

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

En el contexto del proceso de eutrofización y sus mecanismos reguladores es importante conocer la dinámica de los componentes del ecosistema pelágico que ayudan a mantener bajo control a las poblaciones del fitoplancton, por lo que se ha iniciado una línea de estudio del zooplancton de menor tamaño y se ha continuado con la del plancton gelatinoso e ictioplancton que ya se habían comenzado en la década de 1990, cuando nuestro grupo de investigación detectó y denunció por primera vez el problema que estaba ocurriendo en el Mar Menor.

6.1. Zooplancton

Las muestras de zooplancton del año 2021 fueron tomadas mensualmente, considerando las fracciones de 100 μm y de 200 μm , permitiendo esto tener una imagen del comportamiento y composición de dicho poblamiento a lo largo de las estaciones de invierno, primavera y verano de este año (Fig. 68).

La relación zooplancton-clorofila *a* en el Mar Menor responde a las relaciones tróficas descritas en los principios básicos de la oceanografía biológica (Steele *et al.*, 2001), en los que los eventos de crecimiento fitoplanctónico habitualmente están seguidos por proliferaciones de zooplancton (Fig. 68). No obstante, hay que tener presente que la dinámica poblacional de las comunidades planctónicas no solo depende estrechamente de variables biológicas, como la anteriormente expuesta, sino que además están influenciadas por diferentes parámetros fisicoquímicos (salinidad, temperatura, nutrientes, etc.) (Scrichandani *et al.*, 2021), los cuales se caracterizan por una alta variabilidad dentro las lagunas (Gilbert *et al.*, 2001; Pérez-Ruzafa *et al.*, 2002, 2005a, 2007, 2019a). Esto implica la necesidad de realizar análisis profundos de las relaciones entre la dinámica zooplanctónica y las variables ambientales, con el fin de establecer un modelo general y detallado adaptado al sistema lagunar.

Durante el periodo estudiado, los copépodos constituyeron el grupo dominante en todas las muestras de la fracción de zooplancton $\geq 200\mu\text{m}$ (Fig. 68), como es esperable en ecosistemas marinos (Day y Yáñez-Arancibia, 1982). Su dinámica se caracterizó por las oscilaciones en su abundancia. Los principales picos se produjeron en mayo y junio,

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

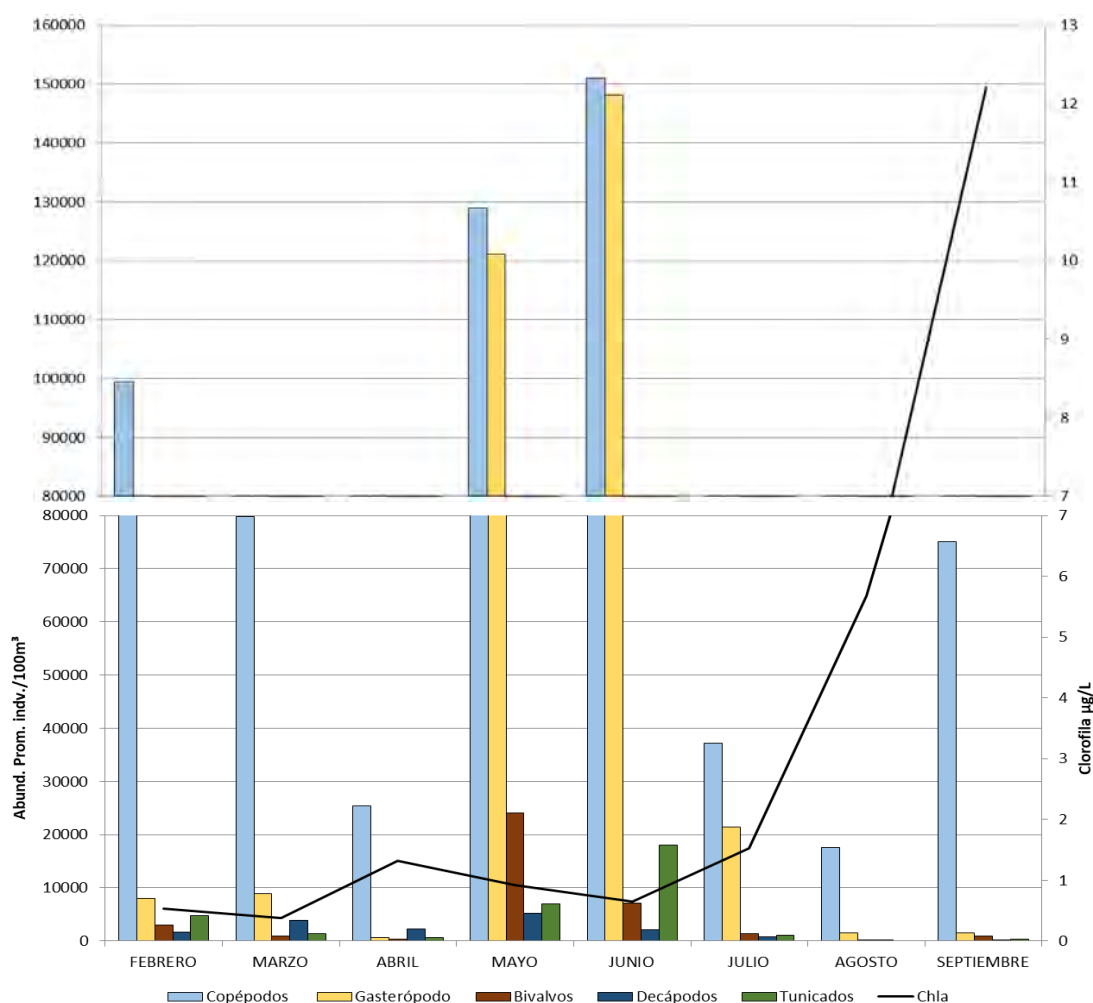


Figura 68. Dinámica poblacional de la fracción de zooplancton $\geq 200\mu\text{m}$ frente a la concentración de clorofila *a* en la laguna del Mar Menor en 2021.

El segundo grupo más abundante estuvo representado por las larvas de moluscos (gasterópodos y bivalvos), las cuales mostraron un comportamiento estacional. Destaca en este grupo la abundancia de los gasterópodos, con sus máximos en los meses de

mayo y junio, alcanzando densidades medias de más de 145.000 individuos/100 m³ (Fig. 68), coincidiendo con el aumento de la temperatura del agua (Gilabert *et al.*, 2001a) y, posiblemente, indicando un evento de reproducción en la fauna bentónica.

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

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

En lo que respecta a la fracción mayor de 100 µm se observa una dinámica análoga a la descrita en la fracción de 200 µm, dominada, en este caso, aparte de por los copépodos, por las larvas de bivalvos y gasterópodos que alcanzaron densidades en mayo que superaron los 180.000 individuos/100 m³ (Fig. 69).

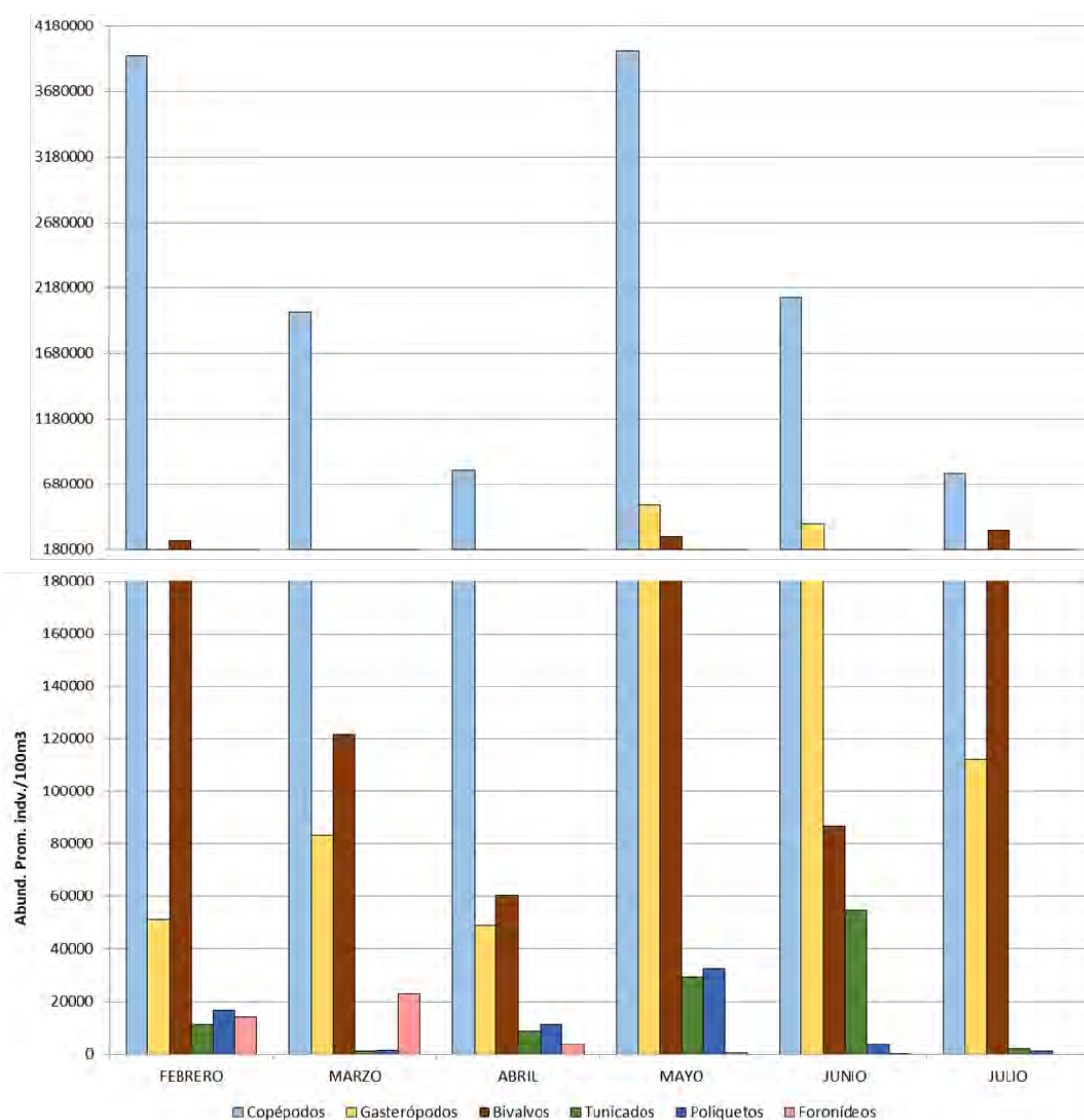


Figura. 69. Dinámica poblacional de la fracción de zooplancton $\geq 100\mu\text{m}$.

El posible efecto de los fenómenos de hipoxia que ocurrieron durante el mes de agosto en la laguna es poco probable que tuvieran un impacto significativo en la comunidad plantónica, pero sí pudieron afectar al asentamiento larvario en las distintas comunidades bentónicas. No obstante, hay que tener en cuenta que la mayoría de los fondos afectados corresponden a zonas originalmente cubiertas por praderas mixtas de *Cymodocea-Caulerpa*, con elevadas densidades de *C. prolifera*, lo que hace que estos ambientes ya sean anóxicos por la acumulación de la materia orgánica que produce dicha alga (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2005b), y aunque algunos fondos habían recuperado sedimentos oxigenados tras la desaparición de *C. prolifera* de los mismos en 2016, en buena medida, la nueva expansión del alga estaba volviéndolos de nuevo anóxicos. Será interesante analizar las comunidades bentónicas y valorar estos efectos en los siguientes

estudios de seguimiento sobre la densidad de larvas planctónicas ya que estas son consecuencia del potencial reproductivo de las poblaciones de adultos.

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

Al contrario de lo ocurrido al inicio del proceso de eutrofización en los años 1990, en los que la medusa autóctona del Mar Menor perdió su dominancia en favor de las medusas alóctonas *Rhizostoma pulmo* y *Cotylorhiza tuberculata* (Pérez-Ruzafa, 1996, 1997; 2002; Fernández-Alías *et al.*, 2020; Fig. 70), 2020 y 2021 se han caracterizado por la dominancia de la medusa luna (*Aurelia* sp.).

En 2021 la población de *Aurelia* sp. comenzó su incremento en febrero, alcanzando su máximo en mayo, con densidades medias superiores a 20 individuos/100m³, iniciando a partir de ese momento su disminución en su etapa adulta hasta su completa desaparición a finales de junio (Fig. 71).

Aurelia sp. realiza en el Mar Menor la transición de su fase pólipo a la fase de medusa con el descenso térmico estacional (Fig. 72), siendo detectable la fase adulta desde el final del invierno hasta el final de la primavera o el comienzo del verano, momento en que se detecta una mortandad masiva de las mismas (Fernández-Alías *et al.*, 2020) (Fig. 71). Esta dinámica se ha mantenido en el Mar Menor durante 2021, aunque la abundancia registrada durante el estudio ha sido 40 veces superior a la registrada para el año 1997 (Fernández-Alías *et al.*, 2020).

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

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

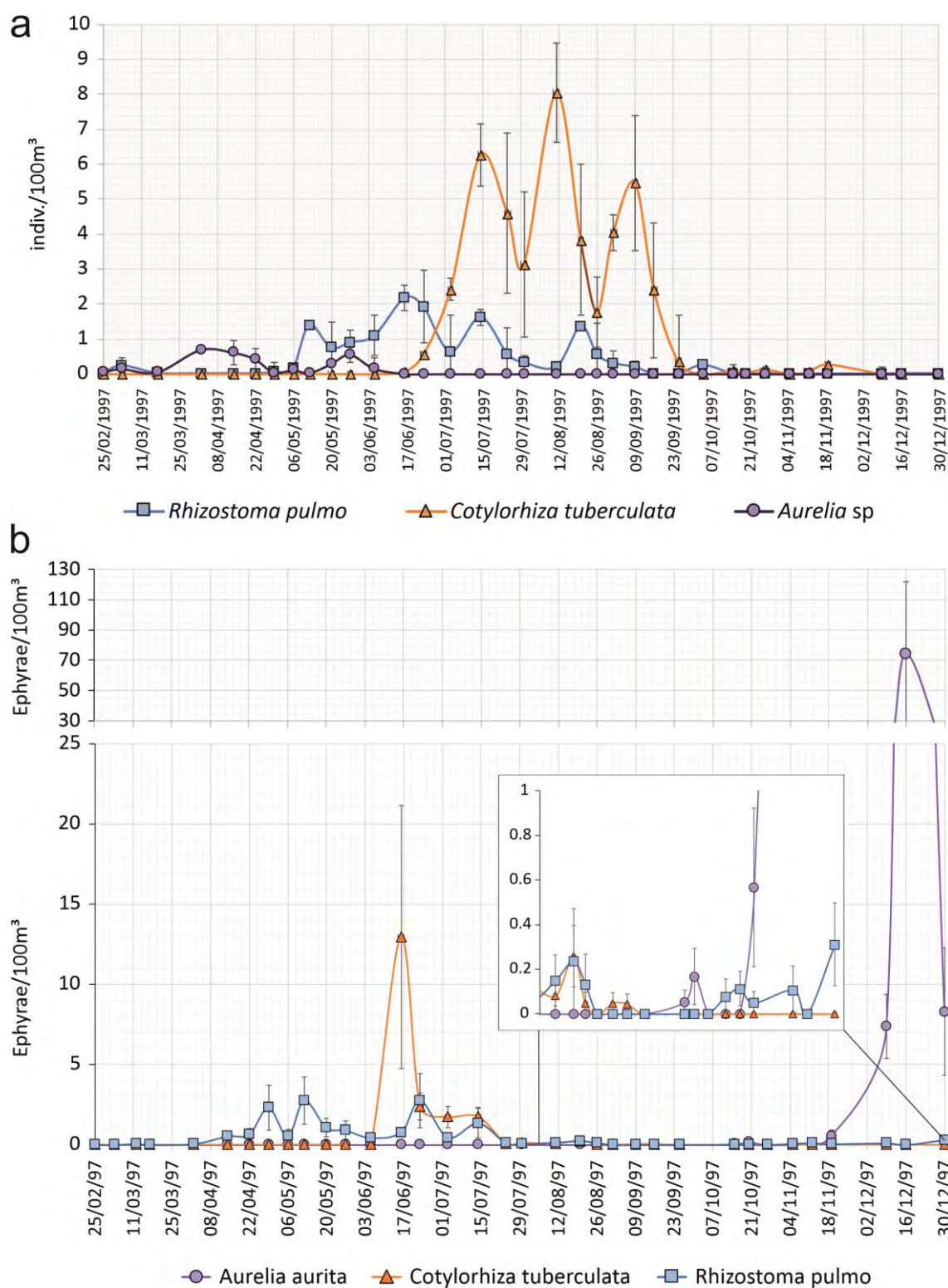


Figura 70. Dinámica poblacional de las tres especies de medusas que habitan la laguna del Mar Menor en el año 1997, al inicio del proceso de eutrofización. A: fase adulta; B: fase éfira. Los valores representan la media abundancia de las especies promediada para las 20 estaciones de muestreo (medusas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

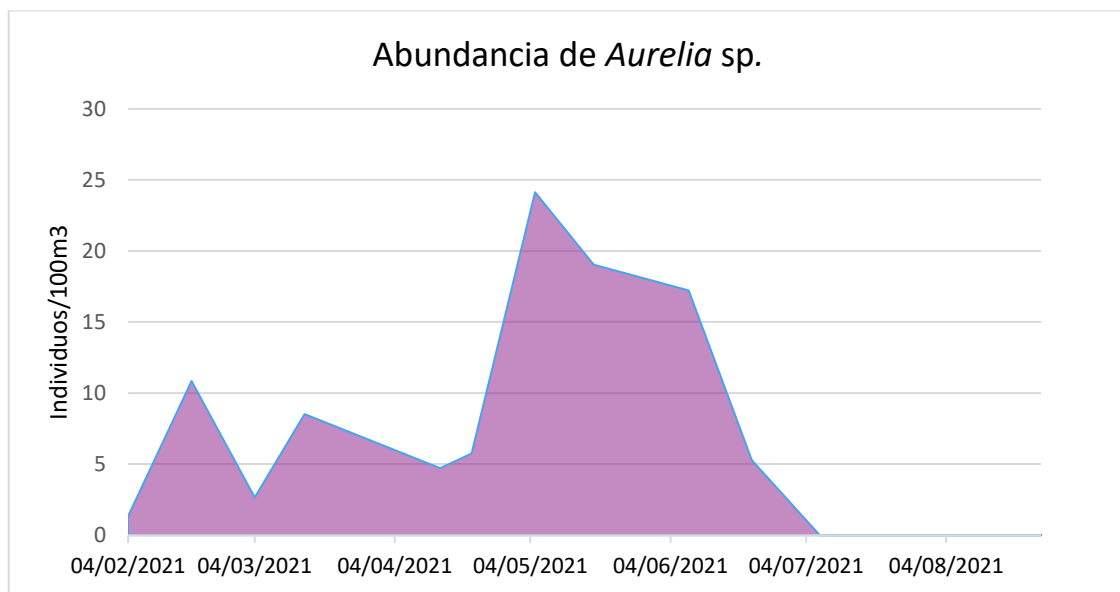
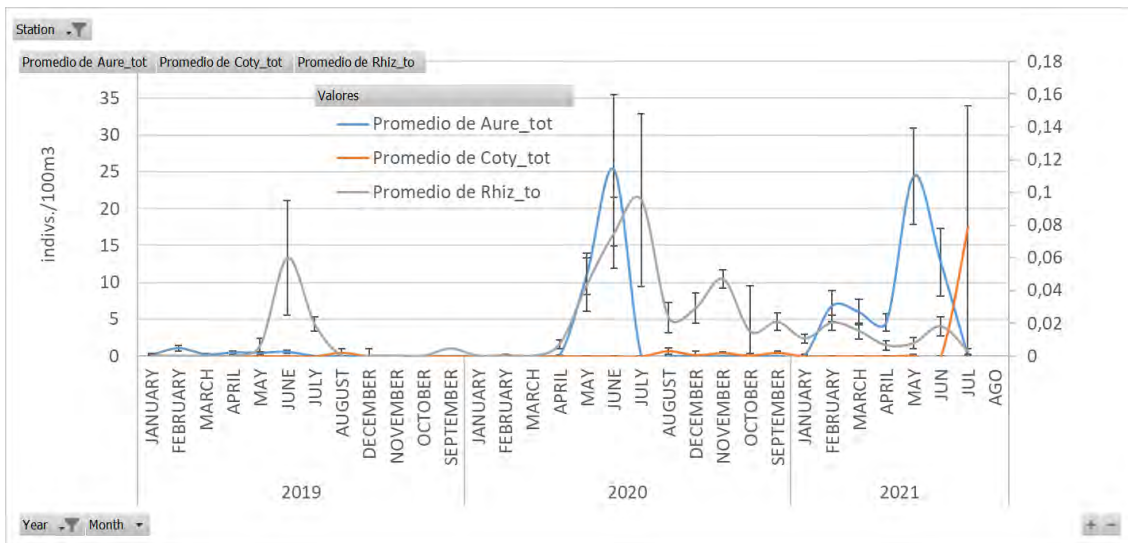


Figura 71. Abundancia media de las poblaciones de medusas en el Mar Menor. Arriba: dinámica mensual de las tres especies dominantes en el Mar Menor en los años 2019 a 2021. Abajo: dinámica de la especie dominante, *Aurelia* sp. en el Mar Menor en 2021.

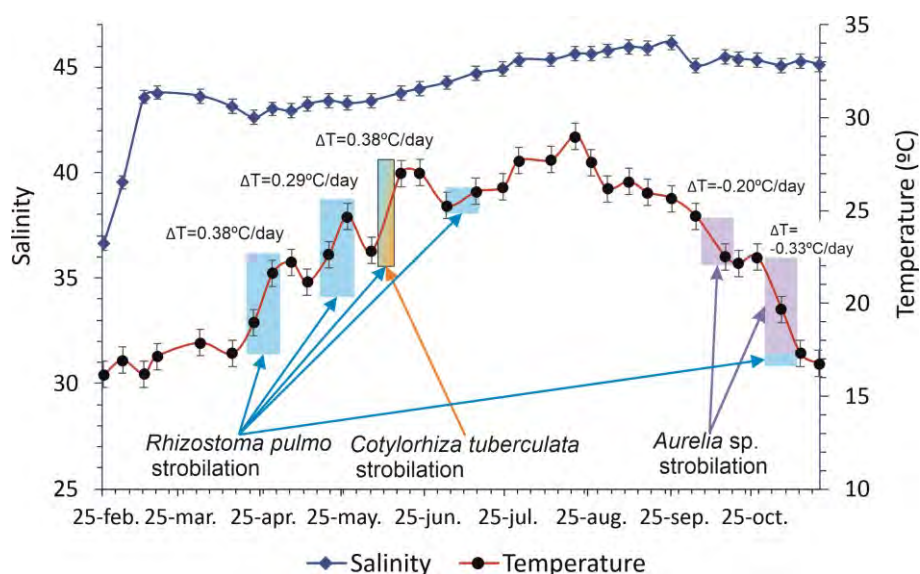


Figura 72. Evolución de los valores medios de temperatura y salinidad en el Mar Menor en 1997 indicando el efecto de la tasa diaria de aumento o disminución de temperatura en los picos de estrobilación para cada especie de medusa. Las barras de error corresponden al error estándar (Fernández-Alías *et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

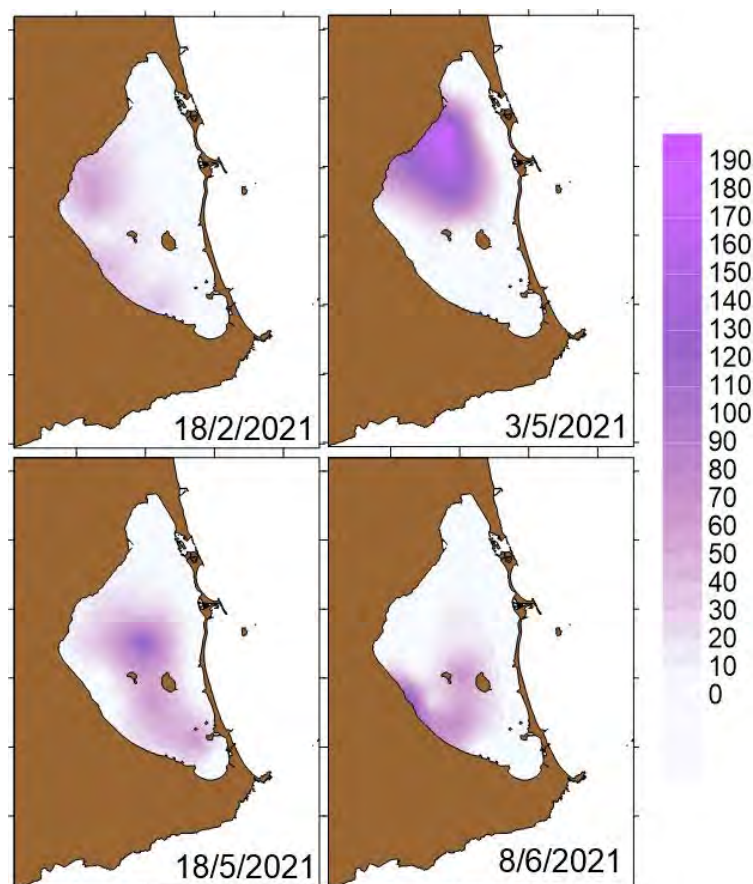


Figura 73. Evolución de la distribución horizontal de las abundancias (individ./100m³) de la medusa luna (*Aurelia* sp.) en el Mar Menor entre febrero y junio de 2021.

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

6.1.2. Ictioplancton

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

El análisis de las muestras obtenidas desde 2016 muestra que la composición de los grandes grupos ictioplanctónicos ha cambiado en función del estado trófico del Mar Menor. Esta variabilidad ya fue descrita por Quispe (2014) y el informe presentado en 2019 (Pérez-Ruzafa, 2019) (Fig. 74). En el periodo transcurrido desde la crisis de 2016, los años con crisis distróficas más acentuadas (2016 y 2020) están dominados por larvas de especies pelágicas (Engraulidae), mientras que los años en los que se recupera el equilibrio trófico dominan las larvas de especies bentónicas (Gobiidae y, en menor medida, Blenniidae) (Fig. 75).

La abundancia de huevos y larvas de peces presentes en el plancton suele alcanzar el máximo en el mes de junio. También las máximas abundancias de huevos de anchoa se registran durante los meses de primavera (marzo-abril-mayo) con desfases dependiendo de los años. En el caso de las larvas suele haber un segundo pico entre agosto y octubre (Fig. 76).

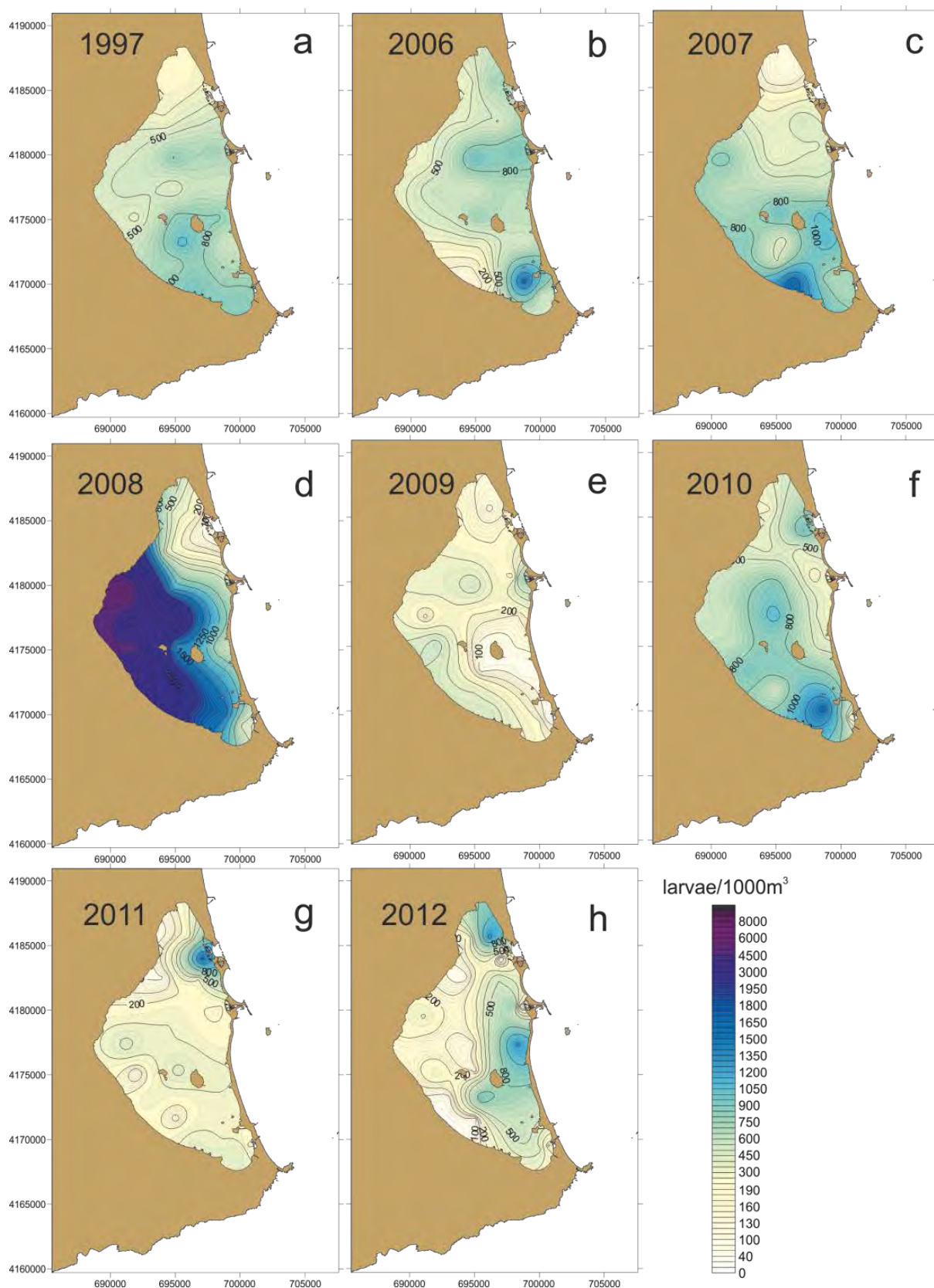


Figura 74. Variabilidad interanual en la distribución de la densidad media de larvas de peces en la laguna del Mar Menor (Quispe, 2014).

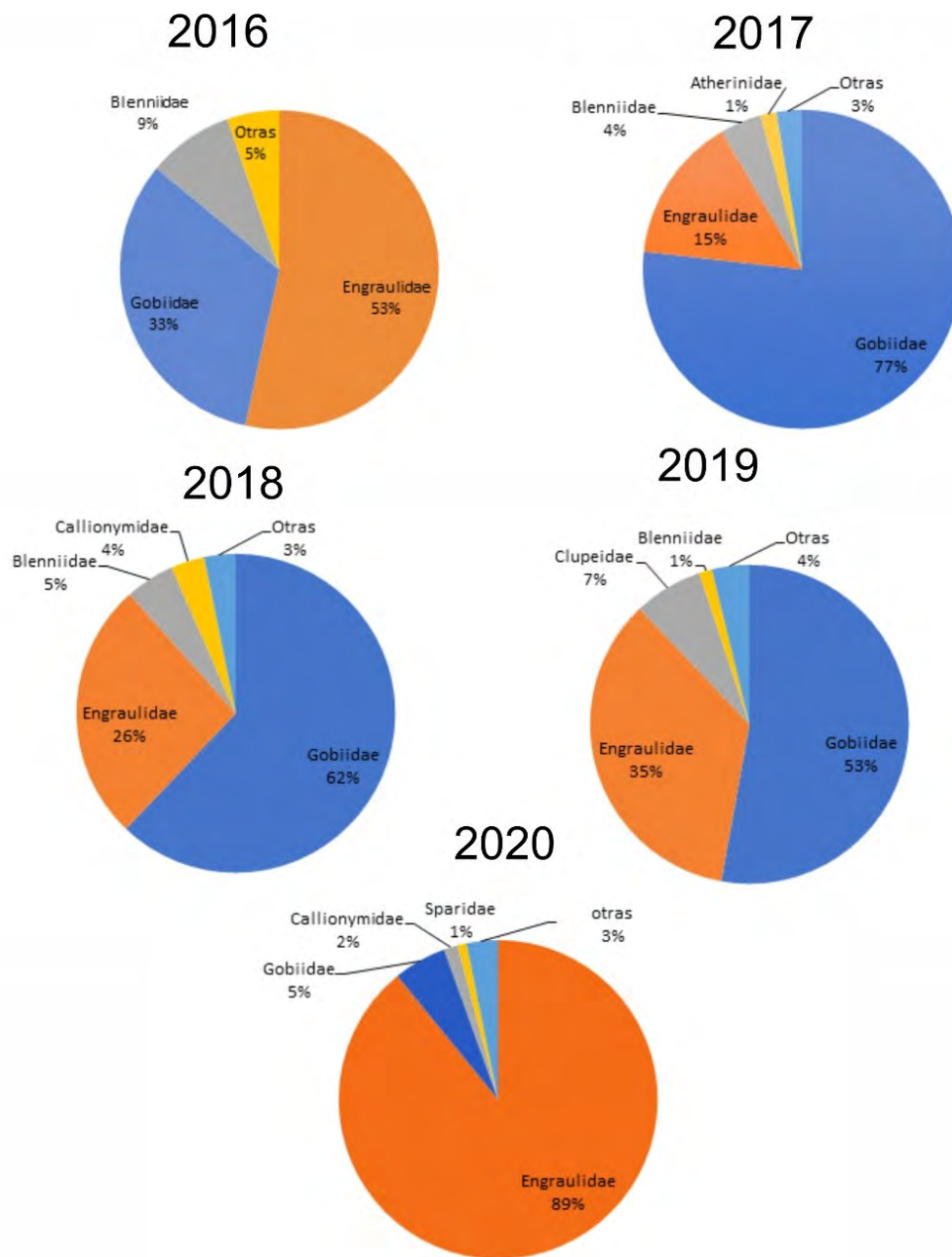


Figura 75. Composición de los poblamientos del ictioplancton en el sistema pelágico del Mar Menor a lo largo de la crisis de eutrofización tras el evento distrófico de 2016.

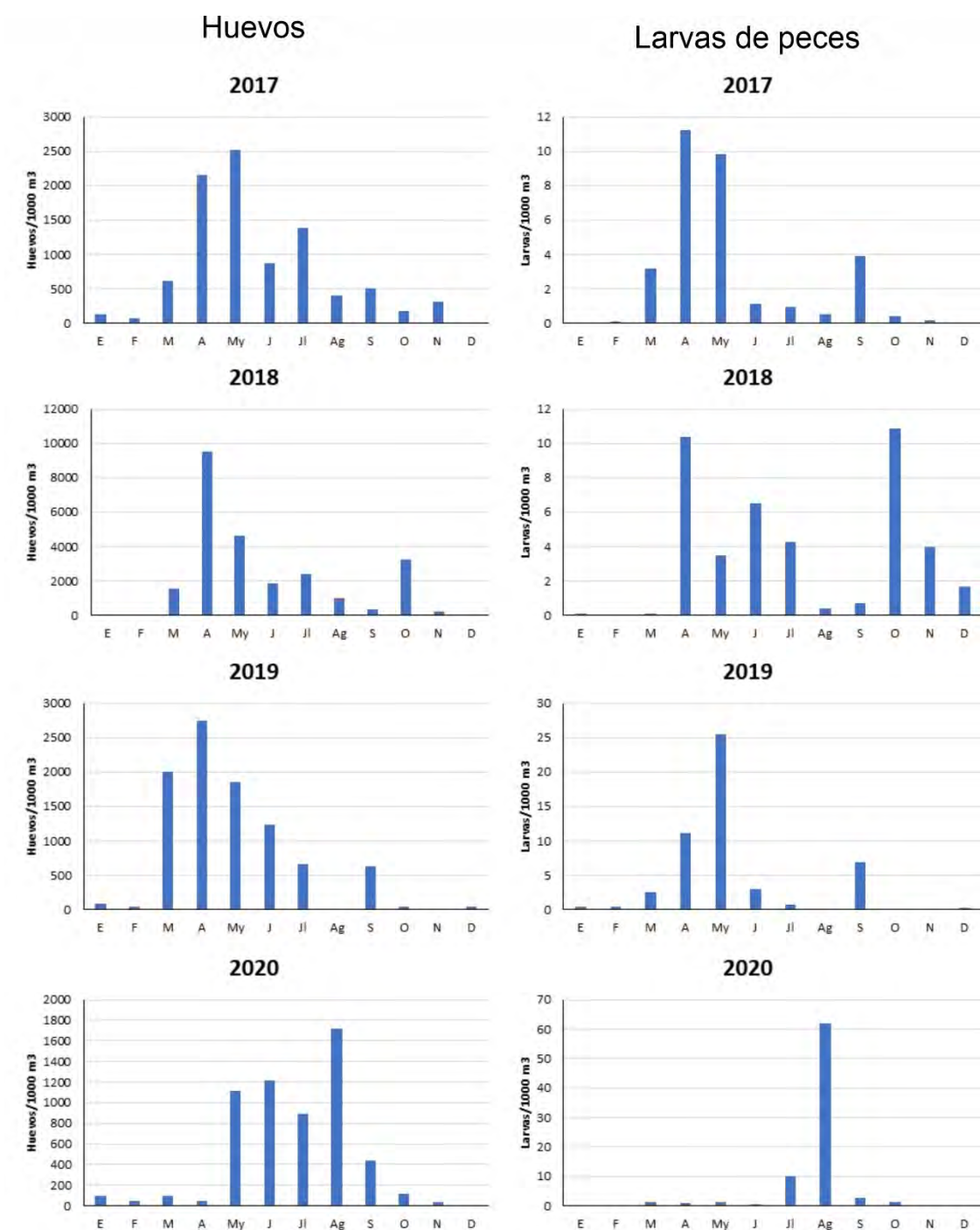


Figura 76. Dinámica temporal de la abundancia de huevos y larvas del ictioplancton en el sistema pelágico del Mar Menor a lo largo de la crisis de eutrofización tras el evento distrófico de 2016.

La cantidad de huevos y larvas muestreados ha oscilado entre los 5.349 huevos, de los cuales 486 correspondieron a la especie *Engraulis encrasicolus* (Linnaeus, 1758), y 4.117 larvas de peces representadas en 9 órdenes, 33 géneros, 22 familias y 40 especies en 2016, y los 59.226 huevos, de los cuales 3.340 pertenecieron a la especie *Engraulis*



encrasicolus y, 15.947 larvas de peces, pertenecientes a 12 órdenes, 54 géneros, 33 familias y 72 especies muestreados en 2018, año en el que el ecosistema tuvo una franca recuperación. En 2016, entre las especies más abundantes destacaron *Engraulis encrasicolus* (53,4%), *Gobius niger* Linnaeus, 1758 (26,5%), *Parablennius pilicornis* (Cuvier, 1829) (6,7%), *Gobius paganellus* Linnaeus, 1758 (3,7%), *Pomatoschistus marmoratus* (Risso, 1810) (2,2%) y *Salaria pavo* (Risso, 1810) (1,8%). En 2018, las muestras estuvieron dominadas por las especies *Gobius niger* (33,8%), *Engraulis encrasicolus* (26,3%), *Gobius paganellus* (12,8%), *Pomatoschistus marmoratus* (12,2%), *Callionymus lyra* Linnaeus, 1758 (2,5%), *Salaria pavo* (2,1%) y *Parablennius pilicornis* (2,1%).

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

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

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

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

Hasta ahora, las predicciones sobre los efectos que el cambio climático o las intervenciones sobre las golgas pueden tener en el Mar Menor provienen de nuestros propios trabajos (De Pascalis *et al.*, 2012; García-Oliva *et al.*, 2018 y 2019). El estudio de los impactos del cambio climático global en las lagunas costeras, especialmente en la región mediterránea, es un importante punto de partida para todos los análisis de vulnerabilidad, evaluación de riesgos y consideración de la gestión sobre las medidas de mitigación para estas áreas. Para analizar los efectos del cambio climático sobre el Mar Menor se utilizó el escenario del IPCC A2 que asume una concentración de CO₂ de aproximadamente 815 ppm en 2099 (Solomon *et al.*, 2007, Somot *et al.*, 2008, Tsimplis *et al.*, 2008). El modelo hidrodinámico SHYFEM (Shallow water hydrodynamic finite element model) desarrollado por el ISMAR-CNR (Umgiesser *et al.* 2004), utilizado en este trabajo, se alimentó con datos reales del viento y el nivel del agua (1985-1986) y los resultados de la simulación se utilizaron para calibrar el modelo hidrodinámico. Las simulaciones de salinidad y temperatura realizadas con el modelo se validaron con los datos de campo de las campañas realizadas en el año escogido para la simulación (1997) (De Pascalis *et al.*, 2012). Dicho año fue seleccionado por ser representativo de las condiciones del Mar Menor en el momento en el que estaba empezando el proceso de eutrofización y podrá utilizarse como estado de referencia ante los cambios que están forzando actualmente al Mar Menor superponiéndose a los esperados por el cambio climático. Los resultados del modelo muestran una buena concordancia con los datos y el modelo es capaz de reproducir el campo de salinidad y temperatura en el Mar Menor. La simulación de cambio climático se llevó a cabo aplicando las anomalías A2 para 2100 al mismo conjunto de datos de entrada de 1997, con el fin de evaluar la respuesta de la cuenca en términos de temperatura, de intercambio de agua y variaciones de salinidad.

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

Tabla 3. Flujos medios de entrada y salida [$\text{m}^3 \text{s}^{-1}$] a través de las tres golas del Mar Menor en los años 1997 y 2100 (De Pascalis et al., 2012).

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

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

Con el fin de investigar el efecto del dragado de los canales de las Encañizadas y Marchamalo sobre el comportamiento de la laguna y su potencial impacto en su funcionamiento ecológico, se realizó un modelo numérico del Mar Menor y la zona adyacente del Mar Mediterráneo a través también del software SHYFEM, en su forma 3D (véase García-Oliva *et al.*, 2018 y 2019 para más detalles de los métodos, parámetros y datos utilizados en la implementación y validación del modelo). La simulación se realizó con los datos del año 2009-2010, ya en pleno proceso de eutrofización, en la fase de resistencia, estimando una entrada de agua salobre desde la cuenca de drenaje (ya sea superficial o subsuperficial) de 44 hm^3 con una salinidad media de 12.5 psu (Fig. 77). Estos valores probablemente pueden ser distintos de la situación hidrológica actual del Mar Menor ya que las entradas están aumentando y deberán ser recalculadas.

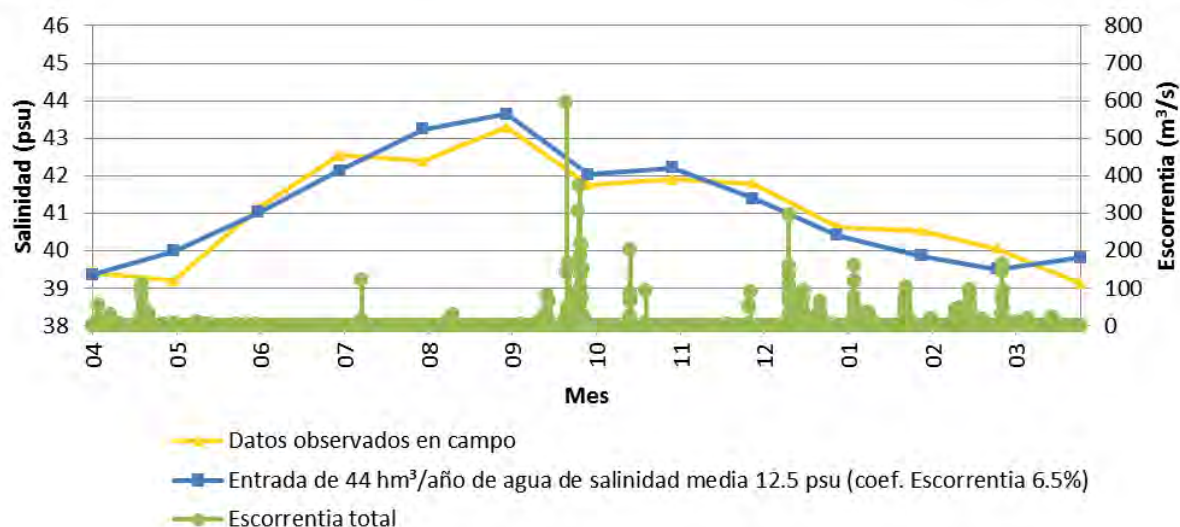


Figura 77. Medias mensuales de salinidad observadas y calculadas a partir del modelo numérico del Mar Menor con medidas de salinidad en las ramblas y superposición de la escorrentía total.

Para valorar el efecto de los dragados en las golos, aparte del modelo digital del terreno utilizado en la simulación de los efectos del cambio climático, actualizado a la situación batimétrica de las encañizadas anterior a la DANA de 2019, se crearon otras 7 batimetrías reflejando posibles escenarios de actuación. Las figuras 78 a 83 muestran la batimetría general en el dominio del modelo y en los canales de las Encañizadas y Marchamalo para los distintos escenarios contemplados en este estudio. En la discusión nos centramos en el debate surgido este verano sobre la propuesta de realizar actuaciones en el canal de Marchamalo ante la formación de bolsas de hipoxia en la columna de agua.

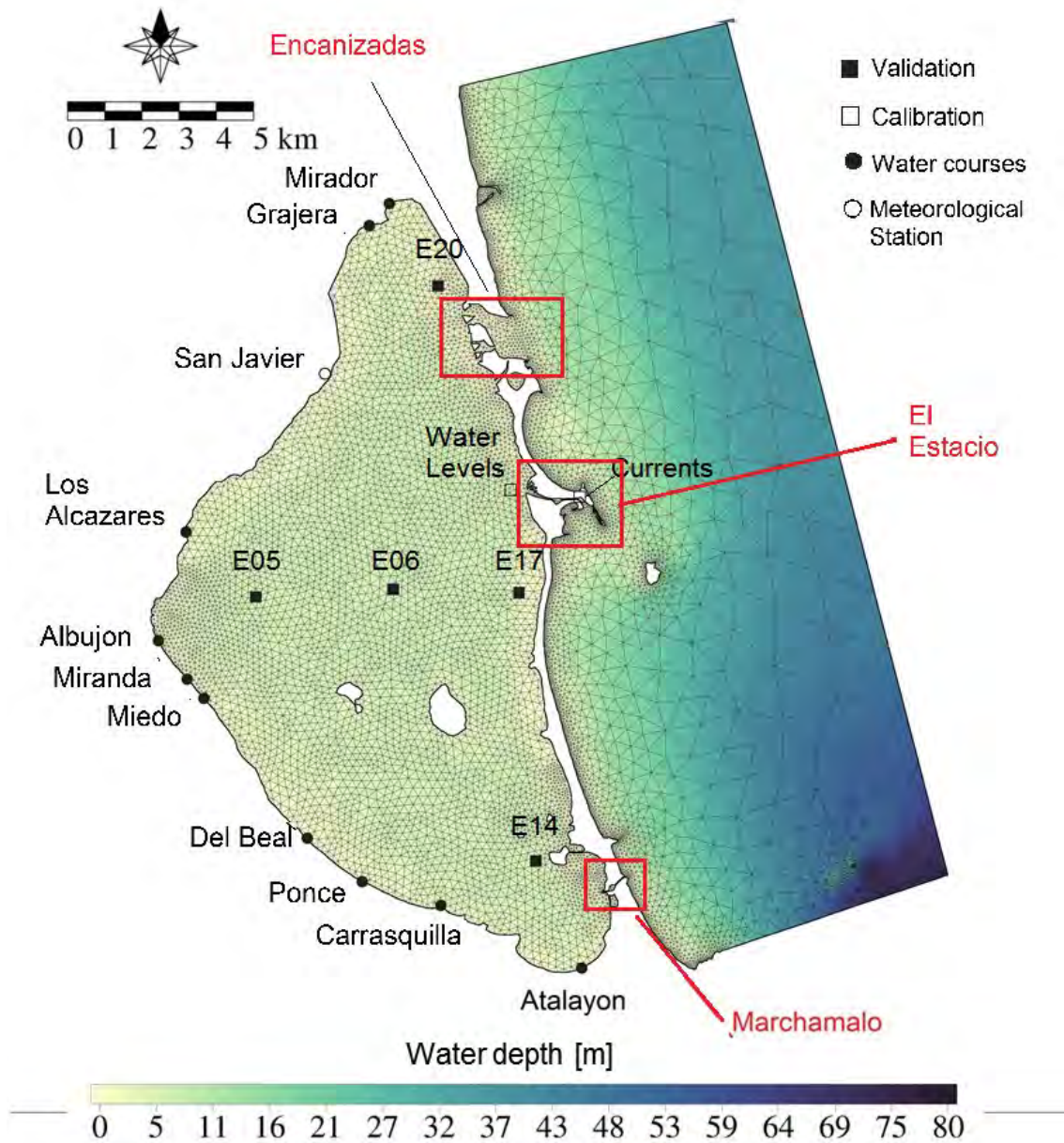


Figura 78. Dominio del modelo numérico del Mar Menor, batimetría, canales, cursos de agua y estaciones para datos meteorológicos, calibración y validación.

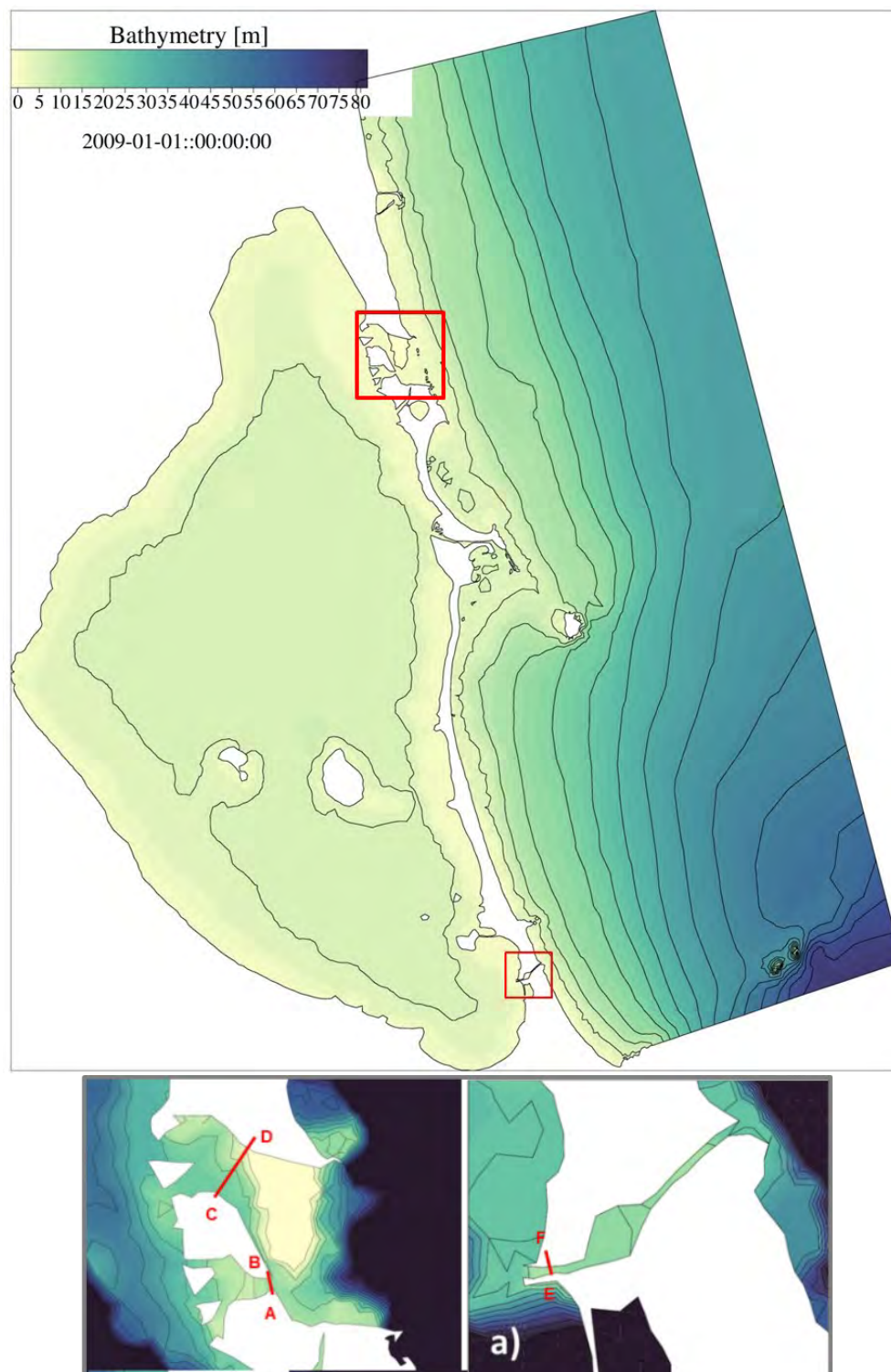
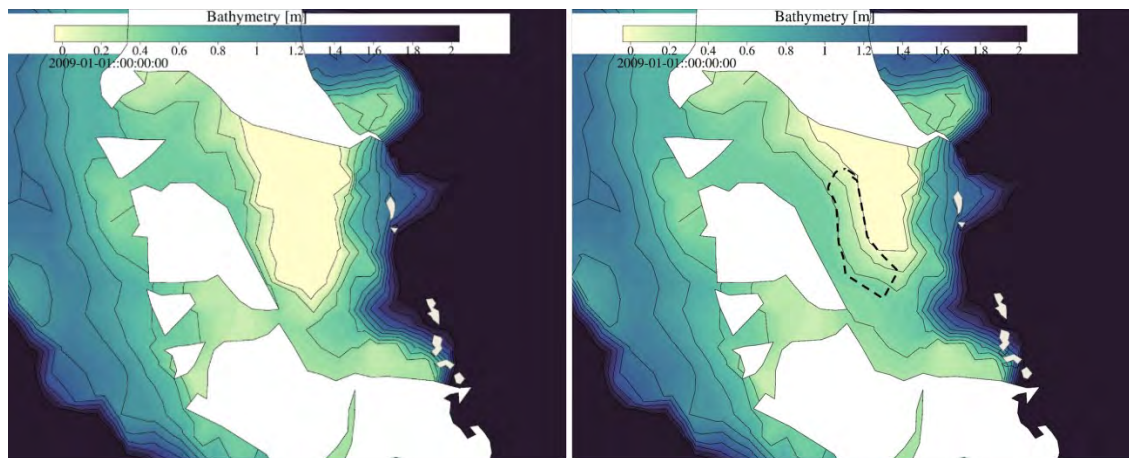
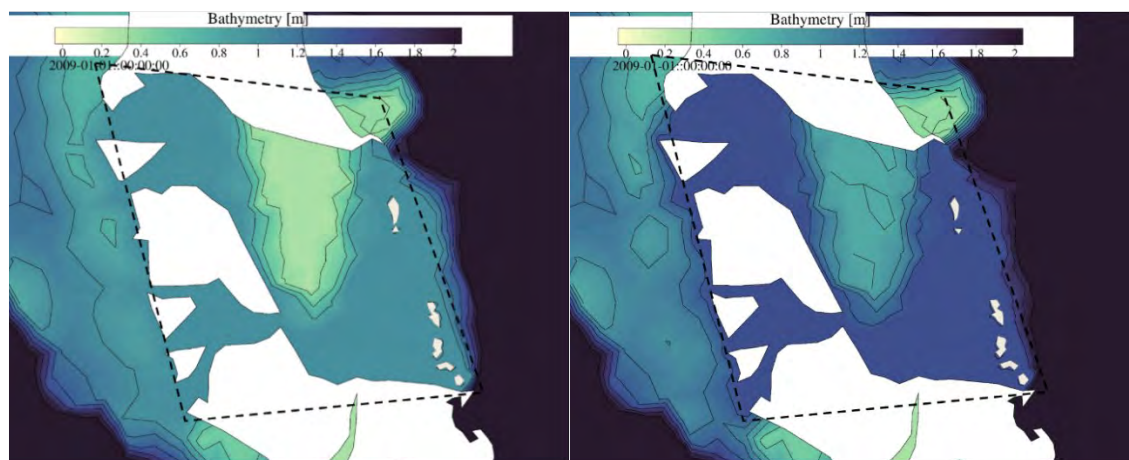


Figura 79. Batimetría en el dominio del modelo y transectos considerados para valorar el cambio de sección del canal.



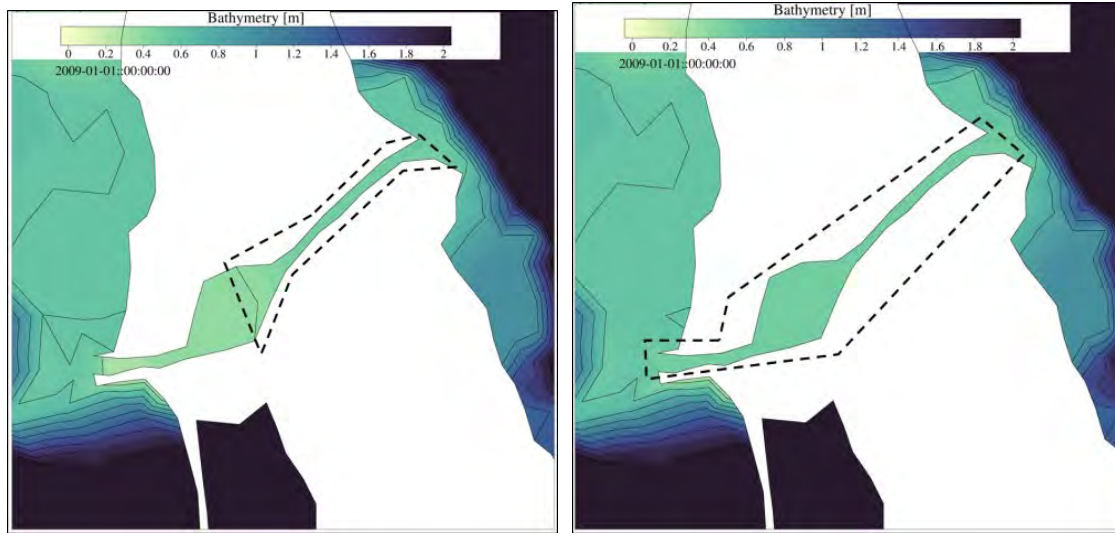
--- Zona de dragado

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



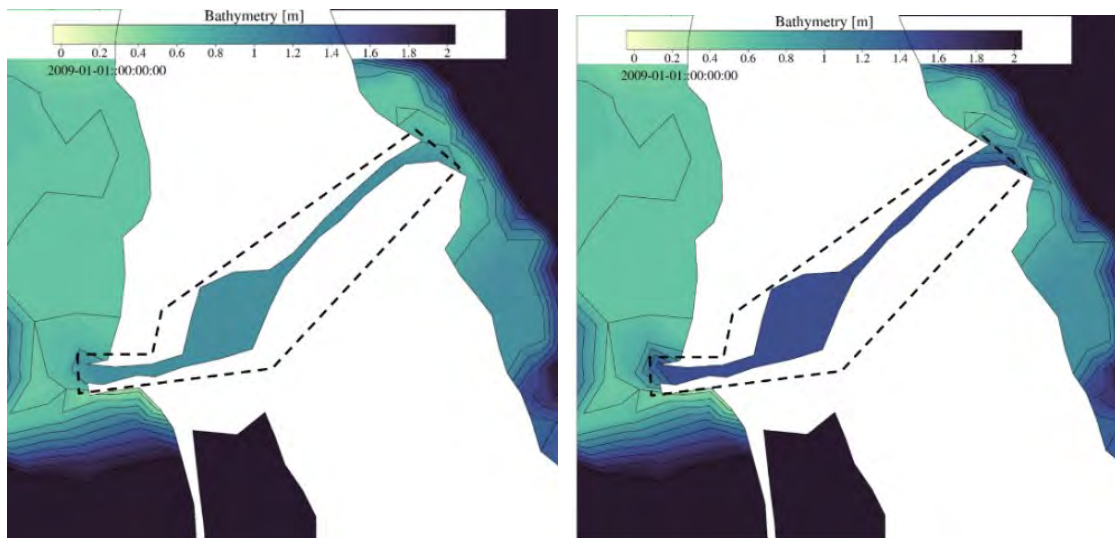
--- Zona de dragado

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



--- Zona de dragado

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



--- Zona de dragado

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

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

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

* con respecto al caso Sin_dragado en las secciones transversales A-B, C-D y E-F, que se muestran en la figura 4.22).

La Figura 84 presenta los módulos de la velocidad en el escenario No perturbado promediado en la dimensión vertical y en cada período de la temporada. Las corrientes más intensas tienen lugar a lo largo de la costa y al sur de las islas.

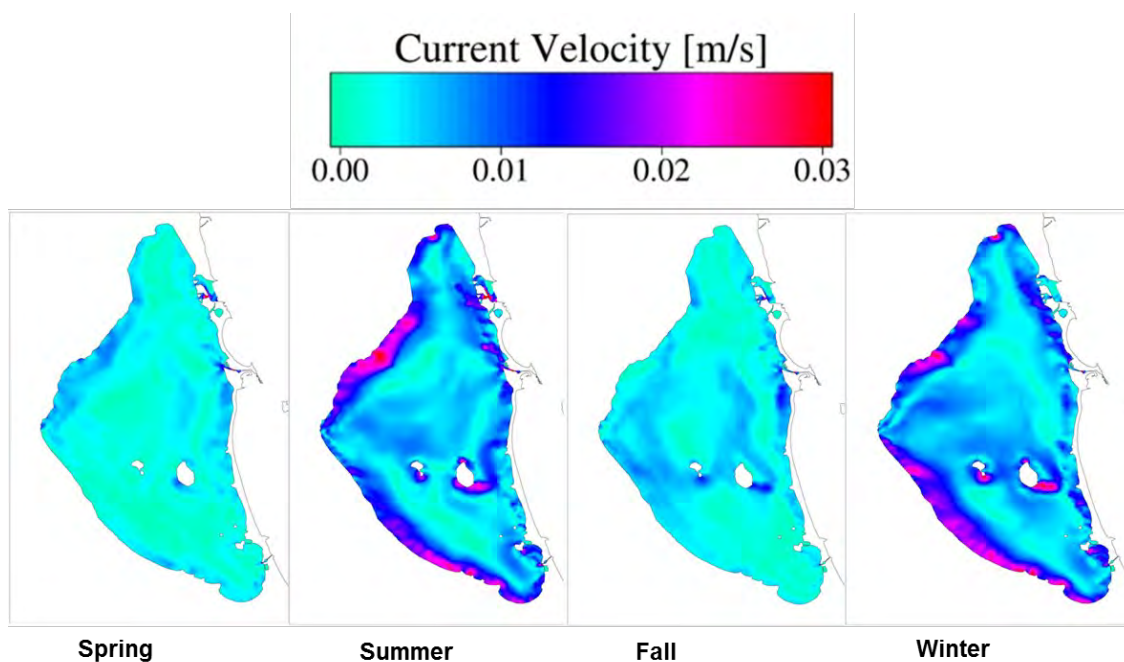


Figura 84. Velocidades medias estacionales de las corrientes en el Mar Menor.

La figura 85 muestra las diferencias entre la velocidad de las corrientes promediada verticalmente con y sin dragado durante el verano, época en la que son más probables las crisis distróficas y las DANAs, mostrando el efecto de las acciones de dragado menos profundas o menos extensas y las más severas, respectivamente.

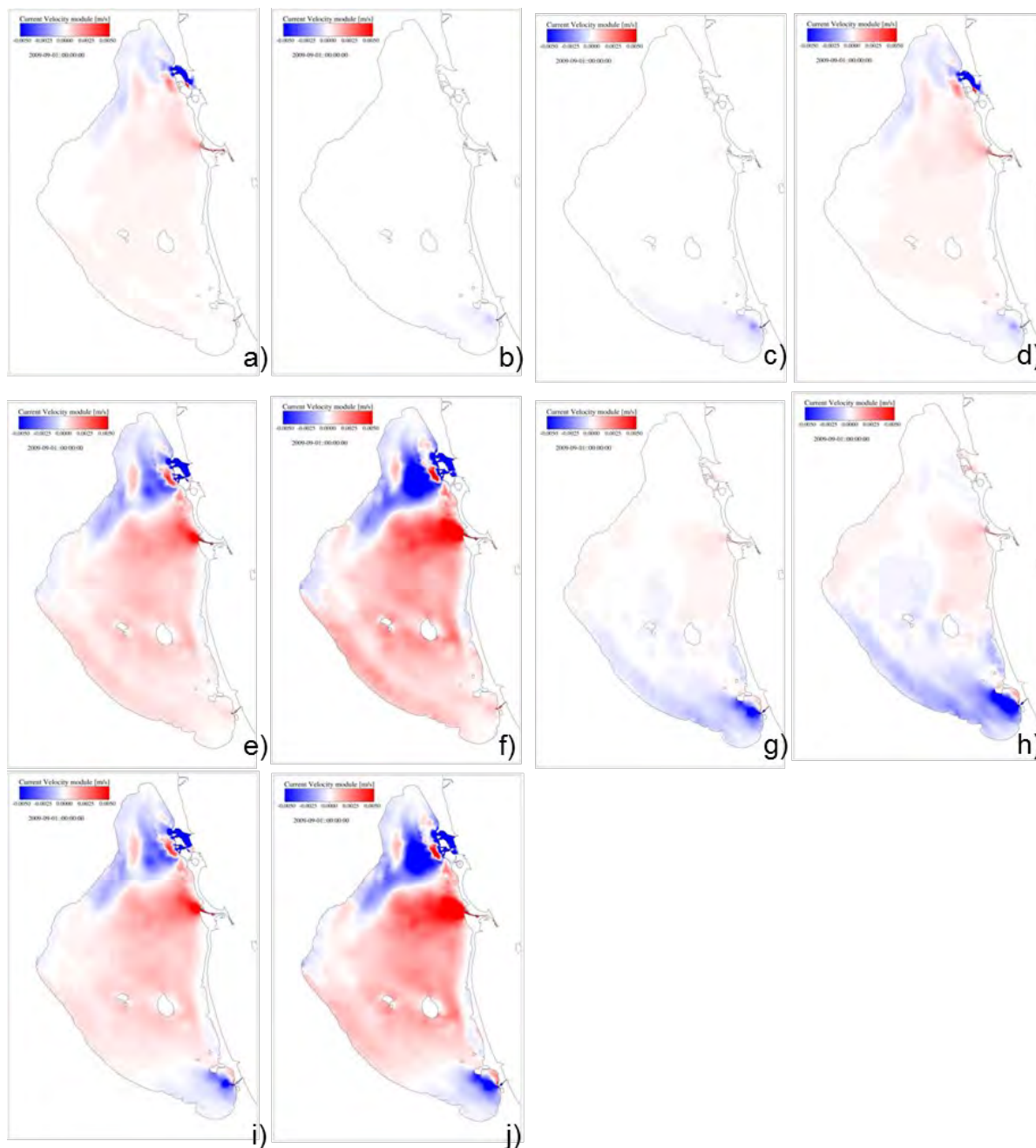


Figura 85. Diferencias de velocidad de las corrientes en verano: a) Mant_Enc / **b) Mar_parc_0.5m** / c) **Mar_0.5m** / d) Mant_Enc_Mar_0.5m / e) Enc_1m / f) Enc_1.5m / **g) Mar_1m** / **h) Mar_1.5m** / i) Enc_Mar_1m / j) Enc_Mar_1.5m (Rojo: aumento de la velocidad / Azul: disminución de la velocidad). Se han resaltado en **negrita** los escenarios que implican actuaciones únicamente en el canal de Marchamalo.



Como puede observarse, cualquier actuación en Marchamalo que implique dragados superiores a 0,5 m tiene repercusiones importantes en toda la cubeta sur (Fig. 85 g y h; 86 g y h), con una pérdida sensible de velocidad en las corrientes de toda la ribera sur oriental de la laguna, entre la desembocadura de la rambla de El Albujón y Mar de Cristal, y en la parte dental de la cubeta sur y entre las islas. Estas son, precisamente, las zonas donde tienden a acumularse los materiales detríticos en las playas y a formarse las bolsas hipóxicas. Es por ello que dichas actuaciones no parecen ser una solución a los procesos de formación de capas hipóxicas e incluso podrían agravar el problema. Por ello, cualquier propuesta de actuaciones en este sentido debe ser previamente modelada y valorada en detalle. Sin embargo, las actuaciones de mantenimiento, tanto parcial como más generalizado, en las que no se superan los 50 cm de dragado, tienen efectos mucho más moderados, siendo el más relevante, cuando la actuación es generalizada, la intensificación de corrientes en la zona de influencia de El Estacio. Estos efectos pueden ser distintos en las épocas de primavera, y sobre todo otoño, en el que, aunque se activan las corrientes en las riberas internas de la cubeta sur, se produce cierto estancamiento de aguas en el centro de la misma.

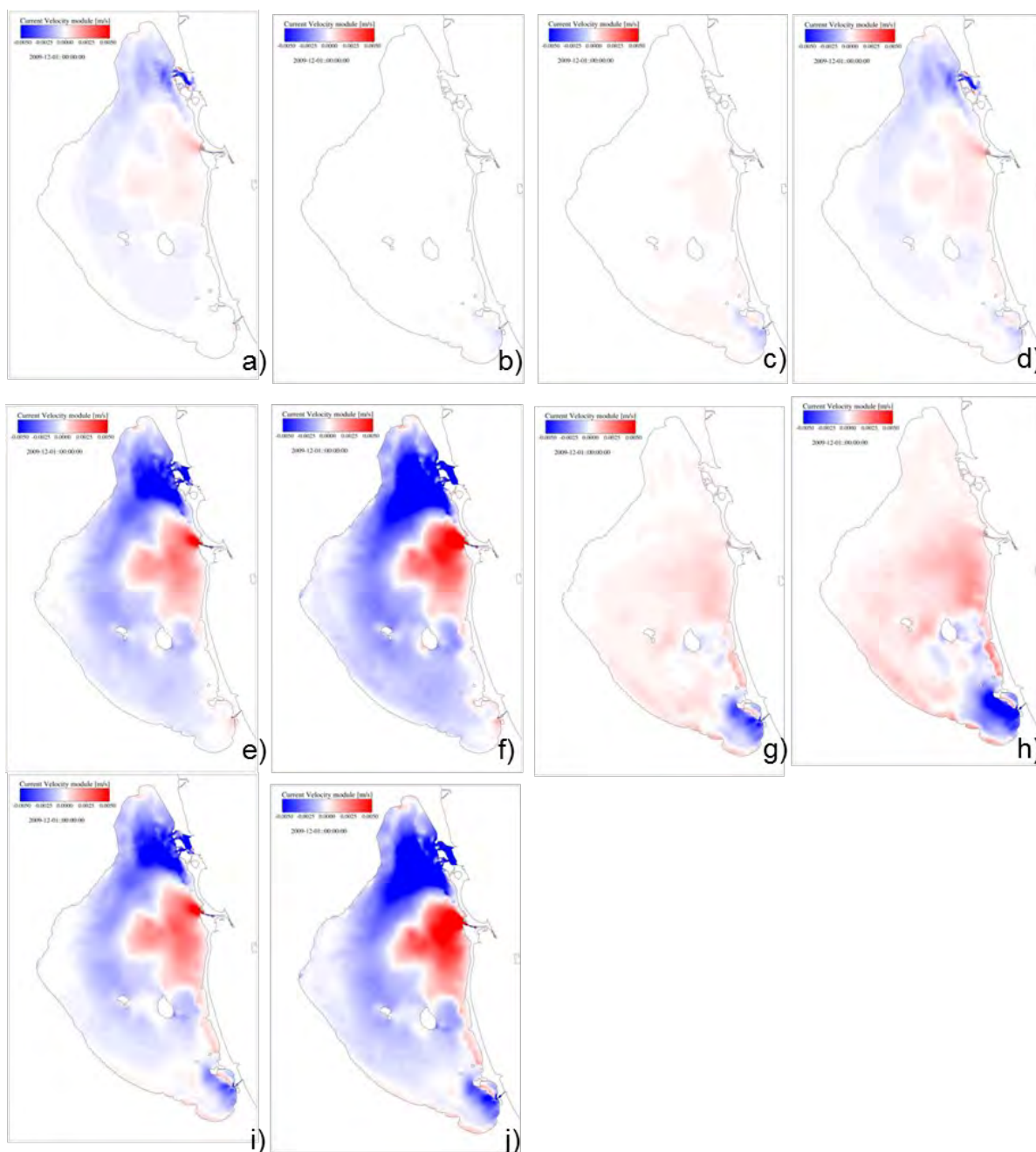


Figura 86. Diferencias de velocidad de las corrientes en otoño: a) Mant_Enc / b) **Mar_parc_0.5m** / c) **Mar_0.5m** / d) Mant_Enc_Mar_0.5m / e) Enc_1m / f) Enc_1.5m / g) **Mar_1m** / h) **Mar_1.5m** / i) Enc_Mar_1m / j) Enc_Mar_1.5m (Rojo: aumento de la velocidad / Azul: disminución de la velocidad). Se han resaltado en negrita los escenarios que implican actuaciones únicamente en el canal de Marchamalo.

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

Las afecciones al patrón circulatorio en sí, es decir, la dirección de las corrientes y dirección de los giros circulatorios, dependen mucho de en qué golas se actúe. Las actividades de dragado que afectan individualmente al canal de Marchamalo no parecen tener una influencia significativa en el resto de la circulación de la laguna, y es poco perceptible en el propio canal cuando se comparan con las condiciones normales sin actuaciones, en corrientes de entrada y salida (Fig. 87), mientras que para los escenarios que involucran el dragado de las Encañizadas los efectos son más significativos, tanto en el conjunto del Mar Menor, como en el propio canal de Marchamalo (Figs. 88-89) (García-Oliva *et al.*, 2018; Pérez-Ruzafa, 2019).

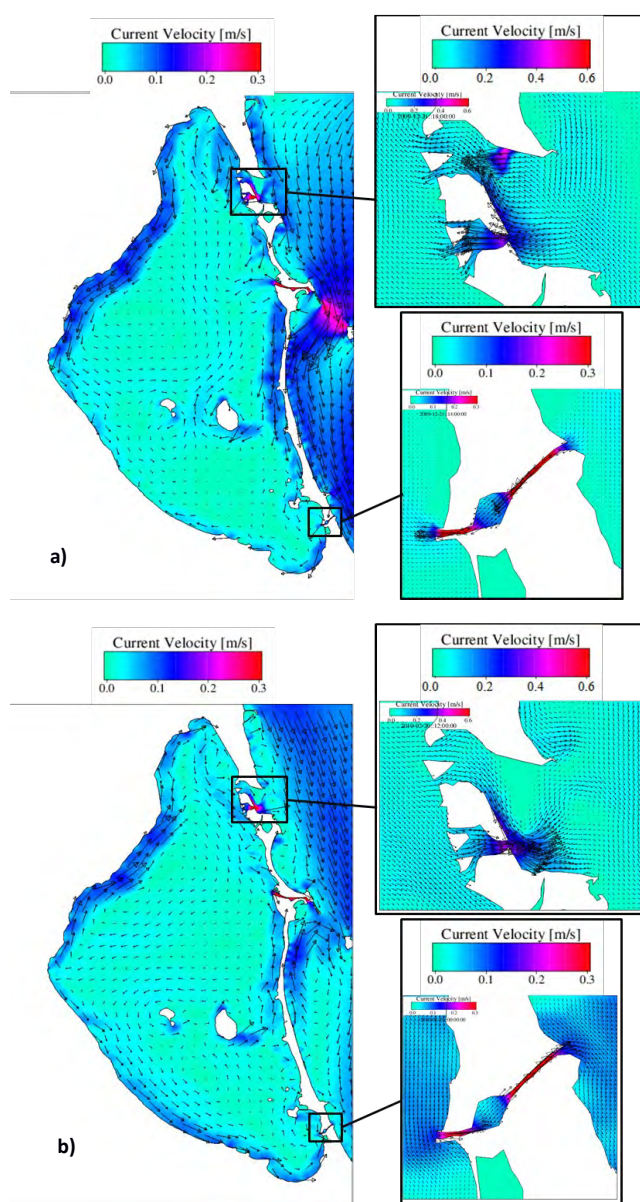


Figura 87. Velocidades de corrientes promediadas verticalmente durante el 13-02-2010 y 20-02-2010: (a) en situaciones de entrada y b) en situaciones de salida.

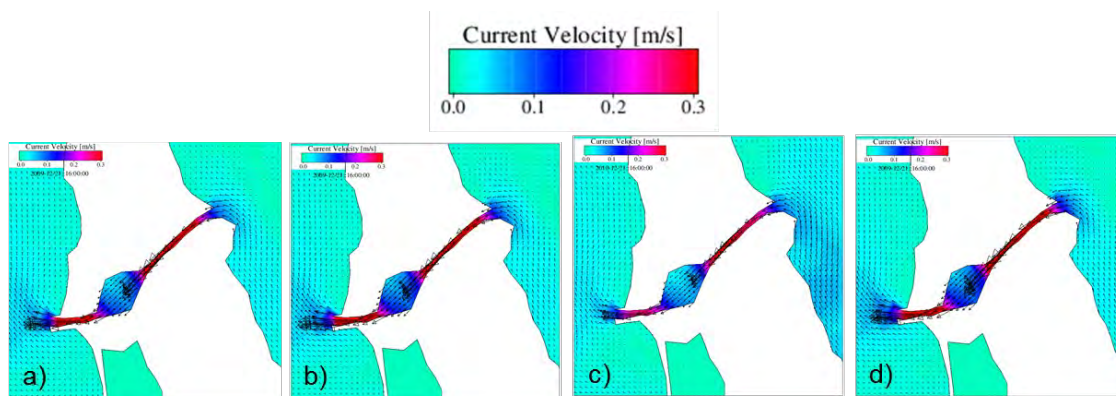


Figura 88. Velocidades de corriente promediadas verticalmente en Marchamalo con la descarga máxima en la laguna a través de El Estacio: a) Mant_Enc / b) Mar_part_0.5m / c) Mar_0.5m / d) Mant_Enc_Mar_0.5m.

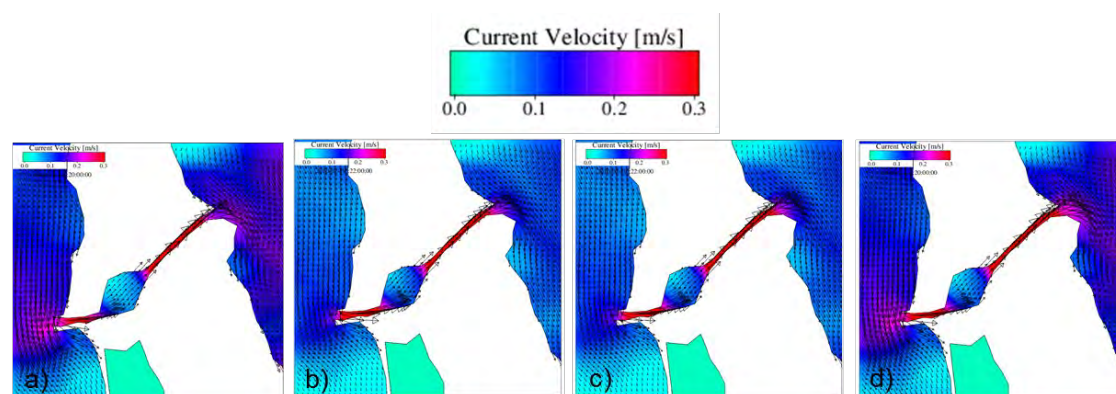


Figura 89. Velocidades de corriente promediadas verticalmente en Marchamalo con la descarga máxima hacia fuera de la laguna a través de El Estacio: a) Mant_Enc / b) Mar_part_0.5m / c) Mar_0.5m / d) Mant_Enc_Mar_0.5m.

Las actuaciones en Marchamalo también afectarían a los volúmenes de agua intercambiados a través de las distintas golas. Ambos son apenas apreciables en las tareas de mantenimiento, incluso en sus propios intercambios, que apenas superarían un 1 % de incremento en los volúmenes de entrada, pero podrían llegar al 11 % con respecto al escenario de no dragado, en las actuaciones más extremas (Tabla 5). Teniendo en cuenta que el efecto sobre los volúmenes de entrada sería mayor que sobre los de salida, no podría descartarse un efecto negativo de cara al problema a resolver en los momentos de formación de bolsas anóxicas, dado que al ser el agua del Mediterráneo menos densa que la del Mar Menor podría haber más riesgo de estratificación. Todo ello hace que estas medidas deban de ser consideradas con mucha prudencia y no superando lo que serían meras actuaciones de mantenimiento, por debajo de los 50 cm de dragado. Además, deberá tenerse en cuenta cualquier otra actuación o cambio de condiciones en las demás golas.

Tabla 5. Volumen intercambiado en cada canal individual hacia dentro y hacia fuera de la laguna y volumen total intercambiado durante un año (García-Oliva *et al.*, 2019).

Escenario	ID	Dirección	Volumen anual (hm ³)			Volumen total anual (hm ³)
			Encañizadas	Estacio	Marchamalo	
Sin dragado	1	Entrada	158,49	944,66	16,7	1119,85
		Salida	115,62	939,77	12,95	1068,34
Mar_part_0,5m	5	Entrada	158,39	943,72	22,27	1124,38
		Salida	115,59	939,47	17,99	1073,05
Mar_0,5m	6	Entrada	158,24	943,07	29,26	1130,57
		Salida	115,65	938,83	24,61	1079,09
Mar_1m	7	Entrada	157,45	936,15	83,33	1176,93
		Salida	115,47	934,12	75,62	1125,21
Mar_1,5m	8	Entrada	156,77	930,45	156,54	1243,76
		Salida	114,92	925,09	151,99	1192

Tabla 6. Valores mínimos, medios y máximos de salinidad y temperatura promediados para toda la masa de agua lagunar en el periodo 01/04/2009 al 01/04/2010 (García-Oliva *et al.*, 2019).

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

Los escenarios de dragado menos profundos o las actividades de mantenimiento (Mar_part_0.5m, Mar_0.5m) generalmente muestran un aumento de los valores medios de salinidad y temperatura y rangos de variación similares con respecto al caso sin dragado (Tabla 6), pero en los escenarios más agresivos, los valores medios y los rangos anuales de salinidad disminuyen, produciéndose una tendencia a la suavización de los valores extremos. Esto es semejante a lo que ocurrió en el caso del dragado de El Estacio en los años 1970, y que dio lugar a la colonización de nuevas especies como el alga *Caulerpa prolífera* y posteriormente las medusas *Rhizostoma pulmo* y *Cotylorhiza tuberculata*, con las consecuencias ya comentadas anteriormente (Pérez-Ruzafa, 1989; Pérez-Ruzafa *et al.*, 1991). Estos cambios se manifiestan principalmente en las estaciones de invierno y verano (Fig. 90), lo que puede afectar también a los ciclos

reproductivos de las especies. Como ejemplo puede ponerse el visto anteriormente de las condiciones desencadenantes de la estrobilación de las medusas (Fig. 72) (Pérez-Ruzafa, 1997; Fernández-Alías *et al.*, 2020).

La intensidad de los impactos es proporcional a la magnitud de las actuaciones de dragado (Fig. 90) pero la sensibilidad del sistema es distinta dependiendo de la gola en la que se actúe, probablemente como consecuencia de las diferencias en su extensión y ubicación con respecto a los patrones circulatorios principales de la laguna. Si bien estos cambios son menores en el caso de las actuaciones realizadas únicamente en el canal de Marchamalo frente a los dragados que se pudieran realizar en las Encañizadas, debe tenerse muy en cuenta que los efectos son sinérgicos (Fig. 90) y cualquier escenario de actuación debe ser considerado en el contexto completo de las motivaciones que llevan a proponerlo y de las consecuencias teniendo en cuenta todos los aspectos implicados. Las actuaciones que superen actividades de mantenimiento deben ser consideradas de alto riesgo para la integridad del ecosistema. Incluso las de mantenimiento, deben ser evaluadas y puestas en contexto con minuciosidad.

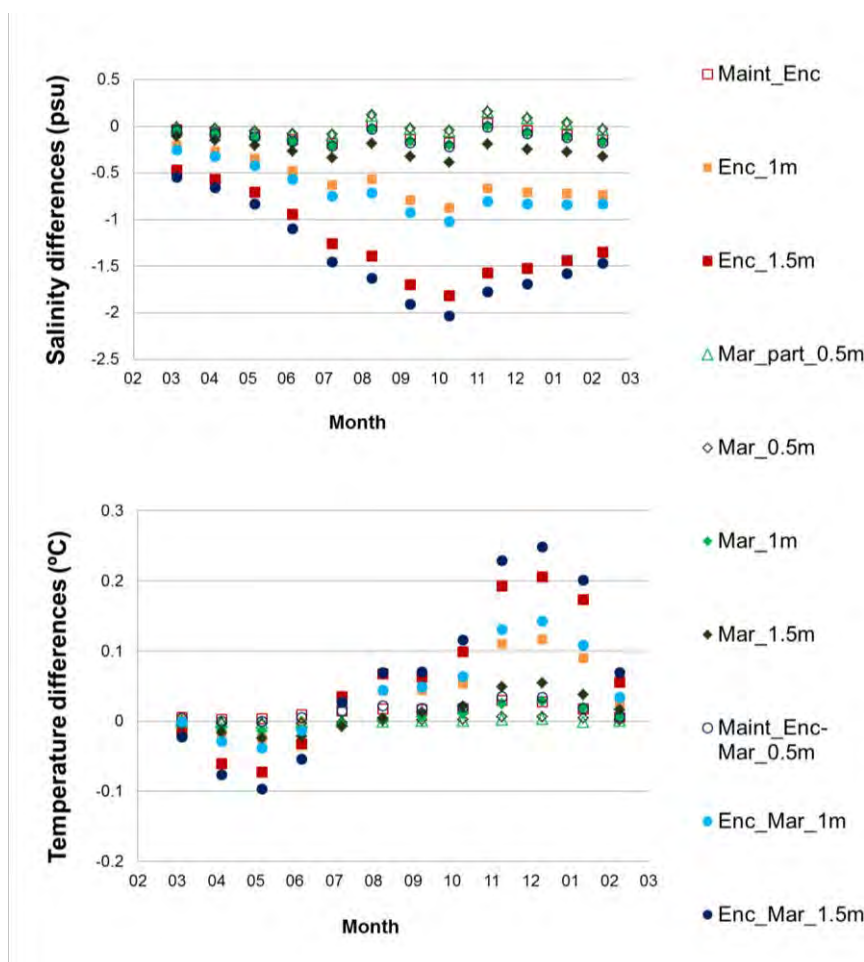


Figura 90. Diferencias en la salinidad media mensual (izquierda) y en la temperatura (derecha) entre los escenarios de dragado y sin perturbaciones (García-Oliva *et al.*, 2019).

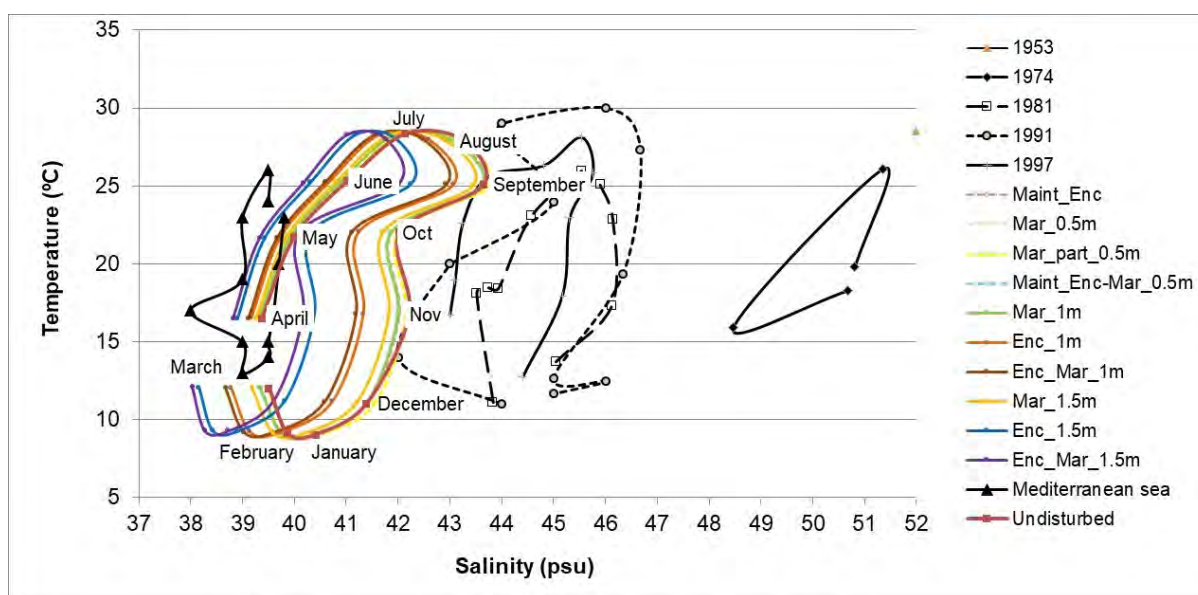


Figura 91. Diagrama T-S mostrando el ciclo anual de salinidad-temperatura de la laguna para las series históricas de datos y los distintos escenarios de dragado. Los triángulos negros representan el ciclo anual de T-S para el Mediterráneo y las otras líneas negras la evolución de T-S para el Mar Menor antes (rombos) y después (cuadrados y círculos) del dragado de El Estacio en 1973.

El ciclo anual de la salinidad y la temperatura medias en la laguna para cada escenario de dragado muestra un desplazamiento de las masas de agua del Mar Menor hacia las características del Mediterráneo respecto a la situación de hace 20 años, y esta tendencia se acentuaría con las obras de dragado (Fig. 91). Los ciclos de los escenarios de dragado menos profundos, representados con líneas discontinuas en la Figura 91, están más cerca del caso No perturbado, mientras que los dragados más profundos particularmente lo que afectarían a las Encañizadas o a una combinación de actuaciones agresivas en las encañizadas y en Marchamalo (Enc_1.5m y Enc_Mar_1.5m) están notablemente desplazados y distorsionados en comparación con el escenario de no actuación o las condiciones que deberían ser las normales en el Mar Menor. La forma más estrecha del ciclo significa una menor variabilidad de la salinidad a lo largo del año.

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

salinidad de la laguna, alterando radicalmente sus condiciones hidrográficas y llevándola en la dirección de los peores escenarios de cambio climático.

En las condiciones simuladas hasta ahora, parece poco probable que el dragado de Marchamalo pueda servir para remover la capa anóxica. En la figura 92 se representa el escenario que más forzaría los intercambios entre el Mar Menor y el Mediterráneo en el canal de Marchamalo, multiplicando por un factor de 2,7 los volúmenes de entrada y salida intercambiados a través de la gola (García-Oliva *et al.*, 2019). Como puede verse, el agua que penetra desde el Mediterráneo tiende a situarse en superficie, produciendo estratificación y con poco efecto sobre la posible masa anóxica localizada cerca del fondo. El dragado en las Encañizadas produciría una situación incluso más estratificada en toda la cubeta norte (Fig. 92a).

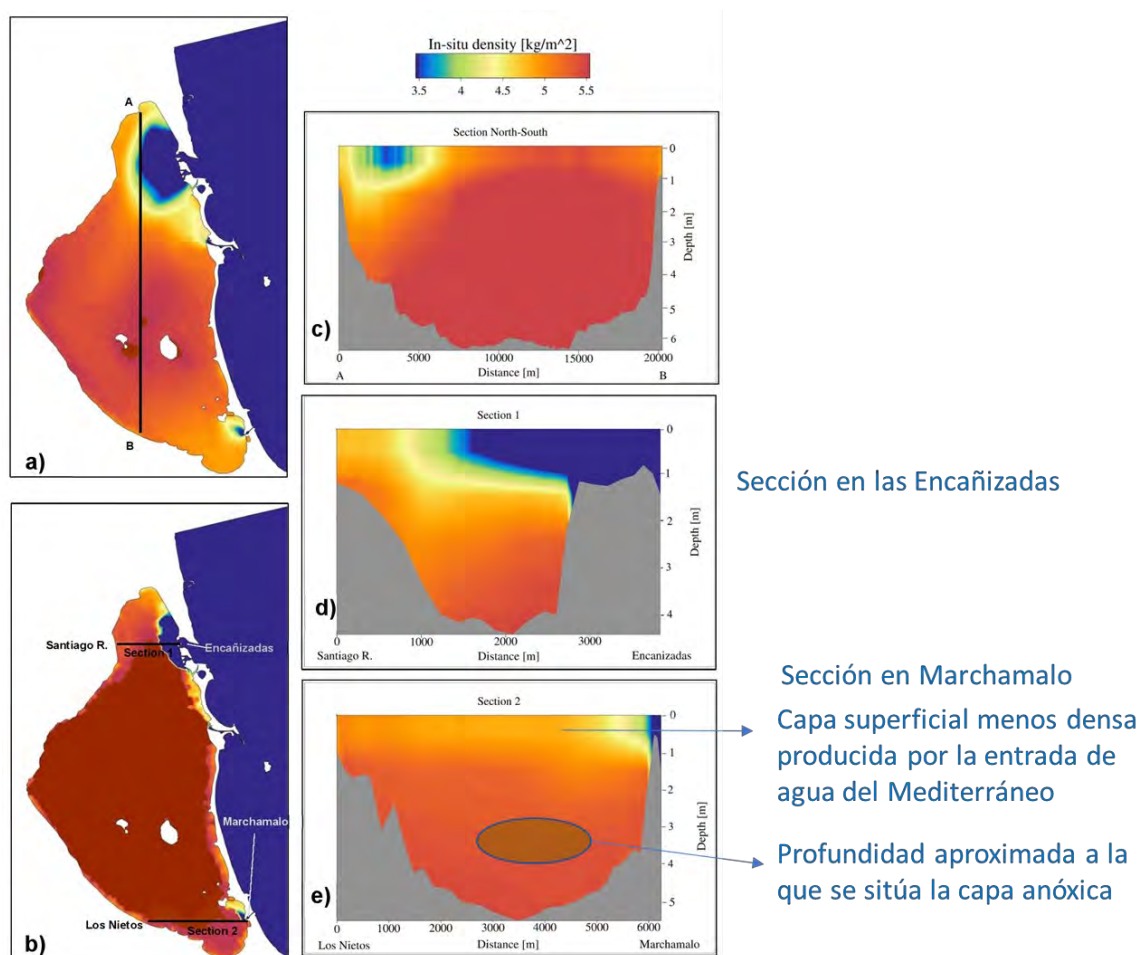


Figura 92. Densidad del agua *in situ* en el escenario Enc_Mar_1.5m el 21 de diciembre de 2009 a las 16.00 h (con caudal máximo hacia el interior): densidad de la superficie (a) y del fondo (b) capas; transectos en el transecto norte-sur de la laguna (c) y secciones este-oeste a través de las ensenadas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



El papel más relevante de dar mantenimiento a la gola de Marchamalo podría ser el preventivo en el caso de una DANA. Durante la que se produjo en septiembre de 2019, la entrada masiva de agua dulce formó una capa de agua poco densa flotando sobre la masa de agua salina del Mar Menor (Fig. 93). En dichas condiciones la sobrecarga de materia orgánica acumulada en las capas profundas de la columna de agua, como consecuencia de la descarga de materiales y el incremento brusco de producción primaria que tuvo lugar por la entrada de nutrientes, produjo una hipoxia extrema en una capa de aproximadamente 1 m de espesor sobre el fondo. Las condiciones de viento suave, soplando desde el norte, desplazó la capa superficial hacia el sur, donde se hundió empujando hacia el norte la capa anóxica profunda, que afloró en la zona de Villananitos, en Lo Pagán, dando lugar a una mortandad masiva de organismos.

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

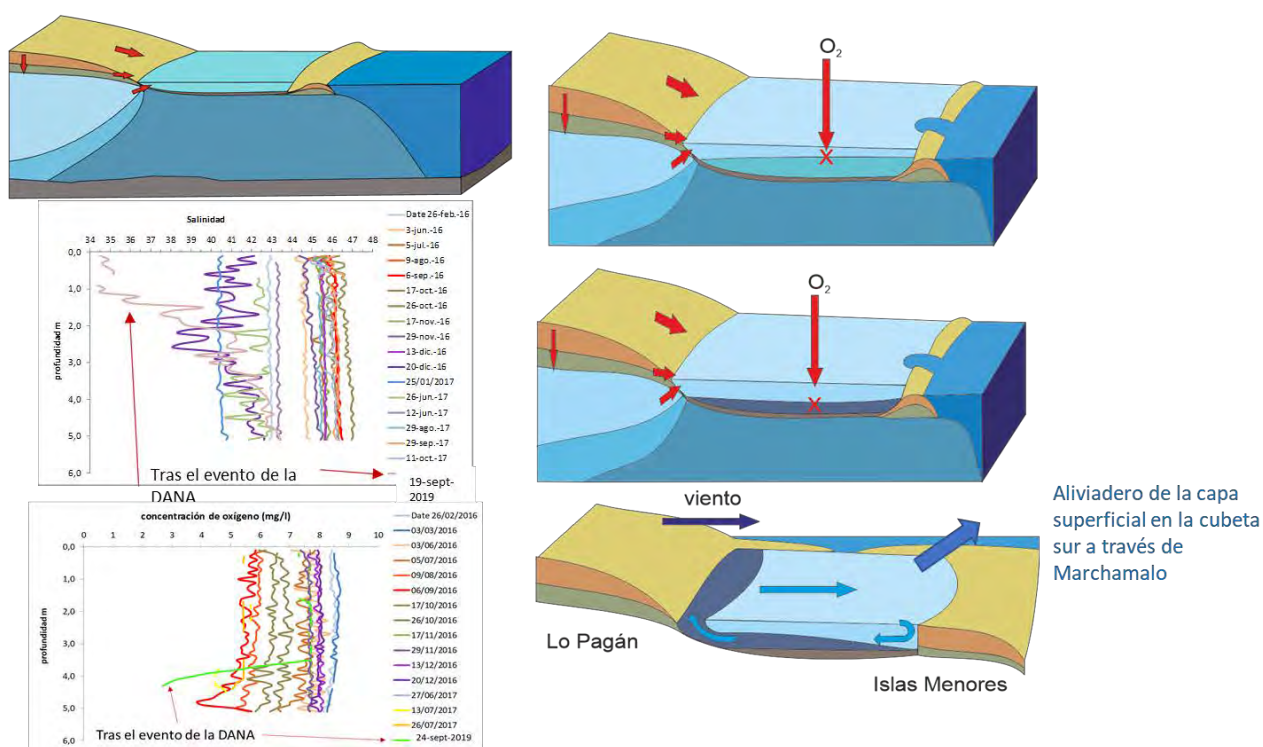


Figura 93. Esquema de la situación que se produjo durante la DANA de septiembre de 2019 en el Mar Menor.

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

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

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



Figura 94. Tiempo de renovación de agua en el Mar Menor promediado verticalmente en el escenario sin perturbaciones.

La distribución espacial de los impactos de las actividades de dragado sobre el WRT también se ha analizado teniendo en cuenta las diferencias entre cada escenario y el escenario "Sin dragado". Como puede verse en la figura 94, la base de la heterogeneidad del Mar Menor se sustenta en tener tiempos de residencia de hasta 400 días en la cubeta sur y de casi la mitad en la cubeta norte. Esto le permite tener poblamientos bien diferenciados, tanto en el sistema bentónico como en el pelágico, con especies más típicamente lagunares y propias del Mar Menor en la cubeta sur y una mayor influencia de especies alóctonas en la norte. Esto es fundamental para preservar las especies lagunares frente a competidores e infecciones, pero también para que los efectos de cualquier impacto ambiental no se transmitan rápidamente por toda la laguna (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2004, 2005a; Figs. 10 y 74). Como puede verse en la figura 95, es aquí donde más consecuencias podrían tener las actuaciones en la gola de Marchamalo. Mientras que las actuaciones de mantenimiento supondrían únicamente cambios de unos pocos días, actuaciones de dragado más intensas podrían llegar a suponer una disminución de los tiempos de residencia de más de 150 días en algunas áreas de la cubeta sur. Además, es muy importante resaltar que los efectos en la cubeta norte y sur son antagónicos, es decir, los tiempos de residencia aumentan en las cubetas norte y central y disminuyen en la cubeta sur, por lo que se produce una compensación de las diferencias actuales, dando lugar a una homogeneización de toda la laguna.

La actuación en Marchamalo también afecta a la conectividad, entendida como la probabilidad de colonización de larvas procedentes de otras localidades del Mar Menor o del mar abierto. En las simulaciones realizadas los efectos observados consisten en el aumento de la conectividad en la zona norte, así como en la disminución de la conectividad entre las estaciones del sur más cercanas a dicha gola, variando proporcionalmente a la profundidad de las actividades de dragado (Fig. 96).

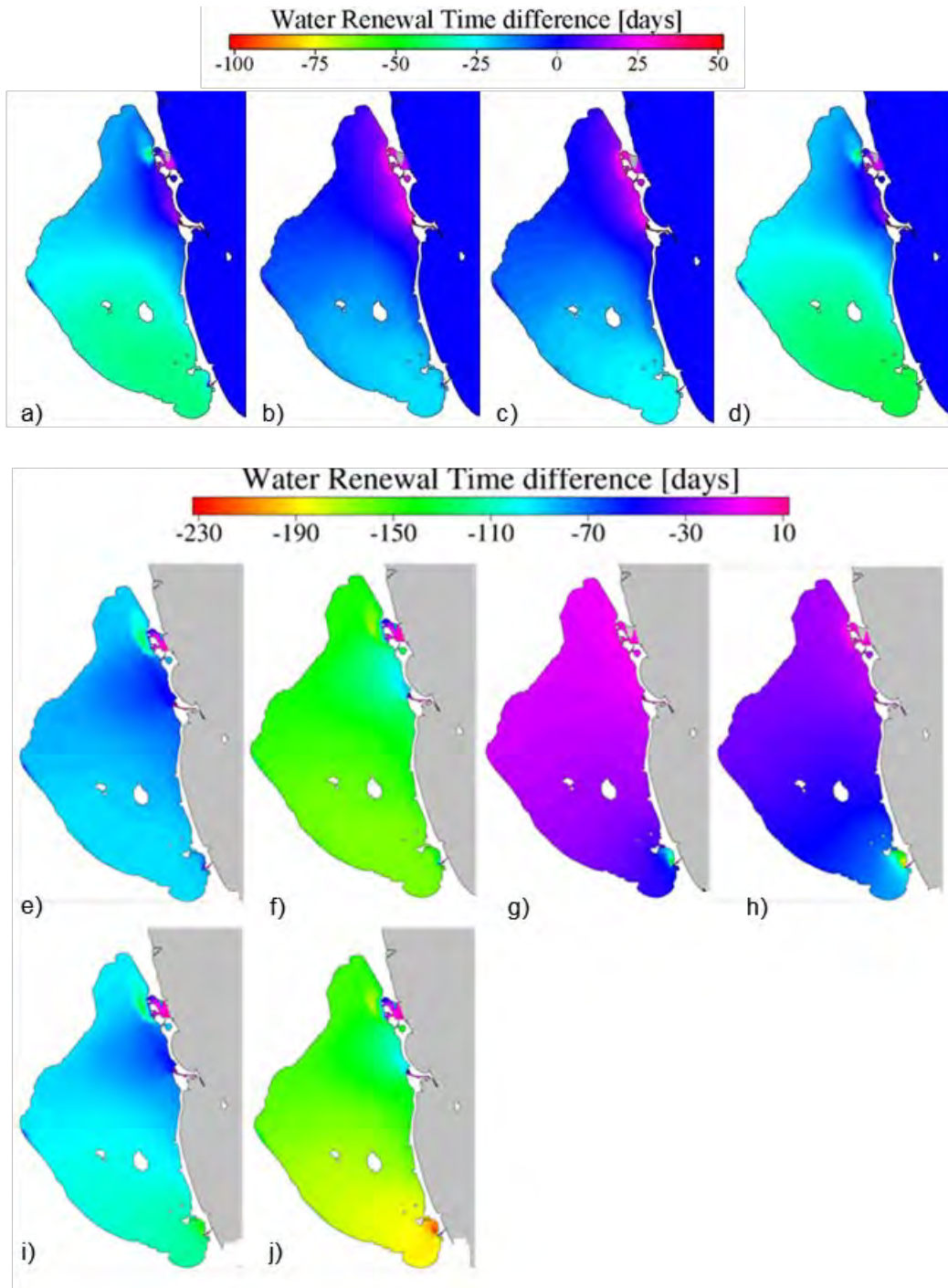


Figura 95. Diferencias en el tiempo de renovación del agua con respecto al estado sin dragar: a) Mant_Enc / b) Mar_part_0.5m / c) Mar_0.5m / d) Mant_Enc_Mar_0.5m / e) Enc_1m / f) Enc_1.5m / g) Mar_1m / h) Mar_1.5m / i) Enc_Mar_1m / j) Enc_Mar_1.5m. Los valores negativos indican una reducción de la WRT.

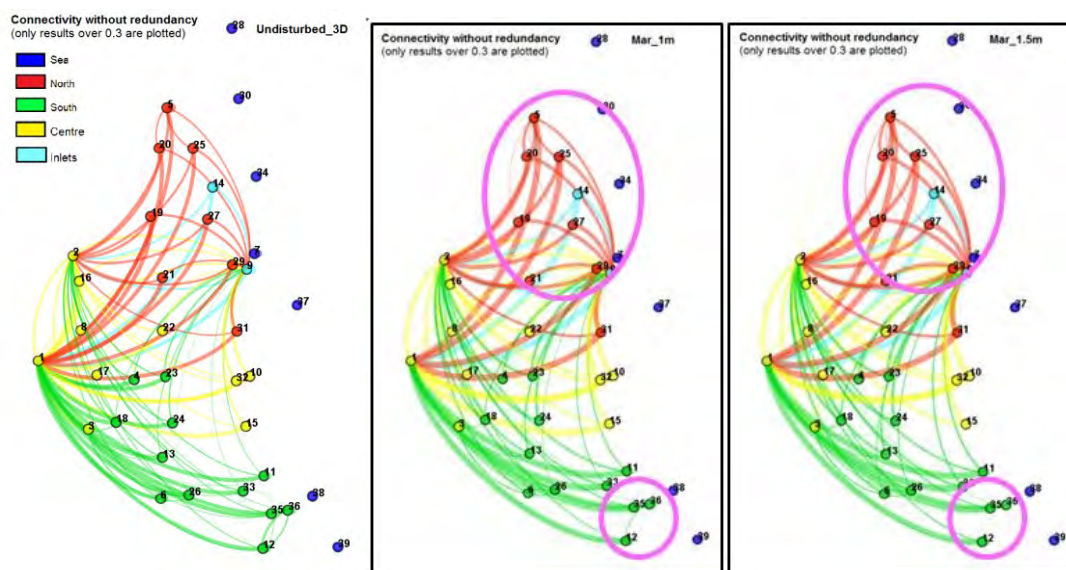


Figura 96. Izquierda: Conectividad sin redundancia entre las estaciones después del período de 2 años de la simulación 3D en el escenario sin perturbaciones (las líneas siguen una dirección en el sentido de las agujas del reloj desde la fuente hasta el punto de destino, el ancho de las líneas indica la magnitud relativa de la conectividad y solo los valores superiores a 0,3 se han representado). Centro y derecha: Conectividad sin redundancia entre las estaciones tras 2 años de la simulación 3D para los escenarios relacionados con el dragado del canal Marchamalo.

Para los escenarios relacionados con el dragado individual del canal Marchamalo (Fig. 97) la conectividad interna del Mar Menor disminuye con la profundidad del dragado mientras que aumenta el número de larvas provenientes del Mediterráneo. Los cambios debidos al dragado de Marchamalo sobre la conectividad de las larvas que salen hacia el Mediterráneo son menos perceptibles.

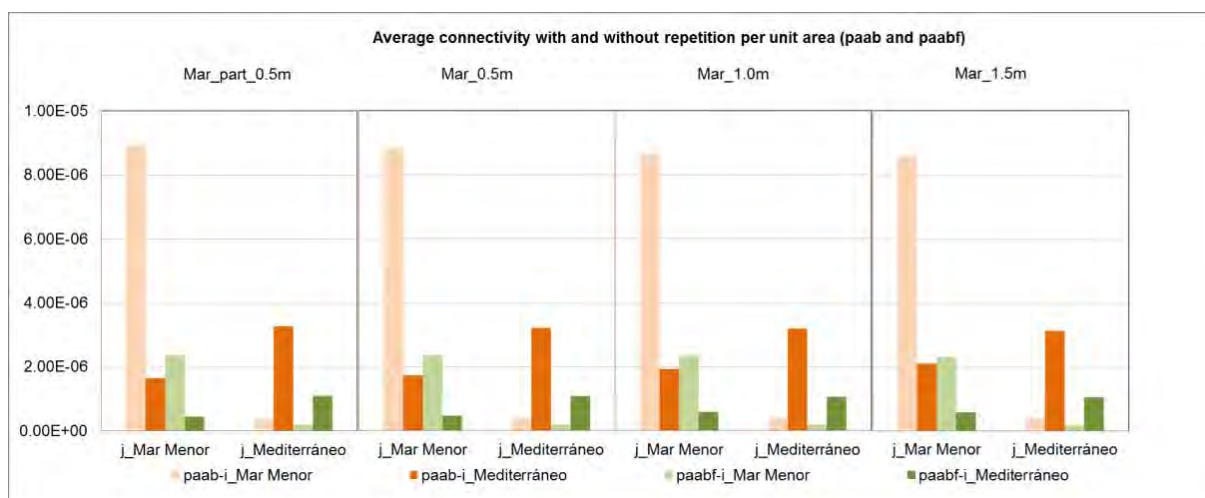


Figura 97. Conectividad con y sin redundancia (paab y paabf, respectivamente) entre el Mar Menor y el Mar Mediterráneo después del período de 2 años de las simulaciones 3D relacionadas con el dragado del canal Marchamalo.

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

Las restricciones al intercambio de aguas y a la colonización de especies impuestas por las golas contribuyen a mantener una elevada heterogeneidad hidrológica que se traduce en heterogeneidad y diversidad biológica (Fig. 98). Esto da lugar a una red trófica compleja, con múltiples vías para el flujo de energía, canalizando la producción principalmente hacia el sistema bentónico, con una gran biomasa de filtradores, detritívoros y carroñeros que procesan y retienen buena parte de la producción y exportando parte de la biomasa fuera del sistema a través de las migraciones de peces e invertebrados, la pesca o el consumo por parte de aves acuáticas, y acumulando los excedentes en el sedimento (Fig. 99).

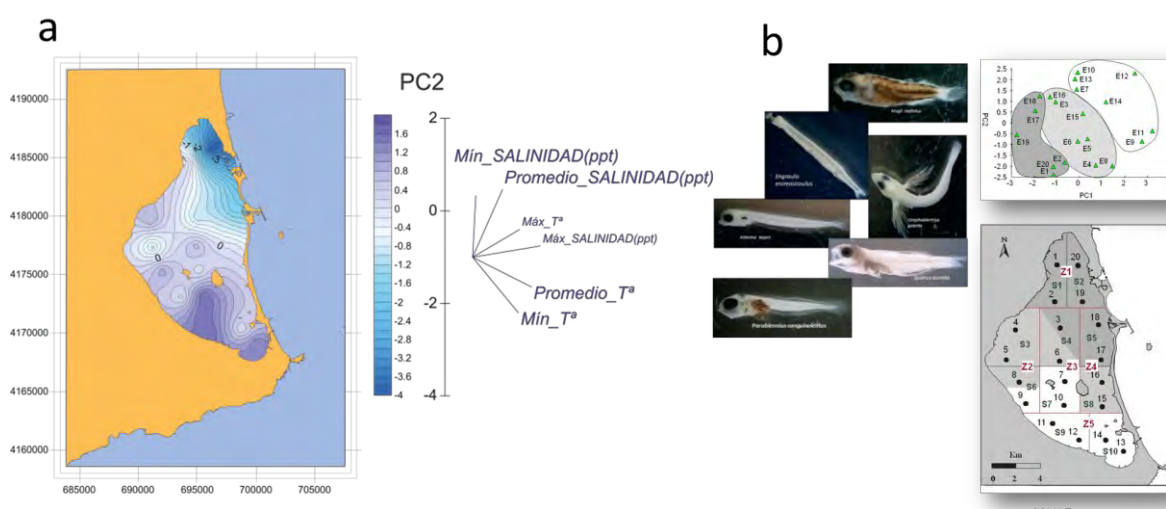


Figura 98. a) caracterización de distintas masas de agua en el Mar Menor en función de sus condiciones de salinidad y temperatura. b) caracterización de diferentes poblamientos en el ictioplancton del Mar Menor en base a la composición y abundancia de las especies de larvas de peces (Pérez-Ruzafa *et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



b

{ 130 }

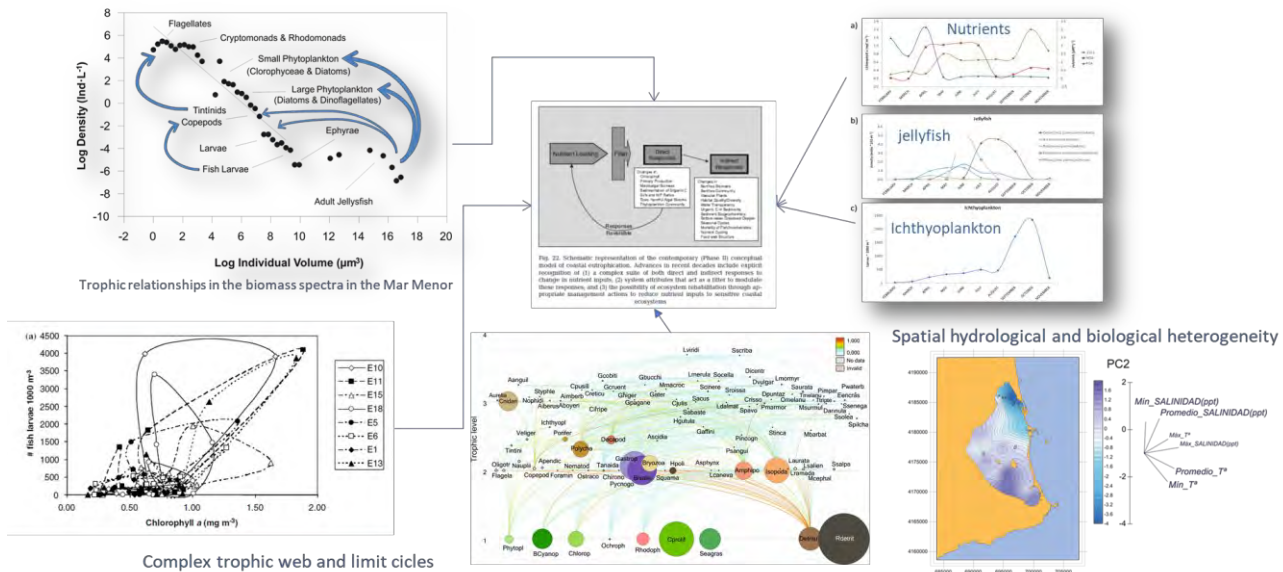


Figura 100. Procesos y factores dan lugar a los complejos mecanismos de autorregulación que presenta el ecosistema del Mar Menor para enfrentarse y neutralizar los efectos de la eutrofización, desde el control top-down ejercido por las medusas y el ictioplancton y los sucesivos niveles tróficos sobre la red trófica pelágica (arriba a la izquierda) (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2002), la segregación temporal entre las distintas especies de medusas y el ictioplancton en su función reguladora (arriba derecha) (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2002, 2004; Fernández-Alías *et al.*, 2021), la heterogeneidad espacial de los ciclos límite reguladores (abajo-izquierda) (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2005a), la complejidad de la red trófica (abajo-centro) (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2020) y la propia heterogeneidad ambiental que ofrece el marco que permite la diversidad biológica del Mar Menor.

Todos estos mecanismos pueden perderse si se produce la homogeneización del sistema. En el Mar Menor, los efectos de las operaciones de dragado dependen de la extensión y ubicación de las golas y tienen efectos acumulativos. Como ya se advirtió en anteriores informes (Pérez-Ruzafa, 2019), en general, las actuaciones agrandando las golas conducen a una mediterraneización de las condiciones hidrográficas lagunares. Un cambio de 2 psu en la media mensual es relevante para muchas especies, pero los cambios de salinidad pueden ser mucho más extremos en localidades específicas, especialmente en áreas poco profundas, de modo que las desviaciones en la salinidad máxima dependiendo de las localidades pueden oscilar desde -14.67 a 3.44 dependiendo del escenario. Esto podría representar cambios importantes en la composición y estructura de las comunidades biológicas. Por otro lado, el efecto sobre la temperatura media puede suponer localmente un aumento de 0,3 °C en los máximos y una disminución de 1,06 en los mínimos, lo que puede ser determinante para las posibilidades de colonización o reproducción de algunas especies.

Los escenarios donde se dragan simultáneamente los canales de las Encañizadas y Marchamalo podrían dar una idea inicial acerca de los efectos similares a los inducidos por el cambio climático según el trabajo de De Pascalis *et al.* (2012), aunque el aumento



del nivel del mar no estaría incluido. Por ejemplo, a este respecto, en De Pascalis *et al.* (2012) se indica que la morfología de la cuenca conduce a una amplificación de la respuesta de la laguna al cambio climático. El trabajo muestra que entre 1997 y 2100 la disminución de la salinidad dentro de la laguna con respecto a la anomalía impuesta en mar abierto debido al cambio climático podría alcanzar valores de alrededor del 67%, mientras que para el mismo escenario para la temperatura representaría un aumento de aproximadamente el 39%.

La capacidad de las especies marinas de colonización y aclimatación difieren dependiendo en gran medida de los valores de temperatura y la variabilidad ambiental. El cambio global está afectando a los organismos marinos y a los sistemas marinos en múltiples niveles de organización y desafiando la sostenibilidad de las poblaciones de peces marinos y las pesquerías (Pörtner y Gutt, 2016; Cheung, 2018; Liang *et al.*, 2018).

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

Pero, aunque el cambio climático es una amenaza global, en ecosistemas particulares podemos encontrar acciones que también cambian los rangos de temperatura, afectando a los organismos y al funcionamiento general de los mismos. Puede ser contaminación térmica o, en el caso de sistemas costeros semicerrados y poco profundos, como las lagunas costeras, cambios en la dinámica de intercambio con las aguas externas al sistema, ya sean de origen marino o continental, superficiales o del freático.

Por otro lado, la salinidad es un factor clave en las lagunas y se ha considerado el parámetro esencial para explicar los gradientes lagunares en densidad, biomasa, riqueza o diversidad de especies (Por, 1980; Mariani, 2001), condicionando también la viabilidad



de la colonización y el asentamiento de nuevas especies (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2019). Asimismo, es uno de los principales factores que determinan las similitudes y diferencias entre lagunas (Petit, 1953; Aguesse, 1957; Anonymous, 1959; D'Ancona, 1959; Remane en McLusky, 1999).

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

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

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

En el Mar Menor, este trabajo muestra que uno de los efectos más significativos de las intervenciones de dragado sería la homogeneización de los tiempos de renovación del agua entre las partes norte y sur de la laguna, con efectos sobre la conectividad de las especies (García-Oliva *et al.*, 2018). También se observa que, en la mayoría de los escenarios de dragado simulados, cualquier aumento en la profundidad de las entradas conduce a un aumento mensual promedio de la temperatura en los meses de julio a febrero, hasta una diferencia máxima de 0,25°C en diciembre.

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



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

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

Este proceso previo de “Mediterranización” del Mar Menor permitió la colonización y el establecimiento de nuevas especies marinas como las algas *Caulerpa prolifera*, que cubrió toda la cuenca en pocos años, lo que llevó a la desaparición de las comunidades originales (Pérez-Ruzafa *et al.*, 1987, 1989, 1991, 2006; Pérez-Ruzafa y Marcos, 1992, 1993). El número de especies de moluscos y peces se duplicó en solo 15 años (Pérez-Ruzafa *et al.*, 1987; Pérez-Ruzafa, 1989) en detrimento de las especies típicas de la laguna. Como parte del mismo proceso, otras especies alóctonas, como las medusas *Cotylorhiza tuberculata* y *Rhizostoma pulmo*, entraron en la laguna desde el Mediterráneo a mediados de los años 1980 (Pérez-Ruzafa, 1989) y, después de un período de crecimiento más o menos lento de sus poblaciones, proliferaron



masivamente como consecuencia de los cambios en el estado trófico de la laguna, causando serios problemas a la actividad turística (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2002).

El cambio más importante derivado del dragado del canal del Estacio que afectó la fisiografía y el funcionamiento del ecosistema del Mar Menor ocurrió a nivel de las praderas y comunidades bentónicas. Las poblaciones de *Ceramium ciliatum* var. *robustum* y *Cladophora* sp. (García-Carrascosa, 1982) en la comunidad fotofílica fueron reemplazados en su mayoría por facies de *Acetabularia acetabulum*, *Jania rubens*, *Padina pavonica* y, dependiendo de la zona, por *Palisada tenerima* (Pérez-Ruzafa I.M., 1989). Además, las praderas de fanerógamas (con la presencia de *Cymodocea nodosa*, *Zostera marina* y *Z. noltii*) que dominaron los fondos blandos de la laguna antes de 1970 (Lozano, 1954; Simonneau, 1973), fueron reemplazadas progresivamente por una pradera monoespecífica de *Caulerpa prolifera* o mixta de *Caulerpa-Cymodocea*, dominada por *C. prolifera*, cubriendo más del 80% del fondo de la laguna, favoreciendo altos contenidos de materia orgánica en el sedimento y bajas concentraciones de oxígeno (Pérez-Ruzafa *et al.*, 1989, 2012) (Figs. 3-4).

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

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

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

Por otro lado, los valores extremos de salinidad y temperatura en las lagunas costeras pueden ser una barrera protectora contra parásitos y enfermedades para algunas especies marinas clave. Este es el caso de los bivalvos *Pinna nobilis* Linnaeus, 1758, y *Ostrea edulis* Linnaeus, 1758 en el Mar Menor. Las poblaciones *O. edulis* del Mar Menor se utilizaron como fuente de juveniles para la acuicultura debido a la ausencia en ellos



de los parásitos *Bonamia ostreae* Pichot, Comps, Tigé, Grizel & Rabouin, 1980 o *Marteilia refringens* Grizel, Comps, Bonami, Cousserans, Duthoit & Le Pennec, 1974, que generalmente infecta a otras poblaciones costeras europeas (Cano y Rozamora, 1996; Arzul *et al.*, 2006). Más recientemente, la especie amenazada *P. nobilis* ha sufrido un evento de mortalidad masiva en el Mediterráneo occidental (Vázquez-Luis *et al.*, 2017), hasta ahora sin afectar a las poblaciones del Mar Menor.

Está claro que una mediterrización de la laguna del Mar Menor y, en general, una disminución en la salinidad puede implicar la pérdida de un servicio de protección que brinda contra parásitos e infecciones de especies emblemáticas.

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

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

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

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

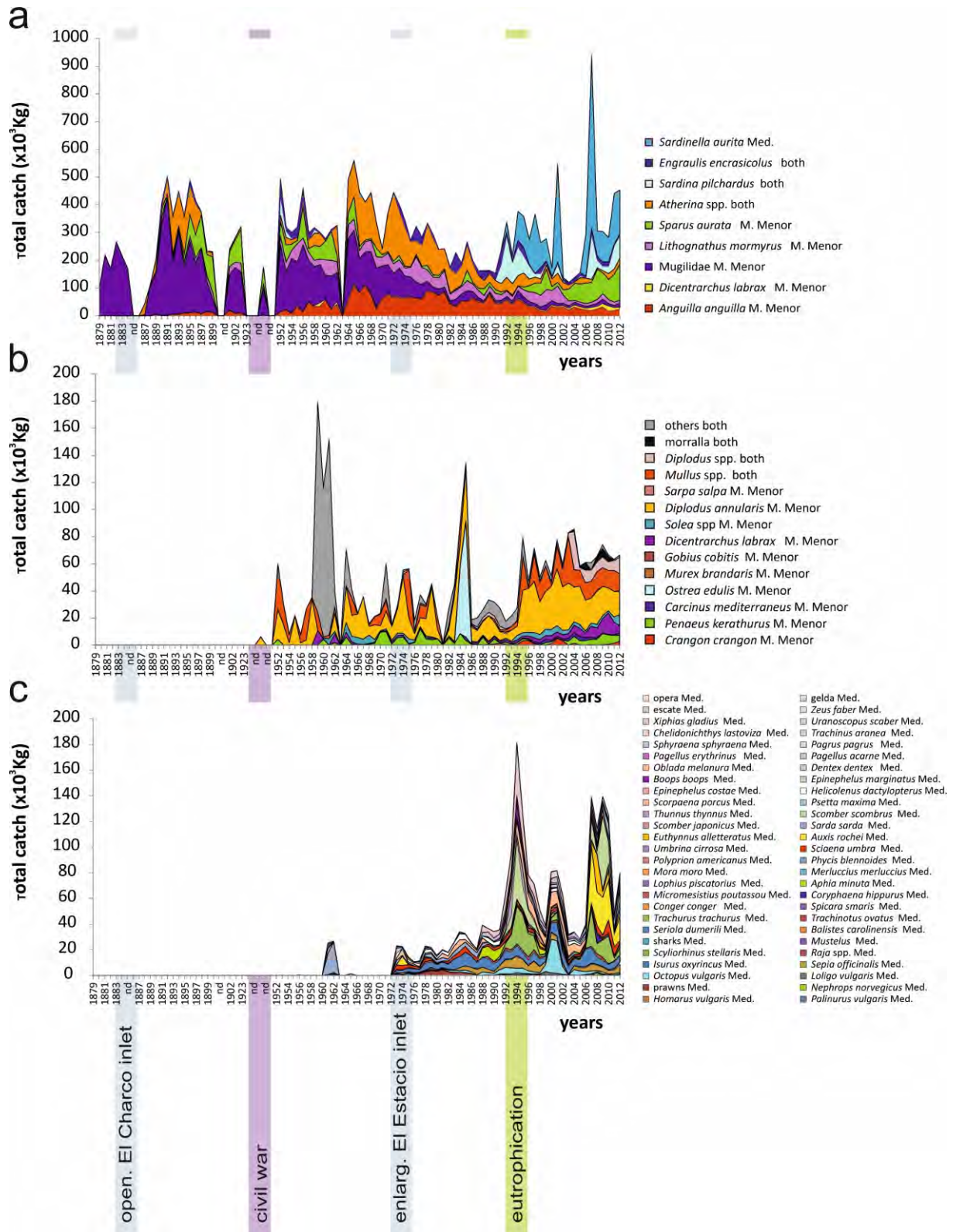


Figura 101. Evolución de la captura de las especies pescadas por la flota que faena en el Mar Menor, indicando el caladero en el que se capturan (M. Menor: Mar Menor, Med: Mediterráneo, o en ambos). a) especies dominantes, b) especies secundarias pescadas dentro de la laguna, c) especies secundarias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

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

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

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

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

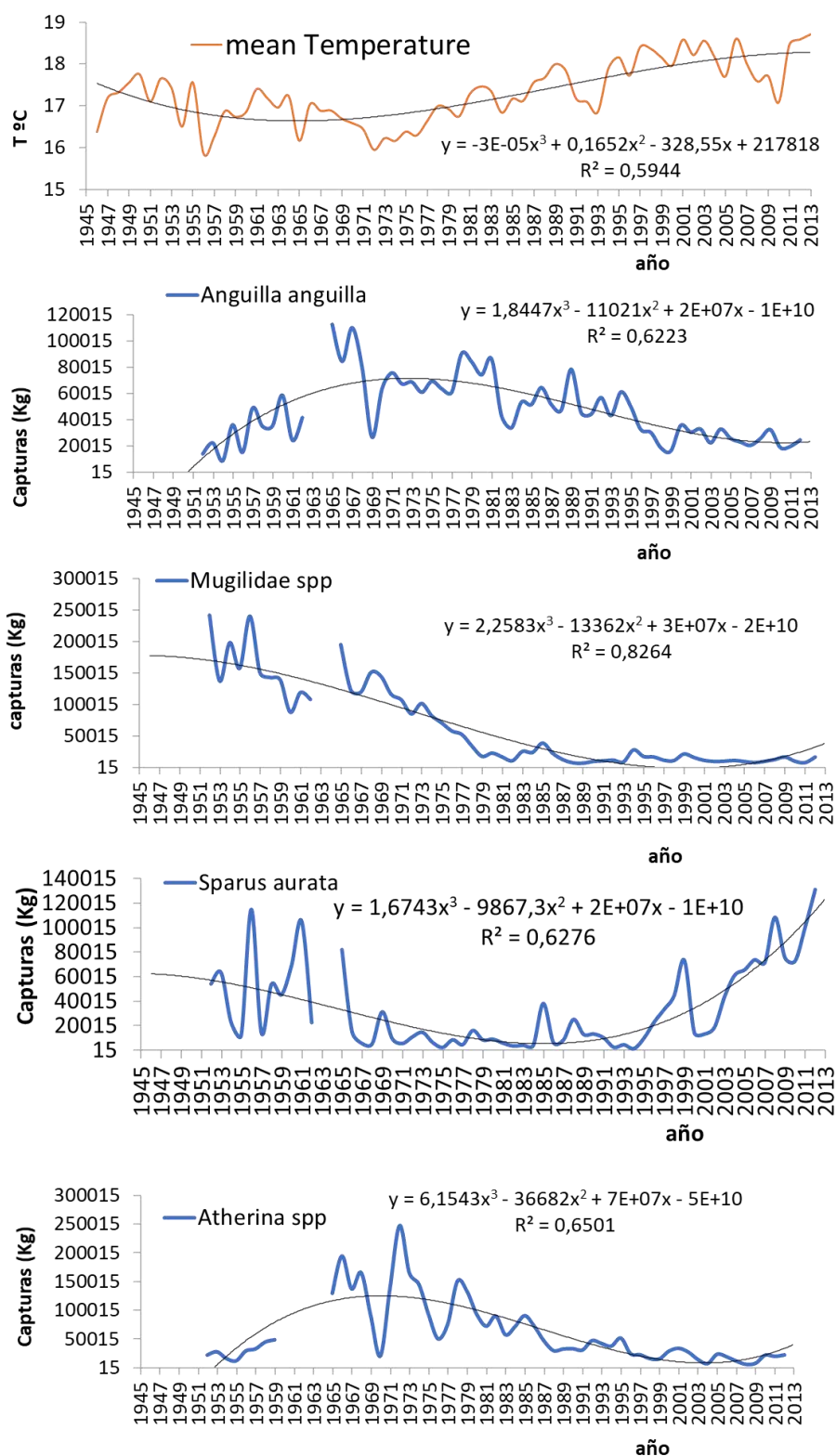


Figura 102. Evolución de la temperatura media anual del aire (a) y la captura de las principales especies objetivo en el Mar Menor de 1945 a 2012. En 1972 se produjo una inflexión en las tendencias de temperatura (Marcos *et al.*, 2015).

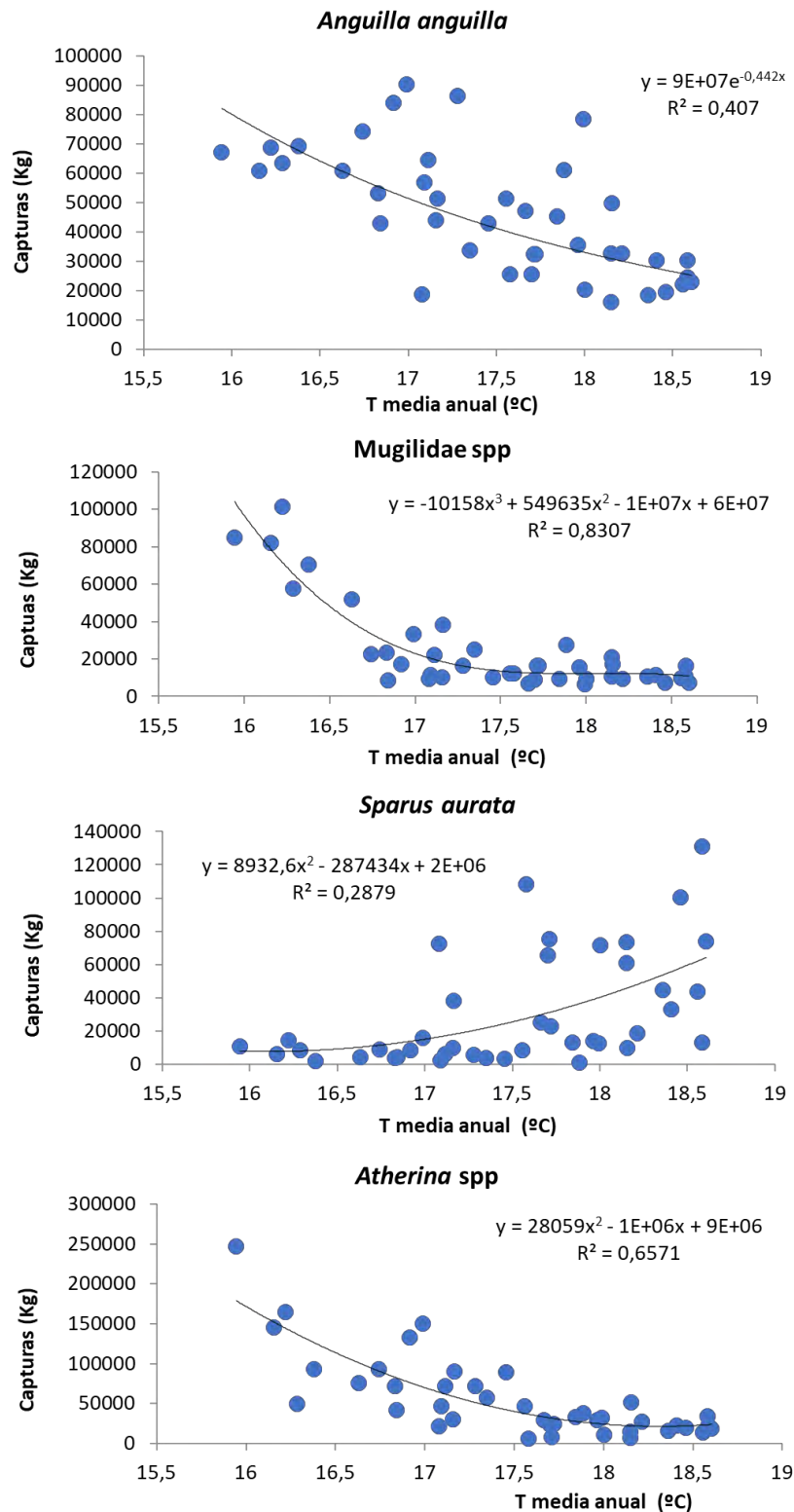


Figura 103. Relación entre la captura de las principales especies objetivo en la pesquería del Mar Menor y la temperatura media anual del aire desde el cambio en las tendencias de temperatura de 1972 a 2012 (Marcos *et al.*, 2015).

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

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

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

En este contexto cabe destacar que

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

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

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

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

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

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

Observatorio Costero del Mar Menor

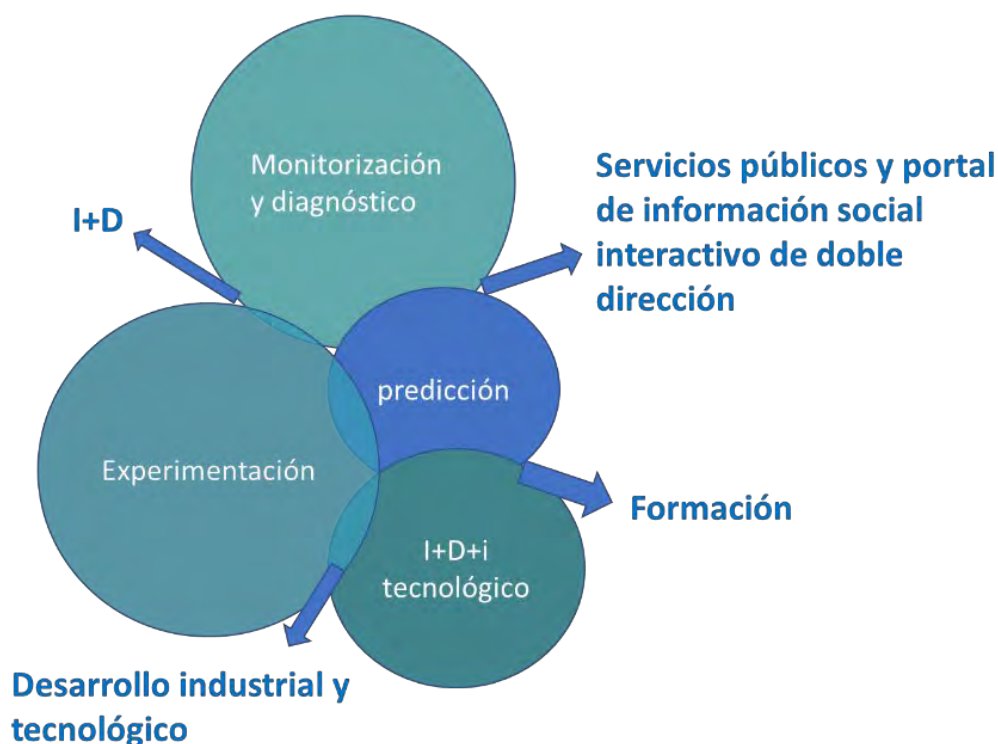


Figura 104. Constituyentes básicos de las capacidades y misiones del Observatorio Costero del Mar Menor.

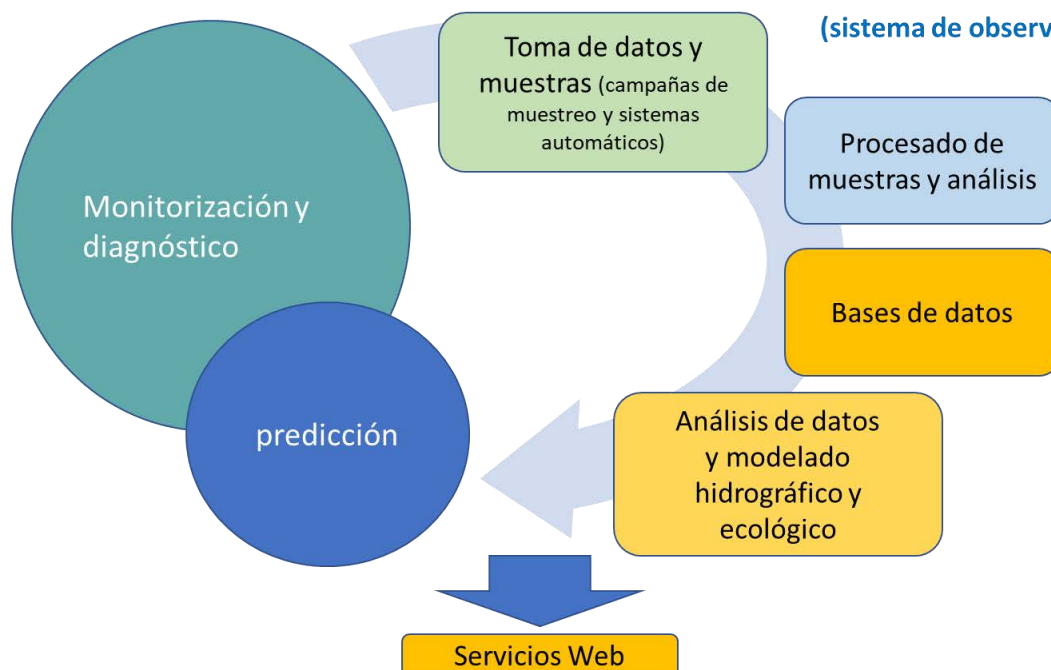
Se recomienda que el observatorio esté operativo desde el momento de su creación, dada la urgencia de disponer de un sistema de monitorización y diagnóstico del estado ecológico del Mar Menor que permita la toma de decisiones de gestión que hagan compatibles las actividades económicas en su cuenca vertiente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

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

Observatorio Costero del Mar Menor

Fase I

(sistema de observación)



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

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

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

Observatorio Costero del Mar Menor

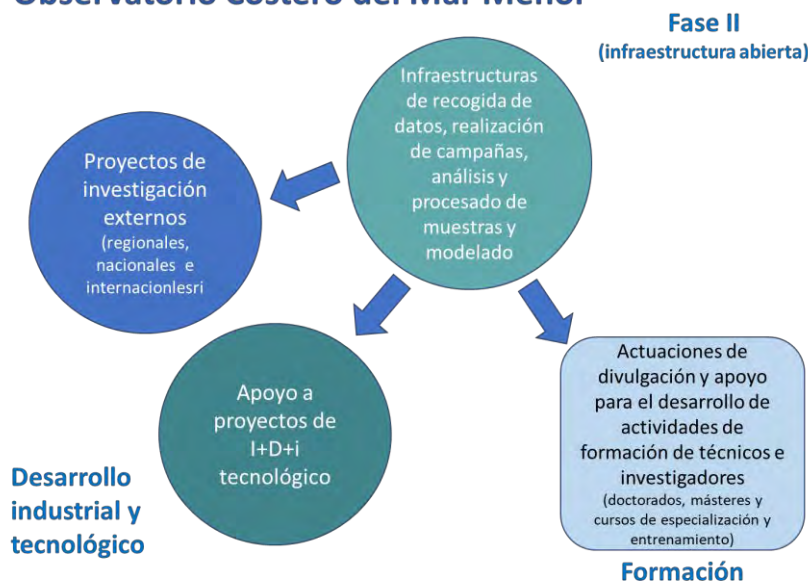


Figura 106. Fase II, el observatorio del Mar Menor como infraestructura abierta y oferta de servicios a usuarios externos para la realización de proyectos locales, nacionales e internacionales sobre lagunas costeras, como banco de pruebas para desarrollos tecnológicos y para la realización de actividades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

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

Observatorio Costero del Mar Menor

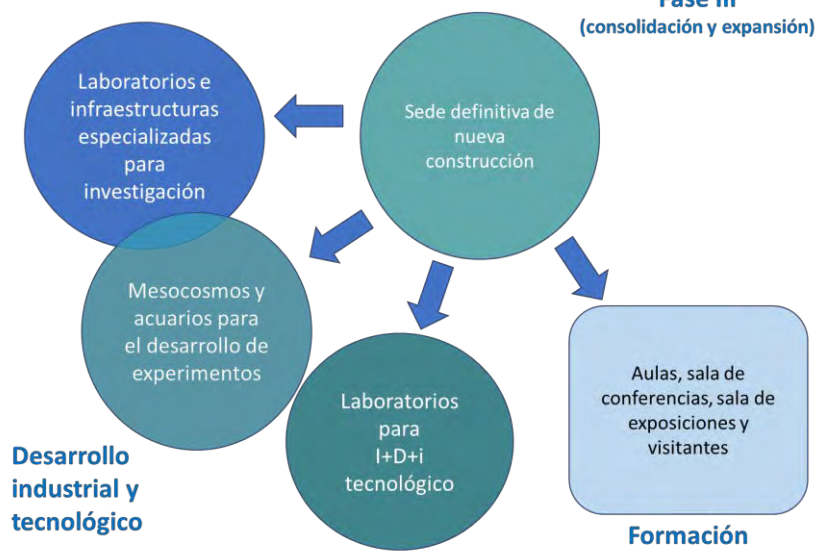


Figura 107. Fase de consolidación y expansión para alcanzar el nivel de infraestructura científico-tecnológica abierta especializada.

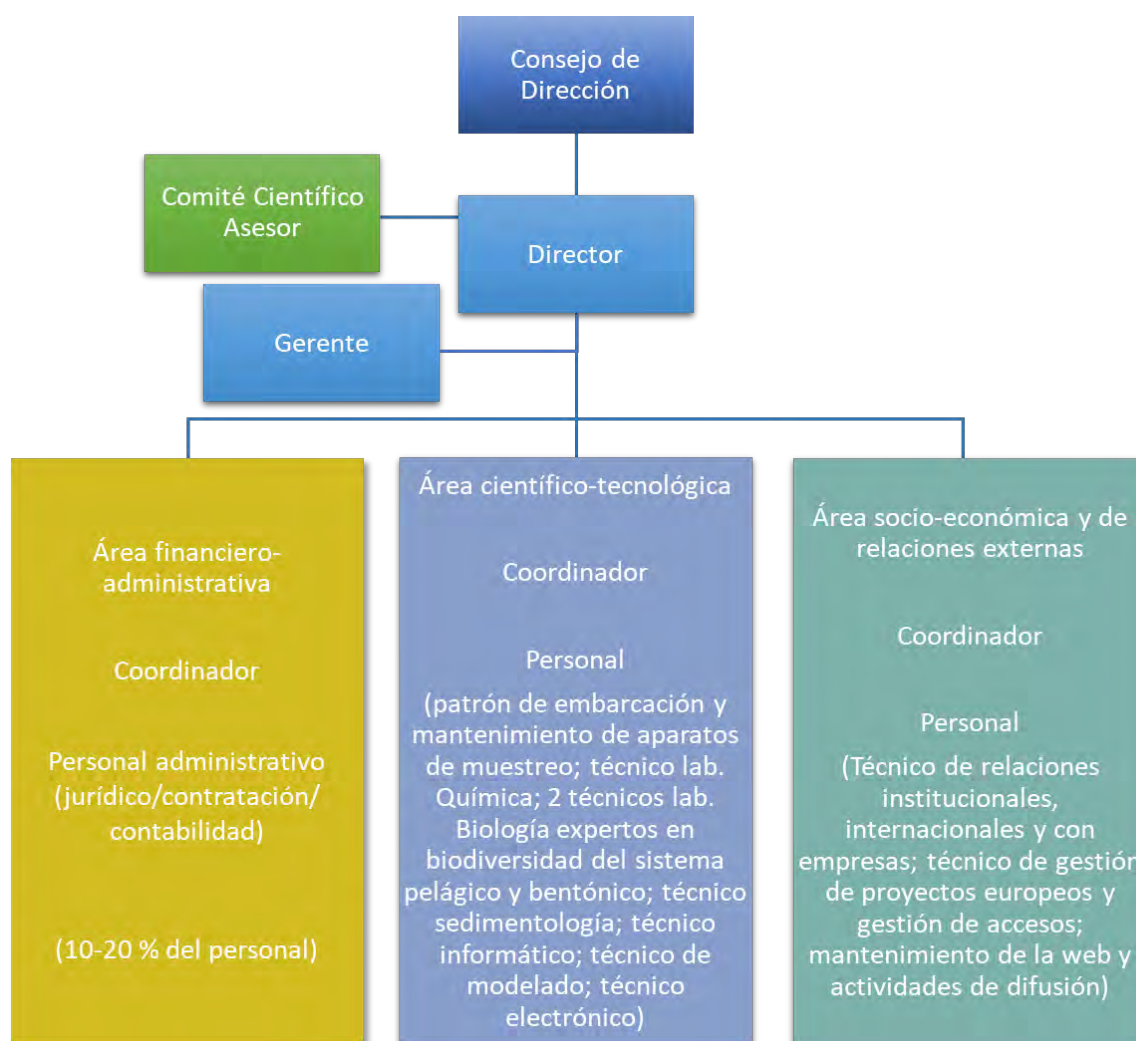


Figura 108. Organigrama de funcionamiento y requerimientos básicos de personal para el arranque del observatorio del Mar Menor.

Equipo humano y organigrama funcional

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



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

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

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

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



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

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

Establecimiento y constitución de la figura legal

Designación del Director

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

Designación del Gerente

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

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

Contratación del personal

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

Inicio de las actividades de monitorización y funcionamiento.

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

11. Conclusiones

La correcta gestión de un ambiente tan importante, no sólo desde el punto de vista natural sino también como patrimonio y recurso económico de la Región de Murcia, implica un conocimiento amplio del funcionamiento de su sistema natural y la toma de medidas coherentes con las aspiraciones de conservación y disfrute que el mismo genera. Para alcanzar dicho conocimiento es esencial conocer la evolución histórica del ecosistema y disponer de series de datos largas que permitan poner en contexto los cambios que se producen y diferenciar la variabilidad natural inherente a todo sistema natural de los impactos producidos por la actividad humana o el cambio climático. Esto no es posible si no se cuenta con un sistema de monitorización que recoja datos relativos a los principales parámetros indicativos de la calidad de agua, de los factores que determinan su hidrodinámica y el funcionamiento y dinámica de sus ecosistemas y poblaciones constituyentes.

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

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

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



clorofila, que se mantuvieron en los mínimos históricos. Incluso, tras los efectos destructivos de la DANA de septiembre de 2019, el ecosistema fue capaz de recuperar sus equilibrios en menos de un mes y ofrecer un buen estado durante 2020.

Sin embargo, desde enero de 2019 se detectaron concentraciones más elevadas de nitrato en la zona de influencia de la rambla del Albujón, vinculados, probablemente, a la aparición de nuevos desagües, tanto por la propia rambla como por otros cauces situados inmediatamente al norte de la misma y relacionados en muchos casos con un nivel alto del freático que llena los tramos bajos de los cauces y aflora en diversas playas o a bombeos desde sótanos y aguas urbanas. En los distintos informes presentados durante 2018 y 2019 se recogía la importancia de cortar dichas descargas y poder anticipar y prevenir dichas situaciones en el futuro ya que, de continuar dichos aportes, podía ponerse en peligro el estado de las aguas y probablemente truncarse el proceso de recuperación como así ha sucedido.

Conviene, por tanto, tener claro que el Mar Menor está inmerso en un proceso de eutrofización dinámico, que no es un estado fijo y estático, sino que es heterogéneo espacialmente y que oscila, avanza o retrocede y que puede revertirse si se actúa de forma drástica sobre las descargas de agua de baja salinidad y alta concentración de nutrientes. Ello implica tomar medidas efectivas y urgentes, tanto en las prácticas agrícolas como en cualquier otro uso que se desarrolle en la cuenca de drenaje y en la laguna, con los correspondientes códigos de buenas prácticas y un planeamiento espacial adecuado. La aplicación de medidas como mantenimiento de zonas naturales, filtros verdes, establecimiento de setos, planificación de cultivos, regulaciones en el abonado, etc., son importantes y necesarias, pero no suficientes. Si se quiere compatibilizar un sector primario como el agrícola, con la normativa que sea necesaria, con una actividad pesquera tradicional y un turismo de calidad basado en la naturaleza y con la integridad ecológica del ecosistema, en un contexto de crecimiento azul y pacto verde europeo, es imprescindible disponer de infraestructuras que permitan la gestión del agua y la anticipación de los problemas, el control de las aguas de escorrentía y la separación de urbanas y pluviales, su extracción del freático, su tratamiento y reutilización de modo que se optimicen los recursos hídricos y se eviten las entradas al Mar Menor.

Debe insistirse en que la capacidad de respuesta del Mar Menor a la eutrofización implica, no solo que no lleguen nutrientes en exceso, sino también que no lleguen aguas hipohalinas. La baja salinidad, como consecuencia de las entradas de agua desde la cuenca vertiente, está suponiendo una homogeneización de las características hidrográficas de la laguna, un riesgo para la colonización de especies alóctonas y parásitos de especies emblemáticas y un debilitamiento de las capacidades homeostáticas y de autorregulación del ecosistema.



Por todo ello, una vez más, se insiste en la importancia y la urgencia de un plan de gestión de las aguas en la cuenca y de regulación, no solo de los vertidos, sino también de los niveles del freático. Es muy importante el consenso social, técnico y político en este sentido y que se adopten las medidas con los especialistas en hidrogeología, y con la colaboración de los sectores activos en la cuenca y el uso de las infraestructuras disponibles para reducir el nivel freático al menos entre 1,5 y 2 metros a nivel de la orilla. Ante una situación que está clara y diagnosticada desde hace años, es urgente avanzar en la toma de decisiones y la ejecución de actuaciones para la gestión y control del agua, sin las cuales la solución del problema y la compatibilidad de las actividades en la cuenca, con las regulaciones necesarias, y la integridad ecológica del Mar Menor no será posible.

Por otro lado, la elevada carga de nutrientes que está llegando al Mar Menor por su ribera interior está provocando el desarrollo masivo de algas nitrófilas de crecimiento rápido que generan acúmulos que se descomponen en las zonas de playa, dando lugar a materia orgánica particulada y disuelta y enfangamientos que reducen la calidad del baño y de aguas y agravan seriamente el proceso de eutrofización. Este material particulado es transportado por las corrientes y concentrado en las capas profundas de la columna de agua, en el centro de los giros circulatorios y frente a las golos, sumándose a las concentraciones de clorofila *a* procedentes del fitoplancton y dando lugar a bolsas de hipoxia. Es muy importante que los protocolos de retirada de biomasa estén previstos desde el invierno y que operen con eficacia antes de que dichos materiales se descompongan. Estos problemas se verán muy reducidos si cesa la entrada de agua dulce y nutrientes.

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

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

El efecto de los dragados sobre el agua intercambiada a través de las distintas golos hace que el volumen de entrada sea mayor que el de salida, por lo que no podría descartarse un efecto negativo de cara al problema a resolver en los momentos de formación de



bolsas anóxicas, dado que al ser el agua del Mediterráneo menos densa que la del Mar Menor podría haber más riesgo de estratificación.

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

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

Sin embargo, las actuaciones de mantenimiento, tanto parcial como más generalizado, en las que no se superen los 50 cm de dragado, podrían considerarse en situaciones justificadas ya que tienen efectos mucho más moderados tanto sobre las corrientes como sobre sus propios intercambios con el Mediterráneo, que apenas se incrementarían en un 1% en los volúmenes de entrada, o los tiempos de residencia del agua. Los efectos sobre las condiciones de salinidad y temperatura son también pequeños, e incluso tienden a aumentar ligeramente mientras que los dragados más extensos tienen el efecto contrario.

En definitiva, las actuaciones que sobrepasen las actividades de mantenimiento (mantenimiento de calados <50 cm) deben ser consideradas de alto riesgo para la integridad del ecosistema. Incluso las de mantenimiento, deben ser evaluadas y puestas en contexto con minuciosidad. Cualquier propuesta de actuaciones en las golas como medida para paliar el impacto de la formación de bolsas hipóxicas durante las crisis distróficas de verano debe analizarse en cada caso y podrían ser razonables solo en el rango de las actividades de mantenimiento y más en previsión y como anticipación de los efectos de posibles DANAs que por su posible capacidad para reducir la propia anoxia. Dichas medidas deben estudiarse con máximo detalle y en las condiciones más realistas posible, teniendo en cuenta que no deben improvisarse cuando el evento sea una amenaza inminente. Todos los datos deben estar analizados con la suficiente anticipación y los protocolos bien definidos mucho antes de que la amenaza pudiera estar próxima. Aparte de los detalles relacionados con los resultados de las simulaciones, y de que las actuaciones no deberían superar los 50 cm de profundidad,



deben definirse las formas de actuación, como utilizar preferentemente sistemas de succión y no de pala excavadora, o realizar las operaciones durante las corrientes de salida.



12. BIBLIOGRAFÍA

- AEMET, 2021a. Avance meteorológico mensual marzo 2021 en la Región de Murcia. *Gobierno de España. Ministerio de transición ecológica*.
- AEMET, 2021b. Avance meteorológico mensual abril 2021 en la Región de Murcia. *Gobierno de España. Ministerio de transición ecológica*.
- Aguesse P., 1957. La classification des eaux poikilohalines, sa difficulté en Camargue. Nouvelle tentative de classification. *Vie et Milieu* 8, 341-365.
- Alongi D.M., 1998. *Coastal ecosystem processes*. CRC Press, Boca Raton, Florida.
- Álvarez-Rogel J., Jiménez-Cárceles F.J. & Nicolás C.E., 2006. Phosphorus and Nitrogen content in the water of a coastal wetland in the Mar Menor lagoon (SE Spain): Relationships with effluents from urban and agricultural areas. *Water, Air, and Soil Pollution* 173 (1-4): 21–38.
- Amanieu M., Baleux B., Guelorget O. & Michel P., 1975. Etude Biologique et hydrologique d'une crise dystrophique (malaigue) dans l'étang du Prévost a Palavas (Hérault). *Vie Milieu* 25 B (2): 175-204.
- Angus S., 2017. Scottish saline lagoons: impacts and challenges of climate change. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 198, 626–635
- Anonymous, 1959. Final resolution. The Venice System for the Classification of Marine Waters according to salinity. *Arch. Oceanogr. Limnol.* 11 (suppl.), 243-245. DOI: 10.2307/2832997
- Anthony A., Atwood J., August P., Byron C., Cobb S., Foster C., Fry C., Gold A., Hagos K., Heffner L., Kellogg D.Q., Lellis-Dibble K., Opaluch J.J., Oviatt C., Pfeiffer-Herbert A., Rohr N., Smith L., Smythe T., Swift J. & Vinhateiro N., 2009. Coastal lagoons and climate change: ecological and social ramifications in U.S. Atlantic and Gulf coast ecosystems. *Ecology and Society* 14 (1): 8.
- Aravio-Torre J. & Arévalo A., 1971. La salinidad del Mar Menor, sus variaciones. Algunas consideraciones sobre el Intercambio de aguas con el Mar Mediterráneo. *Boletín del Instituto Español de Oceanografía* 146: 3-20.
- Arévalo A. & Aravio-Torre J., 1969. La salinidad de las lagunas litorales. El Mar Menor (Murcia). Apéndice. Tablas hidrográficas para salinidades de 47'32 a 53'10 por 1000. *Boletín del Instituto Español de Oceanografía* 139: 1-37.
- Arévalo L., 1988. El Mar Menor como sistema forzado por el Mediterráneo. Control hidráulico y agentes fuerza. *Boletín del Instituto Español de Oceanografía* 5 (1): 63-96.
- Arzul I., Miossec L., Blanchet E., García C., Francois C. & Joly J.P., 2006. *Bonamia ostreae* and *Ostrea edulis*: a stable host-parasite system in France. *XI International Symposium for Veterinary Epidemiology and Economics*, Cairns, Queensland, Australia.
- Bachelet G., De Montaudouin X., Auby I. & Labourg P.J., 2000. Seasonal changes in macrophyte and macrozoobenthos assemblages in three coastal lagoons under varying degrees of eutrophication. *Ices Journal of Marine Science* 57 (5): 1495-1506.
- Barbier E.B., 2015. Valuing the storm protection service of estuarine and coastal ecosystems. *Ecosystem Services* 11: 32-38.
- Barbier E.B., Acreman M.C. & Knowler D., 1997. *Valoración económica de los humedales – Guía para decisores y planificadores*. Oficina de la Convención de Ramsar, Gland.



- Basset A., Elliott M., West R.J. & Wilson J.G., 2013. Estuarine and lagoon biodiversity and their natural goods and services. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 132: 1-4.
- Belando M.D., Bernardeau-Esteller J., García-Muñoz R., Ramos-Segura A., Santos-Echeandía J., García-Moreno P., Carreño F. & Ruiz J.M., 2017. *Evaluación del estado de conservación de las praderas de Cymodocea nodosa en la laguna costera del Mar Menor, 2014-2016*. Instituto Español de Oceanografía y Asociación de Naturalistas del Sureste, Murcia.
- Ben-Tuvia, A., 1984. Some aspects of the management of Bardawil lagoon. In: Kapetsky, J.M., Lasserre, G. (Eds.), *Management of Coastal Lagoon Fisheries*. FAO Studies and Reviews, GFCM No. 61. FAO, Rome, pp. 529-540.
- Boutiere H., Bovee F., Delille D., Fiala M., Gros C., Jacques G., Knoepffler M., Labat J.P., Panouse M. & Soyer C., 1982. Effect d'une crise dystrophique dans l'étang de Salses-Leucate. *Oceanol. Acta, Actes Symposium International sur les lagunes cotieres*, 31-242.
- Boynton W.R., Murray L., Hagy J.D., Stokes C. & Kemp W.M., 1996. A comparative analysis of eutrophication patterns in a temperate coastal lagoon. *Estuaries and Coasts* 19 (2): 408-421.
- Butigieg J., 1927. La despoblación del Mar Menor y sus causas. *Boletín de Pesca* 133:251-286.
- Cano J. & Rocamora J., 1996. Growth of the European flat oyster in the Mediterranean Sea (Murcia, SE Spain). *Aquaculture International* 4 (1), 67-84.
- Cheung, W.W.L., 2018. The future of fishes and fisheries in the changing oceans. *Journal of Fish Biology* 92, 790-803.
- Chubarenko B., Koutitonsky V.G., Neves R. & Umgiesser G., 2005. Modeling concepts. In: Gönenc I.E. & Wolf J.P. (Eds.), *Coastal Lagoons: Ecosystem Processes and Modelling for Sustainable Use and Development*. CRC Press, Boca Ratón: 231-306.
- Clark J.R., 1998. *Coastal Seas: The Conservation Challenge*. Blackwell Science, Oxford.
- Cloern J.E., 2001. Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *Marine Ecology Progress Series* 210: 223-253.
- D'Ancona, U., 1959. The classification of brackish waters with reference to the North Adriatic lagoons. *Arch. Oceanogr. Limnol.* 11 (suppl.), 93-109.
- D'Avanzo C., Kremer J.N. & Wainright S.C., 1996. Ecosystem production and respiration in response to eutrophication in shallow temperate estuaries. *Marine Ecology Progress Series* 141: 263-274.
- De Pascalis F., Pérez-Ruzafa A., Gilabert J., Marcos C. & Umgiesser G., 2012. Climate change response of the Mar Menor coastal lagoon (Spain) using a hydrodynamic finite element model. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 114: 118-129.
- Desmit et al., 2018
- De Wit R., 2011. Biodiversity of Coastal Lagoon Ecosystems and their Vulnerability to Global Change. In: Grillo O. & Venora G. (Eds.), *Ecosystems Biodiversity*. InTech, Rijeka, Croatia: 29-40.
- Dezileau L., Pérez-Ruzafa A., Blanchemanche P., Degeai J.P., Raji O., Martinez P., Marcos C. & Von Grafenstein, U., 2016. Extreme storms during the last 6500 years from lagoonal sedimentary archives in the Mar Menor (SE Spain). *Clim. Past* 12, 1389-1400
- Dirección General Mar Menor (2021). Aforos Rambla del Albujién. *Gobierno de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia*.



- Duarte C.M., Conley D.J., Carstensen J. & Sánchez-Camacho M., 2008. Return to Neverland: Shifting Baselines Affect Eutrophication Restoration Targets. *Estuaries and Coasts* 32 (1): 29–36.
- EEA - European Environment Agency, 1999. Nutrients in European Ecosystems. *Environmental Assessment Report 4*, Copenhagen.
- EEA - European Environment Agency, 2001. Eutrophication in Europe's coastal waters. *Topic Report 7*, Copenhagen.
- EEA - European Environment Agency, 2010. Ecosystem accounting and the cost of biodiversity losses. The case of coastal Mediterranean wetlands. *EEA Technical Report 3/2010*, Copenhagen.
- Esamur, 2018. Realización de aforos y determinación del contenido en Nitratos en la desembocadura de la rambla del Albuñón. Disponible en: <http://www.canalmarmenor.es/web/canalmarmenor/seguimiento-ambiental/historico/aforos>
- Facca C., Ceoldo S., Pellegrino N. & Sfriso A., 2014. Natural Recovery and Planned Intervention in Coastal Wetlands: Venice Lagoon (Northern Adriatic Sea, Italy) as a Case Study. *The Scientific World Journal*: article 968618. DOI: 10.1155/2014/968618.
- Fernández-Alías A., Marcos C., Quispe J.I., Sabah S. & Pérez-Ruzafa A., 2020. Population dynamics and growth in three scyphozoan jellyfishes, and their relationship with environmental conditions in a coastal lagoon. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 243: 106901.
- Ferrari I., Ceccherelli V.U., Naldi M. & Viaroli P., 1993. Planktonic and benthic communities in a shallow-water dystrophic lagoon. *Verh. Int. Ver. Limnol.* 25: 1043-1047.
- Ferrarin, C., Bajo, M., Bellafiore, D., Cucco, A., De Pascalis, F., Ghezzi, M., Umgieser, G., 2014. Toward homogeneization of Mediterranean lagoons and their loss of hydrodiversity. *Geophysical Research Letter* 41, 5935-5941. DOI: 10.1002/2014GL060843
- Ferreira J.G., Andersen J.H., Borja A., Bricker S.B., Camp J., Cardoso da Silva M., Garcés E., Heiskanen A.S., Humborg C., Ignatiades L., Lancelot C., Menesguen A., Tett P., Hoepffner N. & Claussen U., 2011. Overview of eutrophication indicators to assess environmental status within the European Marine Strategy Framework Directive. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 93 (2): 117-131.
- Gamito S., Gilabert J., Marcos C. & Pérez-Ruzafa A., 2005. Effects of Changing Environmental Conditions on Lagoon Ecology. In: Gönenç I.E. & Wolflin J.P. (Eds.), *Coastal Lagoons: Ecosystem Processes and Modeling for Sustainable Use and Development*. CRC Press, Boca Ratón, Florida: 193-229.
- García-Carrascosa, A.M., 1982. Contribución al conocimiento del bentos del Mar Menor: poblamientos bentónicos de las islas Perdiguera, Redonda y del Sujeto. Estudio descriptivo y cartografía bionómica. Actas del I Simpósio Ibérico de Estudios del Bentos Marino, San Sebastián, 795-812.
- García-Pintado J., Martínez-Mena M., Barberá G.G., Albaladejo J. & Castillo V.M., 2007. Anthropogenic nutrient sources and loads from a Mediterranean catchment into a coastal lagoon: Mar Menor, Spain. *Science of the Total Environment* 373 (1): 220-239.



- García-Sánchez M., Korbee N., Pérez-Ruzafa I.M., Marcos C., Domínguez B., Figueroa F.L. & Pérez-Ruzafa A. 2012. Physiological response and photoacclimation capacity of *Caulerpa prolifera* (Forsskål) J.V. Lamouroux and *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson meadows in the Mar Menor lagoon (SE Spain). *Marine Environmental Research* 79: 37-47. Doi: 10.1016/j.marenvres.2012.05.001
- Ghezzi M., De Pascalis F., Umgieser G., Zemlys P., Sigovini M., Marcos C. & Pérez-Ruzafa A., 2015. Connectivity in Three European Coastal Lagoons. *Estuaries and Coasts* 38: 1764-1781.
- Gilbert J., 2001a. Seasonal plankton dynamics in a Mediterranean hypersaline coastal lagoon: the Mar Menor. *Journal of Plankton Research* 23: 207-217.
- Gilbert J., 2001b. Short-term variability of the planktonic size structure in a Mediterranean coastal lagoon. *Journal of Plankton Research* 23: 219-226.
- Giordani G., Azzoni R., Bartoli M. & Viaroli P., 1997. Seasonal variations of sulphate reduction rates, sulphur pools and iron availability in the sediment of a dystrophic lagoon (Sacca di Goro, Italy). *Water Air and Soil Pollution* 99 (1-4): 363-371.
- Giordani G., Zaldivar J.M. & Viaroli P., 2009. Simple tools for assessing water quality and trophic status in transitional water ecosystems. *Ecological Indicators* 9 (5): 982-991.
- Giusti E., Marsili-Libellia S., Renzi M. & Focardi S., 2010. Assessment of spatial distribution of submerged vegetation in the Orbetello lagoon by means of a mathematical model. *Ecological Modelling* 221: 1484-1493.
- Guyonnaud R., De Wit R., Matheron R. & Caumette P., 1998. Impact of macroalgal dredging on dystrophic crises and phototrophic bacterial blooms (red waters) in a brackish coastal lagoon. *Oceanologica Acta* 21 (4): 551-561.
- Heck K.L. Jr. & Valentine J.F., 2007. The Primacy of Top-down Effects in Shallow Benthic Ecosystems. *Estuaries and Coasts* 30 (3): 371-381.
- Kapetsky J.M. and Lasserre G. (Eds.) (1984) Management of Coastal Lagoon Fisheries, Studies Review GFCM 61 (2), 439-776.
- Katselis, G., Koutsikopoulos, C., Dimitriou, E., Rogdakis, Y., 2003. Spatial patterns and temporal trends in the fishery landings of the Messolonghi-Etoliko lagoon system (western Greek coast). *Scientia Marina* 67 (4), 501e511.
- Kazak, M., Cavas, L., 2007. On the occurrence of *Bursatella leachii* de Blainville, 1817 in Izmir Bay, Turkey. *Mediterranean Marine Science* 8 (2), 87-90. DOI: 10.12681/mms.156
- Kennish M.J. & Paerl W., 2010. Coastal lagoons. Critical habitats of environmental change. In: Kennish M.J. & Paerl H.W. (Eds.), *Coastal Lagoons. Critical Habitats of Environmental Change*. CRC Press, Boca Ratón, FL: 1-15.
- Kikinger R., 1992. *Cotylorhiza tuberculata* (Cnidaria: Scyphozoa)- Life history of a stationary population. *P.S.Z.N: Marine Ecology*, 13 (4): 333-362.
- Koch, M.S., 2016. Impacts and effects of ocean warming on seagrass. In: Laffoley, D. & Baxter, J.M. (Eds.), *Explaining ocean warming: Causes, scale, effects and consequences*. IUCN, Gland: 121-134.
- Kralj M., De Vittor C., Comici C., Relitti F., Auriemma R., Alabiso G. & Del Negro P., 2016. Recent evolution of the physical-chemical characteristics of a Site of National Interest – the Mar Piccolo of Taranto (Ionian Sea) – and changes over the last 20 years. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 23: 12675-12690.



- Lae, R., 1994. Changes in fish and crustacean communities of a tropical lagoon, lake Togo, submitted to alternate phases of opening and closing belt. *Aquatic Living Resources* 7 (3), 165-179.
- Liang, C., Xian, W., Pauly, D., 2018. Impacts of Ocean Warming on China's Fisheries Catches: An Application of "Mean Temperature of the Catch" Concept. *Frontiers in Marine Science*. doi: 10.3389/fmars.2018.00026
- Lenzi M., Palmieri R. & Porrello S., 2003. Restoration of the eutrophic Orbetello lagoon (Tyrrhenian Sea, Italy): water quality management. *Marine Pollution Bulletin* 46: 1540-1548.
- Lenzi M., Birardi F., Calzolari R., Finoia M.G., Marcone F., Nocciolini S., Roffilli R., Sgroi S. & Solari D., 2010. Hypertrophic lagoon management by sediment disturbance. *Marine Pollution Bulletin* 61: 189-197.
- Leruste A., Malet N., Munaron D., Derolez V., Hatey E., Collos Y., De Wit R. & Bec B., 2016. First steps of ecological restoration in Mediterranean lagoons: Shifts in phytoplankton communities. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 180: 190-203.
- Liang et al., 2018
- Likens G.E., 1972. Eutrophication and aquatic ecosystems. *Limnol. Oceanogr.* 1 (Special Symposia) 3.
- Limón R., 2016. El Mar Menor, al borde del colapso. La Fiscalía investiga la contaminación de la zona, que se encuentra en situación límite. *El País*, 07/07/2016. Disponible en: https://elpais.com/politica/2016/06/15/actualidad/1466007368_066035.html
- Lonsdale D.J., Cerrato R.M., Holland R., Mass A., Holt L., Schaffner R.A., Pan J. & Caron D.A., 2009. Influence of suspension-feeding bivalves on the pelagic food webs of shallow, coastal embayments. *Aquatic Biology* 6: 263-279.
- López Bermúdez F., Ramírez-Díaz L. & Martín de Agar P., 1981. Análisis integral del medio natural en la planificación territorial: el ejemplo del Mar Menor. *Murcia* (VII) 18: 11-20.
- Lozano F., 1954. Una campaña de prospección pesquera en Mar Menor (Murcia). *Boletín del Instituto Español de Oceanografía* 66: 1-34.
- Marcos C., Torres I., López-Capel A. & Pérez-Ruzafa A., 2015. Long term evolution of fisheries in a coastal lagoon related to changes in lagoon ecology and human pressures. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 25: 689-713.
- Mariani, S., 2001. Can spatial distribution of Ichthyofauna describe marine influence on Coastal lagoons? A central Mediterranean case study. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 52: 261-267.
- Martelloni T., Tomassetti P., Gennaro P., Vani D., Persia E., Persiano M., Falchi R., Porrello S. & Lenzi M., 2016. Artificial soft sediment resuspension and high density opportunistic macroalgal mat fragmentation as method for increasing sediment zoobenthic assemblage diversity in a eutrophic lagoon. *Marine Pollution Bulletin* 110: 212-220.
- McCrackin et al., 2016
- McLusky, D.S., 1999. Estuarine benthic ecology: A European perspective. *Australian Journal of Ecology* 24, 302-311. DOI: <https://doi.org/10.1046/j.1442-9993.1999.00983.x>
- Mehanna, S.F., 2007. Lake Bardawil fisheries: current status and future sight. *Journal of the Egyptian-German Society of Zoology* 51 (D), 91e105.



- Meinesz, A., 1979. Contribution à l'étude des Caulerpales (Chlorophytes). PhD thesis, Université de Nice, France, 262 pp
- Ménèsquen A. & Lacroix G., 2018. Modelling the marine eutrophication: A review. *Science of The Total Environment* 636: 339–354.
- Moreno F., 1975. Estudio de un ciclo anual del plancton en el Mar Menor. *CRIS Rev. de la Mar* 149: 12-17.
- Murillo, L., Murcia, F.J., 2009. Primeria cita de *Bursatella leachi* de Blainville, 1817 (Mollusca, Gastropoda, Aplysiidae) en la Península Ibérica. *Noticiario SEM* 52, 38.
- Navarro F. de P., 1927. Observaciones sobre el Mar Menor (Murcia). *Notas y Resúmenes Instituto Español de Oceanografía* II 16, 63 pp.
- Newell R.I.E., Kemp W.M., Hagy J.D., Cerco C.F., Testa J.M. & Boynton W.R., 2007. Top-down control of phytoplankton by oysters in Chesapeake Bay, USA: Comment on Pomeroy *et al.* (2006). *Marine Ecology-Progress Series* 341: 293-298.
- Newton A., Icely J.D., Falcao M., Nobre A., Nunes J.P., Ferreira J.G. & Vale C., 2003. Evaluation of eutrophication in the Ria Formosa coastal lagoon, Portugal. *Continental Shelf Research* 23: 1945-1961.
- Newton A., Brito A.C., Icely J.D., Delorez V., Clara I., Angus S., Schernewski G., Inácio M., Lillebø A.I., Sousa A.I., Béjaoui B., Solidoro C., Tosic M., Cañedo-Argüelles M., Yamamuro M., Reizopoulou S., Tseng H., Canu D., Roselli L., Maanan M., Cristina S., Ruiz-Fernández A.C., Lima R., Kjerfve B., Rubio-Cisneros N., Pérez-Ruzafa A., Marcos C., Pastres R., Pranovi F., Snoussi M., Turpie J., Tuchkovenko Y., Dyack B., Brookes J., Povilankas R. & Khokhlov V., 2018. Assessing, quantifying and valuing the ecosystem services of coastal lagoons. *Journal for Nature Conservation* 44: 50-65. doi: 10.1016/j.jnc.2018.02.009
- Nienhuis P.H., 1992. Eutrophication, water management, and the functioning of Dutch estuaries and coastal lagoons. *Estuaries* 15 (4): 538-548.
- Nixon S.W., 1995. Coastal marine eutrophication: a definition, social causes and future concerns. *Ophelia* 41: 199–219.
- Nixon S.W., 2009. Eutrophication and the macroscope. *Hydrobiologia* 629: 5-19.
- NRC, 2000. *Clean coastal waters: understanding and reducing the effects of nutrient pollution*. National Research Council, Committee on the Causes and Management of Eutrophication, Ocean Studies Board, Water Science and Technology Board. National Academies Press, Washington D.C.
- Parsons, T. R., Y. Maita & C. M. Lalli, 1984. A Manual of Chemical and Biological Methods for Sea-Water Analysis. Pergamon Press, Oxford: 173 pp.
- Pérez-Ruzafa I.M., 1989. *Fitobentos de una laguna costera. El Mar Menor*. Tesis Doctoral, Universidad de Murcia, España.
- Pérez-Ruzafa A., 1989. *Estudio ecológico y bionómico de los poblamientos bentónicos del Mar Menor (Murcia, SE de España)*. Tesis Doctoral, Universidad de Murcia, España.
- Pérez-Ruzafa A. (Coord.), 1995. *Caracterización de la calidad de aguas y sedimentos del Mar Menor*. Mancomunidad de Servicios Turísticos del Mar Menor / Ayuntamiento de San Javier.
- Pérez-Ruzafa A. (Coord.), 1996. *Estudio del ciclo de vida y la dinámica de la población de la medusa *Cotylorhiza tuberculata* en el Mar Menor*. Consejería de Medio Ambiente, Agricultura y Agua de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia.



- Pérez-Ruzafa A. (Coord.), 1997. *Estudio de la dinámica de las poblaciones de medusas en el Mar Menor, problemática asociada y búsqueda de soluciones*. Consejería de Medio Ambiente, Agricultura y Agua de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia.
- Pérez-Ruzafa A. (Coord.), 2002. *Seguimiento del estado de las aguas litorales y de la contaminación por nitratos de origen agrícola en el Mar Menor (Región de Murcia). Aplicación en la Región de Murcia de la directiva 91/676/cee sobre la protección de las aguas contra la contaminación producida por nitratos utilizados en la agricultura*. Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia, 40 pp.
- Pérez-Ruzafa A. (Coord.), 2003. *Seguimiento del estado de las aguas litorales y de la contaminación por nitratos de origen agrícola en el Mar Menor (Región de Murcia). Aplicación en la Región de Murcia de la directiva 91/676/cee sobre la protección de las aguas contra la contaminación producida por nitratos utilizados en la agricultura. Ampliación de los resultados del informe de 2002*. Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia, 36 pp.
- Pérez-Ruzafa A. (Coord.), 2004. *Red de control y vigilancia de la calidad de las aguas litorales de la Región de Murcia: el Mar Menor*. Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia. 77 pp.
- Pérez-Ruzafa A. (Coord.), 2007. *Asistencia técnica para la red de control y vigilancia de la calidad de las aguas litorales del Mar Menor*. Consejería de Industria y Medio Ambiente de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia. 85 pp.
- Pérez-Ruzafa A. (Coord.), 2010. *Estudio de dispersión de los vertidos existentes en la laguna costera del Mar Menor y los análisis coste-eficacia de la no aplicación de las medidas correctoras oportunas para la mejora de la calidad de las aguas en esta laguna*. Consejería de Agricultura y Agua de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia.
- Pérez-Ruzafa A., 2015. El papel de la conectividad restringida en la construcción de los ecosistemas marinos semiaislados: el ejemplo de las lagunas costeras y los archipiélagos. *Rev. Acad. Canaria Cienc.* 27: 411–456.
- Pérez-Ruzafa A. (Coord.), 2019. *Monitorización y modelado de la calidad de aguas y estado ecológico del Mar Menor, y prevención de impactos*. Consejería de Agua, Agricultura y Medio Ambiente de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia, 157 pp.
- Pérez-Ruzafa A. & Aragón R., 2002. Implicaciones de la gestión y el uso de las aguas subterráneas en el funcionamiento de la red trófica de una laguna costera. En: Fornés J.M. & Llamas M.R. (Eds.), *Conflictos entre el desarrollo de las aguas subterráneas y la conservación de los humedales: litoral mediterráneo*. Fundación Marcelino Botín-Ediciones Mundi-Prensa, Madrid: 215-245.
- Pérez-Ruzafa A. & Marcos C., 1987. Los sustratos arenosos y fangosos del Mar Menor (Murcia), su cubierta vegetal y su posible relación con la disminución del mújol en la laguna. *Cuadernos Marisqueros Publ. Téc.* 11: 111-123.
- Pérez-Ruzafa A. & Marcos C., 2001. *Estado de las aguas litorales de la Región de Murcia y elaboración de un programa de acción para el control y seguimiento de la contaminación por nitratos de origen agrícola. Aplicación en la Región de Murcia de la directiva 91/676/cee sobre la protección de las aguas contra la contaminación producida por nitratos utilizados en la*



- agricultura*. Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia.
- Pérez-Ruzafa A. & Marcos C., 2012. Fisheries in coastal lagoons: an assumed but poorly researched aspect of the ecology and functioning of coastal lagoons. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 110: 15-31.
- Pérez-Ruzafa A., and Marcos, C., 2015. Monitoring heterogeneous and quick-changing environments: coping with spatial and temporal scales of variability in coastal lagoons and transitional waters In: Sebastiá, M. (Ed.), *Coastal Ecosystems: Experiences and Recommendations for Environmental Monitoring*. Nova Science Publishers, Inc., New York: 89-116.
- Pérez-Ruzafa, A. & Marcos, C., 2019. La situación del Mar Menor: seis mil años de historia, 50 años de resistencia y un ejemplo de ecosistema complejo. En: Navarro-Caballero, M.T. (Ed.), *Una mirada global sobre el Mar Menor*. Diego Marín Librero Ed., Murcia: 81-114.
- Pérez-Ruzafa A. and Munilla T. (1992) Pycnogonid ecology In the Mar Menor (Murcia, SW Mediterranean). *Scientia Marina* 56 (1), 21-28
- Pérez-Ruzafa A. and Ramos A. (1984) Contribución al conocimiento de la ictiofauna del Mar Menor (Murcia, SE Península Ibérica): estudio biométrico y biológico de la Familia Gobiidae (Piscis, Teleostei). *Cuadernos Marisqueros Publ. Téc.* 7, 41-65.
- Pérez-Ruzafa A. and Sanz C. (1993) Tipificación de las poblaciones de dos especies de tanaidáceos del Mar Menor (Murcia, España). *Publ. Espec. Inst. Esp. Oceanogr.* 11, 159-167.
- Pérez-Ruzafa A., Marcos C., Pérez Ruzafa I.M. & Ros J.D., 1987. Evolución de las características ambientales y de los poblamientos del Mar Menor (Murcia, SE de España). *Anales de Biología* 12 (*Biología Ambiental* 3): 53-65.
- Pérez-Ruzafa A., Perez-Ruzafa I.M., Marcos C. and Ros J.D. (1988) Cartografía bionómica del poblamiento bentónico de las islas del Mar menor. 1: islas Perdiguera y del Barón. *Oecologia aquatica* 9, 27-40.
- Pérez-Ruzafa A., Ros J., Marcos C., Ballester R. & Pérez-Ruzafa I.M., 1989. Distribution and biomass of the macrophyte beds in a hypersaline coastal lagoon (the Mar Menor, SE Spain), and its recent evolution following major environmental changes. In: Bouderesque C.F., Meinesz A., Fresi E. & Gravez V. (Eds.), *International Workshop on Posidonia Beds*, volume 2. GIS Posidonie, Marseille: 49-62.
- Pérez-Ruzafa A., Marcos C. & Ros J., 1991. Environmental and Biological Changes Related to Recent Human Activities in the Mar Menor. *Marine Pollution Bulletin* 23: 747-751.
- Pérez-Ruzafa A., Gilabert J., Gutiérrez J.M., Fernández A.I., Marcos C. & Sabah S., 2002. Evidence of a planktonic food web response to changes in nutrient input dynamics in the Mar Menor coastal lagoon, Spain. *Hydrobiologia* 475/476: 359-369.
- Pérez-Ruzafa A., Quispe-Becerra J.I., García-Charton J.A. & Marcos C., 2004. Composition, structure and distribution of the ichthyoplankton in a Mediterranean coastal lagoon. *Journal of Fish Biology* 64: 202-218.
- Pérez-Ruzafa A., Fernández A.I., Marcos C., Gilabert J., Quispe J.I. & García-Charton J.A., 2005a. Spatial and temporal variations of hydrological conditions, nutrients and chlorophyll a in a Mediterranean coastal lagoon (Mar Menor, Spain). *Hydrobiologia* 550: 11-27.



- Pérez-Ruzafa A., Marcos C. & Gilabert J., 2005b. The ecology of the Mar Menor coastal lagoon: a fast-changing ecosystem under human pressure. In: Gönenç I.E. & Wolflin J.P. (Eds.), *Coastal Lagoons: Ecosystem Processes and Modeling for Sustainable Use and Development*. CRC Press, Boca Ratón, Florida: 392-422.
- Pérez-Ruzafa A., García-Charton J.A., Barcala E. & Marcos C., 2006. Changes in benthic fish assemblages as a consequence of coastal works in a coastal lagoon: The Mar Menor (Spain, western Mediterranean). *Marine Pollution Bulletin* 53, 107-120.
- Pérez-Ruzafa A., Marcos C., Pérez-Ruzafa I.M., Barcala E., Hegazi M.I. & Quispe J., 2007a. Detecting changes resulting from human pressure in a naturally quick-changing and heterogeneous environment: Spatial and temporal scales of variability in coastal lagoons. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 75 (1-2): 175-188.
- Pérez-Ruzafa A., Mompeán M.C. and Marcos C. (2007b) Hydrographic, geomorphologic and fish assemblage relationships in coastal lagoons. *Hydrobiologia* 577, 107– 125.
- Pérez-Ruzafa A., Hegazi M.I., Pérez-Ruzafa I.M. and Marcos C. (2008) Differences in spatial and seasonal patterns of macrophyte assemblages between a coastal lagoon and the open sea. *Marine Environmental Research* 65, 291-314.
- Pérez-Ruzafa A., Marcos C. & Pérez-Ruzafa I.M., 2009. 30 años de estudios en la laguna costera del Mar Menor: de la descripción del ecosistema a la comprensión de los procesos y la solución de los problemas ambientales. In: Instituto Euromediterráneo del Agua (Ed.), *El Mar Menor. Estado actual del conocimiento científico*. Fundación Instituto Euromediterráneo del Agua, Murcia: 17-46.
- Pérez-Ruzafa A., Marcos C., Pérez-Ruzafa I.M. & Pérez-Marcos M., 2011a. Coastal lagoons: "transitional ecosystems" between transitional and coastal waters. *Journal of Coastal Conservation* 15: 369-392.
- Pérez-Ruzafa A., Marcos C. & Pérez-Ruzafa I.M., 2011b. Recent advances in coastal lagoons ecology: evolving old ideas and assumptions. *Transitional Waters Bulletin* 5: 50-74.
- Pérez-Ruzafa A., Marcos C. & Pérez-Ruzafa I.M., 2011c. Mediterranean coastal lagoons in an ecosystem and aquatic resources management context. *Physics and Chemistry of the Earth* 36: 160-166.
- Pérez-Ruzafa A., Marcos C., Bernal C.M, Quintino V., Freitas R., Rodrigues A.M., García-Sánchez M. & Pérez-Ruzafa I., 2012. *Cymodocea nodosa* vs. *Caulerpa prolifera*: Causes and consequences of a long-term history of interaction in macrophyte meadows in the Mar Menor coastal lagoon (Spain, southwestern Mediterranean). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 110: 101-115.
- Pérez-Ruzafa A., Marcos C., Pérez-Marcos M. and Pérez-Ruzafa I. (2013) Are coastal lagoons physically or biologically controlled ecosystems? Revisiting r vs K strategies in coastal lagoons and estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 132, 17-33.
- Pérez-Ruzafa, A. Marcos, C. & Pérez-Ruzafa I.M., 2018. When maintaining ecological integrity and complexity is the best restoring tool: The case of the Mar Menor lagoon. In: Quintana X., Boix D., Gascón S. & Sala J. (Coords), *Management and restoration of Mediterranean coastal lagoons in Europe*. *Recerca i territori* 10: 67-95.
- Pérez-Ruzafa A., Pérez-Ruzafa I.M., Newton A. & Marcos C., 2019a. Coastal lagoons: environmental variability, ecosystem complexity and goods and services uniformity. In:



- Wolanski E., Day J., Elliott M. & Ramesh R. (Eds.), *Coasts and Estuaries, The Future*, Elsevier: 253-276.
- Pérez-Ruzafa A., Campillo S., Fernández-Palacios J.M., García-Lacunza A., García-Oliva M., Ibañez H., Navarro-Martínez P.C., Pérez-Marcos M., Pérez-Ruzafa I.M., Quispe-Becerra J.I., Sala-Mirete A., Sánchez O. & Marcos C., 2019b. Long-Term Dynamic in Nutrients, Chlorophyll a, and Water Quality Parameters in a Coastal Lagoon During a Process of Eutrophication for Decades, a Sudden Break and a Relatively Rapid Recovery. *Frontiers in Marine Science* 6. DOI: 10.3389/fmars.2019.00026
- Pérez-Ruzafa A., Morkune R., Marcos C., Pérez-Ruzafa I.M., & Razinkovas-Baziukas A., 2020. Can an oligotrophic coastal lagoon support high biological productivity? Sources and pathways of primary production. *Marine Environmental Research* 153: 104824. Doi: 10.1016/j.marenvres.2019.104824
- Petit G 1953. Introduction à l'étude écologique des étangs méditerranéens. *Vie Milieu* 4 (4), 569-604.
- Pombo L., Elliot, M. & Rebelo, J.E., 2002. Changes in the fish fauna of the Ria de Aveiro estuarine lagoon (Portugal) during the twentieth century. *Journal of Fish Biology* 61 (Supplement A): 167–181.
- Por, F.D., 1980. A classification of hypersaline waters, based on trophic criteria. *P.S.Z.N.I: Marine Ecology* 1, 121-131. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1439-0485.1980.tb00214.x>
- Pörtner, H.O., Gutt, J., 2016. Impacts of Climate Variability and Change on (Marine) Animals: Physiological Underpinnings and Evolutionary Consequences. *Integrative and Comparative Biology* 56 (1), 31-44.
- Quispe J.I., 2014. *Dinámica espacio-temporal del ictioplancton del Mar Menor (SE España) y factores ambientales asociados*. Tesis Doctoral, Universidad de Murcia, España.
- Reid, P.C., 2016. Ocean warming: setting the scene. In: Laffoley, D. & Baxter, J.M. (Eds.), *Explaining ocean warming: Causes, scale, effects and consequences*. IUCN, Gland, 17-46. DOI: <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.CH.2016.08.en>
- Reyes E. & Merino M., 1991. Diel dissolved-oxygen dynamics and eutrophication in a shallow, well-mixed tropical lagoon (Cancun, Mexico). *Estuaries* 14 (4): 372-381.
- Rodellas, V., Stieglitz, T. C., Andrisoa, A., Cook, P. G., Raimbault, P., Tamborski, J. J., van Beek, P., Radakovitch, O. (2018). Groundwater-driven nutrient inputs to coastal lagoons: The relevance of lagoon water recirculation as a conveyor of dissolved nutrients. *Science of The Total Environment* 642, 764-780.
- Rodríguez-Gallego L., Achkar M., Defeo O., Vidal L., Meerhoff E. & Conde D., 2017. Effects of land use changes on eutrophication indicators in five coastal lagoons of the Southwestern Atlantic Ocean. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 188: 116-126.
- Román, S., Pérez-Ruzafa, A. and López, E. 2009. First record in the Western Mediterranean Sea of *Branchiomma boholense* (Grube, 1878) (Polychaeta: Sabellidae), an alien species of Indo-Pacific origin. *Cah. Biol. Mar.*, 50: 241-250.
- Romero-Díaz et al., 2017
- Ros M. and Miracle R.M. (1984) Variación estacional del fitoplancton del Mar Menor y su relación con la de un punto próximo en el Mediterráneo. *Limnética* 1, 32-42.



- Sakka Hlaili A., Grami B., Hadj Mabrouk H., Gosselin M. & Hamel D., 2007. Fate of phytoplankton production in a restricted Mediterranean lagoon. *Rapp. Comm. int. Mer Médit.* 38: 391.
- Salas F., Teixeira H., Marcos C., Marques J.C. & Pérez-Ruzafa A., 2008. Applicability of the trophic index TRIX in two transitional ecosystems: the Mar Menor lagoon (Spain) and the Mondego estuary (Portugal). *Ices Journal of Marine Science* 65 (8): 1442-1448.
- Secretaría de la Convención de Ramsar, 2006. *Manual de la Convención de Ramsar: Guía a la Convención sobre los Humedales (Ramsar, Irán, 1971)*. Secretaría de la Convención de Ramsar, Gland, Suiza.
- Selfati et al., 2017
- Sfriso A., Pavoni B. & Marcomini A., 1995. Nutrient distributions in the surface sediment of the central lagoon of Venice. *Science of the Total Environment* 172 (1): 21-35.
- Simonneau J., 1973. *Mar Menor: évolution sédimentologique et géochimique récent en remplissage*. Ph.D. thesis, University of Toulouse, France.
- Smith P.E. & Richardson S.L., 1977. Standard techniques for pelagic fish egg and larvae surveys. *FAO Fisheries Technical Paper* 175, 100 pp.
- Solidoro C., Bandelj V., Aubry Bernardi F., Camatti E., Ciavatta S., Cossarlani G., Facca C., Franzoi P., Libralato S., Melaku Canu D., Pastres R., Pranovi F., Raicevich S., Socal G., Sfriso A., Sigovini M., Tagliapietra D. & Torricelli P., 2010. Response of Venice Lagoon Ecosystem to Natural and Anthropogenic Pressures over the Last 50 Years. In: Paerl H. & Kennish M. (Eds.), *Coastal Lagoons: Systems of Natural and Anthropogenic Change*. CRC Press, Taylor and Francis: 483-511.
- Solomon, S., Qin, D., Manning, M., Chen, Z., Marquis, M., Averyt, K., Tignor, M., Miller, H. (Eds.), 2007. Summary for Policymakers. In: *Climate Change 2007: The Physical Science Basis*. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Tech. Rep., ISDGM/CNR, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Somot, S., Sevault, F., Déqué, M., Crépon, M., 2008. 21st century climate change scenario for the Mediterranean using a coupled atmosphere-ocean regional climate model. *Global and Planetary Change* 63, 112e126.
- Tsimplis, M., Marcos, M., Somot, S., 2008. 21st century Mediterranean Sea level rise: steric and atmospheric pressure contributions from a regional model. *Global and Planetary Change* 63, 105e111.
- Specchiulli A., D'Adamo R., Renzi M., Vignes F., Fabbrocini A., Scirocco T., Cilenti L., Florio M., Breber P. & Basset A., 2009. Fluctuations of physicochemical characteristics in sediments and overlying water during an anoxic event: a case study from Lesina lagoon (SE Italy). *Transitional Waters Bulletin* 3 (2): 15-32.
- Steele J.H., Thorpe S.A. & Turekian K.K., 2001. *Encyclopedia of ocean sciences*. Academic Press, San Diego, London.
- Strickland J.D.H. & Parsons T.R., 1972. Pigment analysis. *A Practical Handbook of Seawater Analysis*, 167: 201-203. Doi: 10.1002/iroh.19700550118
- Tagliapietra D., Sigovini M. & Volpi-Ghirardini A., 2009. A review of terms and definitions to categorize estuaries, lagoons and associated environments. *Marine and Freshwater Research* 60 (6): 497-509.



- Taylor D.I., Nixon S.W., Granger S.L. & Buckley B.A., 1999. Responses of Coastal Lagoon Plant Communities to Levels of Nutrient Enrichment: A Mesocosm Study. *Estuaries* 22 (4): 1041-1056.
- Terrados J. & Ros J.D., 1991. Production dynamics In a macrophyte dominated ecosystem: the Mar Menor coastal lagoon (SE Spain). *Oecologia Aquatica* 10: 255-270.
- Umgiesser G., Canu D.M., Cucco A. & Solidoro C., 2004. A finite element model for the Venice Lagoon. Development, set up, calibration and validation. *Journal of Marine Systems* 51 (1), 123-145.
- Umgiesser G., Ferrarin C., Cucco A., De Pascalis F., Bellafiore D., Ghezzi M. & Bajo M., 2014. Comparative hydrodynamics of 10 Mediterranean lagoons by means of numerical modeling. *Journal of Geophysical Research: Oceans*. Online research article 10.1002/2013JC009512.
- UNESCO, 1981. Coastal lagoons research, present and future. *UNESCO Technical papers in Marine Sciences*, 33.
- Vasconcelos R.P., Reis-Santos P., Costa M.J. & Cabral H.N., 2011. Connectivity between estuaries and marine environment: integrating metrics to assess estuarine nursery function. *Ecological Indicators* 11: 1123–1133.
- Vaulot D. & Frisoni G.F., 1986. Phytoplanktonic productivity and nutrients in five Mediterranean lagoons. *Oceanologica Acta* 9: 57.
- Vázquez-Luis M., Alvarez E., Barrajón A., García-March J.R., Grau A., Hendriks I.E., Jiménez S., Kersting D., Moreno D., Pérez M., Ruiz J.M., Sánchez J., Villalba A., Deudero S., 2017. SOS *Pinna nobilis*: a mass mortality event in Western Mediterranean Sea. *Front. Mar. Sci.* 4, 220. DOI: 10.3389/fmars.2017.00220.
- Velasco A.M., Pérez-Ruzafa A., Martínez-Paz J.M. & Marcos C., 2018. Ecosystem services and main environmental risks in a coastal lagoon (Mar Menor, Murcia, SE Spain): The public perception. *Journal for Nature Conservation* 43: 180-189.
- Viaroli P. & Christian R.R., 2003. Description of trophic status, hyperautotrophy and dystrophy of a coastal lagoon through a potential oxygen production and consumption index - TOSI: Trophic Oxygen Status Index. *Ecological Indicators* 3 (4): 237-250.
- Viaroli P., Bartoli M., Bondavalli C., Christian R., Giordani G. & Naldi M., 1996. Macrophyte communities and their impact on benthic fluxes of oxygen, sulphide and nutrients in shallow eutrophic environment. *Hydrobiologia* 329: 93–103.
- Viaroli P., Azzoni R., Bartoli M., Giordani G. & Tajé L., 2001. Evolution of the trophic conditions and dystrophic outbreaks in the Sacca di Goro lagoon (northern Adriatic Sea). In: Faranda F.M., Guglielmo L. & Spezie G. (Eds.), *Structure and Processes in the Mediterranean Ecosystems*. Springer Italia, Milan, 443–451.
- Vybernaite-Lubiene I., Zilius M., Giordani G., Petkuvienė J., Vaiciute D., Bukaveckas P.A. & Bartoli M., 2017. Effect of algal blooms on retention of N, Si and P in Europe's largest coastal lagoon. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 194: 217-228.
- Zakhama-Sraieb, R., Sghaier, Y.R., Charfi-Cheikhrouha, F., 2009. On the occurrence of *Bursatella leachii* De Blainville, 1817 and *Pinctada radiata* (Leach,) in the Ghar El Melh lagoon (NE Tunisia). *Aquatic Invasions* 4 (2), 381-383. DOI: <https://doi.org/10.3391/ai.2009.4.2.14>



UNIVERSIDAD DE
MURCIA



Región de Murcia



UNIÓN EUROPEA

ANEXO I

Informes parciales presentados a lo largo del periodo de estudio