40 en profundidad; datos del proyecto DMMEM).

Estos datos, junto con el hecho de que se observó un gradiente de afectación por *H. pinnae* acorde con la distancia al canal de El Estacio, refuerza la hipótesis de la influencia de diferencias en la salinidad respecto al Mar Mediterráneo en la infección por *H. pinnae*. Es decir, ha sido cuando se

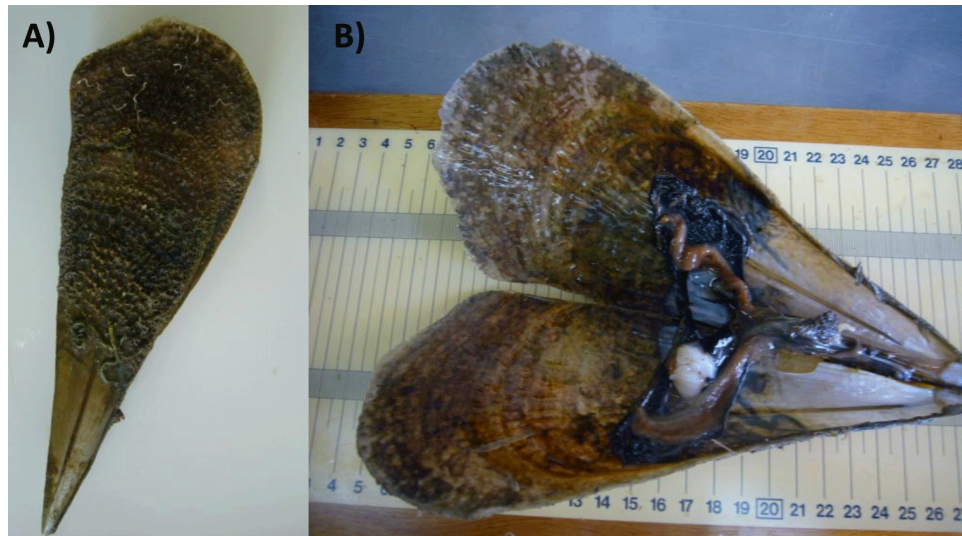


Figura 4.1: Ejemplar de *Pinna nobilis* recogido en la zona de La Encañizada por Francisca Giménez (UA) en 2017 para su análisis histológico y de biología molecular en LIMIA (Govern Balear).

han registrado niveles de salinidad semejantes al mar adyacente dentro de la laguna, cuando se ha constatado la entrada del patógeno. En este sentido los modelos que se habían aplicado hasta la fecha establecían que la mortalidad parecía estar estrechamente relacionada con temperaturas por encima de 13,5°C y con un rango de salinidad entre 36,5 y 39,7 (Cabanellas-Reboredo et al., 2019), rango en el que encontraba la laguna tras la DANA.

Por lo tanto, en cualquier actuación que suponga un incremento en el intercambio de agua entre el Mar Menor y el Mar Mediterráneo hay que tener en cuenta que no haya poblaciones de adultos o reclutas en el área de influencia de la zona donde se realizará dicha actuación, así como verificar que no se produzcan cambios de salinidad que puedan suponer un riesgo a la población de nacras por *H. pinnae*. Como ya se ha explicado (apartado [2.3.3 Evolución y variación espacio-temporal de la salinidad lagunar](#)), la influencia del Mediterráneo a través de las golgas se traduce básicamente en una estrecha franja de la costa oeste de La Manga (Figura 2.10), en el que el gradiente de salinidad es muy fuerte y que ya, en condiciones normales, podrían observarse valores en el rango de 39-42, lo que representaría una posible zona de amenaza para las poblaciones de *P. nobilis*.

Sin embargo, de forma general y teniendo en cuenta que, al menos en ausencia de riadas o DANAs, los rangos de variación de salinidad se han mantenido históricamente entre 42 y 47, tanto antes como después de la colmatación del Ventorrillo, es muy poco probable que la realización de un dragado de los antiguos canales causara cambios en este patrón de la salinidad. En cualquier caso, de producirse, la influencia de los posibles cambios en salinidad derivados de esta actuación se apreciará como mucho en esa estrecha franja que discurre pegada al litoral de La Manga, en un área circunscrita a las inmediaciones de la zona de actuación. Por tanto, si bien no supondría un riesgo para la población total de nacra del Mar Menor, habría que valorar el riesgo que supone para las poblaciones de nacra localizadas dentro de dicha área de influencia. La población más próxima conocida dentro de esta área de influencia es la que está en la localidad conocida como Pueblo Cálido, que está a unos 7 km de Las Encañizadas, que se podría considerar una distancia suficientemente grande como para que llegue la influencia de las modificaciones del gradiente salino frente a Las Encañizadas. No obstante, antes de cualquier actuación debería asegurarse la ausencia total de individuos de nacra en esa franja costera entre La Encañizada y Pueblo Cálido; por otro lado, en dicha área, debería recabarse información de

las variaciones espacio-temporales de los gradientes salinos a alta resolución, de forma que se disponga de una buena información de referencia para luego poder determinar la afección real y alcance del dragado de las golas. La actuación propuesta de dragado de la Encañizada debería constar de un plan de ejecución gradual, por etapas, de forma que en cada etapa se pueda valorar la modificación de los patrones espaciales de variación de la salinidad y su alcance, pudiendo detener las obras de dragado si se comprueba que dichas modificaciones pudieran causar algún tipo de perjuicio sobre las nacras u otros elementos vulnerables del ecosistema.

4.1.1.2 Acciones enfocadas a mitigar episodios de anoxia en la columna de agua.

Recientemente se han presentado diferentes propuestas técnicas de actuación cuyo fin es oxigenar las aguas del Mar Menor en momentos de riesgo de episodios de anoxia como el ocurrido en otoño de 2019, uno es el proyecto de inyección de microburbujas y otro posterior, consistente en el bombeo de agua del fondo a superficie para romper una hipotética estratificación utilizando los medios de Salvamento Marítimo (SASEMAR).

En el primer caso se propuso un proyecto piloto en el interior del puerto de Lo Pagán al que se le hicieron las siguientes consideraciones por parte del IEO:

1. El informe de valoración de la actuación emitido desde el IEO consideró compatible el proyecto piloto con la Estrategia Marina, aunque indicó una serie de factores relevantes para su posible aplicación o extrapolación en toda la laguna o en parte de ella que no se tuvieron en cuenta en la propuesta (relación coste-beneficio de la actuación, efectos colaterales negativos que provocaría, etc.). Es necesario aclarar en este punto que el fenómeno de anoxia como el ocurrido en otoño de 2019, no fue un fenómeno local y puntual, sino que se produjo a escala lagunar, afectando a todos los fondos a partir de 3-4 m de profundidad, tal y como indican los abundantes datos que se obtuvieron a diferente resolución espacio-temporal, no solo del IEO, sino también de la propia CARM. Por tanto, por muy efectiva que sea la prueba a una escala tan local (dársena del puerto de Lo Pagán), habría que explicar cómo se extrapolaría a una escala mucho mayor y qué implicaría.
2. Sin una evaluación rigurosa de la afección a todos los componentes del ecosistema (biodiversidad, carga contaminante de cada compartimento ambiental, etc.) derivada de los posibles efectos colaterales, no contemplados en el proyecto piloto realizado en un área confinada, hace que los resultados obtenidos (sean cuales fueren) en la actuación propuesta no puedan ser aplicables en la laguna sin correr un riesgo ambiental no contemplado.
3. Con respecto a la anoxia en la laguna es necesario indicar que es un hecho para la mayoría de sus sedimentos desde las últimas décadas, que consumen oxígeno de la capa sobrenadante de forma continua y que se ha agudizado con la eutrofización masiva. Tras la crisis eutrófica de 2016 la carga de materia orgánica, introducida en los sedimentos por la elevada producción fitoplanctónica y la mortandad masiva de macrófitos y organismos bentónicos, se incrementó significativamente (apartado 2.8 [Turbidez y praderas marinas](#) de este informe). En 2019, tras las lluvias torrenciales asociadas a la DANA, el episodio de mortalidad masivo se produjo por la combinación de este hecho y la estratificación halina de la columna de agua, favorecida por un prolongado periodo de calma (3-4 semanas), lo que implicó el consumo casi total de oxígeno en las capas profundas en unas pocas semanas (apartado 2.9.1 [Estratificación, anoxia y mortalidad masiva](#) de este informe). Éste y otros episodios menores también han supuesto una nueva entrada masiva de nutrientes y materia orgánica a los fondos. Sin embargo, la acción piloto se realizaría en un escenario en ausencia de estratificación, ya que es muy difícil que el fenómeno se reproduzca en

el momento de realización de dicha prueba. Sin embargo, este factor es clave para evaluar la efectividad de la medida y, por tanto, los resultados de dicha prueba difícilmente aportarían información útil respecto al problema que se pretende solucionar.

Por otro lado sería necesario evaluar comparativamente el coste que supondría oxigenar la columna de agua en determinadas áreas del Mar Menor para dimensionarlo. En este sentido hay que incidir que por su carácter somero los vientos son capaces de contribuir a la oxigenación natural favoreciendo además la mezcla de la columna de agua como ocurre regularmente. Es más que probable que la profunda estratificación que derivó en el agotamiento de oxígeno en el fondo tras la DANA no se hubiese mantenido si las condiciones de viento e hidrodinámicas hubieran sido diferentes.

En cuanto a una segunda propuesta, lanzada recientemente desde la Dirección General del Mar Menor, para romper la estratificación de la columna de agua de la laguna mediante el bombeo de agua desde el fondo a la superficie con la ayuda de una embarcación equipada para tal efecto (flota SASEMAR), comparte la mayor parte de las consideraciones realizadas para el proyecto anterior (inyección de microburbujas). En el caso de que la prueba se hiciera con todas las precauciones propuestas se trataría de una actuación compatible con la Estrategia Marina, y por tanto viable para su realización. Sin embargo, la duda reside en la utilidad o viabilidad de su aplicación a una escala real o a escala lagunar, al igual que se expuso para la iniciativa de las microburbujas. Atendiendo a la situación más restrictiva de la propuesta, es decir que la capa de más de 5 metros de profundidad estuviera en condiciones de suboxia o anoxia, el volumen de agua anóxica a tratar en toda la laguna sería de 85-87 hm³ (Fraile-Nuez et al., 2017). Por tanto, aunque se utilizaran incluso varias embarcaciones y sistemas de bombeo de forma simultánea durante todo el día, probablemente sólo una pequeña porción podría ser removilizada por esta vía.

Además, es necesario incidir en que en estas zonas seleccionadas para realizar la oxigenación es previsible que durante la noche recuperaran su situación inicial, ya que continúan los procesos de descomposición de la materia orgánica durante este periodo. Por ello hay que indicar que la oxigenación proporcionada desde embarcaciones actuaría de forma muy puntual en una laguna con una superficie de 135 km², por lo que pudiera no tener un efecto significativo sobre el consumo de oxígeno en el sedimento y también en la columna de agua sobrenadante. Sin embargo, un único día de viento en este sistema realizará la mezcla de las masas de agua y oxigenación de forma más eficiente que la que se pretenda con cualquier actuación mecánica.

Por otro lado, podría ocurrir que la retirada de aguas del fondo con concentraciones de metales elevadas, y sustituirlas por aguas de superficie con concentraciones de metales más bajas, podría tener como consecuencia el aumento de los flujos bentónicos (desde el sedimento) de metales hacia la columna de agua. Esto puede producirse ya que, como se ha señalado en apartados anteriores del informe, las aguas de poro del sedimento están cargadas de metales y saldrían hacia la columna de agua por difusión hasta alcanzar el equilibrio de concentraciones entre ambas aguas (intersticial y columna de agua). Este proceso sería especialmente crítico en la cubeta sur, donde los niveles de metales en el sedimento y su agua intersticial se han detectado en altas concentraciones dentro del proyecto BIOFOM (Álvarez-Rogel et al., 2019). Lo mismo sería aplicable a los nutrientes acumulados en grandes cantidades en los sedimentos, como el amonio y el fósforo, cuyos flujos bentónicos se ha demostrado que son bastante significativos.

En resumen, las pruebas de oxigenación propuestas, bien a través de la inyección de oxígeno o bien mediante mezcla vertical de la columna de agua, no suponen un perjuicio medioambiental al ecosistema lagunar y, por tanto, son compatibles con las Directivas Europeas en que se enmarca la gestión ambiental del Mar Menor p. ej. Directiva de Hábitat y Estrategias Marinas. No obstante, las condiciones en las que se realizan estas pruebas deberían representar la situación o problema que pretenden resolver, ya que, en caso contrario será difícil determinar la efectividad

de la medida para paliar los efectos de la anoxia y/o estratificación. Dichas pruebas deberían evaluar efectos colaterales, como la alteración de los flujos bentónicos de metales pesados y nutrientes, así como otros efectos a nivel de ecosistema. Por último, e independientemente de los resultados de estas pruebas puntuales, se cuestiona la viabilidad de estas técnicas para resolver los problemas planteados a escala real de la laguna.

4.1.2 Actuaciones enfocadas a la restauración del ecosistema

Se incluyen aquí medidas que también son de carácter paliativo, pero enfocadas a la restauración de especies, hábitats o funciones del ecosistema estrechamente relacionadas con los mecanismos de resiliencia del ecosistema implicados en la homeostasis del mismo antes de su colapso. Este tipo de medidas solo tiene sentido si se realizan en paralelo o complementarias a medidas que contribuyan a la reducción de los aportes de nutrientes en origen.

Para la recuperación (re-oligotrofización) de lagunas costeras eutrofizadas la aplicación de medidas de reducción de la presión en origen (entrada de nutrientes) necesitan ser combinadas con medidas de restauración activa para reducir los tiempos necesarios y aumentar las garantías de éxito, como se deriva de los estudios de recuperación de decenas de lagunas costeras Mediterráneas (De Wit et al., 2020).

4.1.2.1 Biorremediación.

Una de las medidas que está tomando cada vez más fuerza para paliar la eutrofización costera es el uso de organismos que contribuyan a disminuir el exceso de materia orgánica, como por ejemplo los bivalvos. Los bivalvos son invertebrados filtradores que circulan el agua circundante por sus branquias y atrapan la materia orgánica suspendida en ella, en su mayoría fitoplancton. Su elevada capacidad de filtración regula la abundancia de fitoplancton en zonas someras y reduce su densidad, disminuyendo también la turbidez del agua y favoreciendo así la penetración de la luz. Por ello los bivalvos se han usado como solución natural para extraer partículas de la columna de agua, un proceso conocido como biorremediación (bioextracción) (Carmichael et al., 2012), donde el exceso de nutrientes es incorporado por los bivalvos que los utilizan en su crecimiento. Por último, la extracción de los bivalvos conlleva la extracción de esos nutrientes del sistema. Dependiendo de la calidad del agua (ausencia de contaminantes) esta actividad puede generar un beneficio económico si la especie bioextractora es una especie de interés comercial. Estas medidas de limpieza han sido efectivas y sostenibles en lagunas eutróficas como en Lysekil, Suecia, donde el cultivo de bivalvos se ha integrado en la gestión de residuos de la zona, mejorando la calidad del agua. Esta iniciativa también se está evaluando en Long Island Sound, EE.UU., donde se calculó que una mejillonera de 36 m² podría eliminar 63 Kg de nitrógeno al extraer los mejillones del agua. Con estos precedentes de éxito y dada la actual crisis ambiental del Mar Menor, cabría considerar el empleo de bivalvos procedentes de la propia laguna como herramienta para contribuir a la restauración del ecosistema.

En febrero de 2018, tuvo lugar, en el CO de Murcia, una reunión científica entre expertos en eco-fisiología de bivalvos de Galicia, País Vasco y Murcia, cuyo objetivo era la evaluación del potencial de los bivalvos en la recuperación del Mar Menor. Esta reunión fue organizada por el IEO y cofinanciada por la Dirección General del Mar Menor de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia y por el IEO. Los resultados de la reunión están disponibles en el informe BIVAREC en donde se recoge una estimación del potencial aclarador de la población de ostra plana, *Ostrea edulis*, a nivel de toda la laguna partiendo del número de ejemplares existentes en los años 90 (135 millones de ostras). Estas poblaciones se vieron reducidas fundamentalmente

por la proliferación de *Caulerpa* y de la esponja perforadora *Cliothisa hancoki*. La última evaluación del banco de ostras se hizo en 2006 estimándose su presencia en poco más del millón de ejemplares. Actualmente se desconoce la abundancia y distribución de bivalvos, aunque han debido ser diezmos con los sucesivos episodios de eutrofización y el de anoxia de otoño pasado. Desde la reunión BIVAREC hasta este mismo año, la iniciativa de biorremediación con bivalvos quedó paralizada. En estos momentos, estamos en contacto con la CARM a través de la DG del Mar Menor, para formalizar un proyecto de investigación sobre la capacidad filtradora de los bivalvos de la laguna (solo se contemplan ejemplares de la propia laguna) y sus respuestas fisiológicas ante los distintos escenarios ambientales en cuanto al material particulado y su composición, respuestas que serán modelizadas para poder valorar cualquier posible actuación futura de biorremediación. Es muy probable que las poblaciones actuales de la laguna no sean lo suficientemente abundantes como para que, por sí solas, sean capaces de contribuir a la restauración de la laguna. Es por ello, que se plantea la viabilidad de su producción bajo condiciones de criadero aplicando la tecnología de cultivo que se utiliza en acuicultura. En definitiva, se trata de generar el conocimiento necesario para que en un futuro se pueda valorar una actuación de biorremediación con bivalvos. Este proyecto se va a realizar de forma coordinada con el proyecto Banco de Especies de la Universidad de Murcia que también es financiado por la CARM. Entre las especies contempladas en ese proyecto se encuentra la *Pinna nobilis*, especie en peligro de extinción cuya supervivencia depende de su mantenimiento y reproducción bajo condiciones controladas. Hemos empezado a valorar sus requerimientos energéticos a partir de sus tasas de aclaramiento y metabólicas que nos permitan optimizar las condiciones óptimas para su reproducción.

4.1.2.2 Restauración de especies: poblaciones de *Pinna nobilis*.

En relación a *Pinna nobilis*, como se ha comentado en el apartado [1.10 Situación de las poblaciones de *Pinna nobilis* en el Mar Menor](#), la toma de biopsias realizadas en la campaña de noviembre de 2019 reveló la presencia de una nueva amenaza para la nacra. En este sentido es importante destacar que en cuanto el IEO obtuvo los resultados proporcionados por el Laboratorio de Investigaciones Marinas y Acuicultura (LIMIA) del Gobierno Balear sobre la infección de *Haplosporidium pinnae* en algunos individuos de *Pinna nobilis* de la laguna del Mar Menor en diciembre de 2019, se puso esta información en conocimiento inmediato de la autoridad competente (D.G. de Medio Natural, Subdirección General de Patrimonio Natural y Cambio Climático). Estos hallazgos pusieron en alerta a los distintos gestores e investigadores implicados en la conservación de esta especie en la Región de Murcia, ya que suponía la aparición de un nuevo escenario y nueva amenaza a una población ya mermada, por tanto, el 13 de diciembre de 2019 se convocó una reunión de urgencia, realizada por videoconferencia, a la que asistieron distintos expertos de la comunidad científica que trabajan con la nacra (incluido el IEO), así como personal técnico de la Subdirección General de Patrimonio Natural y Cambio Climático.

En la reunión se trataron distintas cuestiones, entre ellas, cómo abordar este problema de carácter global, y que plantea un nuevo desafío para la viabilidad y conservación de la especie. Esta nueva evidencia científica de que *H. pinnae* ya se encuentra presente en la laguna del Mar Menor, hacía necesario, de forma urgente y con la máxima prioridad realizar actuaciones de gestión sobre la especie, para intentar asegurar su viabilidad. Como conclusión de esa reunión el gobierno de la Región de Murcia elaboró un documento donde se recogían tanto los objetivos, como el programa de medidas urgentes a acometer para la gestión de la nacra en la laguna del Mar Menor, todas ellas debatidas y consensuadas en el seno de la mencionada reunión. Los puntos acordados como prioridad a abordar fueron: (i) disponer de un *stock* de individuos sanos en cautividad para futuras reintroducciones, (ii) estudiar diferentes tratamientos para el

control de la enfermedad *ex situ*, (iii) realizar un seguimiento continuado, diagnóstico y evolución del estado poblacional de las nacras en la laguna del Mar Menor y (iv) obtener información relevante para la gestión y conservación de la especie. En la actualidad algunas de estas tareas ya están en ejecución y son de gran relevancia para la conservación de la nacra en la laguna. Además, el IEO ha puesto en marcha acciones de reforzamiento de las poblaciones de *P. nobilis* mediante recolección de juveniles en el medio mediante la instalación de más de 40 dispositivos de asentamiento larvario (colectores) en junio de 2020 en toda la laguna. Tras la época de puesta serán recolectados (septiembre-octubre de 2020) y los juveniles engordados hasta alcanzar una talla óptima para llevar a cabo labores de resiembra en el medio y reforzar las poblaciones existentes.

Con todo ello, la supervivencia de la población de *P. nobilis* en la laguna del Mar Menor dependerá de las acciones de conservación y de gestión llevadas a cabo para mitigar los impactos a los que la laguna está sometida. Además, dependerá de la capacidad de recuperación de este ecosistema para recuperarse de la crisis de eutrofización y el evento DANA y de medidas restaurativas que se tendrán que llevar a cabo en el hábitat. Por otro lado, es fundamental proteger a los ejemplares que quedan vivos en la laguna para asegurar la supervivencia y perdurabilidad, así como disponer de un stock sano que permita llevar a cabo repoblaciones en el futuro.

4.1.2.3 Recuperación y restauración de hábitats: praderas de *Cymodocea nodosa*

En ausencia de medidas de restauración activa se ha observado que tras más de una década y media de control y cese de la entrada de nutrientes, una pequeña proporción de las decenas de lagunas costeras estudiadas en la costa francesa ha recuperado sus condiciones previas a la crisis eutrófica y sus comunidades de angiospermas marinas (Le Fur et al., 2019). Curiosamente, se trata de un único caso en el que las praderas de angiospermas marinas no habían desaparecido totalmente tras la crisis eutrófica, como es el caso del Mar Menor. La existencia de praderas superficiales de *Cymodocea nodosa* a lo largo del perímetro lagunar representa, por lo tanto, un punto determinante para la recuperación de este ecosistema costero. Estas poblaciones ‘supervivientes’ garantizan la existencia de un amplio *pool* vegetativo y genético que representa las poblaciones nativas que poblaban la laguna antes de la crisis de 2016, aspecto que determina en gran medida el éxito de la restauración de praderas de angiospermas marinas (Jahnke et al., 2015). No obstante, en otras lagunas costeras y estuarios eutrofizadas en las que quedaban estas praderas superviviente, e incluso se aplicaron medidas de restauración activa de angiospermas marinas, la recuperación de las praderas ha sido posible, pero varias décadas después de haber reducido significativamente los aportes de nutrientes externos en la cuenca vertiente (p. ej. Greening et al., 2016).

C. nodosa es una especie ingeniera que ejerce una fuerte influencia sobre las condiciones ambientales de manera que éstas favorezcan su propio desarrollo y el del ecosistema que estructuran. Este papel ha sido responsable en gran medida de la resistencia y resiliencia que ha mostrado el Mar Menor frente a las crecientes presiones humanas a las que la laguna se ha visto sometida en las últimas décadas. Esto evidencia la importancia que tiene la restauración de estas praderas para favorecer la recuperación de todo el ecosistema lagunar y dotarlo de los mecanismos que le permitan hacer frente a perturbaciones futuras derivadas directa o indirectamente de las actividades humanas, como son los factores asociados al cambio climático (p. ej. calentamiento, acidificación, etc.). Los ecosistemas de angiospermas marinas tienen unas tasas de recuperación extremadamente lentas, como se deriva del seguimiento realizado por el IEO en el Mar Menor entre 2016-2020, incluso a pesar de la mejora de las condiciones de transparencia de las aguas en 2018 y parte de 2019 ([apartado 2.8.2 Dinámica de las praderas marinas tras el colapso de 2016](#); Belando et al., 2017, 2019). De hecho, hasta la fecha, en 5 años tras el colapso de las praderas marinas, no hay evidencia de que el proceso de recolonización de las zonas profundas

por la angiosperma se haya iniciado. El análisis realizado en dicho estudio estimaba una escala temporal de más de siete décadas para que la especie recolonizara los fondos de la laguna en un escenario en el que los aportes de nutrientes han permitido la re-oligotrofización de la laguna. Estas estimaciones se basan solo en el crecimiento lineal vegetativo de la especie y no consideran otros mecanismos de expansión con potencial para acelerar el proceso de recolonización, como es la producción de propágulos sexuales (semillas). Aunque la floración y reproducción sexual es uno de los aspectos menos estudiados en angiospermas marinas, un estudio realizado en el Mar Menor antes de 2016 sugería que la reproducción sexual en las praderas de la laguna era más importante que en las de la costa Mediterránea para el mantenimiento de las densas poblaciones estables a poca profundidad y la formación de nuevas praderas de menor densidad, como las que se han perdido durante la crisis reciente de la laguna (Terrados, 1993).

No obstante, el potencial de las semillas de las praderas supervivientes como mecanismo recolonizador de las praderas profundas perdidas, tiene *a priori* importantes limitaciones. En primer lugar las semillas de esta especie no tienen mecanismos de dispersión propios y se quedan muy cerca de las plantas que las producen y además tienen latencia, de forma que se van acumulando en los sedimentos de las praderas (Terrados, 1993). Por otro lado, como se ve en el mapa de la Figura 4.2, los bancos de semillas solo se encuentran en las praderas someras, mientras que están casi ausentes en las praderas profundas, por lo que éstas dependen del transporte de semillas desde las praderas someras, que ya hemos comentado que es limitado. Por otro lado, como se aprecia también en la figura 4.2, en 2014 solo una parte de las praderas someras presentaban semillas en sus sedimentos, aunque con densidades de > 1.000 semillas m^{-2} . Es decir, los bancos de semillas son altamente heterogéneos espacialmente, de forma que no todas las praderas pueden contribuir a la provisión y emisión de propágulos sexuales en toda la laguna.

Pero en realidad, uno de los principales obstáculos es que desconocemos en la situación actual cuáles son las tasas de reproducción sexual de las praderas que han sobrevivido a la crisis de la laguna y cuál es su potencial para contribuir a la recuperación de las poblaciones perdidas. El conocimiento de éste y otros aspectos relacionados (p. ej. transporte de semillas, éxito germinativo, crecimiento de plántulas) son de gran valor para determinar la capacidad de la especie para recolonizar los fondos en los que ha desaparecido, contribuir a la recuperación integral de la laguna y dotarla de mecanismos de resiliencia que la protejan frente a futuras perturbaciones. Por tanto, ganar conocimiento sobre estas cuestiones sería prioritario para poder emplear semillas para la restauración activa de praderas de *C. nodosa*, aproximación que ha ganado relevancia en los últimos años al reducir los costes con respecto al uso de adultos y aumentar el potencial de éxito de los programas de restauración (OCEANA, 2010). El uso de semillas permite a su vez su almacenamiento durante periodos prolongados de tiempo, lo que permite su uso posterior y garantiza el aprovisionamiento de un reservorio genético de las poblaciones originales de la laguna en caso que estas desaparecieran como consecuencia del desequilibrio del ambiente lagunar actual y la incidencia de eventos climáticos extremos. Éstas técnicas de restauración están mostrando avances significativos en los últimos tiempos, aunque depende de la especie y su aplicación a gran escala todavía no está garantizada, definida y estandarizada, encontrándose en fase experimental sobre la base de experiencias piloto a pequeña escala. El empleo de semillas recolectadas de las poblaciones remanentes de la laguna permitiría a su vez la manipulación de las mismas para mejorar el éxito de la restauración y la perdurabilidad de la misma frente a futuras perturbaciones (ver más adelante). En cualquier caso, como se ha comentado, la recolección de semillas de las praderas se encuentra limitada por la elevada heterogeneidad espacial de los bancos de semillas, para su obtención es necesario desenterrar la pradera (en caso de que la pradera no se encuentre en fructificación), no todas las semillas son viables y se desconocen los factores que determinan su dormancia y, por tanto, la germinación. Una forma de abordar estas limitaciones sería mediante la creación de infraestructuras de cultivo experimental que permitieran el almacenamiento y mantenimiento de semillas y plántulas

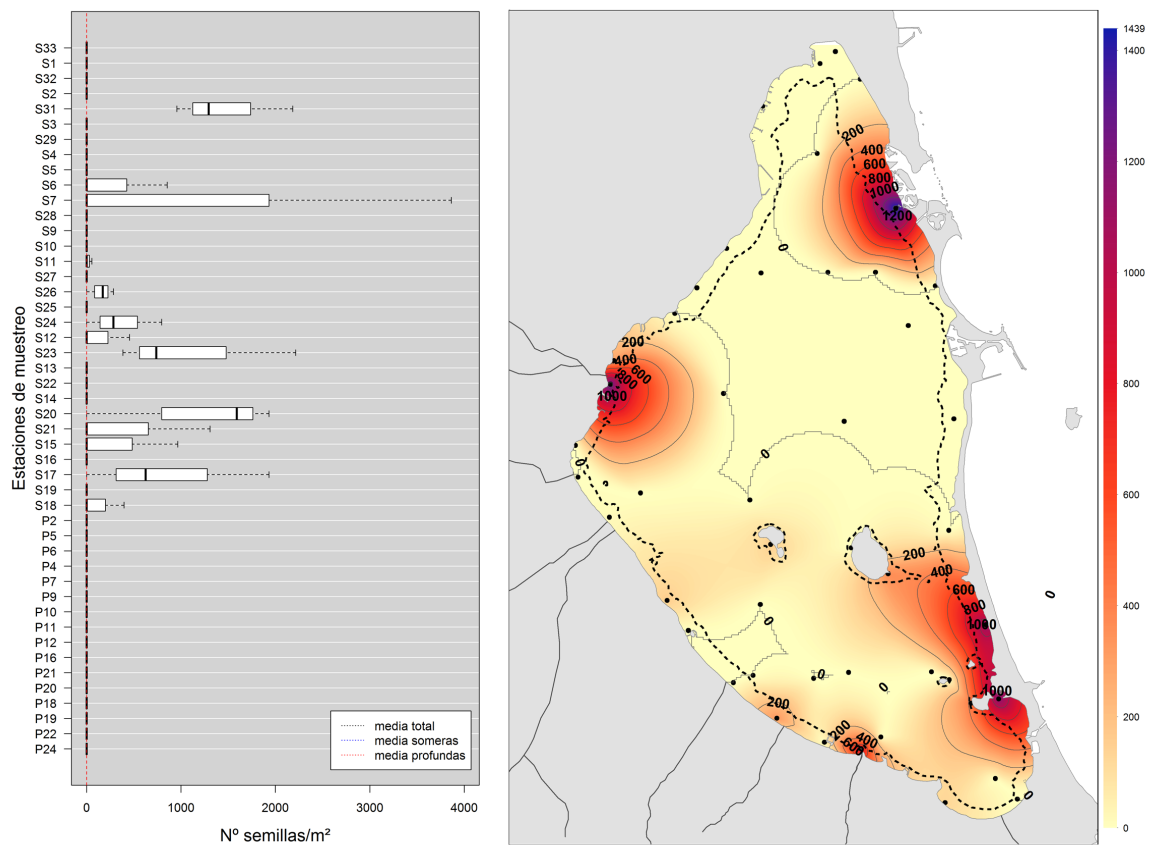


Figura 4.2: localización y número de semillas de *Cymodocea nodosa* en 2014. Fuente: Belando et al., 2017.

a largo plazo, con el fin de mejorar el conocimiento del manejo de los propágulos sexuales y disponer de material vegetativo para llevar a cabo experiencias de trasplante y restauración *in situ*.

La restauración activa de praderas de angiospermas marinas ha sido recientemente reconocida como una de las principales soluciones basadas en el océano para hacer frente al cambio climático así como para alcanzar los objetivos de desarrollo sostenible de las Naciones Unidas (Hoegh-Guldberg et al., 2019). Paradójicamente, el calentamiento global y el incremento en la incidencia de olas de calor agravan los problemas de eutrofización en las lagunas costeras (Lloret et al., 2008) y amenaza la re-oligotrofización de lagunas con características similares al Mar Menor como la laguna de Thau en la costa mediterránea francesa (Derolez et al., 2020). Es por ello que otras de las acciones identificadas para hacer frente al cambio climático sea la manipulación de organismos marinos clave para incrementar su tolerancia al estrés a través de técnicas de evolución asistida o de modificaciones genéticas (Hoegh-Guldberg et al., 2019). En este sentido, el Grupo de Ecología de Angiospermas Marinas del IEO participa en las experiencias pioneras de evolución asistida en angiospermas marinas y ya ha conseguido activar mecanismos de memoria al estrés que endurecen las plantas y les permite resistir y responder con mayor éxito a eventos recurrentes de estrés (Nguyen et al., 2020). La aplicación de estas técnicas en programas piloto de restauración de praderas de angiospermas marinas se presenta, por lo tanto, como una alternativa con gran potencialidad para incrementar las probabilidades de éxito en la restauración del Mar Menor en un escenario de incidencia creciente de fenómenos de estrés (olas de calor, episodios de anoxia). Por otro lado, las evidencias muestran que facilitar la interacción entre distintas especies ingenieras del ecosistema incrementa el éxito de programas de restauración y en este sentido, la co-restauración con bivalvos (ver apartados 4.1.2.1 y 4.1.2.2) y angiospermas marinas de forma combinada se presenta como clave en ecosistemas marinos como el Mar Menor (Gagnon et al., 2019). Este tipo de co-restauración facilita la recuperación del ecosistema a través de una serie de mecanismos que se ven favorecidos y predominan bajo la interacción entre plantas y bivalvos (p. ej. mejorar la transparencia del agua, estabilizar sedimentos y reducir su anoxia, mejorar el reclutamiento, crecimiento y la supervivencia) y que tienen efectos sobre todo el ecosistema (p. ej. restauración del funcionamiento trófico, incremento de la resiliencia al estrés, aprovisionamiento de servicios ecosistémicos; Figura 4.3). En este contexto, el uso de individuos provenientes de poblaciones presentes en el Mar Menor, tanto de angiospermas marinas (*C. nodosa*) como de bivalvos (*Ostrea edulis*, *Pinna nobilis*), podría ser una buena aproximación de co-restauración para la laguna, que permitiría además preservar el acervo genético de las poblaciones de la laguna y por lo tanto la diversidad genética de las especies en aguas de la región.

4.2 Actuaciones de restauración de playas

Son numerosas las actuaciones que se realizan en el Mar Menor que, sin tener una relación con el proceso de eutrofización que ha llevado al deterioro de la laguna, durante los últimos años son demandadas por parte de las diferentes administraciones para el mantenimiento y restauración de playas con vistas al uso turístico, y que podríamos agrupar en las siguientes categorías: (a) Relleno de playa seca mediante operaciones de “remangamiento”, (b) Actuaciones urgentes para restaurar los daños causados por temporales y riadas y (c) Eliminación de fangos.

4.2.1 Remangamiento de arena

Con este término se hace referencia a las operaciones consistentes en extraer arena de los primeros metros de la playa sumergida y distribuirla en la playa seca. Suele realizarse antes de

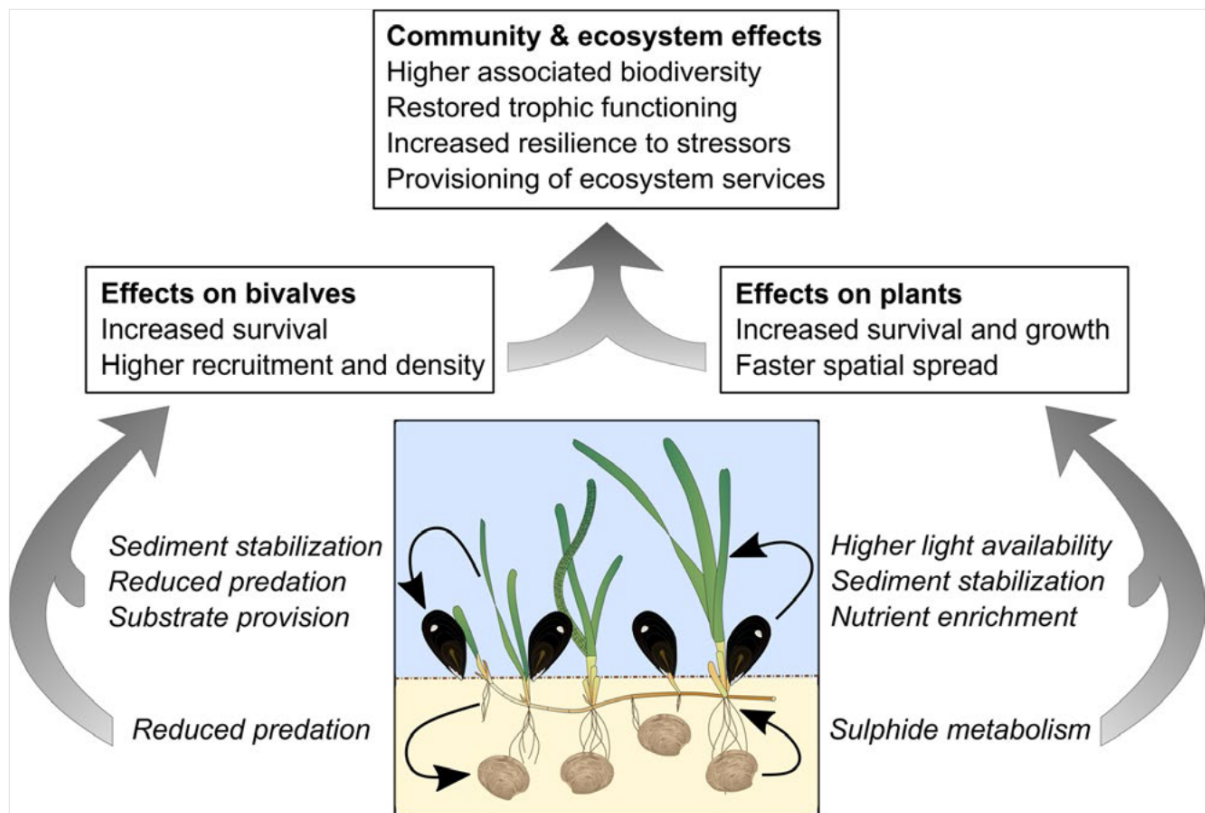


Figura 4.3: Representación esquemática de un modelo de corestauración basado en angiospermas marinas y bivalvos y sus efectos asociados nivel de comunidad y ecosistema. Fuente: Gagnon et al., 2020.

primavera y, de acuerdo con los promotores de estas acciones, el objetivo es compensar una supuesta pérdida de playa seca causada por agentes erosivos (viento, lluvias) entre otoño del año anterior y primavera del siguiente año. Al menos en años anteriores, se ha venido realizando con maquinaria pesada, traíllas y excavadoras de brazo largo terminadas en una especie de cazo que se introduce en el agua para escarbar y recoger el sedimento y, trasladarlo a la zona de playa seca. Como resultado, se forma una especie de depresión del fondo marino adyacente a la orilla. Se espera que el perfil de la playa alcance con el tiempo un nuevo equilibrio, pero al no haber una dinámica litoral muy activa en el Mar Menor puede ocurrir que dicha depresión se rellene de materiales finos y materia orgánica, es decir, de fango de color negro. La formación de esta zanja de fango se ha observado en algunas zonas de las diferentes playas artificiales del Mar Menor entre Villananitos y Los Alcázares, pero su aspecto y el contenido en fango puede ser muy variable entre localidades. Otro efecto de estas operaciones es la alteración directa de hábitats marinos clave que se desarrollan en estas zonas someras del litoral del Mar Menor, de gran importancia para la biodiversidad y el ciclo de vida de muchas especies, incluidas las especies de interés comercial.

En consecuencia, esta práctica del remangamiento de arena, al menos en la forma en que se ha realizado hasta fechas actuales, no es una buena práctica de gestión de playas, y debería evitarse ya que a medio y largo plazo, como se ha comprobado, puede provocar efectos negativos no solo sobre la calidad ambiental de la playa, sino también sobre el uso de la playa que precisamente se pretende potenciar. En cualquier caso, su aplicación debería estar bien justificada y en caso de tener que realizarse deberían adoptarse una serie de criterios básicos:

- a) Cambio substancial de metodología, de forma que la maquinaria o método de extracción de arena no suponga alteraciones o anomalías del perfil de playa que favorezcan la acumulación de fangos. La arena debe ser extraída mediante arrastre horizontal de las capas superficiales del perfil de playa, no mediante excavación en profundidad. Por ejemplo, se ha comprobado que al realizarlo con retroexcavadora con cazo plano y ancho sin dientes se pueden retirar capas de 10 cm sin crear socavones que favorezcan la acumulación de algas.
- b) No continuar extrayendo arena de zonas en los que los sedimentos muestren síntomas de anoxia y enfangamiento.
- c) Retirar las acumulaciones de algas antes de cada operación, pero de forma que no conlleve arrastre de la arena que hay debajo ni la formación de socavones.
- d) No extraer arena de las zonas colonizadas y estabilizadas por la vegetación bentónica, en particular por *C. nodosa*, así como de partes de la playa que contengan hábitats y/o especies vulnerables y/o de especial relevancia para la conservación (listas y catálogos oficiales).
- e) Basar las operaciones en mapas topobatimétricos muy precisos.
- f) No realizar remangados en las playas de la cuenca sur por los problemas derivados de los metales pesados.

4.2.2 Restauración de playas afectadas tras eventos meteorológicos extremos

Todos los años, los fuertes temporales (aquellos con elevados periodos de retorno) y las riadas causadas por lluvias torrenciales, asociadas o no a una DANA, causan efectos muy destructivos sobre las playas artificiales del Mar Menor Figura 4.4, lo que ha motivado a las administraciones locales a demandar a la Dirección General de Costas llevar a cabo acciones restauradoras urgentes para poder afrontar la temporada turística. Tras la DANA de septiembre de 2019 los

desperfectos causados por las lluvias fueron bastante notables y cuantiosos, y se vieron intensificados por otros episodios de lluvias torrenciales que tuvieron lugar en la zona en los meses posteriores (noviembre 2019 y enero y marzo de 2020). Por este motivo, en enero de 2020, la DG de Costas puso en marcha un plan de medidas urgentes para reparar estos daños en la medida de lo posible. En algunas zonas, las playas recién restauradas en febrero volvieron a experimentar los efectos de las lluvias torrenciales en marzo, perdiendo de nuevo la arena en las mismas zonas que habían sido rellenadas durante las tareas de restauración. En la Figura 4.4 se muestran los efectos de las riadas de 2019 donde se observan las típicas cárcavas de erosión causadas por los cursos de agua que se forman durante un episodio de lluvias. Estas obras de restauración consisten en el relleno de esta especie de grietas o cárcavas y devolver el aspecto homogéneo a la playa, entre otros aspectos, como el reperfilado de la línea de costa.



Figura 4.4: Efectos de las lluvias torrenciales de enero de 2020 sobre las playas de Santiago de la Ribera.

El principal problema que limita estas actuaciones es la disponibilidad de arena, por lo que se suele abordar prioritariamente mediante redistribución de la arena de la playa seca y de la misma orilla. Pero esto en realidad suele ser insuficiente y hay que aportar arena externa procedente de cantera. Es muy importante que la cantidad de esta arena externa sea la mínima posible, o incluso eliminar esta posibilidad, ya que al final estos sedimentos acaban siendo arrastrados al mar y pueden contribuir a agravar los efectos ambientales adversos asociados a este tipo de infraestructuras, como se ha descrito anteriormente. Además de este criterio general, para que este tipo de operaciones sean compatibles con la calidad ambiental del entorno y la conservación del ecosistema, sería necesario considerar los siguientes aspectos:

1. En primer lugar se debe cuidar que las tareas de redistribución de arena no causen depresiones u hoyos en la orilla y parte sumergida inmediata, que favorezca la acumulación de agua y restos de algas y, por tanto, favorezca el enfangamiento y la anoxia del sedimento de la playa.
2. Por otro lado es importante disponer de información topobatimétrica a pequeña escala y con muy alta resolución, lo que facilita la planificación de las operaciones. De esta forma se pueden identificar a priori zonas donde se está acumulando sedimento y zonas donde se ha formado una depresión, y así planificar de forma objetiva dónde y cómo actuar.
3. Otra fuente de información relevante es la distribución de las comunidades biológicas, en concreto la vegetación bentónica, cuya presencia puede ser incluso un aliado para las playas ya que estabiliza los sedimentos impidiendo la pérdida de los mismos de la playa.
4. En relación al punto anterior sería conveniente invertir esfuerzos en divulgar entre la población local y visitante la importancia de estas praderas marinas someras para la

sostenibilidad de la playa y del ecosistema, ya que la percepción que la opinión pública tiene de su presencia suele ser negativa y errónea.

Más allá de estos criterios de actuación, puesto que estas pérdidas de arena de las playas se repiten cada año en la época de lluvias torrenciales (de otoño a primavera) y el recurso de arena es limitado, deberían plantearse la realización de acciones encaminadas a minimizar las pérdidas de arena y optimizar los esfuerzos de mantenimiento con vistas no solo a adoptar una gestión de la playa más sostenible, sino también a reducir costes económicos. Por ejemplo, cuando llueve el agua no discurre hacia la playa de forma homogénea, sino que lo hace en unas zonas concretas de la playa formando pequeños cursos de agua que es donde finalmente se erosiona la playa y se forma la cárcava (Figura 4.5). Si vuelve a llover la arena vuelve a ser arrastrada al mar, por lo que hay que volver a restaurar la playa.



Figura 4.5: Cárcavas causadas por el paso del agua en diferentes puntos entre la playa de Lo Pagán y las de Santiago de la Ribera tras las lluvias torrenciales de marzo de 2020. Las cárcavas formadas tras las lluvias de septiembre de 2019 - enero de 2020 fueron observadas en los mismos puntos. Éstas fueron restauradas en febrero de 2020 y volvieron a formarse tras las lluvias de marzo, lo que obligó a restaurar de nuevo la playa, aunque en esta ocasión sin aportar arena externa, sino mediante redistribución de la arena de playa seca.

En base a este comportamiento repetitivo se deberían adoptar medidas en el diseño de la playa que evitaran o redujeran los continuos aportes de sedimentos al mar y las comunidades biológicas adyacentes. Una de ellas sería no cubrir de arena las cárcavas hasta la temporada de baño, cuando además la probabilidad de lluvias es mucho menor, reduciendo así el número de

actuaciones al año y la cantidad de arena arrastrada al mar. Por otro lado, deberían plantearse actuaciones de recogida de aguas arriba de las zonas de playa. Por último, podrían plantearse que, al menos en las zonas más importantes en las que descargan al mar las principales escorrentías y en las que se arrastra recurrentemente la arena aportada, no se debería reponer la arena y favorecer el paso del agua en estos puntos para minimizar el arrastre de materiales al mar.

4.2.3 Extracciones de fangos y secos

La acumulación masiva y extensiva de fangos en las playas es uno de los síntomas más extremos de interacción negativa entre las infraestructuras costeras (y en general actuaciones relacionadas con la gestión de las playas) y el medio litoral y marino. Además conlleva importantes perjuicios para la población local y visitante, lo que motiva una demanda social a las administraciones públicas para su retirada. Sin embargo, la retirada de fangos es una actuación que puede revestir cierta complejidad ya que depende de diversos factores entre los que se incluyen el tipo de fango y su origen, la forma y extensión del depósito, la sensibilidad ecológica de la zona y sus características ambientales, su localización en el perfil de playa, etc. La solución a aplicar, su dificultad técnica y viabilidad, dependerá por tanto de la combinación de estos factores en cada caso. Queda fuera del ámbito de este informe analizar caso por caso, por lo que nos vamos a centrar en aquellos casos más representativos y problemáticos cuyo origen se encuentra claramente relacionado con acciones concretas de gestión de la playa a lo largo de los años.

4.2.3.1 Fangos de origen terrestre

Con lo anterior no se pretende restar importancia a casos de otro tipo, bien porque el origen de los fangos forma parte de la naturaleza de la zona (p. ej. playa de Villananitos), o bien porque son de carácter más extensivo y difuso, como los fangos de naturaleza limo-arcillosa arrastrados por las lluvias torrenciales. No se dispone de información precisa, pero la acumulación de este último tipo de fangos ha sido evidente en la mayoría de las playas en 2020 debido a la sucesión poco común de un número anormalmente elevado de eventos de lluvias torrenciales. La solución in situ de este tipo de enfangamiento es muy difícil (al menos en toda su dimensión). En estos casos se suele plantear la realización de acciones locales mediante técnicas que sean apropiadas y que no causen daños a los hábitats y especies marinas vulnerables. Si bien esto puede ser una solución temporal y muy local, no lo son tanto a medio y largo plazo, y habría que valorar su sostenibilidad si tenemos en cuenta la frecuencia con que habría que aplicarla y su coste económico. A lo largo de los años, la mayoría de estas zonas reciben repetidamente aportes de este tipo de fangos terrestres, y son aquellas localidades identificadas particularmente vulnerables a los efectos de las riadas (San Pedro del Pinatar, San Javier, Los Alcázares, Los Urrutias, Los Nietos, etc.), lo que se atribuye a la profunda transformación del entorno por la agricultura intensiva y a una deficiente planificación espacial del desarrollo urbano (García-Ayllón, 2018). Por tanto, y en la medida de lo posible, para corregir este problema de forma objetiva y realista a largo plazo, por un lado deberían adoptarse urgentemente medidas encaminadas a proteger los suelos de los territorios que circundan la franja litoral y sus núcleos poblacionales, y por otro lado identificar y corregir aquellos aspectos derivados del desarrollo urbano e infraestructuras terrestres que han modificado e intensificado los patrones de distribución de los flujos de agua y materiales en el litoral del Mar Menor.

Aunque se trate de un tema diferente (pero muy ligado a los episodios de lluvias en el Mar Menor), se aprovecha para mencionar que cada vez que se produce una lluvia torrencial, además de la pérdida de arena ([apartado 4.2.2](#)) y de los aportes de fangos terrígenos, muy frecuentemente

se produce de forma simultánea vertidos de aguas fecales procedentes del alcantarillado en casi todos los núcleos urbanos ribereños. La lluvia satura las redes de saneamiento, de forma que las tapaderas saltan y las aguas rebosan de las alcantarillas arrastrando las aguas fecales que contienen. Lamentablemente, estos episodios son bastante frecuentes y obviamente contribuyen a empeorar la pérdida de calidad ambiental y de baño de la playa, añadiendo incluso problemas de riesgo para la salud pública. Corregir este efecto colateral de las lluvias torrenciales debería ser una prioridad si se pretende que las playas sean sostenibles y viables para su uso turístico, así como para la conservación del Mar Menor, ya que puede contribuir a intensificar localmente los problemas de eutrofización de la laguna.

4.2.3.2 Fangos de origen marino y fangos secos: el caso de Los Urrutias

Con fangos marinos nos referimos a aquellos que tienen su origen en el medio marino, normalmente causados por la intervención humana. Son fangos negros, anóxicos y con un contenido elevado en materia orgánica, ya que suelen estar asociados con la acumulación de restos de algas. La diferenciación entre fangos terrestres y marinos puede ser confusa en algunos casos ya que acaban mezclándose en algunos casos, pero se adopta en este informe como criterio práctico para diferenciar diversos casos que implican orígenes, problemáticas y soluciones diferentes.

Uno de los casos más conocidos (pero no el único), en los que la formación de fango ha sido más notable y ha causado graves perjuicios sobre la calidad ambiental y de baño de la propia playa, es la playa de Los Urrutias (Figura 4.6).

Como se muestra en el mapa de la Figura 4.6, la zona en la actualidad se encuentra colonizada por una extensa pradera de *C. nodosa* parcialmente colonizada por el alga *C. prolifera*, muy densa y abundante en las zonas más someras y menos densa en las de mayor profundidad. Esta pradera se asienta mayoritariamente sobre sedimentos arenosos y se interrumpe a 1,5-2 m de profundidad (a unos 100-150 m desde la orilla), a partir de donde aparece una pradera de *C. prolifera* colonizando sedimentos enfangados. La playa es artificial, creada a partir de 1985 (ver a continuación) por lo que los sedimentos aportados sepultaron los fondos haciendo desaparecer las comunidades originales (probablemente praderas densas de *Cymodocea nodosa*), que fueron sustituidas por fondos arenosos sin vegetación. Posteriormente, al menos unos 17 años tras el aporte de los sedimentos, la vegetación comenzó a recolonizar las arenas aportadas artificialmente. En la Figura 4.7 se muestra una secuencia de imágenes aéreas donde se aprecia la evolución de la colonización de estos fondos arenosos artificiales desnudos por la vegetación bentónica (*C. nodosa* y *C. prolifera*).

En la situación actual (Figura 4.6), se han identificado a lo largo de la orilla varios depósitos de fangos negros anóxicos de 8 a 15 metros de anchura y entre 0,5 y 1,5 m de profundidad. La presencia de un puerto deportivo en el extremo sur de la playa ha favorecido un proceso de tombolización característico, que ha propiciado la acumulación de fangos negros sobre extensas áreas a ambos lados de las instalaciones náuticas (Figura 4.6; apartado 3.2.4 Obras costeras, puertos, dragados y mantenimiento de playas). La presencia de todos estos fangos ha supuesto una pérdida de calidad y funcionalidad de la playa para el baño, motivando un profundo malestar en la población que ha exigido soluciones a este problema. No obstante, estos problemas de la playa de Los Urrutias no son nuevos, sino antiguos y recurrentes. A continuación se hace una revisión de la evolución de esta playa en base a documentación oficial aportada por la Demarcación de Costas de Murcia para la realización de este informe. La playa artificial de Punta Brava-Los Urrutias se realizó entre 1985 y 1987, con el objeto de ampliar la superficie de playa para el uso de baño. Los fondos de la zona eran una combinación de arcillas consolidadas y rocas, con acumulaciones de fangos de origen terrestre aportados por escorrentías. La obra consistió en la eliminación de 28000 m³ de estos fangos y el aporte de 100000 m³ de arena

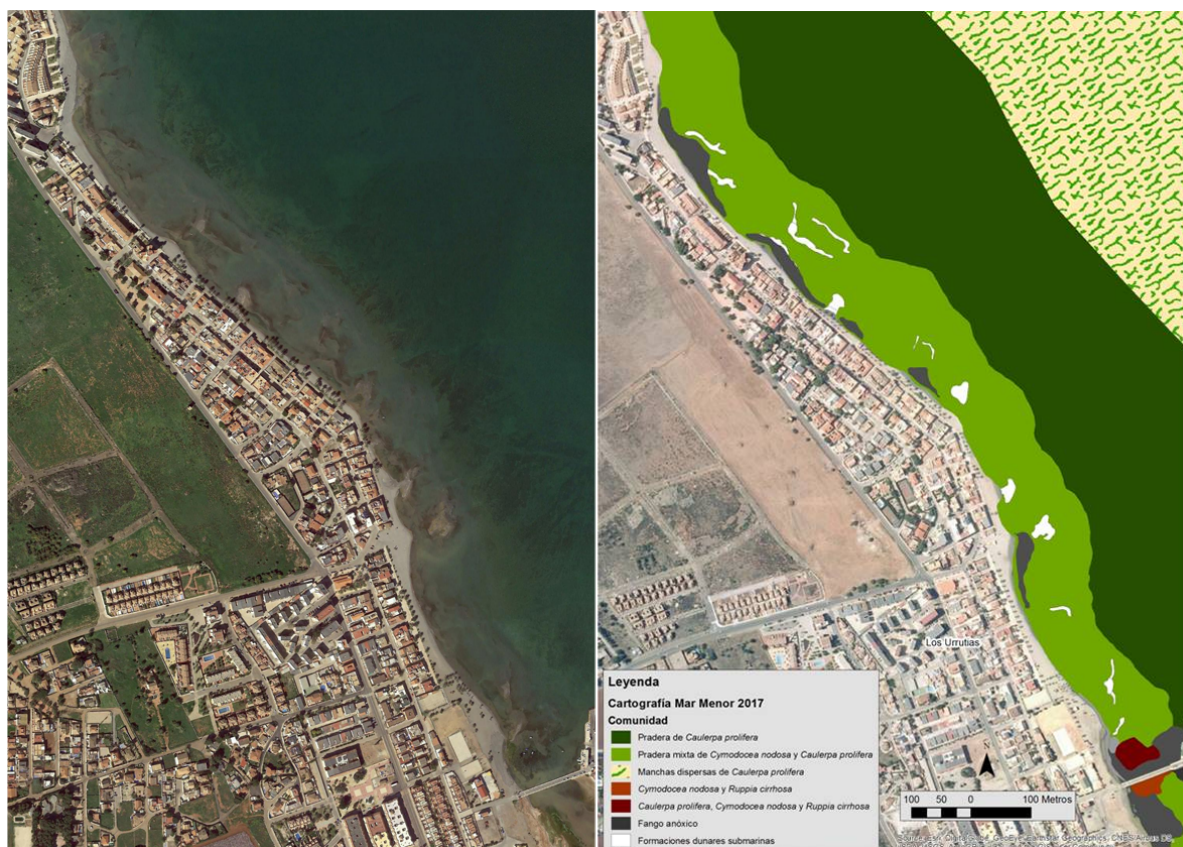


Figura 4.6: Izquierda: playa de Los Urrutias. Derecha: interpretación bionómica de las comunidades bentónicas de la zona realizada en febrero de 2018 (Ruiz et al., 2018). La distribución de las zonas de fangos anóxicos (gris oscuro) es muy similar a la observada por la Demarcación de Costas en 2019 tras la DANA de septiembre.



Figura 4.7: De izquierda a derecha. 2002: fondos arenosos sin colonizar, excepto en la zona de resguardo de los espigones; 2007: aparición de diversas manchas dispersas de vegetación; 2012: la pradera ocupa un área significativa, se diferencian cordones de dunas submarinas colonizadas por vegetación características de praderas de *C. nodosa*; 2016: situación similar a 2012 pero ya se han eliminado los espigones; 2018: se observa un patrón de distribución de las arenas diferente, relacionado con la formación de secos. Fuente: Google Earth.

obtenida mediante dragado en otra zona dentro del Mar Menor. Para ello se construyeron previamente siete espigones que permitieran contener la arena aportada (Figura 4.8).

Tras la creación de la playa artificial, las riadas de 1986 y 1987 causaron daños significativos en la playa que fueron respondidos con aportes adicionales de arena (5000-6000 m³). De acuerdo con la información proporcionada por la Demarcación de Costas de Murcia, a principios de los 2000 empiezan a ser preocupantes las acumulaciones de fangos anóxicos que, según dicha documentación, estaban asociados a los espigones (Figura 4.9). Como se ha comentado en el apartado 3.2.4, la formación de estos fangos es una consecuencia de las alteraciones de la hidrodinámica litoral local que típicamente causan estas estructuras. Además de estos fangos, se destacó entonces las acumulaciones de algas en la playa, no solo en la zona de los espigones, sino también a lo largo de la orilla (Figura 4.9). Estas acumulaciones de algas se producían (y se siguen produciendo) sobre todo tras los temporales (lo cual es un fenómeno normal), y estaban (y siguen estando) compuestas sobre todo por el alga *Caulerpa prolifera*, cuyos tejidos son fácilmente descompuestos por la actividad microbiana, proporcionando materia orgánica al sedimento. No hay que olvidar que la producción de este macrófito es muy alta en la laguna a partir de la ampliación de El Estacio y que se sostiene por la elevada disponibilidad de nutrientes en la laguna, pero además, la proximidad de Los Urrutias aguas abajo de los aportes continuos (urbanos y agrícolas) desde la desembocadura de la rambla del Albuñón, podría haber intensificado la producción algal en la zona y los problemas ambientales derivados de ello.

Estos acúmulos o arribazones son comunes en muchas zonas del litoral del Mar Menor y tienden a formarse en toda la ribera oeste cuando los vientos dominantes son del primer (Levante) y segundo (Jaloque) cuadrante. Estos arribazones no son permanentes, aparecen y desaparecen en función de los vientos, oleajes y corrientes en cada momento, y no deberían suponer un problema para la playa si existe una dinámica litoral inalterada. El problema es que en una ribera alterada como la de Los Urrutias, estas algas se acumulan en los espigones favoreciendo



Figura 4.8: Izquierda: imagen de la playa original de Los Urrutias. Derecha: aspecto de la playa tras la construcción de los espigones y el aporte de arena. Fuente: Demarcación de Costas de Murcia.

la formación de fangos anóxicos. Al alterar la dinámica litoral, los espigones también podrían estar interfiriendo en la dinámica de descomposición del arribazón, favoreciendo una mayor permanencia del mismo en la playa. La descomposición de las algas genera malos olores, por lo que su presencia es incómoda incluso en las zonas de playa que no son los espigones. Por estas razones, entre 2005 y 2008 se realizaron tareas de extracción de algas y fangos no solo en las zonas de resguardo de los espigones sino también en la orilla del resto de la playa.

La práctica repetida de estas tareas podría tener un efecto en la playa similar al descrito para las tareas de remangamiento ([apartado 4.2.1](#)), pudiendo haber sido el origen de las zanjas de fango presentes en la orilla de la playa en la actualidad (Figura 4.6). En la Figura 4.10 se muestra una secuencia de imágenes aéreas en la que se aprecia una franja regular de unos 12 m de ancho en 2007 que podría corresponder con la zona en la que se practicaron de forma reiterada las extracciones de algas y fangos. La misma franja se observa en un fotograma de 2015 y se corresponde con uno de los depósitos de fangos de dimensiones similares identificados en la actualidad en la misma zona (Figura 4.6).

Por otro lado, a raíz de la retirada de espigones iniciada en 2011, además de continuar los problemas de fangos y acumulaciones masivas de algas, en 2012 se observa en la playa de Los Urrutias la formación de acumulaciones de arena, o “secos” cuya parte superior llega a emerger, sobre todo cuando el nivel del mar estaba bajo durante los periodos de alta presión atmosférica, o “secas” (Figura 4.11). Aunque su posición y tamaño es variable en el tiempo, la presencia de estos secos ha persistido y también era evidente en invierno de 2018 (Figura 4.12). Estos secos se observan de forma natural en zonas arenosas del Mar Menor como La Encañizada o frente al Beal, precisamente donde se desarrollan extensas y densas praderas someras de *Cymodocea nodosa*. En el caso de Los Urrutias, y teniendo en cuenta que no hay datos que lo demuestren, la hipótesis más plausible es que al eliminar los espigones, la arena inicialmente aportada para la playa artificial experimentó una redistribución forzada por las nuevas condiciones hidrodinámicas (Figura 4.7), comportándose de la misma forma que se observa en zonas naturales. En cualquier caso, algunos de estos secos reducen la exposición hidrodinámica en la zona entre el seco y la orilla y favorece una mayor acumulación de algas y materia orgánica, llegando a



Figura 4.9: Acumulación de algas y fangos en la zona de resguardo de los espigones (arriba) y acumulaciones de algas en la orilla (abajo) en la playa de Los Urrutias en 2008.
Fuente: Demarcación de Costas de Murcia.

agravar los problemas creados por los depósitos de fango ya existentes desde años atrás.

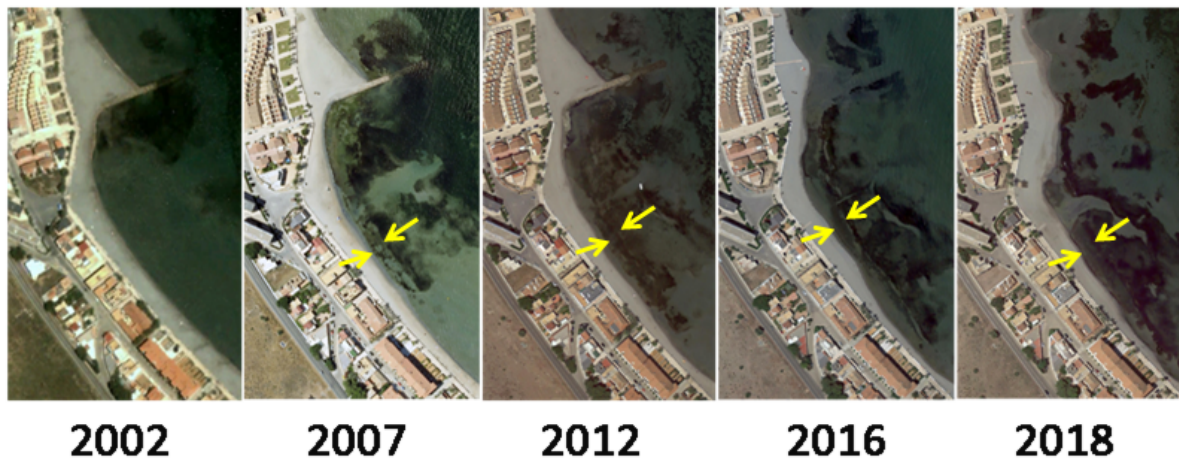


Figura 4.10: En la imagen de 2007 se aprecia la aparición de una banda longitudinal de ancho regular (8-12 m) que no se observa en 2002. Esta misma franja se observa en el mismo sitio y con idénticas dimensiones en 2012, 2016 y en 2018. En el estudio realizado en 2018 en esta zona se comprobó que esta franja correspondía a un depósito de fango de 1-1,5 m de profundidad. Fuente: Google Earth y Ruiz et al., 2018.

Debido a la situación descrita anteriormente, y en sintonía con la crítica situación con que atraviesa el Mar Menor, la DG del Mar Menor de la CARM plantearon la realización de acciones para la eliminación de fangos y secos en las playas del Mar Menor. Para no seguir agravando estos problemas, se planteó la necesidad de realizar dichas acciones mediante criterios y métodos alternativos a los que tradicionalmente se habían aplicado en las obras de restauración y limpieza de playas y que, precisamente, estaban implicados en el origen de los fangos. Por otro lado, las zonas afectadas suelen estar colonizadas por densas y extensas praderas de *Cymodocea nodosa*, que forman parte de uno de los hábitats prioritarios de la Directiva de Hábitat (hábitat 1110), de forma que las tareas de dragado debían realizarse procurando una mínima afeción a este hábitat y especies asociadas.

Para ello se propuso realizar una serie de pruebas con una maquinaria alternativa denominada *Watermaster* o “araña finlandesa”, basada en el método de aspiración, que es la alternativa a la extracción de fangos con la cazoleta de una excavadora. Se realizaron tres pruebas: una en el Club Náutico de Los Alcázares, otra en el Club Náutico de Los Nietos y otra en la playa de Los Urrutias. En las dos primeras localidades el objetivo era la extracción de fangos; en el caso de Los Alcázares los fangos eran de origen terrígeno, acumulados tras la riada de 2017, y en el segundo caso, de origen marino, debido a las alteraciones hidrodinámicas del puerto de Los Nietos sobre la playa. Pero en la playa de Los Urrutias el objetivo era más complejo:

- a) Comprobar si esta técnica era viable para retirar las arenas de los secos sin destruir la pradera de *C. nodosa* que lo colonizaba
- b) Eliminar el seco que, según los promotores del proyecto, estaba causando la reducción del área del hábitat pradera (aunque no se disponía de datos que lo justificasen).

La prueba en esta localidad se llevó a cabo el 22 de febrero de 2018 en una zona al norte de la playa de Los Urrutias en la que se alegaba que los secos habían sepultado la pradera de *C. nodosa* y reducido la extensión de este hábitat (Figura 4.6). Para evaluar ambos objetivos



Figura 4.11: Imágenes de la playa de Los Urrutias del 7 de diciembre de 2012 mostrando la aparición de irregularidades del perfil longitudinal y la presencia de secos. Fuente: Demarcación de Costas de Murcia.



Figura 4.12: Secos de arena observados en febrero de 2018 (izquierda) y en enero de 2020 (derecha). En ambos casos la parte sumergida del seco se encuentra colonizada por rizomas de *C. nodosa* hasta la misma orilla. Fuente: Juan M. Ruiz-IEO.

se solicitó al IEO, como miembro del Comité Científico y experto en el tema, que realizara un seguimiento de la pradera en el área de actuación. Para ello, el grupo de investigación de Ecología de Angiospermas Marinas del Centro Oceanográfico de Murcia, realizó una caracterización de la vegetación bentónica en la playa de Los Urrutias, de acuerdo con los objetivos planteados y la metodología estándar correspondiente, que sirviera de situación de referencia para determinar los efectos a corto, medio y largo plazo, y que respondiera a los objetivos propuestos (Ruiz et al., 2018). Los resultados de esta caracterización inicial se pueden consultar en el informe correspondiente disponible en el siguiente [link](#) y se resumen a continuación.

Respecto a la viabilidad de la Watermaster para retirar el seco, el primer y mayor obstáculo destacable es que, como se deduce de la imagen aérea de la figura 4.13, para llegar al seco hay que atravesar una densa pradera de *Cymodocea nodosa* con un calado más que insuficiente para que la embarcación pueda alcanzar el seco. Para ello habría que profundizar el calado varias decenas de centímetros, lo que necesariamente implica la eliminación total de la pradera. En las zonas aspiradas la pradera de *C. nodosa* había experimentado daños muy significativos, quedando solo restos de rizomas y raíces intensamente fragmentados (Figura 4.14). En la imagen de la Figura 4.14 también se muestra la parte sumergida de la *Watermaster* en plena operación de aspiración sobre la pradera de *C. nodosa*, de la que solo quedan algunos fragmentos de rizoma y raíces. La pradera sobre la que la máquina estuvo aspirando colonizaba todo el talud externo del seco principal, donde había llegado a estabilizar el sedimento mediante un potente entramado de rizomas y raíces de varias decenas de centímetros de espesor (Figura 4.14).

En la zona afectada, que fue bastante reducida (Figura 4.15), los datos obtenidos en sucesivas visitas realizadas entre febrero de 2018 y enero de 2020 indican que la pradera de *C. nodosa* adyacente no ha sido capaz de recolonizar el hueco de arena creado por la máquina. Por tanto, al menos en base a la prueba realizada, no se puede considerar que la técnica de aspiración sea compatible con la conservación de la pradera de *C. nodosa*. En cualquier caso la prueba realizada no reunía las condiciones para obtener conclusiones claras y robustas, para lo cual sería necesaria la realización de pruebas y experimentos más sofisticados y controlados.

En la figura 4.15 se muestra la representación bionómica a escala del transecto de muestreo



Figura 4.13: Imagen de la “araña finlandesa” o watermaster actuando en la playa de Los Urrutias en febrero de 2018 (izquierda) y foto aérea indicando la ubicación de la zona de actuación en la que estaba presente una densa pradera de *Cymodocea nodosa* (línea azul). Se aprecia claramente la acumulación de arena a la que corresponde el seco y la colonización por vegetación betónica a ambos lados del mismo. Fuente: IEO y Google Maps.

realizado en la zona de actuación (transecto 8 del informe de Ruiz et al., 2018). En esta figura se aprecia la posición del seco, delimitando los fangos hacia la playa y la pradera de *C. nodosa* hacia mar adentro. Se indica además la localización de la zona en la que la Watermaster causó daños a la pradera de *C. nodosa*. En la misma figura 4.15 se representa la estructura tridimensional del estrato subterráneo de rizomas y raíces que es lo que queda visible de la pradera tras el paso de la Watermaster (ver también en figura 4.14), que elimina los haces de hojas que son los que contienen los meristemos de crecimiento de la planta (hay que recordar que se trata de una planta clonal cuyo crecimiento se basa en el principio de la dominancia apical). En la figura 4.15 se muestra además, una representación tridimensional de la zona de fangos en la que se aprecia el depósito en forma de zanja pegada a la playa con una profundidad variable pero del orden de 1 m (sección A). De acuerdo con esto, en caso de que la Watermaster alcanzara el seco y lo rebajara unos pocos decímetros para que el fango fuera más accesible a la acción del hidrodinamismo (sección B), dicha acción, además de causar importantes daños a la pradera de *C. nodosa*, se ejercería solo en una delgada capa superficial del depósito de fango, por lo que el problema principal continuaría existiendo. Para que el hidrodinamismo tuviera un efecto significativo sobre dichos fangos debería extenderse la arena a mucha más profundidad (sección C). En ambos supuestos la actuación implicaría un impacto ambiental que sería difícilmente asumible por la normativa europea a la que está sujeta la gestión de la laguna, excepto que dicha actuación se considerase de fuerza mayor y se justificase mediante criterios de salud y utilidad pública, mediante criterios medioambientales.

Respecto a la afirmación de que los secos se expanden y reducen el hábitat de pradera, al no disponer de datos precisos de cómo era la cobertura de la pradera antes de la formación del seco no es posible determinar cómo ésta pudo haberle afectado (las fotos aéreas no sirven para realizar este análisis debido a limitaciones metodológicas importantes), por lo que dicha afirmación es especulativa y carece de base científica. Alternativamente, sí podemos valorar de forma objetiva si existe una tendencia en ese sentido, es decir, si esa hipótesis fuera cierta, y si no se actúa, la pérdida de hábitat continuaría. Para ello se dispone de datos objetivos y cuantitativos sobre la evolución de la pradera en el periodo enero 2018 a enero de 2020, que es

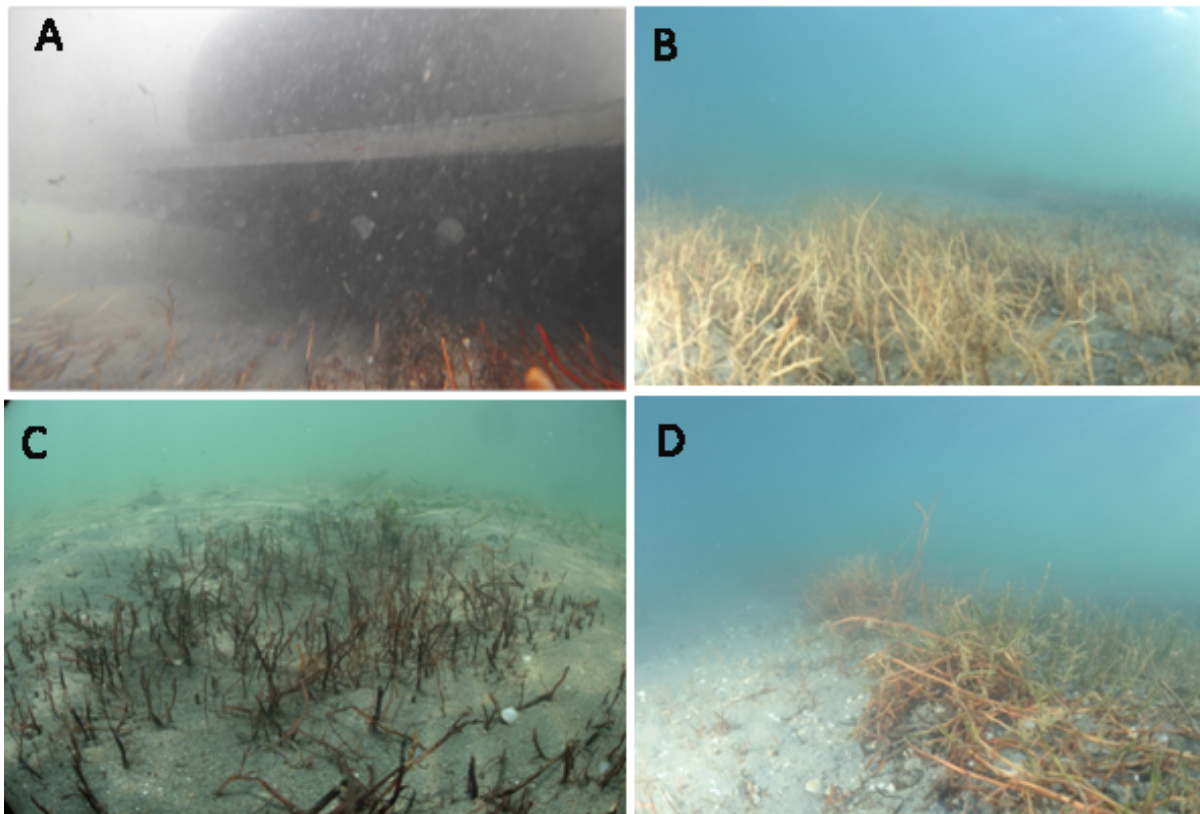


Figura 4.14: De izquierda a derecha y de arriba abajo: (A) *watermaster* aspirando sedimento sobre la pradera de *C. nodosa*. Se observan los restos de rizoma y raíces; (B) Aspecto de los restos de rizomas y raíces de *C. nodosa* en el área aspirada en febrero de 2018; (C) aspecto de la misma zona en mayo de 2018; (D) límite entre la zona aspirada (izquierda) y la pradera de *C. nodosa*. Se aprecian los rizomas seccionados y sin sedimento en el borde y el aspecto de la pradera original, tal y como era en la zona de aspiración. Fuente: Juan M. Ruiz-IEO.

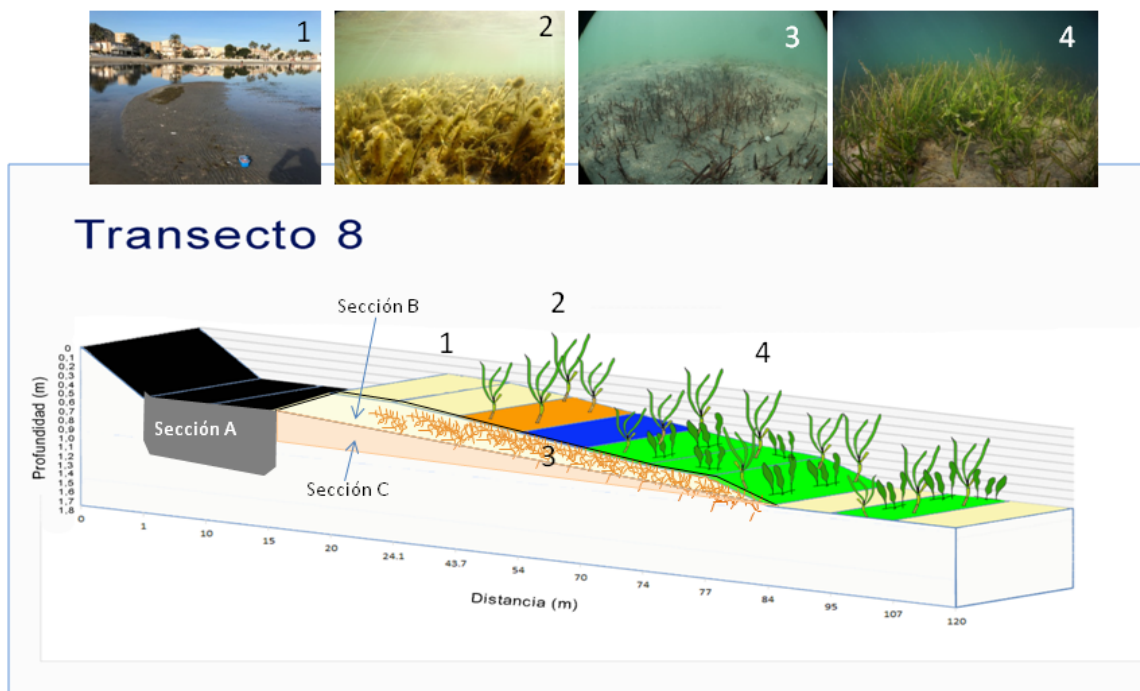


Figura 4.15: Representación bionómica de la distribución de las comunidades de macrófitos en el transecto 8 en febrero de 2018. La zona azul representa la zona de actuación de la watermaster donde solo quedaron arena y restos de raíces y rizomas. La sección A corresponde a la profundidad de los fangos de la playa en esta zona; la sección B corresponde al estrato formado por el entramado de rizomas y raíces de *Cymodocea nodosa*; la sección C corresponde a la capa de arena que habría que dragar para que la hidrodinámica local accediera de forma efectiva a la capa de fangos y contribuyera a su dilución. Fuente: Ruiz et al., 2018

cuando el IEO ha realizado el seguimiento de la pradera en la zona empleando una metodología descrita detalladamente en el informe de Ruiz et al. (2018). El muestreo realizado en febrero de 2018, se repitió en marzo de 2018, agosto de 2019 y enero de 2020, y consiste en la medición de la cobertura de cada tipo de vegetación y sustrato sobre un total de 8 transectos perpendiculares a la costa de unos 150 m de longitud. En la Figura 4.16 se muestran los resultados obtenidos como porcentaje de cobertura total y como porcentaje de cambio entre muestreos sucesivos.

Como se puede comprobar existe una tendencia general de aumento de la cobertura de *C. nodosa* en los 8 transectos, incluso en aquellos transectos en los que el seco es más conspicuo (transectos T1, T2, T6 y T8; ver ubicación en Ruiz et al., 2018). Este incremento varía entre 10 y 80%, según el transecto, para todo el periodo (febrero de 2018 - enero de 2020). La cobertura de fondos sin vegetación muestra tendencias muy variables, tanto positivas como negativas, e independientes de la cobertura de *C. nodosa*. Este resultado es consistente con la biología y ecología de la especie, especialmente plástica y adaptada a la dinámica de los sedimentos, y a regímenes de perturbación más intensos de zonas sedimentarias costeras, como se refleja en la amplia bibliografía relacionada con este tema (ver referencias bibliográficas en Ruiz et al., 2018). Por un lado la especie es capaz de responder con crecimientos verticales de rizomas y peciolos de hasta 15 cm de longitud, por lo que algunos haces pueden escapar del enterramiento y recolonizar la nueva superficie (excepto si ésta está emergida, como ocurre en la cresta del seco). Por otro lado, su capacidad de crecimiento vegetativo es muy elevada (hasta 2 m lineales en un año, Terrados, 1991), de forma que es capaz de recolonizar amplias zonas enterradas por el desplazamiento de los sedimentos en relativamente poco tiempo. Esta capacidad le permite desarrollar amplias y densas praderas en zonas costeras muy someras donde los sedimentos tienen una dinámica intensa y forman dunas submarinas que recorren el fondo sepultando lo que hay a su paso, como se observa muy claramente en otras zonas del Mar Menor. De hecho, si analizamos el proceso a más largo plazo, la especie, en este caso concreto, ha sido capaz de colonizar la mayor parte de las arenas aportadas para la creación de la playa artificial y formar una pradera bien estructurada y desarrollada, que se ha mantenido hasta nuestros días a pesar de las alteraciones sedimentarias causadas por la retirada de espigones desde 2011, a raíz de las cuales aparecieron los primeros indicios de la formación de secos en esta playa. Estos resultados, por tanto, no apoyan la hipótesis de una regresión de la pradera de *C. nodosa* a consecuencia de la presencia de los secos en la playa de Los Urrutias. En consecuencia, este argumento de tipo ecosistémico no es apropiado para justificar una actuación en esta localidad cuyo objetivo sea eliminar los secos.

Los argumentos para eliminar los fangos y secos de la playa de Los Urrutias son, por tanto, únicamente de tipo socio-económico, ya que están causando un perjuicio importante a la calidad de baño de la zona y, por tanto, a la población local y a la actividad turística que la sustenta. En consecuencia es un problema al que debe aplicarse algún tipo de solución, aunque sin duda no es nada fácil. La decisión de qué solución técnica se debe aplicar depende, por un lado, del impacto ambiental, puesto que estamos en un espacio de la red Natura 2000 y, por tanto sujeto a la normativa de la Directiva de Hábitats y Estrategias Marinas. Por otro lado, depende de la relación coste:beneficio de la acción (incluyendo el coste ecológico), y por último, de criterios que no tienen que ver con el medioambiente y el problema de eutrofización de la laguna. Los científicos del ámbito de la ecología marina y la oceanografía podemos aportar conocimiento y experiencia valorando las repercusiones medioambientales de las diferentes soluciones, así como aportar ideas y alternativas para enfocar dichas soluciones, pero, por las razones apuntadas la decisión sobre la solución a aplicar corresponde a las administraciones responsables de la gestión de los diferentes usos del Mar Menor. En este contexto se aportan a continuación algunos elementos que puedan ayudar a realizar la valoración de la actuación más adecuada:

- a) Los fangos de la playa (se excluyen aquí los grandes depósitos de fango asociados al puerto deportivo) son depósitos con una profundidad de un metro más o menos. Se ha sugerido

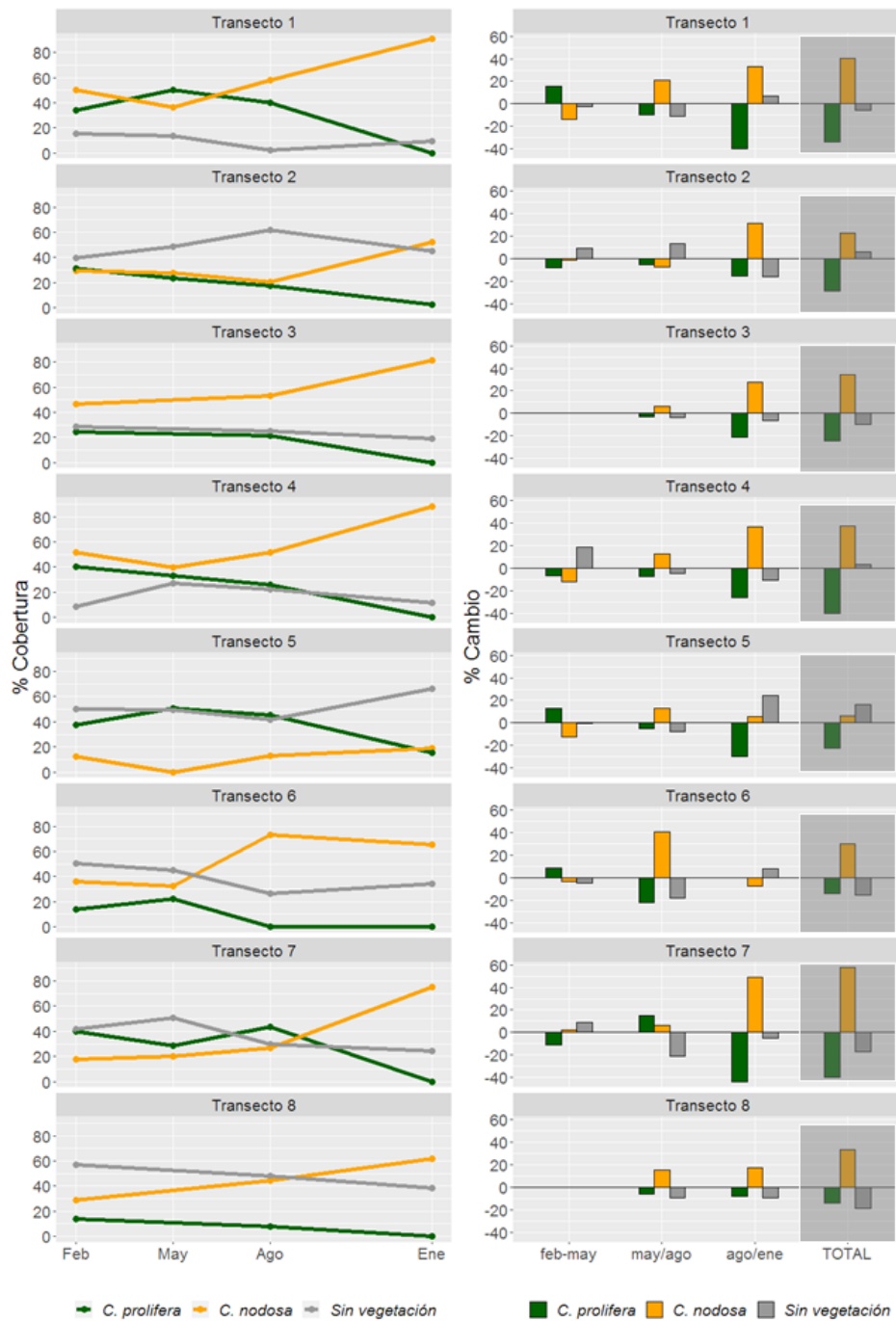


Figura 4.16: Evolución de la cobertura de *C. nodosa* y *C. prolifera* a lo largo de los transectos estudiados (izquierda) y porcentaje de cambio en la cobertura de cada macrófito de un muestreo con respecto al anterior. Fuente: Ruiz et al., 2018

que la eliminación de la cresta del seco permitiría mayor acceso al fango de la orilla por el oleaje, lo que permitiría la disolución del fango, pero esto es muy poco probable teniendo en cuenta la profundidad y volumen del depósito (ver comentarios anteriores).

- b) La parte sumergida de los secos está colonizada por *C. nodosa*, de forma que es casi imposible dragar los secos sin que tenga lugar un impacto significativo sobre este hábitat. La opción de la *watermaster* como herramienta alternativa que aspira la arena manteniendo intacta la pradera, como hemos explicado antes, no es viable porque, al menos sobre la evidencia de la prueba realizada, se ha comprobado que causa un daño muy significativo e irreversible sobre el hábitat. Ello no excluye que la mencionada tecnología sea empleada directamente en otras zonas de fangos que sean accesibles sin tener que afectar a la pradera de *C. nodosa*.
- c) La retirada de fangos implicaría tener que regularizar el perfil de playa, haciendo necesaria la aportación de arena, que o bien se debe obtener de cantera o bien mediante dragado en el Mar Menor, lo cual no es sostenible ni deseable.
- d) Deberían estudiarse otras formas de dragar los fangos de la orilla y rebajar la cresta de los secos:
 - Con maquinaria adecuada desde la playa emergida.
 - Con técnicas de aspiración desde tierra, o desde el agua, pero sin aspirar directamente sobre la pradera de *C. nodosa*.
 - Mediante combinación de estas técnicas.

Se debería valorar la viabilidad técnica de cada una y su impacto ambiental.

- e) Hay que tener en cuenta además la causa de la formación de los secos. La arena de Los Urrutias fue aportada de forma artificial y los diques hacen que quede retenida y no se desplace. Al retirar los diques ese control se pierde y la arena se redistribuye formando los secos (en esta distribución podría intervenir tanto la hidrodinámica marina como los arrastres masivos de agua durante lluvias torrenciales). Habría que plantearse la posibilidad de que si se elimina el seco o parte de él, éste vuelva a aparecer ya que todavía sigue quedando un importante volumen de arena. Esto implicaría que la arena extraída no podría ser empleada en la misma zona y que la solución técnica adoptada tendría que repetirse en los siguientes años ya que la arena remanente podría volver a formar los secos.
- f) El dragado de fangos y secos, en caso de realizarse en la cuenca sur, debe tener en cuenta su alto contenido en metales traza, ya que se puede favorecer la oxigenación y por tanto su biodisponibilidad. El sedimento actúa como trampa de muchos contaminantes, tanto de metales traza como de contaminantes orgánicos hidrofóbicos, por lo que su movilización aumenta la toxicidad de las aguas con las que entran en contacto, tal y como se ha constatado en experimentos realizados. El sedimento de toda la laguna alberga también altas concentraciones de amonio, que también pueden transferirse a la columna de agua al oxigenar los sedimentos anóxicos, contribuyendo al proceso de eutrofización del sistema.

4.2.4 Actuaciones basadas en mejora del conocimiento científico y sensibilización medioambiental

El colapso del Mar Menor ha sido sin duda uno de los hitos medioambientales más importantes y preocupantes de las últimas décadas, comparable en España a la colmatación de la bahía de Portman o los vertidos de Aznarcóllar. Si alguna lección hay que aprender de estos sucesos es que la actividad humana sin control tiene efectos adversos y duraderos en el ecosistema en el

que desarrolla dicha actividad (e incluso en los ecosistemas adyacentes), y que, a su vez, tales efectos revierten negativamente en la sostenibilidad de dicha actividad. Llegado a este punto de ruptura entre la actividad humana y la funcionalidad del ecosistema es muy difícil revertir los efectos y la recuperación de, tanto el ecosistema como de la sociedad humana que alberga, será un camino complejo, costoso y largo. Para revertir el proceso y evitar que se repita en el futuro no solo son necesarias acciones para controlar y corregir la actividad humana y su impacto en el medio, sino también acciones que incrementen la conciencia social de que vivimos dentro de un ecosistema y que debemos actuar en consecuencia. En esta categoría estarían aquellas acciones relacionadas con la educación, la ciencia, la cultura, e incluso la propia salud humana y el deporte. En este contexto, y desde el ámbito de las ciencias marinas, creemos fundamental los siguientes aspectos:

- Consideramos que es hora de actuar cuanto antes para revertir el proceso de eutrofización del Mar Menor (re-oligotrofización). Estamos de acuerdo en que hay muchas acciones relevantes que ya se deben de poner en marcha para tal fin, sin necesidad de más estudios. Pero ello no significa que debemos dejar de estudiar la estructura, funciones y procesos que gobiernan el ecosistema del Mar Menor y su entorno, ya que, si bien el conocimiento científico disponible es considerable, la falta de conocimiento en aspectos básicos y esenciales es mucho mayor. Teniendo en cuenta que la gestión y los procesos de toma de decisiones deben estar basados en la mejor ciencia disponible, entonces el fomento de la investigación científica debe ser un objetivo prioritario de todas las administraciones implicadas.
- De acuerdo con lo anterior, se debe fomentar la investigación científica de excelencia que permita completar la información del estado de los ecosistemas lagunares, con un enfoque ecosistémico, integrador y multidisciplinar, para lo que habría que identificar las lagunas de conocimiento de determinados procesos, con especial incidencia en aquellos relevantes con el proceso de eutrofización masiva y su impacto.
- La monitorización oceanográfica (físico-química), (micro)biológica, ecotoxicológica y ecológica del Mar Menor es fundamental. La existencia de programas de seguimiento estandarizados, tanto en metodología de análisis como en metodología de muestreo, de manera rutinaria y continuada en el tiempo es fundamental para una correcta evaluación del estado del sistema lagunar. La existencia de programas de seguimiento es la mejor herramienta para una evaluación continuada del estado del Mar Menor y determinar si los objetivos ambientales propuestos, así como las soluciones aplicadas, están siendo alcanzados, detectar de forma temprana procesos que puedan anticipar posibles escenarios y analizar y confirmar la eficacia de las medidas de gestión ambiental establecidas. En este sentido sería necesario, en primer lugar, validar, armonizar y coordinar los diferentes programas de seguimiento existentes, para evitar duplicidades y completar la información básica necesaria para el conocimiento del estado químico y biológico de la laguna. En segundo lugar implementar sistemas de seguimiento que estén a la altura de las necesidades, dotados de infraestructuras que permitan el seguimiento continuado y remoto de variables ambientales clave y que permitan disponer de información en tiempo real, en línea y accesible no solo a la comunidad científica sino también a todas las administraciones y al ciudadano.
- El cambio climático es una realidad y debemos adaptarnos a ello. En este sentido la investigación científica y la conservación de los ecosistemas marinos son herramientas clave para lograr dicha adaptación.
- La apuesta por la ciencia básica y aplicada relacionada con éstos y otros temas relevantes es fundamental para entender el funcionamiento del ecosistema del Mar Menor, y debe ser independiente de las presiones sociales y políticas que obligan a adoptar soluciones que en ocasiones no son coherentes con el criterio científico ni con la escala y características del problema a resolver. Deben de crearse órganos/herramientas independientes con función

de mediación-coordinación que sean capaces de integrar y consensuar el conocimiento científico y trasladarlo a las necesidades de la sociedad.

- Son fundamentales las acciones de sensibilización ambiental, especialmente mediante aproximaciones de ciencia ciudadana que permitan estrechar los vínculos entre la población local y visitante con el entorno y su ecosistema. La materialización de estas acciones podría ser muy efectiva si se canalizasen a través de la cultura (historia y arte de la sociedad marmenorenses), el deporte (deportes náuticos), la gastronomía o la salud humana.
- Igualmente serían necesarias acciones de sensibilización medioambiental que permitan estrechar los vínculos entre el ecosistema del Mar Menor y los colectivos que representan los diferentes usos de la laguna y su entorno, es decir: turismo, pesca, hostelería, agricultura y ganadería.
- Concienciación general a escala regional y nacional sobre el valor de los ecosistemas marinos como el Mar Menor, sobre el vínculo entre ecosistema y sociedad (y economía), sobre la importancia de actuar de acuerdo con la conservación de los ecosistemas y sus funciones y sobre la importancia del conocimiento científico como herramienta fundamental para la gestión de los ecosistemas marinos.

5 Síntesis y Conclusiones

El ecosistema lagunar ha sido severamente dañado, tal y como muestran los indicadores analizados en los distintos niveles y procesos estudiados. En este informe se pone en evidencia la necesidad de una aproximación multidisciplinar e integrativa para realizar un diagnóstico adecuado de las causas del colapso y sus consecuencias ecológicas, teniendo en cuenta además que existen importantes vacíos de conocimiento sobre piezas relevantes del ecosistema. Todos sus compartimentos están fuertemente interrelacionados, lo que implica que cambios en cualquier nivel (tanto positivos como negativos) afectarán al resto de la laguna, y por ende a las poblaciones y economía ribereñas. Por tanto, el diseño de medidas de remediación o recuperación debe basarse no solo en aspectos específicos de cada componente del sistema, sino en conocimientos científicos que tengan en cuenta las relaciones entre todos los compartimentos implicados (columna de agua, sedimentos, plancton, bentos y agentes externos). Sólo así podrán recuperarse los servicios ecosistémicos que proporcionaba la albufera del Mar Menor, y sus beneficios socioeconómicos asociados. Además de esto, y en base a la evidencia científica disponible de casos similares en todo el planeta, dicha recuperación necesita escalas temporales largas (décadas), pero siempre y cuando las medidas adoptadas impliquen una reducción significativa de los aportes externos de sedimentos y nutrientes a corto, medio y largo plazo.

Batimetría

1. La serie batimétrica realizada entre noviembre de 2016 a septiembre de 2017 ha sido validada y contrastada positivamente con los datos de alta resolución y precisión llevados a cabo durante abril de 2017 por el equipo de geología marina del IEO y el Instituto Hidrográfico de la Marina con técnica GeoSwath.
2. El área del Mar Menor es de 135 km², sin embargo, debido a la imposibilidad de navegación a cotas inferiores a los 1,4 m de profundidad, las batimetrías realizadas contienen datos interpolables válidos desde 1,4 – 7,5 m de profundidad, perdiendo parte del área y por tanto del volumen total real del Mar Menor. Por tanto, el área total del Mar Menor obtenido con los datos de estas 4 campañas desde la isobata de 1,4 metros se ha estimado de media en 122 km², con un volumen promedio de 642 hm³ y una variabilidad estacional de (652, 642, 654 y 649 hm³ para noviembre de 2016, febrero de 2017, junio de 2017 y septiembre de 2017), respectivamente.
3. Partiendo de la base de que los datos batimétricos de la ecocartografía del 2008 muestren la profundidad real de la laguna en esa fecha. La serie batimétrica obtenida desde noviembre de 2016 a septiembre de 2017 muestra una profundización generalizada de la laguna con respecto a 2008 de: -29,8 cm, -23,5 cm, -25,1 cm y -21,0 cm, respectivamente.
4. En contra de lo ocurrido a larga escala temporal entre los años 2008 y 2017 (proceso de profundización), tan solo, entre noviembre de 2016 y septiembre de 2017, las batimetrías de la laguna presentan, en términos generales, una colmatación generalizada con media de +8,8 cm.

Tipos de fondo

1. Los sedimentos fangosos son los que predominan en el fondo de la laguna (a partir de 1-2 m) y su origen se debe, por un lado a su propia naturaleza confinada, y por otro lado a factores relacionados con la actividad humana desde hace décadas.
2. Mediante la combinación de diferentes métodos acústicos se ha identificado una extensión significativa de fangos limosos en el extremo sur de la laguna, que se corresponde, como revelaron estudios anteriores, con la zona de máxima concentración de metales pesados. Se trata, por tanto, del depósito de materiales terrígenos procedentes de la sierra de La Unión y Cartagena, cuya entrada se produjo durante décadas debido a vertidos de residuos mineros cuando la minería estaba activa y continúa produciéndose debido a la escorrentía y erosión, sobre todo a través de las ramblas principales de la zona.
3. Se ha determinado la distribución espacial del espesor de los sedimentos no consolidados de la laguna (hasta 6 m), de los cuales los fangos ocupan una capa superficial de potencia entre 0,5 y 1 m. La distribución de estos fangos se asemeja bastante a los descritos en estudios de décadas anteriores.

Composición de los sedimentos

1. Los sedimentos fangosos son los que mayor cantidad de materia orgánica contienen (3-11%; máximo = 21%), poniendo en evidencia su papel de depósito de carbono del ecosistema. El análisis de los datos disponibles no indica que haya existido una tendencia de incremento del contenido orgánico de los sedimentos en las últimas 5 décadas (antes del colapso de las praderas marinas en 2016; ver punto 3).
2. Los datos sí apoyan la idea de que dicho contenido en materia orgánica aumentase significativamente tras la ampliación de la gola de El Estacio, debido al incremento de la productividad primaria (protagonizado por la proliferación de *Caulerpa prolifera*) en la laguna a consecuencia de la reducción de la salinidad y los aportes de nutrientes externos derivados del desarrollo de la actividad humana. Este podría considerarse uno de los primeros síntomas relevantes del proceso de eutrofización de la laguna, de acuerdo con la propia definición original del término (“incremento del flujo de materia orgánica a un ecosistema”, Nixon, 1995).
3. La pérdida y descomposición de las praderas marinas en 2016 causó un incremento significativo de la carga orgánica de los sedimentos.
4. Los sedimentos fangosos de la laguna son grandes depósitos de nutrientes (N y P) y son una fuente importante de emisión de amonio y fosfatos hacia la columna de agua, siendo, por tanto, un elemento crucial para explicar el balance de nutrientes del ecosistema lagunar, pero también la dinámica de las comunidades fitoplanctónicas.
5. Las riadas son una fuente muy importante de entrada de materia orgánica y nutrientes al ecosistema lagunar y contribuyen en buena medida a alimentar los depósitos de estos elementos en los sedimentos.
6. La disponibilidad del fósforo está estrechamente relacionada con los depósitos de este elemento en el sedimento **DE LOS FONDOS DEL MAR MENOR**. El fósforo disuelto inorgánico que llega a la laguna es generalmente escaso, ya que está casi ausente en las aguas subterráneas del Campo de Cartagena y presenta concentraciones bajas en las superficiales. Esto se debe fundamentalmente a que los iones fosfato se retienen con facilidad en los suelos del Campo de Cartagena, formando fosfatos de calcio (apatitos) o co-precipitando con carbonato cálcico, lo que frena su lixiviación hacia los acuíferos, así como su arrastre disuelto en el agua que llega a los cauces. Este fósforo retenido en los

suelos es arrastrado a la laguna **JUNTO A LAS PARTÍCULAS DE SUELO** cuando se producen eventos de erosión que transportan sedimentos terrígenos hacia ella, como han demostrado datos obtenidos durante las últimas DANAs. El fósforo que entra en la laguna ligado a partículas de suelo o a materia orgánica puede acumularse rápidamente en los fondos simplemente por sedimentación. El fósforo disuelto inorgánico, una vez en la laguna, puede ser rápidamente empleado por el fitoplancton (como se ha comprobado tras las riadas), pero también ser inmovilizado por partículas en suspensión **QUE ACABAN SEDIMENTANDO EN LOS FONDOS**. En cualquier caso, los estudios realizados indican que los fondos de la laguna son un compartimiento con elevadas concentraciones de fósforo, tanto orgánico como inorgánico, parte del cual se libera a la columna de agua en forma de fósforo disuelto inorgánico, sobre todo en verano. Aunque no se ha determinado si estos flujos provienen de la liberación de fósforo ligado a componentes orgánicos o inorgánicos, es más probable que se trate del primer caso y se deban a la mineralización de la materia orgánica, proceso que se acentúa en verano debido a la mayor actividad microbiana al subir la temperatura.

7. La intensa transformación del territorio y el cambio climático puede haber intensificado el transporte de materiales terrígenos a la laguna, contribuyendo no solo al enfangamiento de los sedimentos marinos, sino también a incrementar su contenido en materia orgánica.

Campo térmico

1. En términos generales, el Mar Menor presenta una estructura térmica compleja lejos de lo que cabría esperar para su poca profundidad. Desde el punto de vista térmico presenta hasta dos capas bien diferenciadas. Una capa superficial (0-300 cm de profundidad) con temperaturas medias para toda la laguna de 15,44; 14,85; 27,26 y 24,91 °C, respectivamente para noviembre de 2016, febrero de 2017, junio de 2017 y septiembre de 2017 y una capa profunda (300-700 cm de profundidad) con temperaturas medias para toda la laguna de 15,66; 14,33, 27,10 y 24,80 °C, respectivamente.
2. El Mar Menor presenta una alta variabilidad estacional de la temperatura. Otoño e invierno por debajo de 16°C, mientras que primavera y verano por encima de 24°C.
3. Teniendo en cuenta la componente vertical, se encuentran diferencias significativas entre cuencas dentro de la laguna del Mar Menor. Durante invierno y primavera, las cuencas norte y sur son significativamente diferentes, entre ellas, especialmente entre los 3-7 metros de profundidad. La cuenca sur es significativamente más cálida que la norte. En verano se invierte esta situación y la cuenca sur es más fría que la norte, aunque no significativamente.
4. Generalmente, la cuenca sur tiene una menor variación en el rango de temperaturas que la cuenca norte (aunque no significativamente).
5. El ciclo estacional actual sigue el mismo patrón que los ciclos estacionales pasados, especialmente al de 1981, aunque con una primavera mucho más cálida.
6. De forma global, aunque el Mar Menor tenga una tasa de calentamiento que duplica la media del planeta (+0,32 °C déc⁻¹), el análisis de las series de SST del Mediterráneo adyacente muestran una dinámica de calentamiento muy similar.
7. Existe un claro cambio de tendencia que incrementa significativamente su valor a partir del año 2012. La tasa de calentamiento del Mar Menor desde 2012 a 2018 fue de +1,35 °C déc⁻¹. Aunque, si bien las proliferaciones masivas de fitoplancton no han sido relacionadas directamente con el incremento de la temperatura, el calentamiento del agua si podría contribuir de forma indirecta al colapso del ecosistema (y a su capacidad de recuperación)

erosionando los mecanismos de tolerancia y resiliencia de las especies y sus interacciones en el ecosistema. Como se ha evidenciado en la bibliografía científica, el incremento de la temperatura puede hacer más vulnerable al ecosistema frente a cambios en la disponibilidad de luz, la salinidad o las condiciones del sedimento.

Campo halino

1. El Mar Menor tiene, de forma general, un marcado gradiente halino horizontal y vertical, máximos/mínimos en la costa oeste/este.
2. La distribución halina para toda la columna de agua y para toda la superficie del Mar Menor presenta una alta variabilidad estacional y espacial. Sin embargo, en términos generales, existe un fuerte gradiente halino que marca la influencia del Mediterráneo a través de las diferentes golas y el Mar Menor. En esta estrecha franja de la costa oeste de La Manga, en condiciones normales, podrían observarse valores en el rango de 39-42.
3. La cuenca sur es, en términos generales, más salina que la cuenca norte, excepto en invierno, debido fundamentalmente, al alto flujo procedente del Mediterráneo por el canal de El Estacio en esta estación del año.
4. Durante verano y otoño se registran las máximas salinidades por encima de 44,5 aunque muy por debajo de los 46 registrados en 1981 y 2002 y parecido a los registrados en 1997. Por otro lado, durante invierno y primavera, la salinidad cae drásticamente a niveles por debajo de 43 y mínimos de 41, por debajo de todos los valores de 1981, 1997 y 2002 (a excepción de mayo de 2002). Estas salinidades mínimas, registradas durante invierno y primavera, puede ser debidas, muy probablemente, a las altas tasas de renovación y ventilación producidas en estas fechas por agua básicamente procedente del Mediterráneo.
5. Teniendo en cuenta la componente vertical, se encuentran diferencias significativas entre cuencas sobre todo en primavera y verano. En otoño, aunque no encontramos diferencias significativas entre cuencas, la salinidad en la cuenca norte, entre 0-3 m, tiene un rango muy amplio de salinidades, con valores mínimos de 41 y máximos de 46. Esa diferencia no existe en profundidad en las que ambas cuencas poseen una salinidad similar y con muy poca variación.
6. Durante invierno, la salinidad prácticamente se mantiene constante con la profundidad y similar para ambas cuencas, con mínimos entre 41,5 y 42,5.
7. Durante primavera, la cuenca sur y norte tienen un comportamiento halino diferente en prácticamente toda la columna de agua, a excepción del primer metro más cercano a superficie.
8. En verano, las cuencas sur y norte también presentan una diferencia significativa, en esta ocasión, en la parte profunda, entre 3 metros y el fondo. Por norma general, la cuenca sur es más salina que la norte, excepto en invierno.

Material particulado en suspensión

1. La concentración de material particulado en la columna de agua en el periodo 2016-2020 varía entre 1 y 8 mg l⁻¹, con los valores máximos observados en los periodos de máximo desarrollo fitoplanctónico, de forma bastante homogénea en toda la laguna (aunque algo mayores en la zona sur).
2. Los valores máximos registrados en dicho periodo fueron superiores a los registrados en las décadas de 1970 y 1980, y solo han sido registrados en zonas muy concretas de la laguna (sobre todo en la zona sur).

3. El elevado contenido orgánico del material particulado (casi el 80%) indica el origen fitoplanctónico de la fracción particulada de la columna de agua.
4. En todos los *blooms* registrados, el tamaño de la partícula era muy bajo, inferior a 20 μm , que corresponde al nanoplancton. Esto implica que independientemente de donde se origina el *bloom* fitoplanctónico su dispersión por el resto de la laguna es muy rápida.

Patrón de circulación lagunar¹

1. De forma general, la laguna, lejos de tener un patrón de velocidades único para toda la columna de agua, presenta un patrón dinámico complejo con una estructura bien diferenciada en dos capas. Una capa superficial, entre 0,7 - 3 metros de profundidad y una capa profunda de entre 3 metros y el fondo. Estos patrones de velocidad están fuertemente ligados a los patrones de viento, así como a diferencias termohalinas propiciadas por las diferentes entradas de agua del Mar Menor, ya sea aportes del Mediterráneo, como aportes continentales.
2. Esta diferenciación, fundamentalmente dividida en dos capas, coincide con la establecida por el campo térmico, eliminando la capa más ligada a la superficie. Por todo ello, los resultados preliminares de la composición termohalina en combinación con la dinámica nos dan a entender que la laguna tiene un comportamiento mayoritariamente bicapa.
3. La capa superficial, comprendida entre los tres primeros metros de la columna de agua (70-300 cm) presenta una dinámica con transportes de este a oeste, propiciado por las entradas de agua procedentes del Mediterráneo con una velocidad promedio variable entre 2,3-2,6 cm s^{-1} .
4. La capa profunda, comprendida entre 300-700 cm de profundidad presenta un patrón de corriente inverso a la capa superficial, generalmente de oeste a este y algo más dinámico, con valores medios de entre 2,5-3,3 cm s^{-1} .
5. El patrón dinámico general promedio en toda la columna de agua es ciclónico para la cubeta central norte y sur y anticiclónico para la zona norte de la cubeta norte. Los valores medios anuales del promedio de la velocidad varían entre 2,5, 2,9 y 1,8 cm s^{-1} para las capas superficiales, profundas y total, respectivamente.
6. El patrón de circulación promedio en toda la columna de agua es de carácter ciclónico mayoritariamente en toda la laguna, a excepción de la parte más meridional de la cubeta norte, donde el patrón es anticiclónico y con hundimiento de agua.

Flujo entrada/salida canal El Estacio

1. Los flujos de entrada y salida a través del canal, varían con un marcado patrón mareal. Este patrón cíclico, en ocasiones se rompe muy probablemente debido a eventos atmosféricos importantes (fuertes vientos, tormentas, cambios en la dirección del viento, etc) que modifican a su vez el patrón del transporte de volumen. Esta alta variabilidad dificulta obtener un dato promedio realista con la corta duración de las series obtenidas durante las 3 campañas, por ello, y con el fin de cuantificar de una forma eficiente la dinámica del canal, se hace totalmente necesaria la instalación de un anclaje de este tipo de forma continua y en tiempo presente.
2. A través del canal de El Estacio pasan dos masas de agua bien diferenciadas por propiedades termohalinas, las procedentes del Mar Menor hacia el Mar Mediterráneo y viceversa.

¹Los datos a los que hace referencia éste apartado y los dos siguientes corresponden al estudio oceanográfico realizado por el IEO entre octubre de 2016 y septiembre de 2017 (Fraile-Nuez et al., 2018)

3. El flujo a través del canal presenta un comportamiento zonal homogéneo en toda la columna de agua durante las entradas y salidas al Mar Menor. Es decir, las entradas y salidas de agua a través del canal de El Estacio se producen “en bloque” hacia el Mar Mediterráneo (valores positivos) y hacia el Mar Menor (valores negativos).
4. Así mismo, la dirección de la corriente a través del canal de El Estacio se produce de forma totalmente zonal (oeste-este y de este-oeste), dirección geográfica que coincide con la dirección de construcción del canal.
5. Los flujos de entrada y salida a través del canal de El Estacio presentan una alta variabilidad temporal, con estimaciones aproximadas de $0,47-0,54 \text{ m s}^{-1}$ y $0,43-0,58 \text{ m s}^{-1}$, respectivamente.
6. Aunque los valores medios no varían significativamente entre las estaciones muestreadas, los valores máximos encontrados muestran que, de las tres estaciones del año muestreadas (febrero de 2017, junio de 2017 y septiembre de 2017), los máximos se encuentran en febrero con valores de $1,28-1,29 \text{ m s}^{-1}$.

Tiempos de renovación lagunar

1. El análisis de sensibilidad indica que existe una notable variabilidad en las estimaciones del tiempo de renovación. Esto en parte es debido a que los tiempos de renovación de la laguna del Mar Menor han sido obtenidos mediante medidas directas e indirectas, así como medidas muy puntuales en el tiempo.
2. Se hace estrictamente necesaria la instalación de un fondeo en el canal de El Estacio, con el fin de disponer de medidas continuas del flujo de entrada y salida, además de datos de meteorología, nivel del mar y entradas de flujos terrígenos y ajustar así los tiempos de renovación lagunar.
3. Los tiempos de renovación presentan una sensibilidad de un 10-15% con respecto a los valores de evaporación-precipitación empleados, mientras que es una sensibilidad inferior al 10% para los aportes de aguas continentales.
4. Durante invierno y primavera se producen las mayores entradas de agua procedente del Mar Mediterráneo al Mar Menor, con $268,2 \text{ hm}^3$ y $128,7 \text{ hm}^3$, respectivamente.
5. Durante otoño y verano se producen salidas netas de agua del Mar Menor hacia el Mediterráneo, con valores estimados de $45-72 \text{ hm}^3$ y $98,1 \text{ hm}^3$, respectivamente.
6. Con estas estimaciones estacionales y sin que se puedan extrapolar a otros años, se obtendría que, en un año, el volumen del Mar Menor se renovarían al 92%.
7. Con los datos de los que se dispone podemos concluir que el tiempo de renovación de la laguna del Mar Menor es del orden de 1 año.

Nutrientes

1. Las medias mensuales de concentración de nutrientes inorgánicos disueltos en el Mar Menor obtenidas entre 1980 y 2019 muestran claramente diferentes periodos probablemente relacionados con cambios en la gestión medioambiental de la laguna y su entorno (como pueden ser cambios en la depuración de las aguas residuales o actuaciones que afectaron a los flujos de agua y sus tasas de renovación).

2. De acuerdo con los datos (que en todo caso son incompletos para realizar un análisis exhaustivo), la laguna pudo pasar en los años 90 de un periodo en el que el nitrógeno inorgánico disuelto (NID) fue el elemento limitante del crecimiento vegetal a otro en que sus concentraciones relativas al fosfato (N:P) fueron próximas a la razón molar de Redfield (esto es, una ratio N:P de alrededor de 16). No obstante, otras fuentes de datos ponen en evidencia que esta situación general no refleja los efectos locales de entradas considerables de nutrientes que se producían sobre todo a nivel de la rambla del Albujón, que hasta hace un tiempo canalizaba los vertidos tanto agrícolas como de aguas residuales urbanas, éstos últimos con elevadas concentraciones de P.
3. Los aportes de aguas residuales urbanas son en la actualidad menos importantes que en las décadas pasadas y, aunque se siguen produciendo en cierta cantidad, como se ha explicado en puntos anteriores, en la actualidad son los sedimentos de suelos agrícolas arrastrados por las lluvias torrenciales los que podrían estar actuando como fuente, igualmente importante, de fósforo a la laguna.
4. Los datos disponibles ponen en evidencia que las aguas subterráneas son una vía de entrada de nutrientes a la laguna, sobre todo de nitrógeno (nitrato), tal y como se ha corroborado en un reciente estudio (Tragsatec 2020).
5. Los datos analizados muestran que la dinámica de nutrientes fue considerablemente modificada a partir de 2016 debido, sobre todo, a un incremento del Nitrógeno Inorgánico Disuelto (NID) que parece estar inversamente relacionado con la salinidad y, por tanto, estaría relacionado con un mayor aporte de agua a la laguna y/o mayores tasas de renovación.
6. En un sistema como el Mar Menor con una baja tasa de renovación, los nutrientes son rápidamente consumidos por los organismos fotosintéticos y/o se unen a elementos particulados y disueltos que se transfieren eficientemente hacia los sedimentos, lo que, en consecuencia, hace que las concentraciones de nutrientes en agua, no sean buenos indicadores de su disponibilidad real en el medio ni que mantengan una relación directa con las fuentes.
7. Con posterioridad a la fase inicial del episodio de crecimiento masivo de fitoplancton de 2016, la laguna ha experimentado hasta la actualidad grandes oscilaciones en las concentraciones de nutrientes inorgánicos (nitrato, amonio, fosfato y silicato) con valores en algunos casos muy próximos (si no mayores) a los máximos registrados históricamente (esto es, con anterioridad a 2015). Esta variabilidad posiblemente está ligada a alteraciones de los flujos de intercambio entre el sedimento y la columna de agua que pueden intensificarse según las condiciones hidrológicas y atmosféricas (estas últimas principalmente por determinar el volumen de aportes de agua con origen en tierra). Sin duda el deterioro o incluso la pérdida de las comunidades de macrófitos es la principal causa de la desregulación de los flujos de nutrientes desde el sedimento al agua.

Respuestas del plancton

1. El análisis de series temporales de unos 50 años ponen en evidencia que los niveles de clorofila a de la laguna se mantuvieron dentro de rangos propios de un sistema oligotrófico hasta antes del episodio de proliferación de fitoplancton ocurrido en 2015.
2. No obstante lo anterior, en la década de los años 2000, los valores máximos de esta variable alcanzados en zonas como por ejemplo frente a la desembocadura de la rambla del Albujón, ya alertaban del riesgo de eutrofización de la laguna.

3. En 2015, en la laguna se produjo un episodio de crecimiento explosivo de fitoplancton que se prolongó durante varios meses y que modificó las condiciones físico-químicas en la columna de agua, impactando notablemente en las comunidades de macrófitos. Este episodio fue inicialmente debido al crecimiento de la cianobacteria *Synechococcus* y presentó características similares a fenómenos descritos en otras lagunas costeras, que en conjunto se denominan EDABs (en inglés, *Ecosystem-Disruptive Algal Blooms*). Tanto la literatura existente sobre estos episodios como los propios datos disponibles de concentración de nitratos y fosfatos en la laguna, evidencian que este episodio tiene su origen en la acumulación de nutrientes, principalmente nitrato.
4. Las comunidades planctónicas han experimentado importantes variaciones mensuales tanto en composición taxonómica como en abundancia de sus principales grupos tras la fase inicial del EDAB. De hecho, desde 2016 se han alcanzado abundancias máximas puntuales de algunos grupos de fitoplancton no registradas antes en la laguna. Esto evidencia que el ecosistema pelágico lagunar es hoy día altamente inestable, por lo que no es descartable que responda rápidamente a cualquier alteración en las condiciones físico-químicas como de hecho ocurrió tras la DANA de 2019, cuando se registraron concentraciones muy elevadas de clorofila.
5. Todos los compartimentos del plancton están interrelacionados, por tanto los cambios observados en el fitoplancton afectan a las comunidades de zooplancton y microbianas.

Turbidez y praderas marinas

1. Durante las últimas 5 décadas anteriores a 2016 los fondos lagunares han estado dominados por extensas y abundantes praderas de *Cymodocea nodosa* y *Caulerpa prolifera*, cuya distribución se ha mantenido bastante estable en este periodo en el que la transparencia de las aguas ha permitido unos niveles de luz en el fondo muy por encima de los requerimientos mínimos para el crecimiento y fotosíntesis de estas especies.
2. El crecimiento fitoplanctónico a partir de 2015 supuso un cambio drástico en las condiciones de turbidez de la columna de agua que causó una reducción de la luz muy por debajo de los requerimientos de la vegetación bentónica, lo que a su vez explica la pérdida total del 85% de las praderas marinas en 2016, quedando el 15% superviviente en las zonas más someras a menos de 2-3 m de profundidad.
3. El colapso de las praderas parece haber tenido importantes consecuencias para el funcionamiento del ecosistema lagunar, lo que demuestra a su vez la importancia que este compartimento tenía para el control de dicho ecosistema, sobre todo a nivel de ciclos biogeoquímicos, y en particular sobre los nutrientes, debido a su función de “filtro”. Por ejemplo, se ha estimado que la pérdida de cobertura vegetal pudo suponer una reducción de hasta el 88% del control del nitrógeno disuelto en la columna de agua.
4. Como consecuencia, la resiliencia del ecosistema y su capacidad de responder a cambios del medio se ha visto seriamente mermada, lo que explicaría la inestabilidad de los nutrientes, las clorofilas y otros parámetros en esta nueva etapa post-colapso.
5. Esta pérdida de funcionalidad se mantiene a pesar de la rápida recolonización de *Caulerpa prolifera* de los fondos desvegetados, ya que, por el contrario, la angiosperma no ha mostrado síntomas de recuperación alguno 5 años después de su desaparición.

Impacto de los episodios de DANA en el Mar Menor

1. La laguna ha recibido el impacto de cuatro riadas entre septiembre de 2019 y marzo de 2020 que han arrojado enormes volúmenes de agua (55-60 hm³, 11 hm³, 6,5 hm³ y 5 hm³, en orden cronológico) que han desencadenado una serie de alteraciones muy significativas del ecosistema lagunar, las cuales se pueden resumir básicamente en dos episodios: (a) la estratificación halina de la columna de agua y agotamiento total del oxígeno en la capa profunda y (b) la reducción de la salinidad a valores anormalmente bajos respecto a los rangos típicos de esta variable. Si bien el Mar Menor recibe habitualmente el impacto de las riadas, como corresponde al clima semiárido, no se dispone de evidencia de episodios de similar magnitud en las últimas décadas.
2. El episodio de anoxia fue responsable de la mortalidad de los organismos marinos a partir de los 3-4 m de profundidad en toda la laguna, a consecuencia de la aparición de un proceso de euxinia. La severidad extrema de este episodio no solo puede explicarse por el volumen de agua y materiales arrastrados a la laguna, sino también por la elevada carga orgánica que existía previamente y el deterioro del ecosistema tras el colapso de la vegetación.
3. La reducción de la salinidad en este último periodo ha favorecido las condiciones para el desarrollo masivo de determinadas especies oportunistas de macroalgas en las zonas de algunas playas capaces de aprovechar las elevadas concentraciones de nutrientes presentes en el ecosistema lagunar y alcanzar grandes biomasa. Se ha especulado sobre el efecto nocivo de la baja salinidad mantenido durante los últimos 9 meses sobre el ecosistema del Mar Menor, pero realmente no hay evidencia científica que indique o corrobore una incapacidad de las especies lagunares de tolerar y/o responder a este tipo de episodios (excepto para el caso de *Pinna nobilis*, ver más adelante).
4. El episodio de anoxia fue causado por la combinación de una marcada estratificación halina y una elevada estabilidad atmosférica. No existe evidencia de que este fenómeno tan particular se haya producido en otras riadas en décadas anteriores (al menos de los años de los que se dispone de datos). Fuera de esas condiciones particulares, los valores de los diferentes parámetros indican que no existe riesgo de anoxia ni en los meses posteriores al episodio de octubre de 2019 ni en el momento de redacción de este informe. Hay que dejar claro que no se puede descartar que vuelva a pasar, aunque las condiciones que se conjugaron para producir el episodio de anoxia de 2019 sean difíciles de reproducir.

Situación de las poblaciones de *Pinna nobilis* en el Mar Menor

1. Los datos registrados entre 2014-2019 muestran una clara disminución de densidad y talla de los individuos de la población de nacras de la laguna. Además, se ha producido un cambio drástico en la distribución de los individuos, localizándose sólo en 4 zonas someras. La crisis eutrófica ocurrida en 2016 probablemente está asociado a éste cambio.
2. Se ha demostrado la entrada del patógeno *Haplosporidium pinnae* en la laguna en otoño de 2019 probablemente asociada a la disminución drástica de la salinidad ocasionada por la DANA.

Aportes de nutrientes y materia orgánica como motor de eutrofización

1. El Mar Menor recibe desde la década de 1980 grandes cantidades de materia orgánica y nutrientes procedentes de vertidos de diversa naturaleza, entre los que se encuentran las aguas residuales urbanas (actualmente prácticamente suprimidas, salvo en episodios de lluvias y vertidos puntuales) y, sobre todo, los flujos contaminantes tanto difusos como puntuales, procedentes de la actividad agraria y agropecuaria del Campo de Cartagena.

2. Dicha actividad, sobre todo la agrícola, ha causado una acusada contaminación del acuífero Cuaternario con concentraciones muy elevadas de nitratos ($100-200 \text{ mg l}^{-1}$), pero muy pobres en fosfato ($< 1 \text{ mg l}^{-1}$), siendo sin embargo este último muy abundante en los suelos agrícolas que son arrastrados por lluvias torrenciales a la laguna (lo que se refleja en los elevados picos de fitoplancton registrados inmediatamente tras cada riada).
3. La profunda degradación del Mar Menor ha sido causada por un proceso de eutrofización, cuya causa principal es el exceso de nutrientes aportado desde décadas atrás. Tras el colapso del ecosistema en 2016, el ya deteriorado estado del mismo se ha agravado por lo arrastrado por las escorrentías durante la DANA. Este deterioro no es consecuencia de la entrada en sí misma de agua dulce, sino de los nutrientes arrastrados por el agua, que son el “combustible” del proceso eutrófico y que se suman a los nutrientes que ya contenía la laguna.
4. La eutrofización, por tanto, ha supuesto una degradación profunda del Mar Menor, que se está cronificando y además lo ha convertido en un ecosistema extremadamente inestable y vulnerable a múltiples factores, que pueden ir variando (la DANA sería un ejemplo, pero no el único) y en cualquier momento se pueden volver a desencadenar episodios agudos de mortandad.

Contaminación química

1. La principal amenaza asociada a la contaminación química reside en las altas concentraciones de metales traza de los sedimentos de la cuenca sur de la laguna, ya que constituyen una fuente potencial de estos elementos si se alteran las condiciones del sistema.
2. En diversos estudios se ha caracterizado la entrada estacional de plaguicidas y otros contaminantes a través de aguas superficiales y subterráneas, que se produce preferentemente a través de la rambla del Albuñón, como consecuencia de la actividad agrícola (plaguicidas), y urbana (tensioactivos). También se ha confirmado el aporte de tensioactivos asociados a la actividad náutica (tensioactivos), de PAHs por deposición atmosférica asociados a los aportes industriales y de transporte y de fármacos como consecuencia de actividades recreativas y de baño en meses cálidos (fármacos).
3. La distribución de estos contaminantes es heterogénea en la laguna, presentando las concentraciones más altas cerca de las principales fuentes de contaminación y en las zonas de deposición de los sedimentos, ya que buena parte de los contaminantes detectados tiende a asociarse al material particulado. El análisis para estos contaminantes no se recomienda en agua por su gran variabilidad espacial y temporal, y sobre todo porque se suelen transferir preferentemente en otras matrices. Los PAHs y contaminantes organoclorados se concentran en los sedimentos y en bivalvos, mientras que los fármacos se encontraron preferentemente en galupe.
4. La biodisponibilidad de compuestos PAHs y alquilfenoles para los peces de la laguna es potencialmente alta. Sin embargo no existen evidencias de efectos subletales causados por exposición a Pb, sustancias citotóxicas y genotóxicas en salmonete de fango (*Mullus barbatus*) de la laguna. Los datos ecotoxicológicos existentes apuntan a un posible efecto inhibitorio en la capacidad de detoxificación de compuestos xenobióticos en esta especie.
5. Existen evidencias in vitro de potenciales efectos sobre el sistema endocrino en organismos de la laguna asociados a interacciones con receptores nucleares (incluyendo receptores hormonales).

6. Se ha confirmado que existe una toxicidad asociada a la fracción polar de los sedimentos del Mar Menor con muestras de 2009, aunque se desconocen los contaminantes específicos que las generan. Esta toxicidad se ve incrementada cuando éstos son resuspendidos, como se puede producir durante episodios de vientos fuertes en la laguna.
7. Por tanto, aunque no incidan directamente en el proceso de eutrofización la presencia y efectos de metales traza y contaminantes orgánicos puede afectar a determinadas especies y limitar la capacidad de respuesta y resiliencia del ecosistema frente a un proceso masivo como el que se produce en la actualidad en la laguna.

Obras costeras, puertos, dragados y mantenimiento de playas

1. Una de las actividades humanas que sin duda ha contribuido significativamente a transformar la configuración de la zona costera del Mar Menor ha sido la construcción de infraestructuras costeras turísticas desde la década de los años 1960 (García-Ayllón, 2018). Estas infraestructuras son principalmente los puertos deportivos y las playas artificiales, considerando éstas últimas aquellas formadas por los aportes de sedimentos (extraídos mediante dragado) y la construcción de diques. Estas infraestructuras tienen en común un impacto significativo sobre el medio marino consistente principalmente en: (a) la destrucción directa e irreversible del fondo marino, (b) la alteración de la dinámica litoral y acumulación de fangos y (c) el deterioro de la calidad del agua y la emisión de contaminantes.
2. En cualquier caso, el alcance de los impactos de estas infraestructuras costeras suele ser de ámbito local, y aunque pueden producir un importante deterioro ambiental de la zona costera que ocupan, su contribución al proceso de eutrofización de la laguna es poco relevante en comparación con los aportes de nutrientes procedentes de la actividad humana desarrollada en la cuenca vertiente, lo que no significa que se le deba restar importancia al deterioro local causado por estas infraestructuras, los problemas que se generan son de otra naturaleza y escala, que deben ser abordados mediante aproximaciones específicas de acuerdo con dicha naturaleza y escala, y no como parte del proceso de eutrofización de la laguna.

Efectos colaterales en el Mediterráneo adyacente

1. Estudios en curso han aportado evidencia científica que indica que el proceso de eutrofización descrito para el Mar Menor no solo ha tenido consecuencias para el ecosistema lagunar, sino que ha alcanzado los ecosistemas marinos del Mediterráneo adyacente. Concretamente, tras el colapso del ecosistema lagunar, el deterioro de la calidad del agua lagunar que sale del canal de El Estacio en dirección a Isla Grosa parece haber causado un deterioro bastante significativo de una superficie de la pradera de *Posidonia oceanica* de hasta 157,4 hectáreas.
2. Aunque el estudio es todavía incompleto, los datos disponibles invitan a reflexionar sobre las consecuencias colaterales que puede tener sobre los hábitats marinos de la ZEC fuera de la laguna, la alteración de los flujos de intercambio entre el Mar Menor y el Mediterráneo, o los vertidos masivos de aguas del Mar Menor hacia este último, contemplados en el Plan de Vertido Cero.

Dinámica de recuperación y análisis de posibles soluciones

1. La recuperación del Mar Menor será un proceso largo y muy complejo, sobre todo si los aportes de nutrientes en la cuenca vertiente continúan llegando a la laguna a través de vertidos, escorrentías y aguas subterráneas. Por tanto, el primer paso fundamental para

recuperar de forma integral el buen estado ecológico de la laguna, es aplicar medidas que contribuyan a reducir las entradas de nutrientes en origen en un porcentaje significativo (p. ej. > 50%) mediante una mejora de las prácticas agrícolas y aplicando Soluciones Basadas en la Naturaleza, como son, por ejemplo, la recuperación de cauces, reducción de la erosión, incremento de cobertura vegetal, protección y recuperación de humedales periféricos, construcción de humedales artificiales en combinación con otros sistemas eficaces de filtrado de nutrientes (p. ej. biorreactores de madera).

2. Para llevar a la práctica el objetivo anterior es fundamental identificar y cuantificar adecuadamente las diferentes fuentes de entradas de nutrientes a la laguna. Siguen existiendo lagunas de conocimiento de las entradas superficiales de vertidos agrícolas dispersas por el territorio. Existe ya un cierto conocimiento sobre los aportes de aguas subterráneas, pero éste sigue siendo general, falta todavía mucha información de su composición, por dónde entra y cuánto entra. Hay que determinar de forma más precisa lo que aporta la agricultura y la ganadería por unidad de territorio. Es muy importante determinar lo que arrastran las lluvias con los sedimentos erosionados de los suelos agrícolas, así como del alcantarillado de los núcleos urbanos. El conocimiento de los ciclos biogeoquímicos es todavía incompleto y es un aspecto fundamental para decidir que tipo de soluciones deberían ser prioritarias y tener más peso a la hora de reducir las entradas de nutrientes al Mar Menor.
3. Es fundamental adoptar medidas para reducir la contaminación de los núcleos urbanos arrastrada a la laguna durante episodios de lluvias torrenciales.
4. Es fundamental la adopción de medidas que eviten el transporte de los sedimentos procedentes de la erosión de los suelos agrícolas hacia la laguna, a la vez que mitiguen los daños de las lluvias torrenciales sobre los núcleos urbanos ribereños.
5. Es fundamental revisar las medidas priorizadas en el Proyecto Vertido Cero, de acuerdo con una valoración realista de su eficacia respecto al objetivo de reducción de fuentes de nutrientes que potencialmente acaban en la laguna, así como respecto a su impacto potencial en el ecosistema mediterráneo adyacente.
6. No obstante, ante la dificultad generada por la lenidad de las diferentes Administraciones durante décadas, la situación del Mar Menor podría requerir medidas provisionales adicionales, de carácter paliativo, hasta que las medidas en origen puedan tener un efecto real en la recuperación de la laguna.
7. Entre las medidas de tipo paliativo, la ampliación de los canales de comunicación con el Mediterráneo o golos, o las medidas dirigidas a oxigenar las aguas en caso de anoxia o riesgo de anoxia, no pueden ser consideradas soluciones óptimas para resolver el problema de la eutrofización y sus efectos a escala lagunar. Estarían fuera de esta consideración acciones de este tipo a escala muy local con objetivos diferentes más específicos (p. ej. puntos 7 y 8).
8. El dragado de las golos del Ventorrillo con el objetivo de restaurar la actividad pesquera de La Encañizada, podría afectar a individuos de *Pinna nobilis* que estuvieran en la zona de influencia del agua mediterránea que entra a la laguna. No obstante, dadas las características del proyecto, la distancia a la que se encuentra el enclave más próximo de esta especie (según los datos disponibles), y el patrón general de corrientes de la laguna, la probabilidad de que esta influencia pueda afectar a la especie es más bien remota (aunque no descartable en términos absolutos al no disponer de información más precisa).
9. Igualmente, se consideraría viable la realización de pruebas a escala muy local y puntuales para valorar el efecto de diferentes medidas de oxigenación del agua, siempre y cuando sea

posible demostrar su efectividad respecto al objetivo planteado y la ausencia de efectos directos e indirectos adversos en el ecosistema.

10. De acuerdo con la experiencia en otras zonas costeras del mundo, la recuperación (reoligotrofización) de lagunas costeras eutrofizadas mediante la aplicación de medidas de reducción de la presión en origen (entrada de nutrientes) pueden ser acompañadas con medidas de restauración activa para ayudar a reducir los tiempos de recuperación de los mecanismos de resiliencia, que pueden variar de varios años a décadas (incluso habiendo aplicado objetivos de reducción de nutrientes). La biorremediación con bivalvos, la restauración con angiospermas marinas o la recuperación de las poblaciones de nacra estarían entre este tipo de medidas, aunque su viabilidad real se desconoce en cada caso particular y debe determinarse previamente mediante programas de investigación experimental.
11. Se determina la necesidad de llevar a cabo acciones de conservación y recuperación de *Pinna nobilis* (acciones identificadas por el grupo de trabajo), restauración de hábitats prioritarios, monitoreo de las poblaciones existentes, gestión adaptativa de las poblaciones de nacra e investigación encaminada a obtener información relevante para aplicarla a la gestión y conservación de esta especie.
12. Las actuaciones de restauración de playas para el mantenimiento de las mismas, la reparación de daños causados por fenómenos meteorológicos o la acumulación de fangos no son acciones relacionadas con la recuperación del ecosistema, sino más bien con la optimización del uso de las playas para el turismo. Las soluciones para este tipo de problemática local deben tener en cuenta el origen del problema en cada caso, que sean eficaces y sostenibles (tanto ecológica como económicamente) y que su impacto sobre los hábitats someros del Mar Menor sea mínimo o, en la medida de lo posible, nulo.

Actuaciones basadas en la mejora del conocimiento científico y sensibilización medioambiental

1. Para revertir el deterioro del Mar Menor y evitar que se repita en el futuro, no solo son necesarias acciones para controlar y corregir la actividad humana y su impacto en el medio, sino también acciones que incrementen la conciencia social de que vivimos dentro de un ecosistema y que debemos actuar en consecuencia. Estas acciones deben fomentar la conectividad entre la sociedad y el ecosistema lagunar a través de, prioritariamente, la educación, pero también de la ciencia, la cultura, e incluso la propia salud humana y el deporte.

Como reflexión final, ninguna solución tendrá efecto ni a corto ni a largo plazo si no se establecen unas bases sólidas de Gobernanza que garanticen su aplicación y desarrollo.

6 Referencias

Aguilar Escribano, J., Gimenez-Casaldueiro, F., Mas Hernández, J., & Ramos-Esplá, A. (2016). Evaluación del estado y composición de la Comunidad Fitoplanctónica de las aguas del Mar Menor, Murcia (mayo de 2016).

Álvarez-Rogel, J. (coordinador). 2019. Informe final de la Asistencia Técnica Estudio biogeoquímico de los fondos del Mar Menor (Murcia) – Caracterización geoquímica de sedimentos. Ref. Tec0004881. Grupos de Investigación Edafología Ambiental, Química y Tecnología Agrícola (ETSIA-Universidad Politécnica de Cartagena)-Seagrass Ecology Group-IEO (Centro Oceanográfico de Murcia)- Cartografía de suelos y paisaje, físico-química, degradación y recuperación de suelos y aguas (Universidad de Santiago de Compostela). TRAGSA-CARM-FEDER.

Álvarez-Rogel, J., Santos-Echeandía, J., Otero, X.L., et al., 2019. Estudio Biogeoquímico de los fondos del mar Menor (Murcia)-Caracterización Geoquímica del sedimento (Ref. TEC0004881).Informe Final de Asistencia.

Arabio Torre, J. y A. Arévalo. 1971. La salinidad del Mar Menor, sus variaciones. Algunas consideraciones sobre el intercambio de aguas con el Mediterráneo. Boll. Inst. Esp. Ocean., 146: 1-13.

Bagarinao, T. U. (1993). Sulfide as a toxicant in aquatic habitats. SEAFDEC Asian Aquaculture, 15(3), 2-4.

Ballester R. 1985. Biomasa, estacionalidad y distribución de tres macrófitos: *Ruppia cirrhosa*, *Cymodocea nodosa* y *Caulerpa prolifera* en el Mar Menor. Anales de Biología, 4 (B. Ambiental, 1): 41-50.

Beiras, R., Vethaak, A.D., Thain, J., 2012. Background document: seawater, sedimentelu-triate, and porewater bioassays with early developmental stages of marineinvertebrates, 277. In: Vethaak, A.D. (Ed.), Integrated Monitoring of Chemicalsand Their Effects. I.M. Davies, vol. 315, pp. 156e161. <https://doi.org/10.17895/ices.pub.5076>. ICES CRR No.

Belando et al., 2017b. Combined in situ effects of metals and nutrients on marine biofilms: Shifts in the diatom assemblage structure and biological traits. Science of the Total Environment 574: 381-389.

Belando-Torrente MD, García-Muñoz R, Ramos Segura A, Bernardeau-Esteller J, Giménez-Casero J, Marín-Guirao L, García-Moreno P, Franco-Navarro I, Fraile Nuez E, Mercado-Carmona J, Ruiz JM. 2019. Collapse of macrophytic communities in a eutrophicated coastal lagoon. XXth Simposio de Estudios del Bentos Marino. Braga (Portugal). Septiembre 2019.

Benedicto, J.M., Marín Guirao, L., Guerrero, J., 2009. Contaminación por metales y compuestos organoestannicos en el Mar Menor. In: Fundacion Instituto Euromediterráneo del Agua (IEA). El Mar Menor. Estado actual del conocimiento científico, ISBN 978-84-936326-8-7, pp. 359e398. Chapter XI.

Bernardeau-Esteller J., J.M. Ruiz, F. Tomas, J.M. Sandoval-Gil, L. Marín-Guirao. 2015. Photoacclimation of *Caulerpa racemosa*: light as a limiting factor in the invasión of native Mediterranean seagrass meadows. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 465: 130-141.

BIVAREC, Evaluación del potencial de los bivalvos en la recuperación del Mar Menor. 2018. Coordinación: Marina Albentosa, Eve Galimany. 35 pp.

Buskey EL (2008) How does eutrophication affect the role of grazers in harmful algal bloom dynamics? *Harmful Algae* 8:152-157.

Cabanellas-Reboredo M., Vázquez-Luis M., Mourre B., Álvarez E., Deudero S., Amores A., Addis P., Ballesteros K., Barrajon A., Coppa S., García-March J.R., Giacobbe S., Giménez Casalduero F., Hadjioannou L., Jiménez-Gutiérrez S.V., Katsanevakis S., Kersting D., Mačić V., Mavrič B., Patti F.P., Planes S., Prado P., Sánchez J., Tena-Medialdea J., de Vaugelas J., Vicente N., Zohra Belkhamssa F., Zupan I., Hendriks I.E., (2019). Tracking dispersion of the pathogen causing mass mortality in the pen shell *Pinna nobilis*: a collaborative effort of scientists and citizens. *Scientific Reports* 9:13355, <https://doi.org/10.1038/s41598-019-49808-4>

Campillo, J.A., Albentosa, M., Valdés, N.J., Moreno-González, R., León, V.M. 2013. Impact assessment of agricultural inputs into a Mediterranean coastal lagoon (Mar Menor, SE Spain) on transplanted clams (*Ruditapes decussatus*) by biochemical and physiological responses. *Aquatic Toxicology*, 142-143: 365-379.

Campillo, Juan A., Sevilla, A., Albentosa, M., Bernal, C., Lozano, A.B., Cánovas, M., León, V.M. 2015. Metabolomic responses in caged clams, *Ruditapes decussatus*, exposed to agricultural inputs in a Mediterranean coastal lagoon (Mar Menor, SE Spain). *The Science of the Total Environment*, 524-525, 136-147.

Carella, F., Aceto, S., Pollaro, F., Miccio, A., Laria, C., Carrasco, N., Prado, P., De Viko, G., 2019. A mycobacterial disease is associated with the silent mass mortality of the pen shell *Pinna nobilis* along the Tyrrhenian coastline of Italy. *Scientific Reports*. 9, 2725.

Carpenter, J.H., 1965. The accuracy of the Winkler Method for dissolved oxygen analysis. *Limnology and Oceanography* 10, 135-140. [doi:10.4319/lo.1965.10.1.0135](https://doi.org/10.4319/lo.1965.10.1.0135)

Cano, J., Rosique, M.J., Rocamora, J., 1997. Influence of environmental parameters on reproduction of the European fan oyster (*Ostrea edulis* L.) in a coastal lagoon (Mar Menor, Southeastern Spain). *Journal of Molluscan Studies* 63, 187-196.

Carratalá, A., Moreno-González, R., León, V.M. 2017. Occurrence and seasonal distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons and legacy and current-use pesticides in air from a Mediterranean coastal lagoon (Mar Menor, SE Spain). *Chemosphere*, 167, 382-395.

Carreño, M.F. 2015. Seguimiento de los Cambios de Usos y su Influencia en las Comunidades y Hábitats Naturales en la Cuenca del Mar Menor, 1988-2009, con el Uso de SIG y Teledetección. Tesis Doctoral. Universidad de Murcia.

Carret, D. E., & Carpenter, J. H. 1966. Comparison and evaluation of currently employed modifications of the Winkler Method of determining dissolved oxygen in Sea water. A. Nasco. Report. *J. Mar*, 24(3), 286-318.

Carruthers T.J.B., B.J. Longstaff, W.C. Dennison, E.G. Abal, y K. Aioi. 2001. Measurements of light penetration in relation to seagrass. En: Short FT, RG Coles (Eds) *Global Seagrass Research Methods*, Chapter 19, Elsevier Science B.V., Amsterdam, 369-392.

Catanese, G., Grau, A., Valencia, J. M., Garcia-March, J. R., Vázquez-Luis, M., Alvarez, E., Deudero, S., Darriba, S., Carballal, M.J., Villalba, A. (2018). *Haplosporidium pinnae* sp. nov., a haplosporidan parasite associated with mass mortalities of the fan mussel, *Pinna nobilis*, in the Western Mediterranean Sea. *Journal of invertebrate pathology*, 157, 9-24.

Cloern (2001) Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem *Marine Ecology Progress Series* 210:223-253.

Cloern, J. E., Abreu, P. C., Carstensen, J., Chauvaud, L., Elmgren, R., Grall, J., ... & Xu, J. (2016). Human activities and climate variability drive fast-paced change across the world's estuarine-coastal ecosystems. *Global Change Biology*, 22(2), 513-529.

Commission Regulation (EU) 2015/1005 Of 25 June 2015 amending regulation (EC) N° 1881/2006 as regards maximum levels of lead in certain foodstuffs. *Of. J. Eur. Union* L161, 9-13.

Conesa, H.M., Jiménez-Cárceles, F.J., 2007. The Mar Menor lagoon (SE Spain): A singular natural ecosystem threatened by human activities. *Marine Pollution Bulletin*54(7), pp. 839-849.

Conesa, H.M., Schulin, R. 2010. The Cartagena-La Unión Mining District (SE Spain): a review of environmental problems and emerging phytoremediation solutions after fifteen years research. *Journal of Environmental Monitoring*, 12:1225-1233.

Dassenakis et al., 2010. The impact of mining activities on the hypersaline Mar Menor lagoon. *Desalination and Water Treatment* 13: 282-289.

De León, A.R., Guerrero, J., Faraco, F., 182. Evolution of the Pollution of the coastal lagoon of Mar Menor, VI Journées Étud. Pollutions, C.I.E.S.M. Cannes. Abstracts book, 355-358. 1982.

De Wit Rutger, Leruste Amandine, Le Fur Ines, Maki Sy Mariam, Bec Beatrice, Ouisse Vincent, Derolez Valerie, Rey-Valette Hélène (2020). A Multidisciplinary Approach for Restoration Ecology of Shallow Coastal Lagoons, a Case Study in South France. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 8(108), 20p.

Duarte CM. 1991. Seagrass depth limits. *Aquat. Bot.* 40: 363-377.

Eggleton, J., Thomas, K.V., 2004. A review of factors affecting the release and bioavailability of contaminants during sediment disturbance events. *Environment International*, 30 (7), pp. 973-980.

Esquerdo Galiana, M. 1978. *Maravillas del Mar Menor*, San Pedro del Pinatar, Murcia.

EUROGEL (2005) European gelatinous zooplankton: Mechanisms behind jellyfish blooms and their ecological and socio-economic effects. Final report to EU. December, 2005.

Fraile-Nuez, E., Machín, F., Santana-Casiano, J. M., González-Dávila, M., Domínguez-Yanes, J. F., Mercado, J., Cortes, M.D., Gómez-Ballesteros, M., Santos-Echeandía, J., García-Muñoz, R., Ramos-Segura, A., Bernardeau-Esteller, J., Belando-Torrentes, M.D., Garrido-Faustino, S., Conde-Caño, R.M., Ruíz-Fernández, J. M., 2018. Estudio Oceanográfico Integral de Alta Resolución de la Laguna Costera de El Mar Menor, Murcia Informe Final (noviembre 2016 - septiembre 2017).

Fuentes V, Straehler-Pohl I, Atienza D, Franco I, Tilves U, Gentile M, Acevedo M, Olariaga A, Gili JM (2011) Life cycle of the jellyfish *Rhizostoma pulmo* (Scyphozoa: Rhizostomeae) and its distribution, seasonality and inter-annual variability along the Catalan coast and the Mar Menor (Spain, NW Mediterranean). *Mar Biol* 158:2247-2266.

Gacia, E., & Duarte, C. M. (2001). Sediment retention by a Mediterranean *Posidonia oceanica* meadow: the balance between deposition and resuspension. *Estuarine, coastal and shelf science*, 52(4), 505-514.

Gagnon, K, Rinde, E, Bengil, EGT, et al. Facilitating foundation species: The potential for plant-bivalve interactions to improve habitat restoration success. *J Appl Ecol.* 2020; 57: 1161-1179.

Gasol, Josep M., and Xosé Anxelu G. Morán. “Flow cytometric determination of microbial abundances and its use to obtain indices of community structure and relative activity.” *Hydrocarbon and Lipid Microbiology Protocols*. Springer, Berlin, Heidelberg, 2015 159-187.

García-Ayllón, S. (2018). Retro-diagnosis methodology for land consumption analysis towards sustainable future scenarios: Application to a mediterranean coastal area. *Journal of Cleaner Production*, 195, 1408-1421.

García, G., Muñoz-Vera, A., 2015. Characterization and evolution of the sediments of a Mediterranean coastal lagoon located next to a former mining area. *Marine Pollution Bulletin* 100(1), pp. 249-263. Hanebuth, T.J.J., King, M.L., Mendes, I., Lebreiro, S., Lobo, F.J., Oberle, F.K., Antón, L., Ferreira, P.A., Reguera, M.I., 2018. Hazard potential of widespread but hidden historic offshore heavy metal (Pb, Zn) contamination (Gulf of Cadiz, Spain). *Science of the Total Environment* 637-638, pp. 561-576.

García-Ayllón S. 2018. Long-term GIS analysis of seaside impacts associated to infrastructures and urbanization and spatial correlation with coastal vulnerability in a Mediterranean area. *Water* 10, 1642.

García-March, J. R. (2003). Contribution to the knowledge of the status of *Pinna nobilis* (L.) 1758 in Spanish coasts. *Mem. Inst. Oc. Paul Ricard*, 29-41.

García-March, J. R., Hernandis, S., Vázquez-Luis, M., Prado, P., Deudero, S., Vicente, N., & Tena-Medialdea, J. (2019). Age and growth of the endangered fan mussel* *Pinna nobilis** in the western Mediterranean Sea. *Marine environmental research*, 153, 104795.

García-Pintado, J., Martínez-Mena, M., Barberá, G., Albaladejo, J., Castillo, V.M., 2007. Anthropogenic nutrient sources and loads from a Mediterranean catchment into a coastal lagoon: Mar Menor, Spain. *The Science of the Total Environment* 373, 220–239.

García-Oliva, M., Marcos, C., Umgieser, G., McKiver, W., Ghezzi, M., De Pascalis, F., & Pérez-Ruzafa, A. (2019). Modelling the impact of dredging inlets on the salinity and temperature regimes in coastal lagoons. *Ocean & Coastal Management*, 180, 104913.

García-Rodríguez, M. 1985. El zooplancton del Mar Menor: la comunidad de copépodos en febrero-marzo de 1980. *Bol. Inst. Esp. Oceanog.* 2(2): 37-40.

Ghai R, Mella C, Picazo A, Mizuno CM, Ininbergs K, Diez B, Valas R, DuPont CL, McMahon KD, Camacho A, Rodríguez-Valera F (2012) Metagenoms of a Mediterranean Coastal Lagoon. *Scientific Reports* 2:490

Gilaber J (2001) Seasonal plankton dynamics in a Mediterranean hypersaline coastal lagoon: the Mar Menor *Journal of Plankton Research*, 23, 207–218.

Hobday A.J., L.V. Alexander, S.E. Perkins et al. 2016. A hierarchical approach to defining marine heatwaves. *Progress in Oceanography*, 141: 227-238.

Hoegh-Guldberg. O., et al. 2019. “The Ocean as a Solution to Climate Change: Five Opportunities for Action.” Report. Washington, DC: World Resources Institute. available online at <http://www.oceanpanel.org/climate>

Houtman, C.J., van Oostveen, A.M., Brouwer, A., Lamoree, M.H., Legler, J., 2004. Identification of estrogenic compounds in fish bile using bioassay directed fractionation. *Environmental Science and Technology* 38, 6415–6423.

IEO. 2019. Informe parcial de resultados sobre la evolución de los efectos de la DANA en el Mar Menor. Seagrass Ecology Group-IEO, Centro Oceanográfico de Murcia.

INF.TEC.IEO-001. Maite Vázquez Luis, Elvira Álvarez Pérez, Salud Deudero Company, Miguel Cabanellas Reboredo, Juanma Ruiz Fernández, Francisca Giménez Casalduero, Carmen Barberá, Andrés Izquierdo, Patricia Prado, Pep Cabanes, Amalia Grau, José Maria Valencia, Gaetano Catanese, Antonio Villalba, José Rafael García March, José Tena Medialdea, Iris Hendriks, Emilio Cortés Melendreras. Avances en el conocimiento sobre el evento de Mortalidad Masiva de *Pinna nobilis* y posible repercusión como consecuencia del proyecto para la recuperación pesquera tradicional de la encañizada “El Ventorrillo” (Mar Menor) (2019). Instituto Español de Oceanografía, Centro Oceanográfico de Baleares, 22 pp, Abril 2019.

Jahnke M, Serra IA, Bernard G, Procaccini G (2015) The importance of genetic make-up in seagrass restoration: a case study of the seagrass *Zostera noltei*. *Mar Ecol Prog Ser* 532:111-122.

Kirk JTO. 1994. Light and photosynthesis in Aquatic ecosystems. 2nd Ed Cambridge University Press, 509 pp.

Le Fur Ines, De Wit Rutger, Plus Martin, Oheix Jocelyne, Derolez Valerie, Simier Monique, Malet Nathalie, Ouisse Vincent (2019). Re-oligotrophication trajectories of macrophyte assemblages in Mediterranean coastal lagoons based on 17-year time-series. *Marine Ecology Progress Series*, 608, 13-32.

León, V.M., Moreno-González, R., González, E., Martínez, F., García, V., Campillo, J.A. 2013. Interspecific comparison of polycyclic aromatic hydrocarbons and persistent organochlorines bioaccumulation in bivalves from a Mediterranean coastal lagoon. *The Science of the Total Environment*, 463-464, 975-987.

León, V.M., Moreno-González, R., García, V., Campillo, J.A. 2017. Impact of flash flood events on the distribution of organic pollutants in surface sediments from a Mediterranean coastal lagoon (Mar Menor, SE Spain). *Environmental Science and Pollution Research* 24, 5, 4284–4300.

León, V.M., García, I., González, E., Samper, R., Fernández-González, V., Muniategui-Lorenzo, S. 2018. Potential transfer of organic pollutants from littoral plastics debris to the marine environment. *Environmental Pollution* 236C, 442-453.

León, V.M., Moreno-González, R. V., Campillo, J.A. Contaminantes orgánicos regulados y emergentes en el Mar Menor. 2016. En León, V.M. y J.M. Bellido (Eds). *Mar Menor: una laguna singular y sensible. Evaluación científica de su estado*. Madrid, Instituto Español de Oceanografía, Ministerio de Economía y Competitividad, 2016. *Temas de Oceanografía*, 9. pp 291-313. ISBN: 978-84-95877-55-0.

Lloret, J., Marin, A., Marin-Guirao, L., Velasco, J., 2005. Changes in macrophytes distribution in a hypersaline coastal lagoon associated with the development of intensively irrigated agriculture. *Ocean Coast. Manag.* 48, 828–842.

Lloret, J., Marín, A., Marín-Guirao, L. 2008. Is coastal lagoon eutrophication likely to be aggravated by global climate change? *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 78:403-412

Long, E.R., Macdonald, D.D., Smith, S.L., Calder, F.D., 1995. Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments. *Environmental Management* 19(1), pp. 81-97.

Lozano Cabo F. 1954. Una campaña de prospección pesquera en el Mar Menor (Murcia). *Bol. Inst. Esp. Oceanografía*, 66: 34 pp.

MAGRAMA. 2015. Caracterización de las fuentes de contaminación de aguas subterráneas mediante técnicas multisotópicas. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio

- Ambiente. María-Cervantes, A., Jiménez-Cárceles, F.J., Álvarez-Rogel, J., 2009. As, Cd, Cu, Mn, Pb, and Zn contents in sediments and mollusks (*hexaplex trunculus* and *tapes decussatus*) from coastal zones of a mediterranean lagoon (mar menor, SE Spain) affected by mining wastes. *Water, Air, and Soil Pollution* 200(1-4), pp. 289-304.
- Marín-Guirao L, Bernardeau-Esteller L, Belando MD, Cerezo I, Pérez E, Ramos A, García-Muñoz, Ruiz JM. 2019. Physiological tipping points to light reduction underlie seagrass population collapse and abrupt shift in a shallow coastal lagoon. *Frontiers in Marine Science Conference Abstract: XX Iberian Symposium of Marine Biology Studies (SIEBM XX)*. Doi: 10.3389/conf.fmars.2019.08.00181
- Marín-Guirao, L., Cesar, A., Marín, A., Vital, R., 2005. Assessment of sediment metal contamination in the Mar Menor coastal lagoon (SE Spain): metal distribution, toxicity, bioaccumulation and benthic community structure. *Cienc. Mar.* 31 (2), 413e428. <https://doi.org/10.7773/cm.v31i2.53>.
- Marín-Guirao, L., Marín, A., Lloret, J., Martínez, E., García Fernández, A.J. 2005. Effects of mining wastes on a seagrass ecosystem: metal accumulation and bioavailability, seagrass dynamics and associated community structure. *Marine Environmental Research*, 60: 317-337
- Marín-Guirao, L., Lloret, J., Marín, A., García, G., García Fernández, A.J., 2007. Pulse-discharges of mining wastes into a coastal lagoon: Water chemistry and toxicity. *Chemistry and Ecology* 23(3), pp. 217-231.
- Marín-Guirao, L., Lloret, J., Marín, A., 2008. Carbon and nitrogen stable isotopes and metal concentration in food webs from a mining-impacted coastal lagoon. *Science of the Total Environment* 393(1), pp. 118-130.
- Marín-Guirao L, Sandoval-Gil JM, García-Muñoz R, Ruiz JM. 2017. The stenohaline seagrass *Posidonia oceanica* can persist in natural environments under fluctuating hypersaline conditions. *Estuaries and Coasts*, 40:1688–1704.
- Martin, J.-M., Huang, W. W., & Yoon, Y. Y. (1994). Level and fate of trace metals in the lagoon of Venice (Italy). *Marine Chemistry*, 46(4), 371–386. doi:10.1016/0304-4203(94)90033-7.
- Martínez, J., Esteve, M.A., Martínez-Paz, J.M., Carreño, F., Robledano, F., Ruiz, M., Alonso, F., 2007. Simulating management options and scenarios to control nutrient load to Mar Menor, Southeast Spain. *Transitional Waters Monogr. TWM, Transit. Waters Monogr* 1, 53–70.
- Martínez-Gómez, C., Valdehita, A., Vethaak, A.D., Navas, J.M., León, V.M. 2020. Toxicity characterization of surface sediments from a Mediterranean coastal lagoon. *Chemosphere* 253, 126710.
- Martínez-Gómez, C., Lamoree, M., Hamers, T., Van Velzen, M., Kamstra, J.H., Fernández, B., et al., 2013. Integrated chemical and biological analysis to explain estrogenic potency in bile extracts of red mullet (*Mullus barbatus*). *Aquat. Toxicol.* 134, 1e10. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2013.02.015>.
- K.J. McGlathery, K. Sundbäck, and I.C. Anderson, The importance of primary producers for benthic nitrogen and phosphorus cycling, in *Estuarine Nutrient Cycling: The Influence of Primary Producers*, S.L. Nielsen, G.T. Banta, and M.F. Pedersen, eds., Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 2004, pp. 231–262.
- Moreno-González, R., Campillo, J.A., García, V., León, V.M. 2013a. Seasonal input of regulated and emerging organic pollutants through surface watercourses to a Mediterranean coastal lagoon. *Chemosphere*, 92, 247-257.

- Moreno-González, R., Campillo, J.A., León, V.M. 2013b. Influence of an intensive agricultural drainage basin on seasonal distribution of organic pollutants in seawater from a Mediterranean coastal lagoon (Mar Menor, SE Spain). *Marine Pollution Bulletin*, 77, 400-411.
- Moreno-González, R., Rodríguez-Mozaz, S., Gros, M., Pérez-Cánovas, E., Barceló, D., León, V.M. 2014. Input of pharmaceuticals through coastal surface watercourses into a Mediterranean lagoon (Mar Menor, SE Spain): sources and seasonal variations. *The Science of the Total Environment*, 490, 59-72.
- Moreno-González, R., Rodríguez-Mozaz, S., Gros, M., Barceló, D., León, V.M. 2015. Seasonal distribution of pharmaceuticals in marine water and sediment from a Mediterranean coastal lagoon (SE Spain). *Environmental Research*, 138, 326-344.
- Moreno-González, R., Rodríguez-Mozaz, S., Huerta, B., Barceló, D., León, V.M. 2016. Do pharmaceuticals bioaccumulate in marine mollusks and fish from a coastal lagoon?. *Environmental Research* 146, 282-298.
- Moreno-González, R., León V. M. 2017. Presence and distribution of current-use pesticides in surface marine sediments from a Mediterranean coastal lagoon (SE Spain). *Environmental Science and Pollution Research* 24(9), 8033-8048.
- Oen, I.S., Fernández, J.C., Manteca, J.I., 1975. The lead-zinc and associated ores of La Unión, Sierra de Cartagena, Spain. *Economic Geology* 70, 1259-1278.
- Nguyen HM, Kim M, Ralph PJ, Marín-Guirao L, Pernice M and Procaccini G (2020) Stress Memory in Seagrasses: First Insight Into the Effects of Thermal Priming and the Role of Epigenetic Modifications. *Front. Plant Sci.* 11:494.
- OCEANA. 2010. Sustainable Development Manuals: Restoration of Seagrass Meadows. http://oceana.org/sites/default/files/reports/OCEANA_Restoration_of_seagrass_meadows.pdf
- Pérez-Ruzafa, 1989. Estudio ecológico y bionómico de los poblamientos bentónicos del Mar Menor (Murcia, SE de España), PhD thesis, University of Murcia, Spain.
- Pérez-Ruzafa A., J.D. Ros, C. Marcos, R. Ballester, I.M. Pérez-Ruzafa. 1989. Distribution and biomass of the macrophyte beds in a hypersaline lagoon (Mar Menor) and its recent evolution following major environmental changes. *International Workshops on Posidonia Beds*. Ed: Bpudouresque C.F., Meinesz A., Fresi E., y Gravez V. GIS Posidonie publ., France, 2: 49-62.
- 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. *Front. Mar. Sci.* 6, 1-24.
- Pérez-Ruzafa, A., Marcos, C., Bernal, C.M., Quintino, V., Freitas, R., Rodrigues, A.M., García-Sánchez, M., Pérez-Ruzafa, I.M., 2012. *Cymodocea nodosa* vs. *Caulerpa prolifera*: Causes and consequences of a long term history of interaction in macrophyte meadows in the Mar Menor coastal lagoon (Spain, southwestern Mediterranean). *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 110, 101-115.
- Rodríguez-Puente, C., Guerrero, J., García, I.M., Jornet, A., 2001. Estudio sobre niveles y efectos de compuestos órgano-estánicos y metales pesados en el Mar Menor. Instituto Español de Oceanografía. España: Informe interno de la Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente de la Región de Murcia. 32 p.
- Salgueiro-Gonzalez N., Campillo J.A., Viñas L., R. Beiras R., Lopez-Mahía P., Muniategui-Lorenzo S. Occurrence of selected endocrine disrupting compounds in Iberian coastal areas and assessment of the environmental risk. *Environmental Pollution* 249 (2019) 767-775.

- Savva I., S. Bennet, G. Roca, G. Jordà y N. Marbà. 2018. Thermal tolerance of Mediterranean Marine macrophytes: vulnerability to global warming. *Ecology and Evolution*, 1-12.
- Simonneau, J., 1973. Mar Menor: Evolution sedimentologique et geoquimique recente du remplissage. PhD. Université Paul Sebatier de Toulouse. 172 pp.
- Sánchez-Bassols, M. Estudi de la mobilitat i biodisponibilitat de pollutants en la zona minera del Campo de Cartagena. Tesis doctoral. Universitat de Girona. 2008.
- Sanchiz, C., García-Carrascosa, A.M., Pastor, A., 2000. Heavy metal contents in soft-bottom marine macrophytes and sediments along the Mediterranean coast of Spain. *Marine Ecology* 21(1), pp. 1-16.
- Simonneau, J., 1973. Mar Menor: Evolution sedimentologique et geoquimique recente du remplissage. PhD. Université Paul Sebatier de Toulouse. 172 pp.
- Sunda WG, Graneli E, Gobler CJ (2006) Positive feedback and the development and persistence of disruptive algal blooms. *J Phycology* 42: 963-974.
- Terrados, J. 1991. Crecimiento y producción de las praderas de macrófitos del Mar Menor (Murcia). Tesis Doctoral, universidad de Murcia.
- Terrados, J., Ros, J., 1991. Production dynamics in a macrophyte-dominated ecosystem: The Mar Menor coastal lagoon (SE Spain). *Oecologia Aquat.* 10, 255-270-270.
- Terrados, J., Ros, J.D.J., 1992. Growth and primary production of *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson in a Mediterranean coastal lagoon: the Mar Menor (SE Spain). *Aquat. Bot.* 43, 63-74.
- Terrados J. 1993. Sexual reproduction and seed banks of *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson meadows on the southeast Mediterranean coast of Spain. *Aquatic Botany*, 46:293-299.
- Tovar-Sánchez, A., Basterretxea, G., Rodellas, V., Sánchez-Quiles, D., García-Orellana, J., Masqué, P., Jordi, A., López, J.M., Garcia-Solsona, E., 2014. Contribution of groundwater discharge to the coastal dissolved nutrients and trace metal concentrations in Majorca Island: Karstic vs detrital systems. *Environmental Science and Technology* 48(20), pp. 11819-11827.
- Tragsatec 2020. Cuantificación, control de la calidad y seguimiento piezométrico de la descarga de agua subterránea del acuífero cuaternario del Campo de Cartagena al Mar Menor (07.831-0070/0411). Informe para la Confederación Hidrográfica del Segura. 64 pp.
- Traverso-Soto, J.M., Lara-Martín, P.A., González-Mazo, E., León, V.M. 2015. Distribution of anionic and nonionic surfactants in a sewage-impacted Mediterranean coastal lagoon: inputs and seasonal variations. *Science of the Total Environment*, 503-504, 87-96.
- Utermöhl H (1958) Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. *Mitt Int Ver Theor Angew Limnol* 9:1-38
- van Geen, A., Luoma, S.N., 1993. Trace-metals (Cd, Cu, Ni and Zn) and nutrients in coastal waters adjacent to San Francisco Bay, California. *Estuaries* 16, 559-566.
- Vázquez-Luis, M., Álvarez, E., Barrajón, A., García-March, J. R., Grau, A., Hendriks, I. E., Jimenez, S., Kersting, D., Moreno, D., Perez, M., Ruiz, J., Sanchez, J., Villalba, A., Deudero, S. (2017). SOS *Pinna nobilis*: a mass mortality event in western Mediterranean Sea. *Frontiers in Marine Science*, 4, 220.
- Velasco, J., Lloret, J., Millan, A., Marin, A., Barahona, J., Abellan, P., Sanchez-Fernandez, D., 2006. Nutrient and particulate inputs into the Mar Menor lagoon (Se Spain) from an intensive agricultural watershed. *Water. Air. Soil Pollut.* 176, 37-56.

Viaroli P, Bartoli M, Bondavalli C, Christian RR, Giordani G, Naldi M. 1996. Macrophyte communities and their impact on benthic fluxes of oxygen, sulphide and nutrients in shallow eutrophic environments. *Hydrobiologia* 329: 105–119.

Villarino E., y 25 más 2018. Large-scale ocean connectivity and planktonic body size. *Nature Communications*, 10;9(1): 142.

Winkler, L.W., Whaley, R.C., 1888. The determination of dissolved oxygen in water.

7 Lista de autores

- Albentosa Verdú, Marina. Ecofisiología de bivalvos. Instituto Español de Oceanografía (IEO).
- Aldeguer Riquelme, Borja. Ecología microbiana molecular. Universidad de Alicante (UA).
- Álvarez Rogel, José. Ciclos biogeoquímicos. Universidad Politécnica de Cartagena (UPCT).
- Antón Botella, Josefa. Ecología microbiana molecular. UA.
- Belando Torrentes, M. Dolores. Ecología de angiospermas marinas. IEO.
- Bernardeau Esteller, Jaime. Ecología de angiospermas marinas. IEO.
- Campillo González, Juan Antonio. Contaminación marina y efectos biológicos. IEO.
- Domínguez Yáñez, J. Francisco. Oceanografía química. DC Servicios Ambientales
- Ferrera Ceada, Isabel. Ecología microbiana. IEO.
- Fraile Nuez, Eugenio. Oceanografía física. IEO.
- García Muñoz, Rocío. Ecología de angiospermas marinas. IEO.
- Gómez Ballesteros, María. Geociencias marinas. IEO.
- Gómez Jakobsen, Francisco. Eutrofización y ecología del fitoplancton. IEO.
- Gómez Martínez, Francisco. Ecofisiología de bivalvos. IEO.
- González Barberá, Gonzalo. Ecología. Centro de Edafología y Biología Aplicada del Segura (CEBAS-CSIC).
- León León, Víctor M. Contaminación marina y efectos biológicos. IEO.
- López Pascual, Cristina. Ecología microbiana molecular. UA.
- Marin Guirao, Lázaro. Ecología de angiospermas marinas. IEO.
- Martínez Gómez, Concepción. Oceanografía biológica-ecotoxicología. IEO.
- Mercado Carmona, Jesús M. Eutrofización y ecología del fitoplancton. IEO.
- Nebot Colomer, Elisabet. Ecología bentónica costera. IEO.
- Ramos Segura, Aránzazu. Ecología de angiospermas marinas. IEO.
- Rubio Portillo, Esther. Ecología microbiana molecular. UA.
- Ruiz Fernández, Juan Manuel. Ecología de angiospermas marinas. IEO.
- Santos Echeandía, Juan. Contaminación marina. IEO.
- Santos Sánchez, Fernando. Ecología microbiana molecular. UA.
- Vázquez Luis, Maite. Ecología bentónica costera. IEO.
- Yebra Mora, Lidia. Ecología del zooplancton. IEO.