



Seguimiento y análisis del estado ecológico del Mar Menor. Informe trimestral (febrero de 2025)

Coordinador: Dr. Angel Pérez-Ruzafa

Equipo redactor:

Dra. Concepción Marcos, Dr. Alfredo Fernández Alías, Gdo. Marcos Lorente González, Gdo. Manuel Rosendo Conde Caño

Equipo de trabajo: Dr. Jhoni I. Quispe Becerra, Gdo. Antonio Sala Mirete, Gda. Olga Sánchez Fernández, Gda. Ana María Paco Vives, Gdo. Martín Vicente Ríos

Grupo de investigación Ecología y ordenación de Ecosistemas Marinos Costeros.
Departamento de Ecología e Hidrología

Universidad de Murcia

1. Introducción y resumen ejecutivo

Desde que el Mar Menor recuperó sus mecanismos de autorregulación en 2018, el ecosistema ha venido sufriendo distintas vicisitudes como consecuencia de que las presiones siguen intactas, o incluso han empeorado, debido a que el ascenso del nivel freático mantiene la entrada de aguas desde la cuenca vertiente, ahora de forma más difusa, por la ribera interna y en las que además de la carga en nitratos se ha incorporado la de fósforo. A esta entrada continua se han sumado eventos puntuales, como la DANA de septiembre de 2019 que produjo estratificación de las masas de agua y el afloramiento en Villananitos de la capa profunda hipóxica que se formó, o el evento de hipoxia de finales de agosto de 2021 provocado por el desbalance de la relación N/P. Desde 2022, la evolución general del Mar Menor se ha mantenido en un estado de equilibrio, que debido a lo expuesto debe considerarse inestable, a pesar de su continuidad durante tres años. El otoño de 2024 y el inicio de 2025 han estado en la línea de como finalizó 2023 y el arranque de 2024.

La capacidad de recuperación de los parámetros normales de funcionamiento que se puede observar tras unos pocos días desde que tienen lugar las situaciones desestabilizadoras comentadas así como la estabilidad que viene manteniendo en los últimos años, muestran la resiliencia del ecosistema y la capacidad de respuesta de sus comunidades biológicas, pero no oculta el equilibrio delicado en el que se encuentra y los riesgos de que si las presiones no se reducen y sobrepasan ciertos límites puedan producirse nuevas crisis o incluso una rotura más drástica si inciden acciones antrópicas inadecuadas y/o climatológicas extremas.

Las incidencias asociadas a la climatología previsiblemente serán cada vez más frecuentes y extremas y, sin haberse desarrollado infraestructuras y mecanismos que permitan el control y la anticipación ante las incertidumbres asociadas a cambios como el climático, los riesgos de nuevas roturas del ecosistema son muy altos. Como se incidía en el informe de diciembre de 2024, actualmente, el estado ecológico del Mar Menor depende de que las lluvias recarguen en mayor o menor medida el acuífero, del consiguiente nivel freático y de los aportes por escorrentía superficial producidos por las lluvias y por los aportes superficiales o subsuperficiales del acuífero. Las únicas medidas compensatorias han sido las preventivas mediante la retirada de los excedentes de biomasa acumuladas en las playas. Esta medida está siendo eficaz y ha dado resultados resaltables en los tres últimos años, permitiendo mantener la calidad de baño y disfrute de las playas y reduciendo las cargas de materia orgánica en descomposición que pueden incrementar de manera crítica la demanda de oxígeno en los periodos sensibles del verano. Aunque las biomásas acumuladas han ido disminuyendo progresivamente, como es esperable si se reduce la entrada de nutrientes, la impredecibilidad de la situación, asociada a la falta de control sobre el agua, y las incidencias climatológicas recomiendan mantener los dispositivos, estando especialmente preparados ante posibles entradas masivas de materiales por escorrentía en casos de lluvias torrenciales y de las proliferaciones esperables en primavera y verano.



El hecho de que el nivel freático se haya mantenido algo más bajo en los últimos dos años, junto con la disminución de los aportes superficiales y subsuperficiales desde la cuenca vertiente se han traducido en niveles relativamente bajos de nutrientes, especialmente de nitratos, cuya concentración media se sitúa en febrero de 2025 en $2.60 \pm 1.17 \text{ NO}_3^-/\text{L}$, y en un aumento progresivo de la salinidad. Sin embargo, la dependencia de las condiciones climatológicas se manifiesta en el fuerte pico de concentración de nitratos producido en la rambla del Albuñón en noviembre de 2024, seguido de otro en enero de 2025, en el que se midieron $38,66 \mu\text{mol NO}_3^-/\text{L}$ y en que el fósforo sigue teniendo un papel más protagonista que en periodos anteriores, con entradas altas en noviembre de 2024, también por la rambla del Albuñón. Actualmente la concentración de P se mantiene baja, con $0,01 \pm 2 \times 10^{-3} \mu\text{mol PO}_4^{3-}/\text{L}$, siendo la concentración media de la laguna más baja registrada en los últimos años, sin embargo, en las proximidades del Albuñón se han detectado concentraciones de hasta $0,43 \mu\text{mol PO}_4^{3-}/\text{L}$ en este mes de febrero.

La concentración de clorofila se mantiene también relativamente baja, con registros, en otoño de 2024, algo menores que en el mismo periodo de 2023, pero con valores más altos en el fondo que en superficie. Sin embargo, a diferencia del año pasado, con las descargas de nitrato y fósforo de noviembre, 2025 ha comenzado con una tendencia ascendente en las aguas superficiales, situándose actualmente los valores medios de la laguna en $1,02 \mu\text{g}/\text{L}$, manteniéndose en las aguas del fondo en $0.82 \mu\text{g}/\text{L}$.

Por el momento, la transparencia del agua en el otoño-invierno de 2024-2025 se ha mantenido por encima de los cuatro metros y medio de visibilidad, con mejores condiciones que en el mismo periodo de 2022-2023 y 2023-2024, a pesar de la pérdida de transparencia en noviembre de 2024.

La concentración de oxígeno durante el otoño-invierno de 2024-2025 se ha mantenido alta ($\approx 100\%$), por encima de $8 \text{ mg}/\text{l}$ desde diciembre, algo mayor que en el mismo periodo de 2023-2024, pero inferior a la de 2022-2023. Como en los dos años anteriores, en ningún caso ha habido situaciones críticas.

Los ritmos de temperatura determinan las estrobulaciones de las distintas especies de medusas que habitan en el Mar Menor (véase el informe final de 2022 y el informe adicional sobre las mismas, Fernández-Alías & Pérez-Ruzafa, 2023), haciendo que la dinámica de las poblaciones haya sido algo distinta cada año. Ello se ha traducido en que la única especie que ha mostrado proliferaciones en 2024 haya sido *Cotylorhiza tuberculata* (Macri, 1778), que alcanzó niveles altos durante todo el verano, alargándose su temporada con densidades altas hasta finales de septiembre.

En el otoño invierno, como es habitual, las poblaciones de adultos son inexistentes o residuales y apenas se han detectado unas pocas decenas de éfiras de *Aurelia solida*.

El estado del Mar Menor durante el año 2024 y los efectos constatados de las lluvias de noviembre confirman la importancia de mantener el nivel freático bajo y la retirada de los excesos de biomasa acumulados en las playas, especialmente mientras no se contengan las entradas de aguas cargadas



en nutrientes. Los efectos de las lluvias que se están produciendo en este momento podremos evaluarlos en las próximas semanas, y reafirman esta necesidad. Más allá de una adecuada gestión del territorio, de las regulaciones de usos y de las medidas de gestión del territorio con implantación de setos en las parcelas agrícolas, regulación del abonado, recuperación de zonas naturales y la cobertura vegetal, etc., el disponer de infraestructuras y mecanismos de regulación del agua del acuífero superficial y de amortiguación de los impactos de las lluvias torrenciales es claramente la única posibilidad de mantener el estado ecológico del Mar Menor y la calidad de sus aguas sin depender de la climatología.

2. Evolución de los parámetros fisicoquímicos

Para poner en contexto las escalas espaciales del sistema de monitorización, en la figura 2.1 se muestra la localización de las estaciones de muestreo utilizada en los trabajos de seguimiento que se vienen desarrollando.

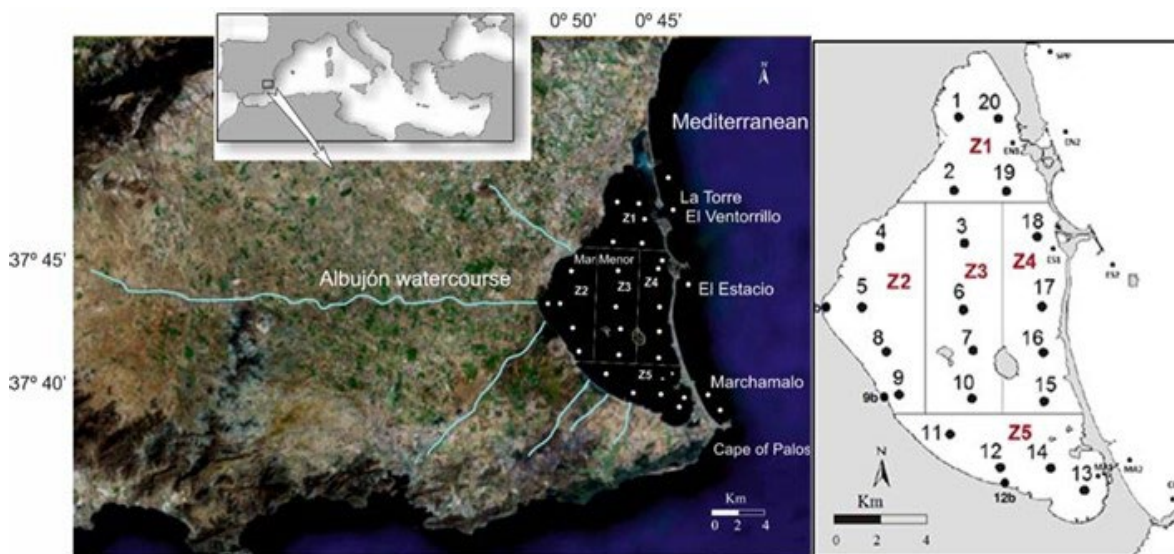


Figura 2.1. Ubicación del Mar Menor, su cuenca de drenaje y las principales ramblas que desembocan en la laguna. Los puntos representan la red de estaciones de muestreo utilizadas en la monitorización de la laguna, agrupadas en las cinco zonas funcionales representativas establecidas para los análisis.

2.1. Temperatura

La temperatura del agua en el Mar Menor sigue el patrón marcado por la temperatura atmosférica y suele ser uniforme en toda la columna de agua. Durante 2024, la temperatura del agua superficial osciló entre el mínimo de 11,56°C registrado el 10 de enero y un máximo de 32,06°C registrado el 1 de agosto (Tabla 2.1.1). Así mismo, la temperatura del agua en el fondo osciló entre el mínimo de 11,38°C registrado el 10 de enero y un máximo de 31,80°C registrado el 1 de agosto (Tabla 2.1.1). Los datos registrados en el periodo otoño-invierno de 2024-2025, aunque algo más bajos, que el año anterior, se han mantenido dentro de los valores normales presentes en el Mar Menor en esta época del año, sin evidencias de estratificación en la columna de agua (Fig. 2.1.1).

Tabla 2.1.1. Valores medios máximos y mínimos de la temperatura del agua en la capa superficial y fondo del Mar Menor durante 2024 y principios de 2025. El valor s.e. de la media corresponde al error estándar.

Año	Capa	Estación	Media (s.e.)	Min.	Max.
2024	Superficie	Invierno	14.58 ± 0.15	11.56	20,08
		Primavera	22.58 ± 0.22	17.67	27.92
		Verano	28.87 ± 0.12	25.41	32.06
		Otoño	19.56 ± 0.29	12.76	24.85
	Fondo	Invierno	14.46 ± 0.16	11.38	20.22
		Primavera	22.52 ± 0.23	17.77	27.93
		Verano	28.79 ± 0.11	25.45	31.80
		Otoño	19.52 ± 0.29	12.71	24.82
2025	Superficie	Invierno	13.12 ± 0.13	10.27	16.01
	Fondo	Invierno	13.01 ± 0.12	11.20	16.01

En 2024, la temperatura media del Mar Menor mostró un ascenso progresivo, con pequeñas oscilaciones entre febrero y mayo, hasta alcanzar los 30,13°C en la superficie y 30,02°C en el fondo el 20 de agosto. En este contexto, la temperatura media durante el invierno de 2024 fue casi 1 °C mayor en comparación con el invierno de 2023. Sin embargo, la temperatura media del agua de agosto de 2024 fue aproximadamente 1,1°C menor que las del mismo mes en 2023 (Fig. 2.1.2). Localmente, las máximas temperaturas del agua en la capa superficial y en el fondo se registraron en la estación E20 el 1 de agosto con valores de 32,06°C y 31,79°C, respectivamente. A partir de septiembre, la temperatura media del agua descendió progresivamente hasta el 20 de enero de 2025, cuando se registraron 11,53°C en la capa superficial y 11,60°C en el fondo.

De este modo, el año 2024 fue un año con menor amplitud térmica, con un invierno y primavera menos fríos que los años anteriores y con un verano menos cálido. Durante el invierno de 2025, la temperatura media del agua ha registrado valores similares al invierno de años anteriores, algo más altas que en 2022-2023 y algo menores que en 2023-2024 (Figs. 2.1.2, 2.1.3).

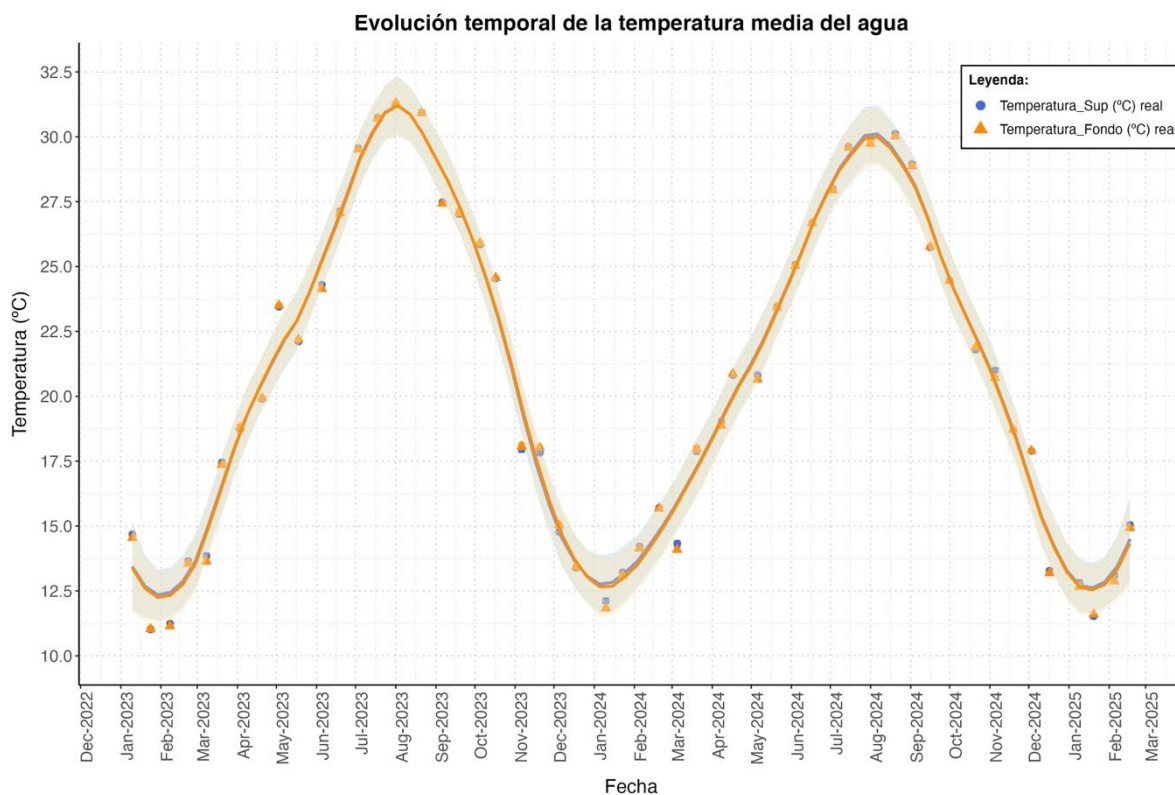


Figura 2.1.1. Temperatura media en la superficie y el fondo del Mar Menor desde enero de 2023 hasta febrero de 2025. Las líneas muestran el ajuste mediante el método loess (abreviación de 'local regression'), las barras el error estándar de los datos y el sombreado indica los intervalos (95%) de confianza.

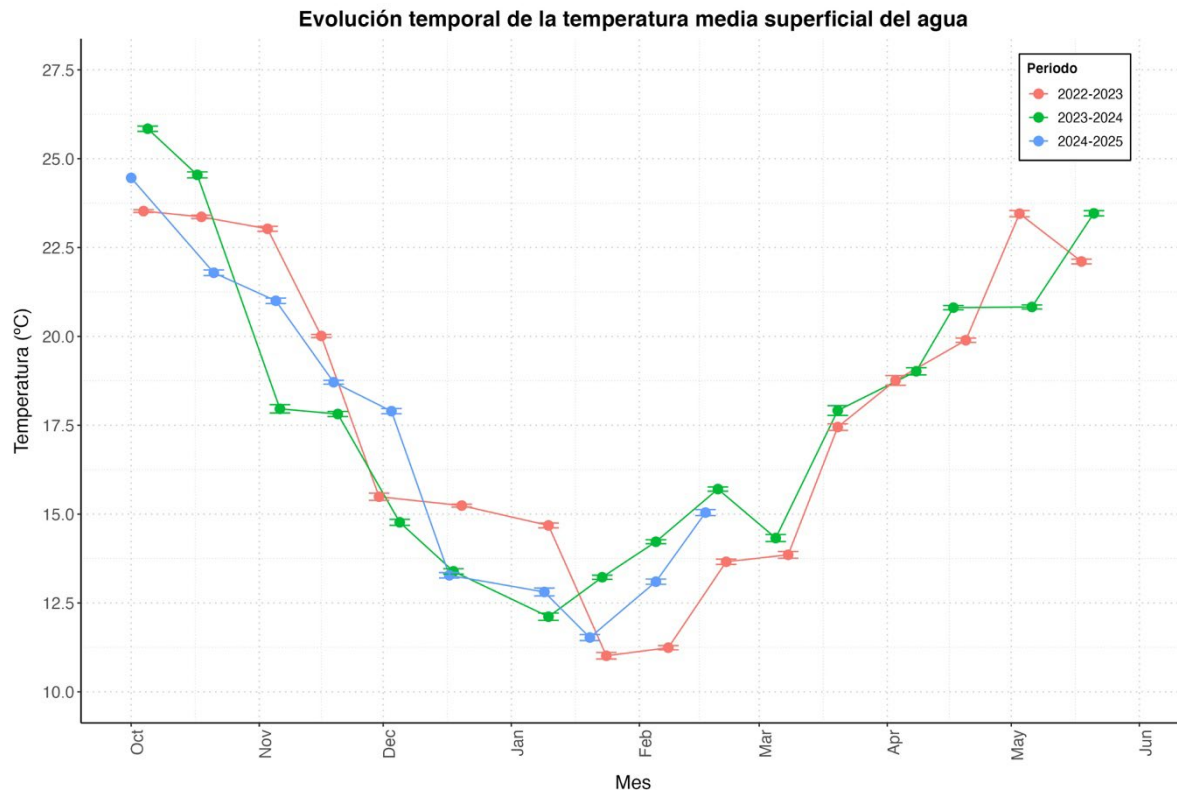


Figura 2.1.2. Temperatura media superficial del agua del Mar Menor en los últimos tres años.

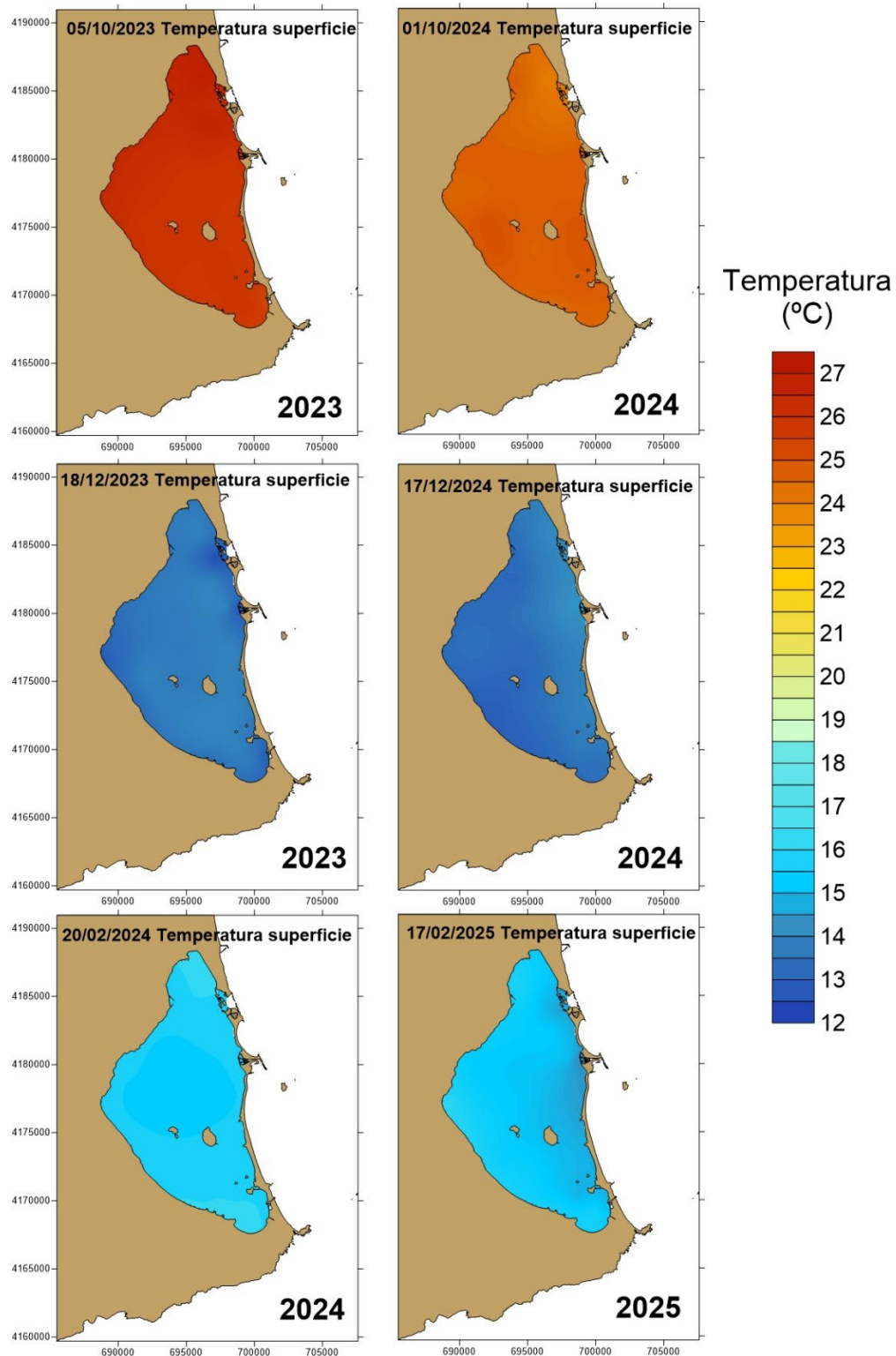


Figura 2.1.3. Evolución de la distribución espacial de la temperatura superficial (°C) durante otoño (arriba) e invierno (abajo) de 2023, 2024 y 2025.

2.2. Salinidad

La salinidad está muy marcada por los balances hídricos a escalas temporales medias y largas y por los intercambios con el Mediterráneo, que en parte dependen también de las entradas por lluvia y escorrentía. En este contexto, la salinidad media del Mar Menor ha mostrado una tendencia a recuperar valores anteriores a la DANA de septiembre de 2019, tras la cual se produjo un descenso brusco del que le está costando recuperarse, y viene mostrando una proyección ascendente desde la primavera de 2023 hasta noviembre de 2024. Durante 2023 aumentó progresivamente, desde finales de febrero hasta principios de diciembre, desde los 41 hasta los 45,82 registrados en el fondo el 5 de diciembre (Fig. 2.2.1). A partir de mediados de diciembre, la salinidad media comenzó a descender tanto en superficie como en fondo. Durante el invierno de 2024 y hasta finales de marzo del mismo año, la salinidad en la superficie descendió hasta un mínimo relativo de 44,04, mostrando una tendencia preocupante a la estratificación de la columna de agua (Fig. 2.2.1). A partir de entonces, la salinidad media aumentó de nuevo progresivamente, tanto en la superficie como en el fondo, hasta alcanzar los valores registrados en la campaña del 1 de octubre, 47,15 en la capa superficial y 47,39 en el fondo. De este modo, la salinidad media del Mar Menor es la mayor registrada en los últimos años (Fig. 2.2.2). Siguiendo el patrón habitual, a excepción de lo observado en 2023-2024, desde principios de otoño de 2024 la salinidad media ha descendido progresivamente hasta alcanzar a finales de febrero de 2025 valores similares a los de principios de 2024, por debajo de 44, tanto en la capa superficial como en el fondo, reduciéndose ligeramente los riesgos de estratificación (Fig. 2.2.3). Será importante evaluar los efectos de las importantes lluvias de estos días de marzo de 2025, sobre todo teniendo en cuenta que el punto de partida este mes de febrero es ligeramente inferior al de 2024.

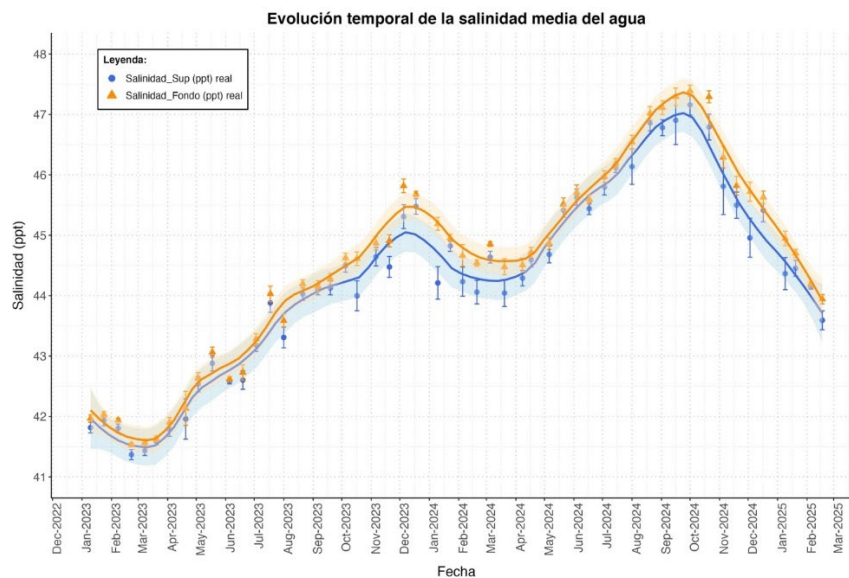


Figura 2.1.1. Salinidad media en la superficie y fondo del Mar Menor desde enero de 2023 y hasta febrero de 2025. Las líneas muestran el ajuste mediante el método loess (abreviación de 'local regression'), las barras el error estándar de los datos y el sombreado indica los intervalos (95%) de confianza.

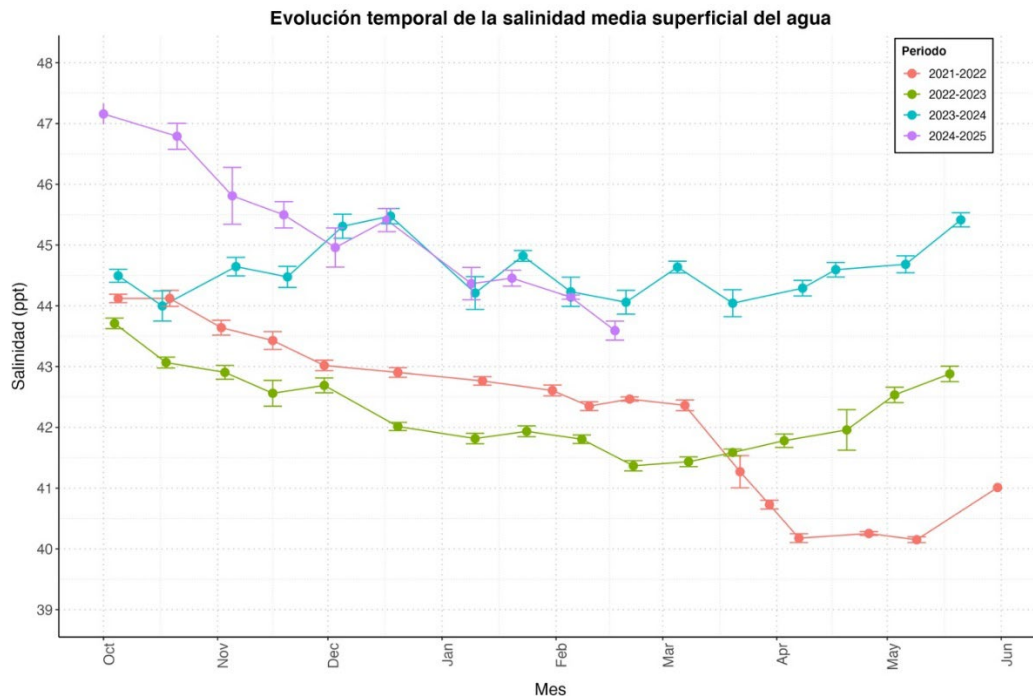


Figura 2.2.2. Salinidad media superficial del agua del Mar Menor en los últimos años.

La salinidad muestra una gran heterogeneidad espacial, dependiendo de las zonas de entrada de agua dulce o salobre o de los intercambios con el Mediterráneo (como las fluctuaciones de salinidad observadas en la capa superficial en las estaciones MA1, ES1 y EN1, frente al interior de las golas, o las observadas el 16 de septiembre y el 5 de noviembre de 2024 en la capa superficial en la estación E18, cuando se llegaron a alcanzar valores de tan solo 39,75 y 35,64, respectivamente) (Figs. 2.2.3, 2.2.4 y 2.2.5). Durante 2024, aparte de en la desembocadura de El Albujón, se detectaron localmente algunas descargas de aguas salobres en algunos puntos ribereños como la estación E01 (frente a Santiago de la Ribera), donde la salinidad se mantuvo estable en torno a 44 hasta el día 1 de agosto y descendió repentinamente a un valor mínimo en superficie de 39,39, indicando la ocurrencia de un vertido directo semejante a los detectados en anteriores informes en esta localidad (Pérez- Ruzafa, 2023, 2024). Durante 2025 aún no se ha detectado ningún evento de este tipo. Cabe resaltar también el descenso de la salinidad observado en la estación E09, frente a Los Urrutias, el 20 de marzo de 2024, llegando hasta los 40,52 en la superficie y 42,57 en el fondo y que será necesario comprobar si puede ser recurrente.

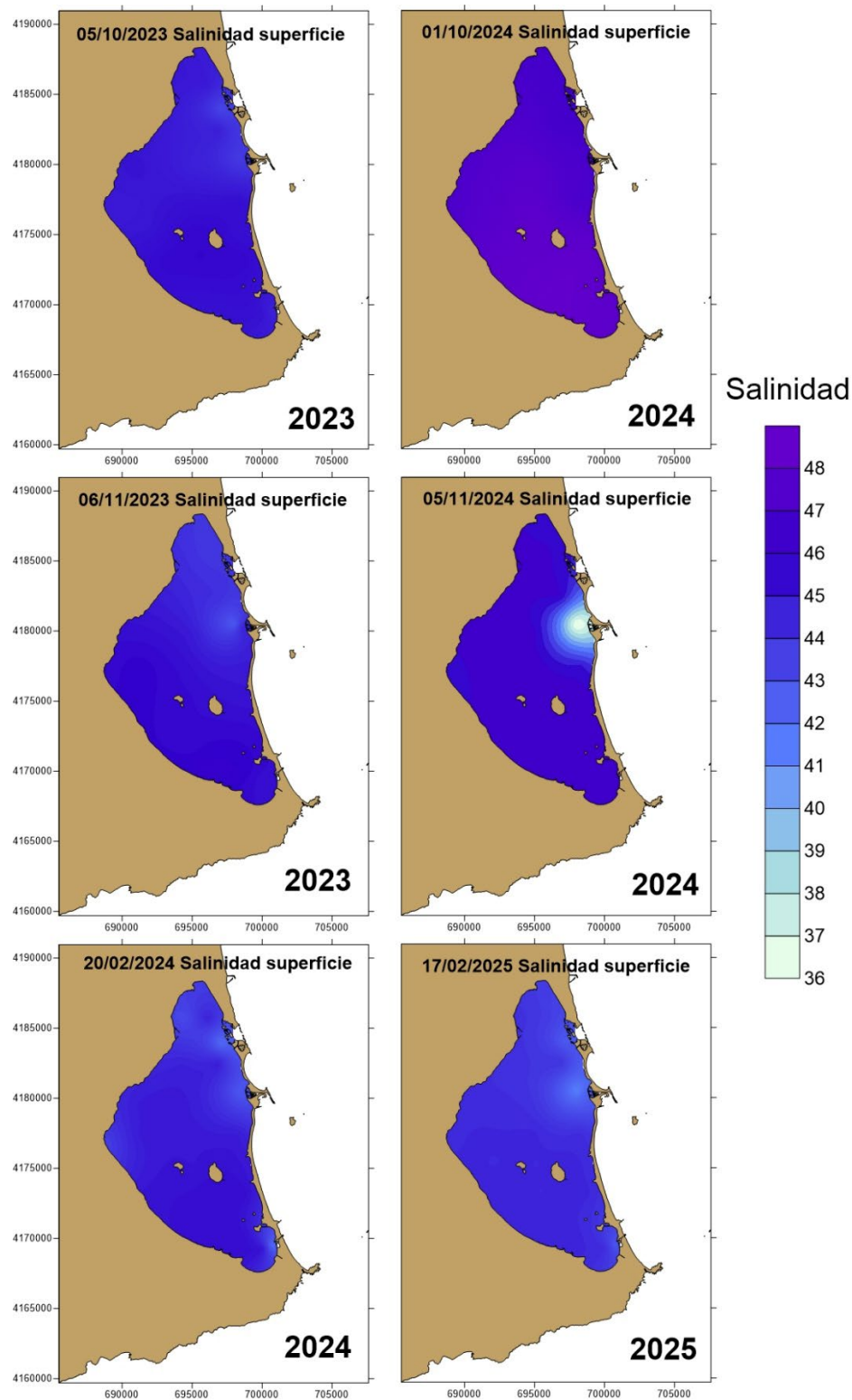


Figura 2.2.3. Evolución de la distribución espacial de la salinidad superficial en otoño (arriba) e invierno (abajo) de 2023, 2024 y 2025.

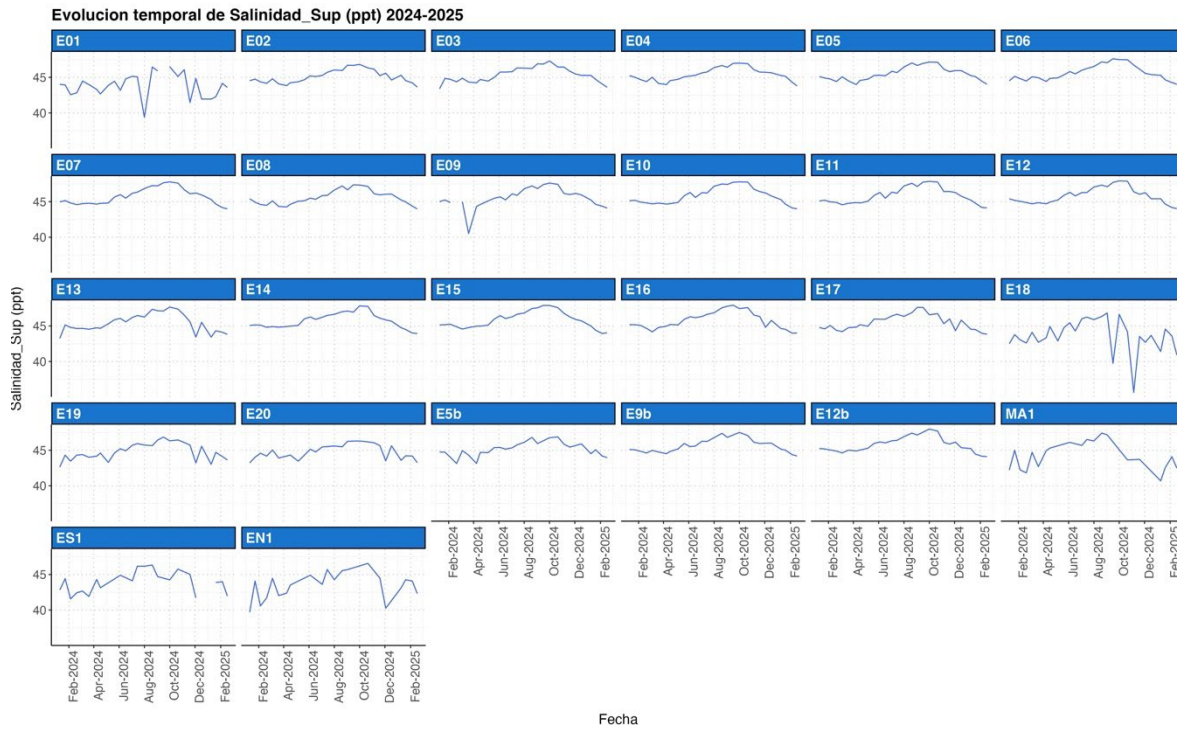


Figura 2.2.4. Evolución de la salinidad en la capa superficial de los distintos puntos de muestreo del Mar Menor desde enero de 2024 hasta febrero de 2025.

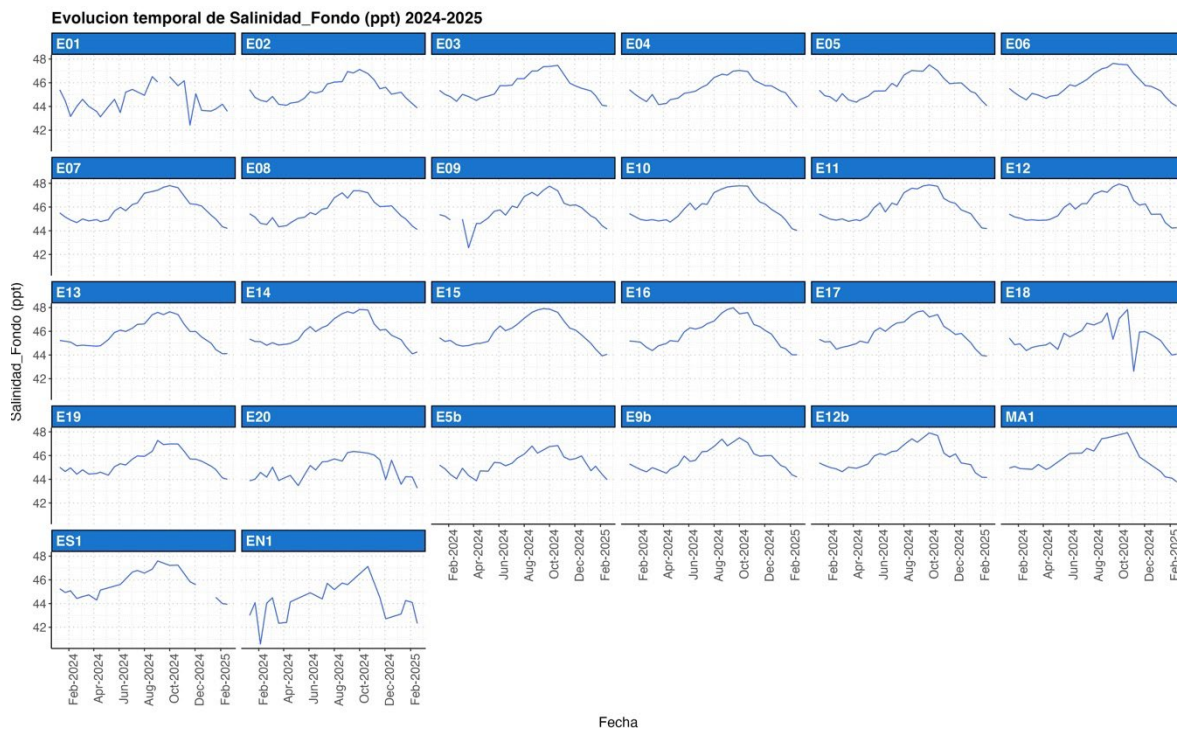


Figura 2.2.5. Evolución de la salinidad en el fondo de los distintos puntos de muestreo del Mar Menor desde enero de 2024 hasta febrero de 2025.

2.3. Materiales en suspensión

La concentración local de materiales en suspensión en la columna de agua suele ser muy dependiente de los aportes por lluvias torrenciales y del efecto de los temporales y oleaje sobre los sedimentos del fondo.

Durante los últimos años los materiales en suspensión se han mantenido bajos por término medio. En 2023, la concentración media resultó de $0,009 \pm 2e^{-04}$ g/L, con un valor máximo de 0,046 g/L, con oscilaciones marcadas, principalmente en el primer semestre del año. Los valores máximos medios alcanzaron 0,013 g/L y los mínimos generalmente fueron menores a 0,01 g/L.

Del mismo modo, 2024 se inició con los valores medios mínimos del año anterior, registrándose $0,0065 \pm 5e^{-04}$ g/L el 10 de enero, pero con oscilaciones y tendencia ascendente hasta alcanzar el máximo registrado en el año, el 5 de marzo, con $0,0161 \pm 2e^{-03}$ g/L. Desde entonces, la concentración media de materiales en suspensión presentó oscilaciones en torno a una media de 0,0126 g/L hasta finales de verano y un descenso hacia valores alrededor de 0,008 g/L (Tabla 2.3.1, Fig. 2.3.1).

Durante la segunda mitad de 2024 y principios de 2025, la concentración media de materiales en suspensión se ha mantenido entre 0,01 y 0,02 g/L en todas las localidades (Figs. 2.3.3 y 2.3.4), lo que se ha traducido en una buena calidad de agua en general, a expensas de los temporales y lluvias ocasionales.

Tabla 2.3.1. Estadísticas descriptivas de la concentración de materiales (g/L) en suspensión del Mar Menor durante 2024 y principios de 2025.

Año	Estación	Media (s.e.)	Min.	Max.
2024	Invierno	$0.0111 \pm 5e^{-04}$	0.002	0.045
	Primavera	$0.0128 \pm 4e^{-04}$	0.001	0.034
	Verano	$0.0124 \pm 3e^{-04}$	0.004	0.020
	Otoño	$0.0091 \pm 3e^{-04}$	0.001	0.026
2025	Invierno	$0.0088 \pm 4e^{-04}$	0.001	0.020

Tabla 2.3.2. Concentración media y error estándar de materiales en suspensión en verano de los últimos 3 años.

	Verano 2022	Verano 2023	Verano 2024
Materiales en suspensión (g/L)	$0.0077 \pm 3e^{-04}$	$0.0078 \pm 3e^{-04}$	$0.0124 \pm 3e^{-04}$

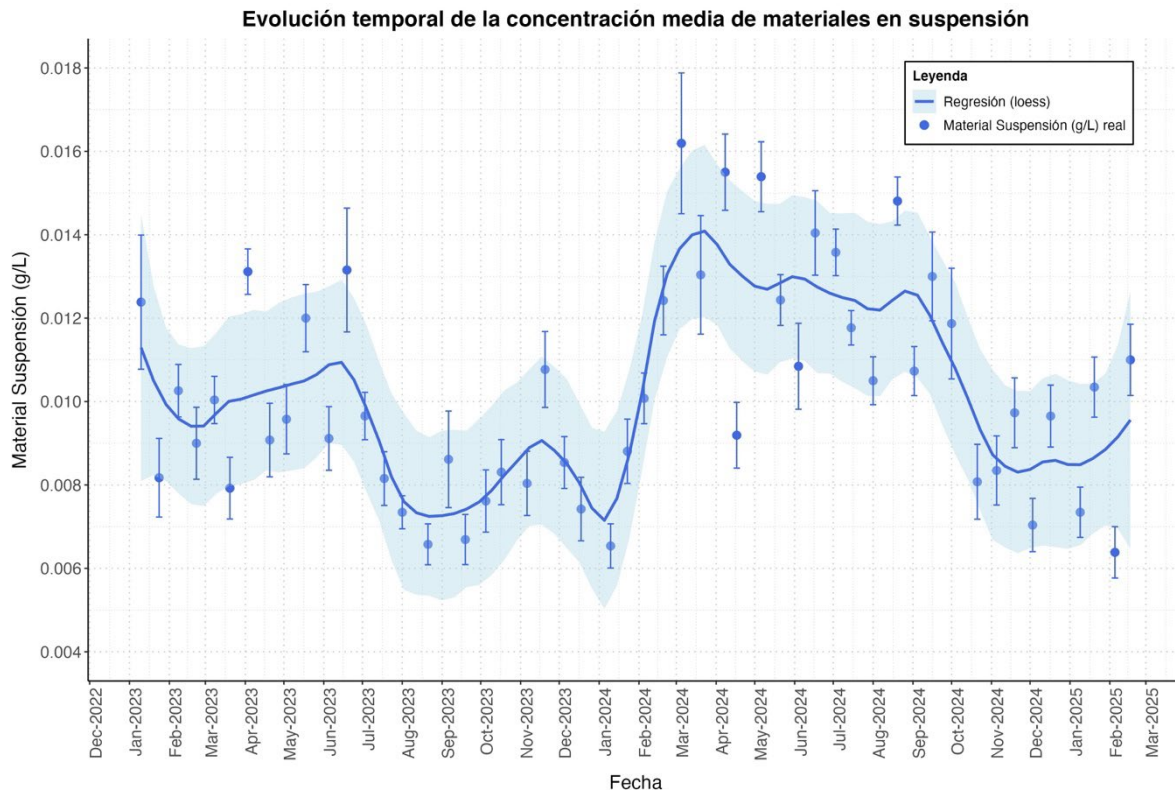


Figura 2.3.1. Evolución de la concentración de materiales en suspensión (g/L) en la columna de agua del Mar Menor desde enero de 2023 hasta febrero de 2025. Las líneas muestran el ajuste mediante el método loess (abreviación de 'local regression'), las barras el error estándar de los datos y el sombreado indica los intervalos (95%) de confianza.

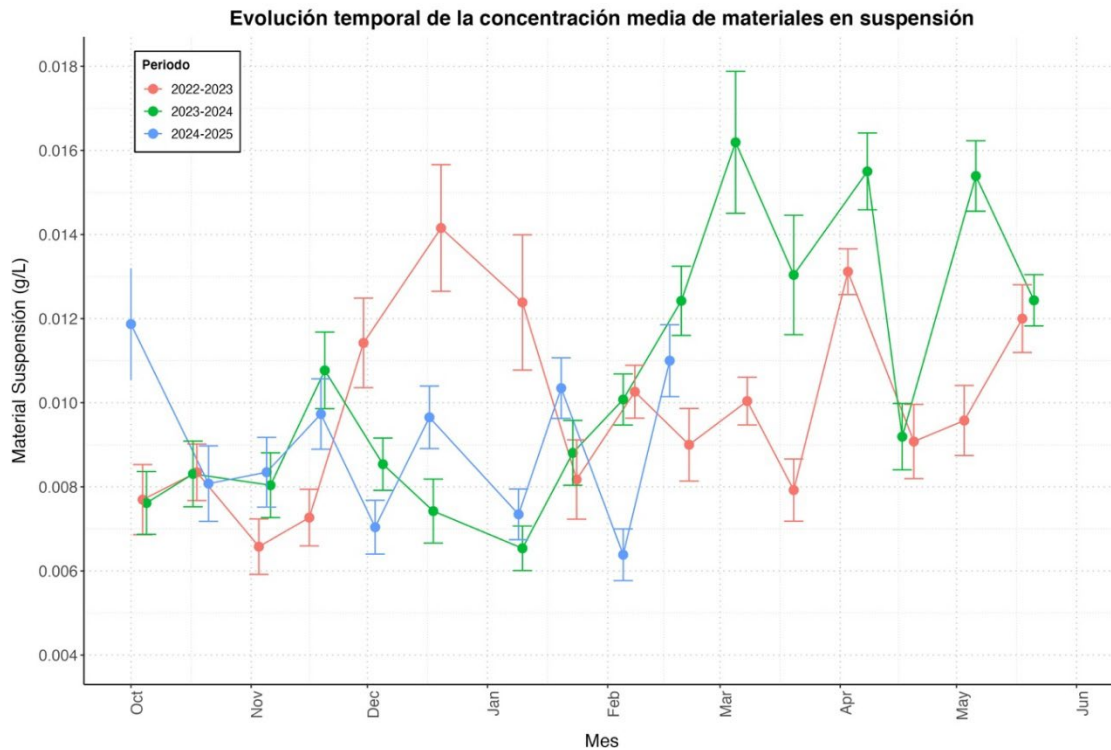


Figura 2.3.2. Concentración media de materiales en suspensión del agua del Mar Menor en los últimos años.

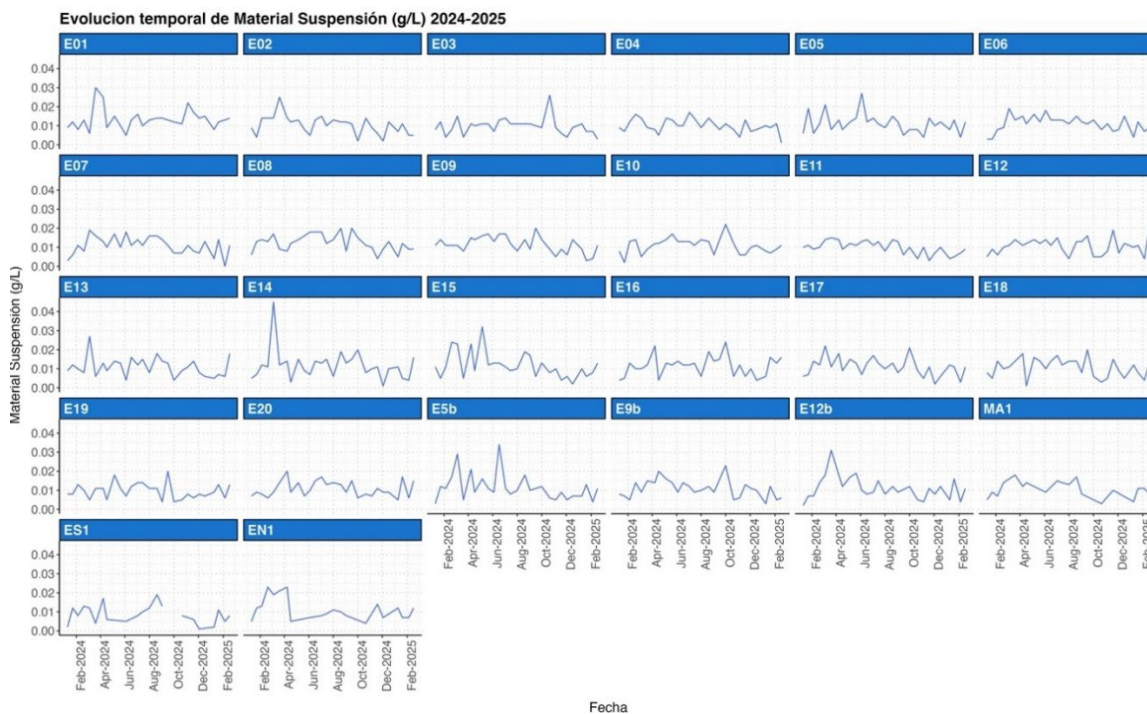


Figura 2.3.3. Evolución de la concentración de materiales en suspensión de los distintos puntos de muestreo del Mar Menor desde enero de 2024 hasta febrero de 2025.

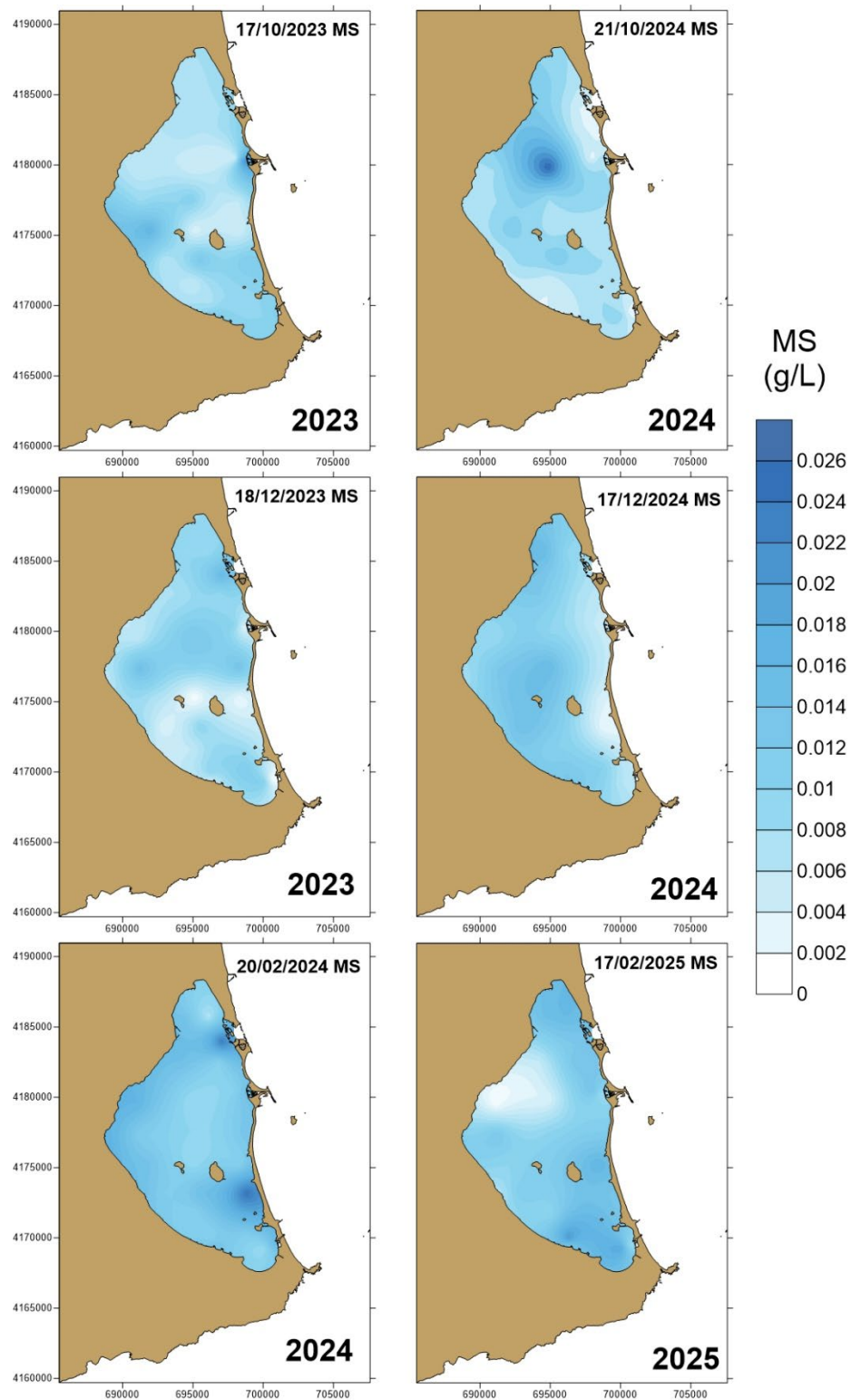


Figura 2.3.4. Evolución espacial de la concentración de materiales en suspensión (g/L) en el Mar Menor durante el otoño (arriba) e invierno (abajo) de 2023, 2024 y 2025.

3. Estado trófico: Nutrientes

El estado trófico de un ecosistema depende de disponibilidad de compuestos nitrogenados, como nitratos (NO_3^-), amonio (NH_4^+) o nitritos (NO_2^-), con contenido en sílice (SiO_4^{4-}) y fósforo, en forma de fosfato (PO_4^{3-}) (Steele *et al.*, 2011). Dichos nutrientes son utilizados por los productores primarios, tanto planctónicos como bentónicos, para su crecimiento, siendo, por tanto, la base de las redes tróficas.

Más allá de los flujos y el reciclado interno en la red trófica del ecosistema, la concentración de dichos elementos dependerá de los aportes externos, de modo que el origen y dinámica de entrada de cada tipo de nutriente es diverso, generalmente vinculado a actividades humanas actuales o pasadas y determinado, por tanto, por la dinámica temporal de dichas actividades, los ciclos estacionales y el régimen hidrológico y climático. Para poner en contexto la evolución y estado del Mar Menor hay que resaltar que durante los casi 40 años que lleva activo el proceso de eutrofización en el Mar Menor la principal fuente de N han sido las aguas de origen agrícola a través de vertidos de salmueras derivadas de la desalobración de las aguas subterráneas, muy concentradas en nitratos. Sin embargo, como se ha venido alertando en los informes de los últimos años, desde las restricciones a la extracción de aguas subterráneas, la desmantelación del salmueroducto y las prohibiciones al vertido de salmueras a los cauces, el nivel del freático en la cuenca lagunar ha ascendido rápidamente y ahora las descargas de agua dulce y nutrientes son más difusas y contienen también cada vez mayores concentraciones de fósforo (P), que suele ir vinculado a las aguas de origen urbano.

La dinámica de los nutrientes está determinada por los patrones de entrada, condicionados por el régimen de lluvias y los retardos introducidos por la recarga y flujos desde el acuífero, así como por la actividad biológica que determina la demanda y consumo o liberación de los nutrientes. Mientras las entradas están muy vinculadas al régimen de lluvias y el estado del nivel freático, con una variabilidad interanual elevada, la dinámica biológica tiene un patrón estacional, con una influencia importante de la temperatura, especialmente en los periodos en los que las horas de sol son mayores. En el caso del fósforo se superpone un patrón estacional determinado por los periodos vacacionales y mayor la actividad urbana en primavera y verano y, en menor medida finales de otoño.

Esta combinación de factores se traduce en que los distintos eventos de lluvia no produzcan los mismos efectos. Incluso la propia descarga de aguas a través de las ramblas, dependiendo lógicamente de las lluvias, no muestra una relación lineal con las precipitaciones que tienen lugar inmediatamente antes o durante la descarga (Figura 3.1), y dependen en buena medida de factores que actúan con otras escalas espacio-temporales como la acumulación de lluvias previas y la situación del nivel freático en un momento dado, que afectan tanto a los volúmenes descargados como a los retardos y duración en el tiempo con los que se producen.

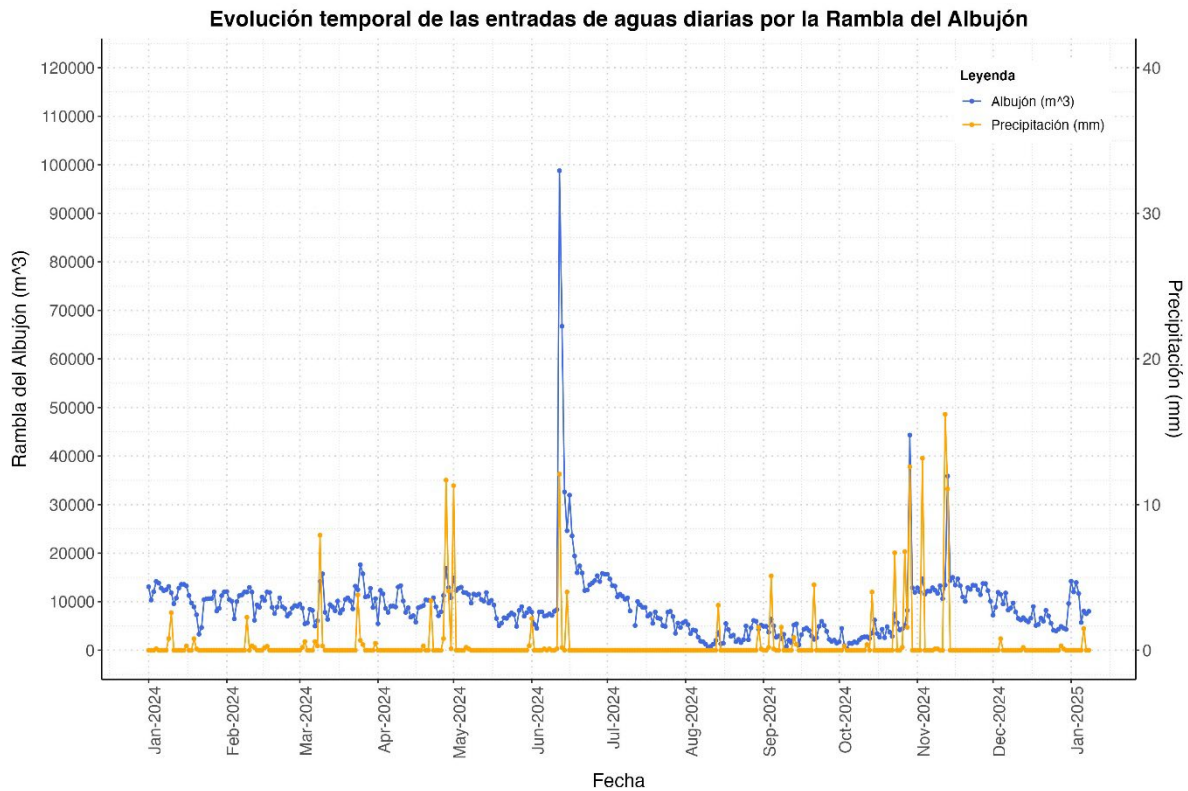


Figura 3.1. Precipitaciones y volumen de agua descargado por la rambla del Albuñón en el Mar Menor en el periodo entre enero de 2024 y enero de 2025.

De manera general, las concentraciones medias de nutrientes registradas en 2024 y principios de 2025 presentan una tendencia similar a la observada en 2023, pero con valores ligeramente más bajos, excepto la concentración de silicato, que aumentó en verano de 2024 con respecto al verano de 2023 y un pico importante en la concentración de nitrato y una tendencia ascendente en los valores de amonio en otoño de 2024 con respecto al mismo periodo del año anterior. Esta subida estuvo relacionada con las lluvias reiteradas que se produjeron desde finales de agosto, con eventos especialmente torrenciales en noviembre.

3.1. Nitratos

El nitrato es la forma de N dominante en la columna de agua durante la mayor parte del tiempo, solo sustituida por el amonio cuando las poblaciones de fitoplancton proliferan consumiendo el primero, y las poblaciones de herbívoros comienzan a crecer a costa del fitoplancton excretando compuestos de amonio.

La concentración media de nitratos en la laguna en el año 2024 fue de $1,03 \pm 0,60 \mu\text{mol NO}_3^-/\text{L}$, ligeramente más baja que en 2023, resultando, de hecho, la concentración media de este nutriente

más baja registrada en los últimos años, a pesar de que localmente se han alcanzado algunos de los valores más altos a primeros de diciembre en la zona de influencia de la rambla de El Albuñón, tras un periodo de lluvias recurrentes (Tablas 3.1.1, 3.1.2) (Fig. 3.1.1).

Tabla 3.1.1. Valores medios anuales de la concentración de nitrato ($\mu\text{mol NO}_3^-/\text{L}$) en la columna de agua del Mar Menor durante los últimos años. La columna de valores máximos corresponde a los valores medidos en la desembocadura de las principales ramblas, particularmente El Albuñón, pero también en La Carrasquilla o Los Alcázares.

	Media	Error estándar	Max.
2016	4.80	0.58	90.73
2017	9.68	0.61	157.81
2018	2.47	0.33	164.60
2019	3.83	1.33	573.56
2020	8.21	2.16	1165.09
2021	1.76	0.34	128.43
2022	5.04	1.00	566.06
2023	1.17	0.17	57.18
2024	1.03	0.60	357.74

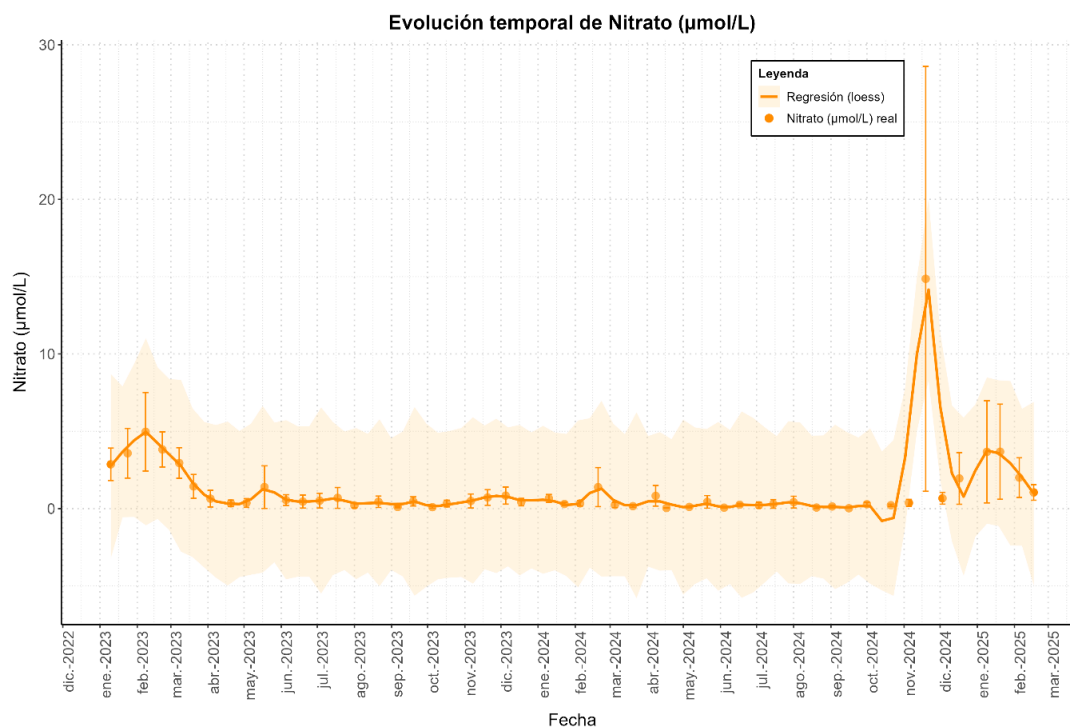


Figura 3.1.1. Concentración promedio de nitratos ($\mu\text{mol NO}_3^-/\text{L}$) en la columna de agua del Mar Menor en las campañas realizadas entre 2023 y 2025. La barra indica el error estándar.

Tabla 3.1.2. Estadísticas de concentración de nitratos ($\mu\text{mol NO}_3^-/\text{L}$) en el Mar Menor durante las diferentes estaciones entre 2023 y 2025.

Año	Estación	Media (s.e.)	Min.	Max.
2023	Invierno	3.05 ± 0.50	3e^{-04}	57.18
2023	Primavera	0.62 ± 0.27	3e^{-03}	35.83
2023	Verano	0.40 ± 0.16	1e^{-04}	17.53
2023	Otoño	0.48 ± 0.15	0	12.44
2024	Invierno	0.51 ± 0.22	1e^{-03}	32.94
2024	Primavera	0.28 ± 0.13	1e^{-03}	17.30
2024	Verano	0.19 ± 0.09	7e^{-05}	9.93
2024	Otoño	3.19 ± 2.45	4e^{-03}	357.74
2025	Invierno	2.60 ± 1.17	3e^{-03}	86.17

Estacionalmente, en la primavera de 2024, la concentración media continuó siendo inferior que la del mismo periodo de 2023, con valores de $0,28 \pm 0,13 \mu\text{mol NO}_3^-/\text{L}$ frente a los $0,62 \pm 0,27 \mu\text{mol NO}_3^-/\text{L}$, del año anterior. Entre marzo y junio se detectaron dos pulsos, el primero el 8 de abril y el segundo el 21 de mayo en la mencionada estación E05b frente a la rambla de El Albujón, en los que se alcanzaron $17,30 \mu\text{mol NO}_3^-/\text{L}$ y $9,50 \mu\text{mol NO}_3^-/\text{L}$, respectivamente.

Tras estos picos asociados a las lluvias de mayo y de finales de junio, en verano de 2024 la concentración media de nitratos continuó su tendencia descendente con respecto a 2023, con un valor medio de $0,19 \pm 0,09 \mu\text{mol NO}_3^-/\text{L}$ en 2024 frente a los $0,40 \pm 0,16 \mu\text{mol NO}_3^-/\text{L}$ del verano de 2023. Nuevamente, debe resaltarse que se mantuvieron las entradas de nitratos por la rambla de El Albujón, frente a la cual, en la estación E05b, se midieron valores de $7,31 \mu\text{mol NO}_3^-/\text{L}$ y $9,93 \mu\text{mol NO}_3^-/\text{L}$ los días 15 de julio y 1 de agosto de 2024, respectivamente. A partir de la segunda mitad de agosto de 2024 la concentración media de nitratos en la laguna continuó disminuyendo por debajo de $0,15 \mu\text{mol NO}_3^-/\text{L}$, con valores también más bajos frente a la rambla de El Albujón donde los datos más altos en los días 20 de agosto y 2 de septiembre fueron $1,42 \mu\text{mol NO}_3^-/\text{L}$ y $2,43 \mu\text{mol NO}_3^-/\text{L}$, respectivamente.

En otoño de 2024 se produjo un incremento significativo en la concentración media de este nutriente con respecto a años anteriores debido principalmente a entradas de nitratos por la rambla de El Albujón (Fig. 3.1.2). El 19 de noviembre se registró el valor medio más alto de 2024 con $14,86 \pm 13,74 \mu\text{mol NO}_3^-/\text{L}$, así como también el valor local más alto registrado para este año en la estación E05b, frente a la rambla de El Albujón, con $357,74 \mu\text{mol NO}_3^-/\text{L}$. Ese mismo día se registró otra concentración elevada para la estación E12b, frente a la rambla de La Carrasquilla, de $23,10 \mu\text{mol}$



NO_3^-/L . Los días 3 y 17 de diciembre de 2024 se registran dos concentraciones altas de nitratos procedente de la rambla de El Albujón, en la estación E05b, de $9,49 \mu\text{mol NO}_3^-/\text{L}$ y $38,66 \mu\text{mol NO}_3^-/\text{L}$, respectivamente.

Como consecuencia de las descargas ocurridas durante el otoño, 2025 comienza con una concentración media de nitratos en la laguna elevada, al igual que ocurrió en 2023, por encima de $3,65 \mu\text{mol NO}_3^-/\text{L}$ sobre todo debido a los altos valores localizados en la estación E05b, frente a la rambla de El Albujón, que alcanzaron $86,17 \mu\text{mol NO}_3^-/\text{L}$ y $80,12 \mu\text{mol NO}_3^-/\text{L}$ los días 9 y 20 de enero, respectivamente (Fig. 3.1.3). El 20 de enero también se registró un valor de $7,98 \mu\text{mol NO}_3^-/\text{L}$ en la estación E09b, frente a Los Urrutias. El día 5 de febrero se registran concentraciones elevadas de nitrato en las estaciones E05b, E09b, y E08 con valores de $32,70$, $7,71$ y $5,35 \mu\text{mol NO}_3^-/\text{L}$, respectivamente. A finales de febrero se vuelven a registrar concentraciones elevadas de nitratos con valores de $9,59$, $8,02$ y $5,96 \mu\text{mol NO}_3^-/\text{L}$ en las estaciones E08, E05b y E09b, respectivamente.

La entrada continuada de este nutriente desde la cuenca vertiente, principalmente a través de la rambla de El Albujón, y que sus valores se mantengan regularmente por encima de $1 \mu\text{mol NO}_3^-/\text{L}$ frente a la desembocadura (estación E05b) durante prácticamente todo el periodo registrado de 2024, con picos abruptos asociados a los periodos de lluvia, vuelve a incidir en la importancia de controlar el nivel freático y amortiguar los efectos del régimen hidrológico para controlar la eutrofización del Mar Menor.

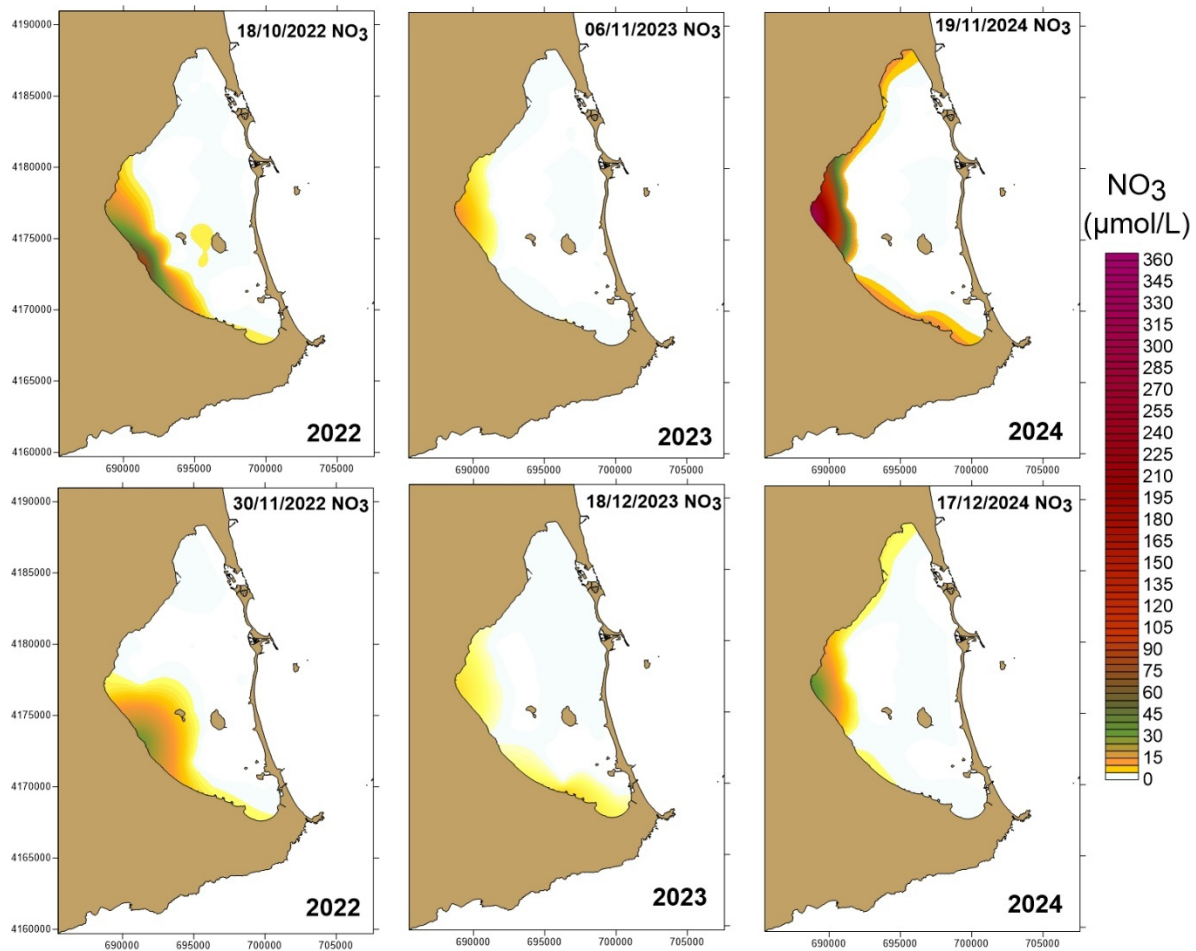


Figura 3.1.2. Evolución de la distribución espacial de las principales entradas de nitratos ($\mu\text{mol NO}_3^-/\text{L}$) en otoño de 2022, 2023 y 2024.

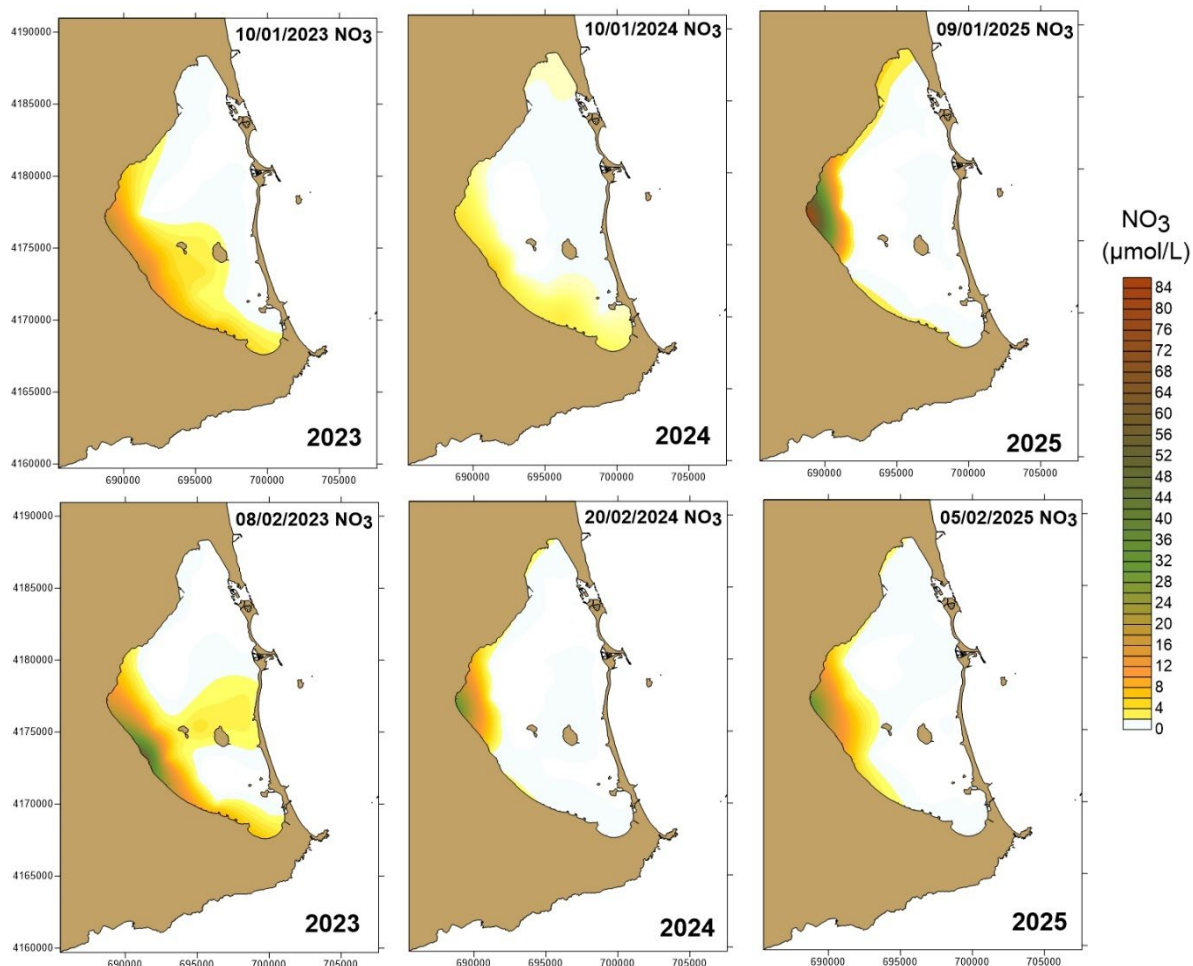


Figura 3.1.3. Evolución de la distribución espacial de las principales entradas de nitratos ($\mu\text{mol NO}_3^-/\text{L}$) en invierno de 2023, 2024 y 2025.

3.2. Nitritos

Al igual que el nitrato, la concentración media de nitrito en la laguna en 2024 fue ligeramente inferior a la del mismo periodo de 2023, siendo los valores de $0,06 \pm 3e^{-03} \mu\text{mol NO}_2^-/\text{L}$ y $0,07 \pm 5e^{-03} \mu\text{mol NO}_2^-/\text{L}$, respectivamente (Fig. 3.2.1). La dinámica estacional también fue semejante a la mostrada por el nitrato, con los valores más altos en invierno ($0,1 \mu\text{mol NO}_2^-/\text{L}$ en 2024 y $0,09 \pm 0,01 \mu\text{mol NO}_2^-/\text{L}$ en 2025). En otoño de 2024 también hubo un ligero aumento en la concentración media con respecto al año anterior, con un valor de $0,06 \pm 7e^{-03} \mu\text{mol NO}_2^-/\text{L}$ (Tabla 3.2.1). A principios de esta estación, la concentración media de nitritos en la laguna se situaba por debajo de $0,05 \mu\text{mol NO}_2^-/\text{L}$ manteniéndose hasta mediados de noviembre. El 19 de noviembre la concentración media de nitrito aumentó, registrándose un valor medio de $0,07 \pm 0,03 \mu\text{mol NO}_2^-/\text{L}$, principalmente debido a la concentración alcanzada en la estación E05b, frente a la rambla de El Albuñón, de $0,78 \mu\text{mol NO}_2^-/\text{L}$ (Fig. 3.2.4). También se registraron, ese mismo día, concentraciones altas en las estaciones



E09b y E12b, frente a Los Urrutias y a la rambla de La Carrasquilla, con concentraciones de $0,21 \mu\text{mol NO}_2^-/\text{L}$ y $0,25 \mu\text{mol NO}_2^-/\text{L}$, respectivamente. A finales de diciembre la concentración media de nitrito alcanzó $0,12 \pm 5e^{-03} \mu\text{mol NO}_2^-/\text{L}$, con valores en toda la laguna superiores a $0,10 \mu\text{mol NO}_2^-/\text{L}$.

Como consecuencia, 2025 ha comenzado con una concentración media de nitritos en la laguna de $0,13 \pm 0,01 \mu\text{mol NO}_2^-/\text{L}$. El 20 de enero se produjo un descenso en dicho valor medio hasta $0,05 \pm 0,01 \mu\text{mol NO}_2^-/\text{L}$, a pesar de que en las estaciones E05b y E09b, frente a la rambla de El Albujón y Los Urrutias se registraron valores de $0,23 \mu\text{mol NO}_2^-/\text{L}$ y $0,25 \mu\text{mol NO}_2^-/\text{L}$, respectivamente. Como consecuencia de estas entradas, en febrero, la concentración media de nitritos en la laguna volvió a superar los $0,10 \mu\text{mol NO}_2^-/\text{L}$ llegando a valores de $0,30 \mu\text{mol NO}_2^-/\text{L}$ y $0,23 \mu\text{mol NO}_2^-/\text{L}$ en las mismas estaciones E05b y E09b el día 5 de febrero y a valores de $0,55$, $0,23$ y $0,16 \mu\text{mol NO}_2^-/\text{L}$ en las estaciones E07, E9b y E05b, respectivamente, el día 17 de febrero.

De nuevo, y al igual que los nitratos y que en años anteriores, los valores más altos de nitritos en la laguna tienen lugar en la zona de influencia de la rambla del Albujón y en las estaciones de muestreo más cercanas a la ribera interna, influenciadas por las descargas de la cuenca vertiente y por los afloramientos someros del acuífero (Figs. 3.2.2 y 3.2.3).

Tabla 3.2.1. Valores medios, mínimos y máximos de concentración de nitrito ($\mu\text{mol NO}_2^-/\text{L}$) en el Mar Menor durante las diferentes estaciones del año entre 2023 y 2025.

Año	Estación	Media (s.e.)	Min.	Max.
2023	Invierno	0.10 ± 0.01	$2e^{-03}$	0.63
2023	Primavera	0.08 ± 0.01	0	1.47
2023	Verano	0.05 ± 0.01	0	0.84
2023	Otoño	$0.04 \pm 4e^{-03}$	$5e^{-04}$	0.41
2024	Invierno	$0.10 \pm 4e^{-03}$	$1e^{-03}$	0.28
2024	Primavera	$0.04 \pm 3e^{-03}$	0	0.23
2024	Verano	0.05 ± 0.01	$4e^{-03}$	0.4
2024	Otoño	$0.06 \pm 7e^{-03}$	$7e^{-05}$	0.78
2025	Invierno	0.09 ± 0.01	0.01	0.55

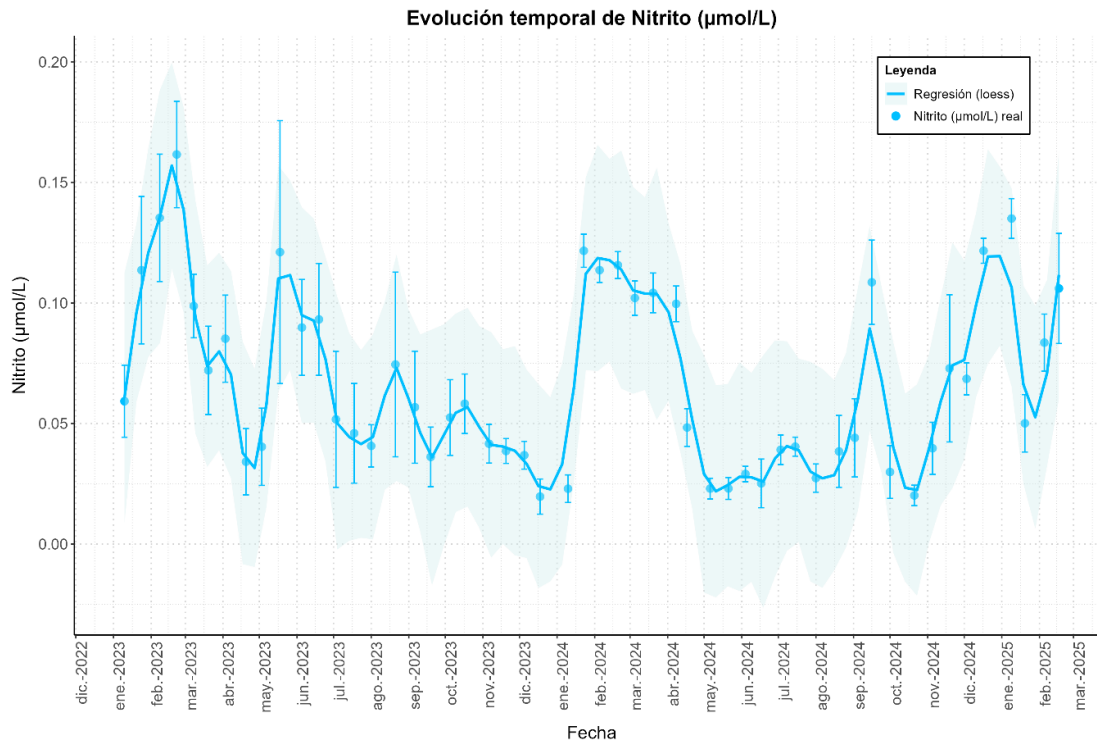


Figura 3.2.1. Evolución temporal de la concentración media de nitritos ($\mu\text{mol NO}_2^-/\text{L}$) en las campañas realizadas entre 2023 y 2025. La barra de error indica el error estándar.

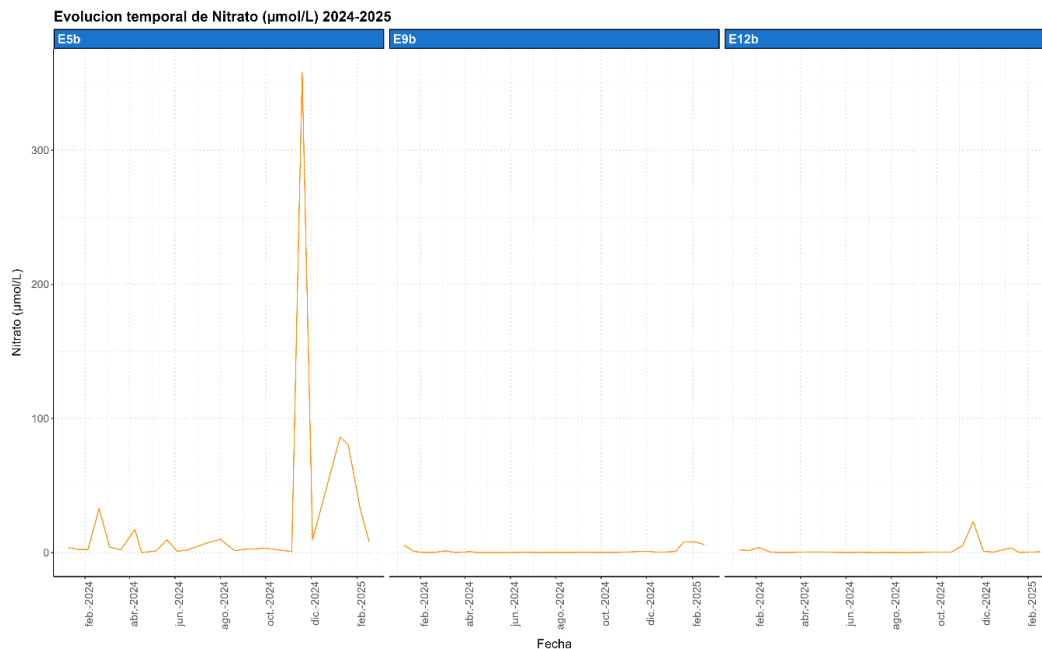


Figura 3.2.2. Evolución temporal de la concentración de nitratos ($\mu\text{mol NO}_3^-/\text{L}$) en 2024 y 2025 en las estaciones E05b, E09b y E12b.

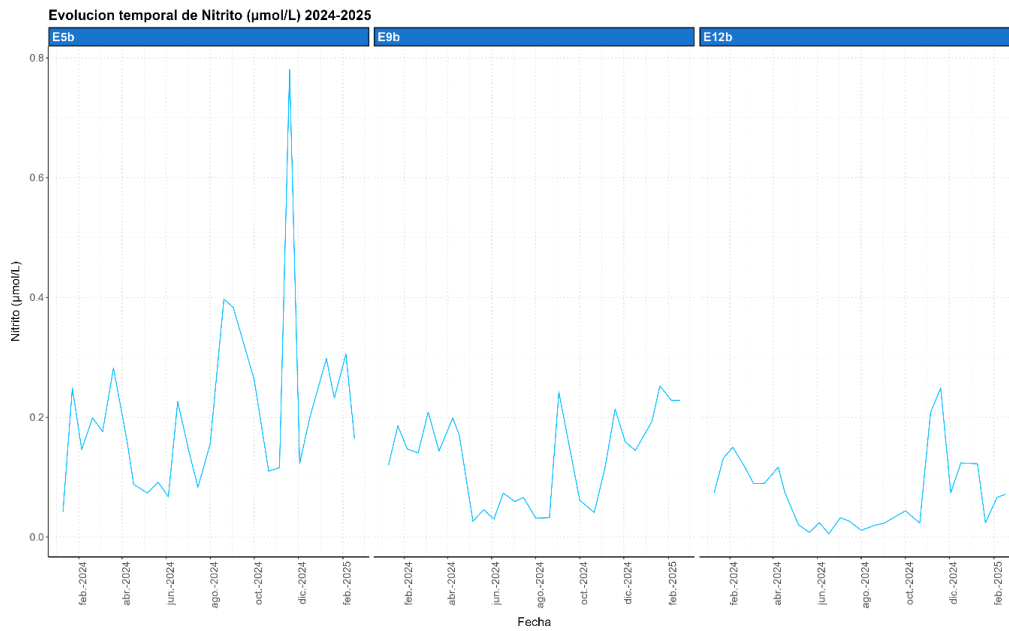


Figura 3.2.3. Evolución temporal de la concentración de nitritos ($\mu\text{mol NO}_2^-/\text{L}$) en 2024 y 2025 en las estaciones E05b, E09b y E12b.

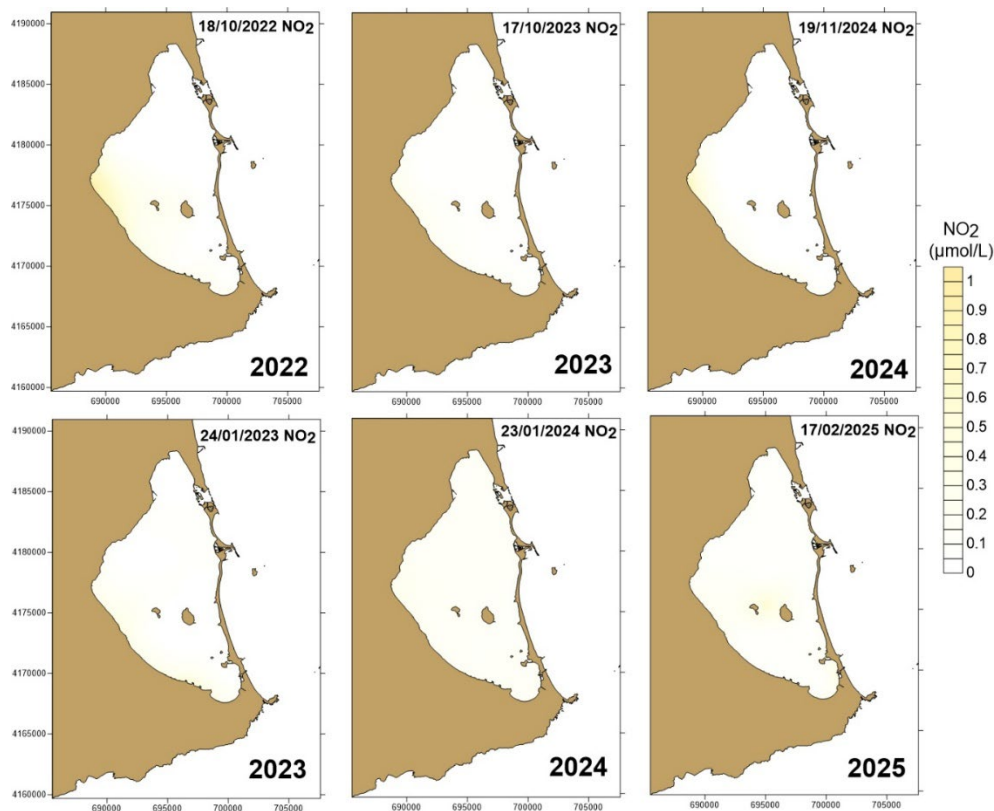


Figura 3.2.4. Evolución de la distribución espacial de las principales entradas de nitritos ($\mu\text{mol NO}_2^-/\text{L}$) en otoño (arriba) e invierno (abajo) en los años 2022, 2023, 2024 y 2025

3.3. Amonio

La dinámica del amonio en 2024 se mantuvo como en los últimos años, pero con valores más bajos la mayor parte del año (Fig. 3.3.1), con una concentración media en la columna de agua en 2024 de $0,26 \pm 0,01 \mu\text{mol NH}_4^+/\text{L}$ frente a los $0,45 \pm 0,03 \mu\text{mol NH}_4^+/\text{L}$ de 2023. La dinámica estacional mantuvo un patrón similar, con la concentración media de la laguna ligeramente superior en invierno que en primavera ($0,28 \pm 0,02 \mu\text{mol NH}_4^+/\text{L}$ y $0,18 \pm 0,02 \mu\text{mol NH}_4^+/\text{L}$, respectivamente) y con los valores más bajos en verano ($0,17 \pm 0,03 \mu\text{mol NH}_4^+/\text{L}$ en 2024). Como en el caso de los nitratos y nitritos, la concentración media de la laguna en otoño sufrió un aumento, con $0,42 \pm 0,03 \mu\text{mol NH}_4^+/\text{L}$ en 2024 frente a los $0,16 \pm 0,02 \mu\text{mol NH}_4^+/\text{L}$ de 2023, lo que se tradujo en una mayor concentración en los primeros meses de 2025 ($0,75 \pm 0,07 \mu\text{mol NH}_4^+/\text{L}$) (Tabla 3.3.1).

El 1 de octubre de 2024 se registró un valor de $1,43 \mu\text{mol NH}_4^+/\text{L}$ en la estación E05b, frente a la rambla de El Albujón y el 19 de noviembre se alcanzaron valores de $1,59 \mu\text{mol NH}_4^+/\text{L}$ y $1,30 \mu\text{mol NH}_4^+/\text{L}$ en las estaciones E05b y E09b, respectivamente. Además, se alcanzaron concentraciones de $1,37 \mu\text{mol NH}_4^+/\text{L}$ en la estación ES1 (frente al canal de El Estacio) y $1,04 \mu\text{mol NH}_4^+/\text{L}$ y en la estación MA1 (frente a la Gola de Marchamalo). Esto condujo a que la concentración media de la laguna llegara a $0,48 \pm 0,08 \mu\text{mol NH}_4^+/\text{L}$. El 3 de diciembre también se registraron concentraciones altas en las estaciones E06 y E01 (frente a La Ribera), con $2,21 \mu\text{mol NH}_4^+/\text{L}$ y $1,64 \mu\text{mol NH}_4^+/\text{L}$, respectivamente. El 17 de diciembre se registra el valor medio más alto de la laguna de todo 2024, con un valor de $0,66 \pm 0,05 \mu\text{mol NH}_4^+/\text{L}$, con los valores más elevados nuevamente en las estaciones E05b, E01 y E06 con $1,24$, $1,19$ y $1,11 \mu\text{mol NH}_4^+/\text{L}$, respectivamente.

2025 comenzó manteniendo esta tendencia al alza, con un aumento significativo de la concentración media de la laguna que llegó el 9 de enero a un valor promedio de $1,24 \pm 0,20 \mu\text{mol NH}_4^+/\text{L}$, registrándose los valores locales más altos en las estaciones E01, frente a La Ribera y MA1 y EN1 (frente a Marchamalo y las Encañizadas) con concentraciones de $4,94$, $3,69$ y $2,57 \mu\text{mol NH}_4^+/\text{L}$, respectivamente. En febrero, los valores empiezan a descender. El día 5 se registró una concentración media en la laguna de $0,93 \pm 0,16 \mu\text{mol NH}_4^+/\text{L}$, pero manteniéndose valores altos en las estaciones E20 (frente a la Encañizada del Ventorrillo), E03, E05b y E16, con $3,32$, $2,54$, $2,04$ y $2,02 \mu\text{mol NH}_4^+/\text{L}$, respectivamente.

La distribución espacial del amonio en la laguna es semejante a la del nitrato y nitrito, ocurriendo los valores más altos principalmente en las estaciones más cercanas a la ribera interna que se encuentra bajo la influencia de las descargas de la cuenca vertiente y los afloramientos ribereños del acuífero. Cabe destacar también que se observó un aumento de la concentración de este nutriente a finales de otoño de 2024 y, de nuevo, al principio de 2025, en las zonas cercanas a los canales y golas de intercambio con el Mediterráneo (Fig. 3.3.2).

Tabla 3.3.1. Valores medios, mínimo y máximo de las concentraciones de amonio ($\mu\text{mol NH}_4^+/\text{L}$) en el Mar Menor en las diferentes estaciones del año entre 2023 y 2025.

Año	Estación	Media (s.e.)	Min.	Max.
2023	Invierno	0.98 ± 0.09	0.06	9.39
2023	Primavera	0.46 ± 0.06	$4e^{-03}$	7.00
2023	Verano	0.27 ± 0.05	$3e^{-03}$	4.46
2023	Otoño	0.16 ± 0.02	$4e^{-03}$	1.70
2024	Invierno	0.28 ± 0.02	$4e^{-03}$	1.35
2024	Primavera	0.18 ± 0.02	$3e^{-04}$	1.4
2024	Verano	0.17 ± 0.03	$5e^{-04}$	2.69
2024	Otoño	0.42 ± 0.03	$2e^{-03}$	2.21
2025	Invierno	0.75 ± 0.07	0.10	4.94

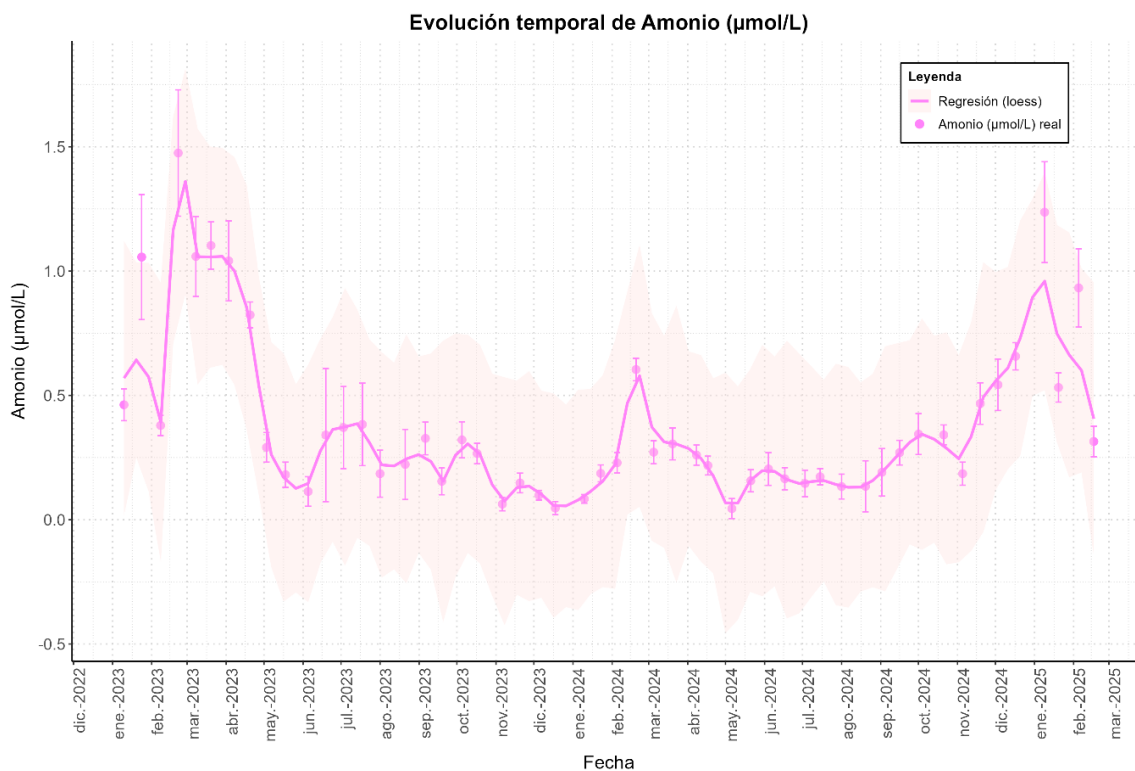


Figura 3.3.1. Evolución temporal de la concentración media de amonio ($\mu\text{mol NH}_4^+/\text{L}$) entre 2023 y 2025. Las barras de error indica el error estándar.



Figura 3.3.2. Evolución temporal de la concentración de amonio ($\mu\text{mol NH}_4^+/\text{L}$) en las estaciones con mayor concentración de este nutriente registradas en 2024 y 2025.

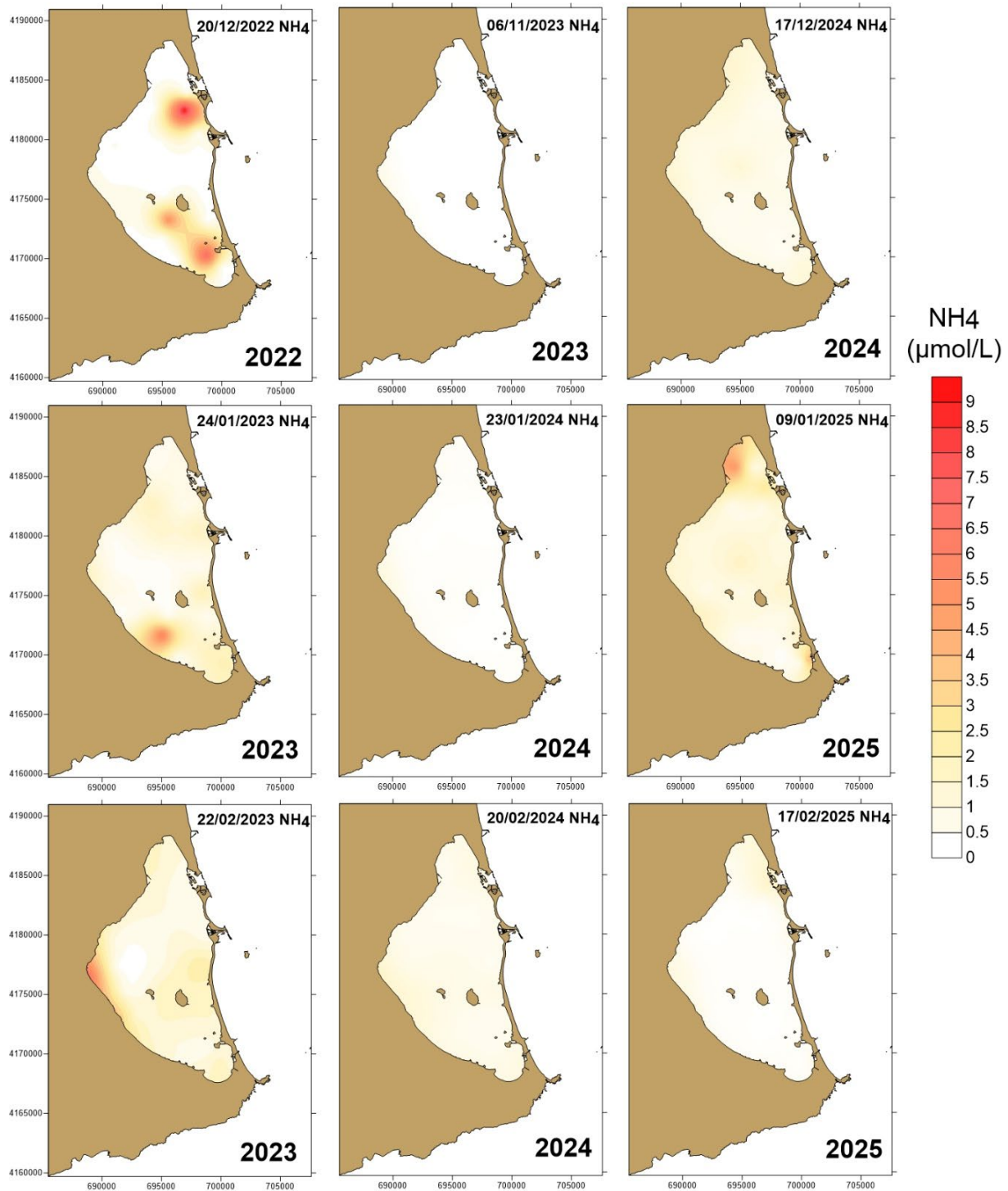


Figura 3.3.3. Evolución de la distribución espacial de la concentración de amonio ($\mu\text{mol NH}_4^+/\text{L}$) en otoño (arriba) e invierno (abajo) en los años 2022, 2023, 2024 y 2025.

3.4. Fosfatos

La concentración media anual de fosfatos en 2024 mostró una tendencia general descendente (Fig.3.4.1) situándose en $0,07 \pm 3e^{-03} \mu\text{mol PO}_4^{3-}/\text{L}$, frente a los $0,11 \pm 3e^{-03} \mu\text{mol PO}_4^{3-}/\text{L}$ de 2023, ambos años con picos de incremento en la concentración a mediados de verano y a finales de otoño, registrándose los valores más bajos en invierno (Tabla 3.4.1).

El otoño de 2024 comenzó con leves oscilaciones hasta situar la concentración media de fosfato en el Mar Menor, a principios de noviembre, por encima de $0,1 \mu\text{mol PO}_4^{3-}/\text{L}$, debido a un incremento generalizado en toda la laguna. El 19 de noviembre se registró una concentración media de $0,12 \pm 4e^{-03} \mu\text{mol PO}_4^{3-}/\text{L}$, debido al valor máximo local alcanzado para 2024 en la estación E05b, frente a la rambla de El Albuñón, de $1,47 \mu\text{mol PO}_4^{3-}/\text{L}$ (Fig. 3.4.2). Al final del otoño y durante todo el invierno de 2025 comienza un marcado descenso en la laguna hasta alcanzar el 17 de febrero unos valores medios de $0,01 \pm 2e^{-03} \mu\text{mol PO}_4^{3-}/\text{L}$, siendo la concentración promedia de la laguna más baja registrada en los últimos años. Aún con el descenso de la concentración, se registraron aumentos locales en la estación E15 el 9 de enero y el 20 de enero de 2025 en la estación E05b de $0,43 \mu\text{mol PO}_4^{3-}/\text{L}$ y $0,24 \mu\text{mol PO}_4^{3-}/\text{L}$, respectivamente. En las próximas campañas de muestreo se comprobará el efecto de las actuales lluvias torrenciales que han tenido lugar en los primeros días de marzo.

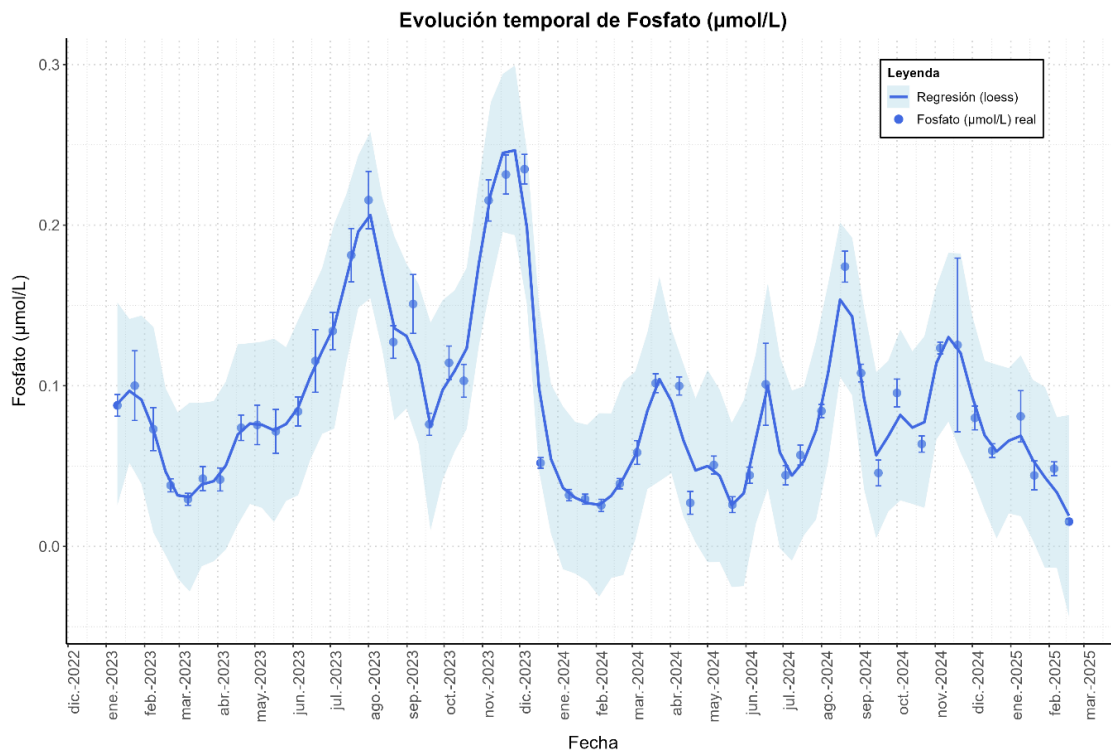


Figura 3.4.1. Evolución temporal de la concentración media de fosfatos ($\mu\text{mol PO}_4^{3-}/\text{L}$) entre 2023 y 2025. Las barras de error indican el error estándar.



Tabla 3.4.1 Concentración de fosfatos ($\mu\text{mol PO}_4^{3-}/\text{L}$) en el Mar Menor en las diferentes estaciones del año entre 2023 y 2025.

Año	Estación	Media (s.e.)	Min.	Max.
2023	Invierno	$0.07 \pm 4\text{e}^{-03}$	0.01	0.47
2023	Primavera	$0.08 \pm 5\text{e}^{-03}$	0.01	0.57
2023	Verano	0.15 ± 0.01	0.04	0.53
2023	Otoño	0.18 ± 0.01	0.03	0.39
2024	Invierno	$0.05 \pm 3\text{e}^{-03}$	1e^{-03}	0.19
2024	Primavera	$0.06 \pm 5\text{e}^{-03}$	9e^{-04}	0.64
2024	Verano	0.09 ± 0.01	0.01	0.3
2024	Otoño	0.09 ± 0.01	0.02	1.47
2025	Invierno	$0.05 \pm 5\text{e}^{-03}$	1e^{-03}	0.43

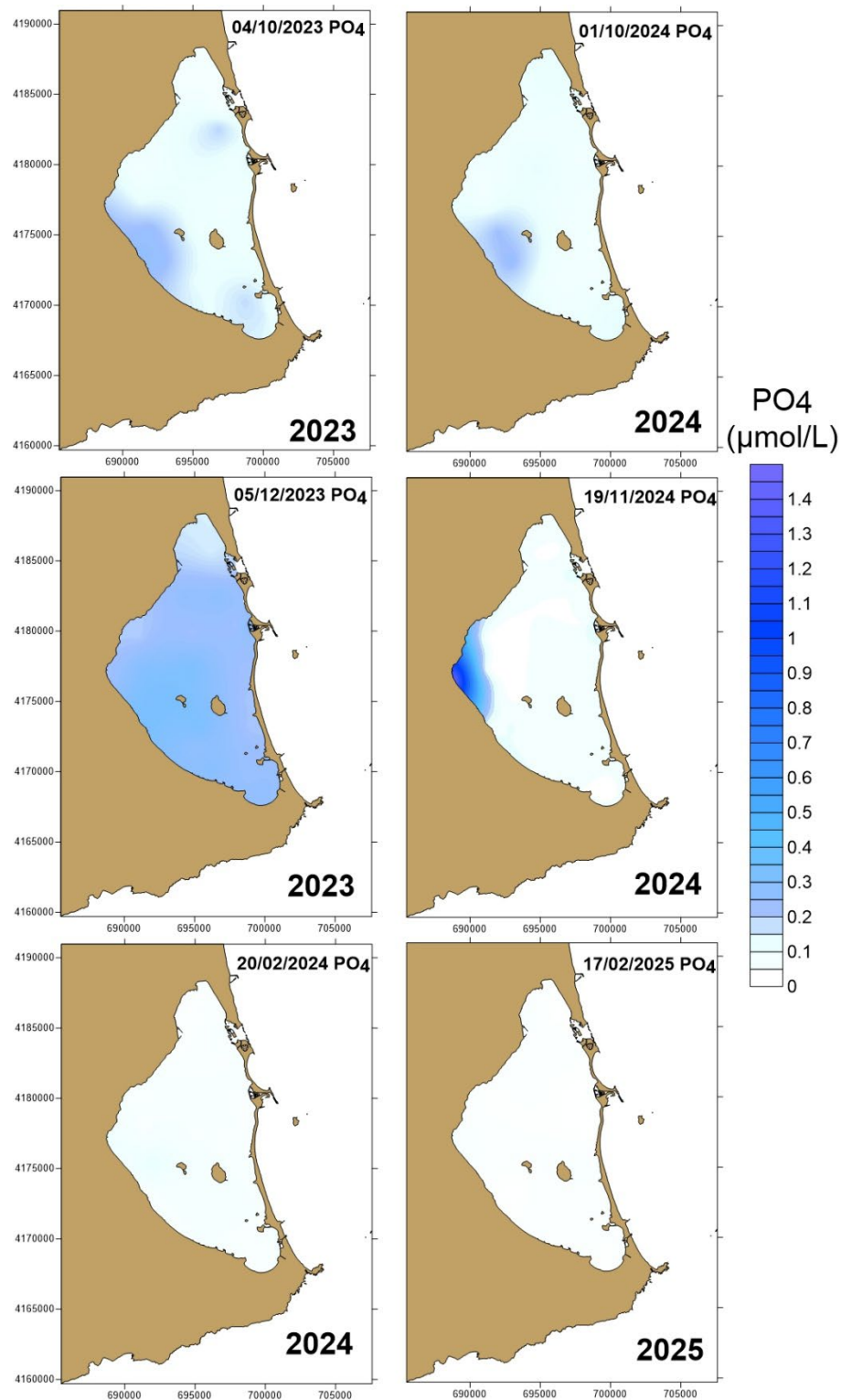


Figura 3.4.2. Evolución de la distribución espacial de las concentraciones de fosfato ($\mu\text{mol PO}_4^{3-}/\text{L}$) en otoño (arriba) e invierno (abajo) de 2023, 2024 y 2025.

3.5. Silicatos

Debido a que las diatomeas utilizan el silicio (SiO_4^{4-}) para construir su pared celular, este nutriente puede ser un factor limitante de las proliferaciones de estas algas. Del mismo modo, los valores altos de concentración también están ligados a la muerte de estos organismos y la degradación de sus valvas. Por lo tanto, su incremento puede ser un indicador del descenso de las poblaciones pero, al mismo tiempo, un estímulo para la proliferación de estos grupos del fitoplancton, de modo que su disminución iría, entonces, asociada a su absorción por parte de las células para construir caparazones en los momentos de proliferación. Su concentración en la laguna tradicionalmente aumenta en el periodo de mayo a septiembre (Gilabert, 2001).

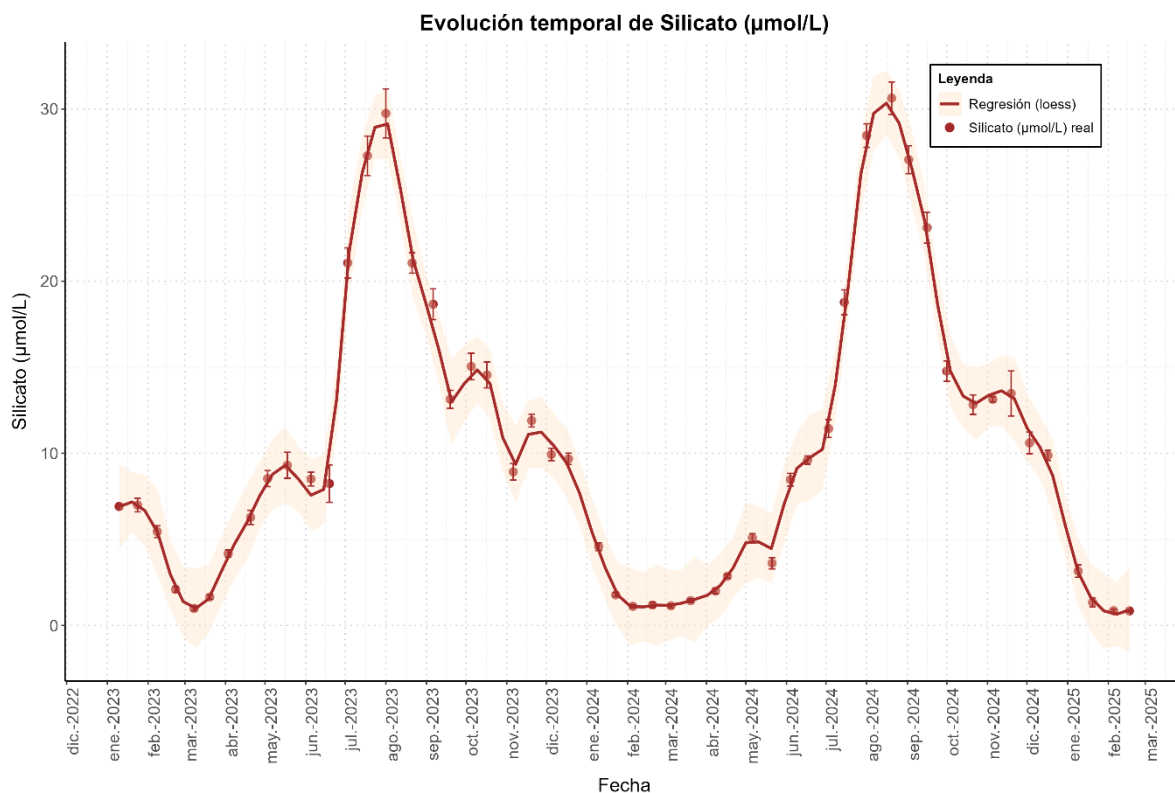


Figura 3.5.1. Evolución temporal de la concentración media de silicato ($\mu\text{mol SiO}_4^{4-}/\text{L}$) entre 2023 y 2025. La barra de error indica el error estándar.

El patrón estacional observado en este nutriente ha sido muy semejante a lo largo de los años de seguimiento, pero con diferencias en las concentraciones medias anuales y valores máximos alcanzados. En 2023, la concentración media de silicato en la laguna fue de las más elevadas de los últimos 5 años, con un valor de $11,27 \pm 0,33 \mu\text{mol SiO}_4^{4-}/\text{L}$ (aunque con valores máximos más bajos que en años previos) y en 2024 dicha concentración media bajó ligeramente a $10,64 \pm 0,38 \mu\text{mol SiO}_4^{4-}/\text{L}$, (Fig. 3.5.1).



En 2024 los valores medios más bajos en la laguna se registraron en invierno, con $1,88 \pm 0,11 \mu\text{mol SiO}_4^{4-}/\text{L}$, aumentando durante la primavera con una concentración media de $5,22 \pm 0,26 \mu\text{mol SiO}_4^{4-}/\text{L}$, y alcanzando en verano los $23,25 \pm 0,63 \mu\text{mol SiO}_4^{4-}/\text{L}$, un valor incluso más alto que en verano de 2023 (Tabla 3.5.1).

Tras los máximos valores, alcanzados el 20 de agosto con una concentración media de $30,63 \pm 0,94 \mu\text{mol SiO}_4^{4-}/\text{L}$, y un valor máximo local observado en la estación E13 de $38,52 \mu\text{mol SiO}_4^{4-}/\text{L}$, durante el otoño se inició un descenso de la concentración media de la laguna solo interrumpido por un pequeño repunte los días 5 y 19 de noviembre, durante el periodo de lluvias, con valores de $13,14 \pm 0,15 \mu\text{mol SiO}_4^{4-}/\text{L}$ y $13,48 \pm 1,30 \mu\text{mol SiO}_4^{4-}/\text{L}$. En este periodo el incremento en la concentración de silicato aparece claramente asociado a la desembocadura de la rambla del Albujón (Fig. 3.5.2).

Durante el invierno de 2025 ha continuado la tendencia descendente en la concentración media de silicatos en la laguna, hasta alcanzar, a mediados de invierno, los valores medios más bajos de los últimos años, con $0,86 \pm 0,10 \mu\text{mol SiO}_4^{4-}/\text{L}$ y $0,85 \pm 0,06 \mu\text{mol SiO}_4^{4-}/\text{L}$ los días 5 y 17 de febrero, respectivamente (Fig. 3.5.2).

Tabla 3.5.1. Estadísticas de concentración de silicato ($\mu\text{mol SiO}_4^{4-}/\text{L}$) en el Mar Menor en las diferentes estaciones entre 2023 y 2025.

Año	Estación	Media (s.e.)	Min.	Max.
2023	Invierno	4.10 ± 0.20	0.32	9.96
2023	Primavera	7.51 ± 0.29	0.32	25.40
2023	Verano	21.84 ± 0.59	4.62	42.48
2023	Otoño	11.67 ± 0.29	3.62	20.50
2024	Invierno	1.88 ± 0.11	0.29	6.51
2024	Primavera	5.22 ± 0.26	0.63	12.66
2024	Verano	23.25 ± 0.63	5.75	38.52
2024	Otoño	12.47 ± 0.32	2.22	44.74
2025	Invierno	1.55 ± 0.15	0.27	10.32

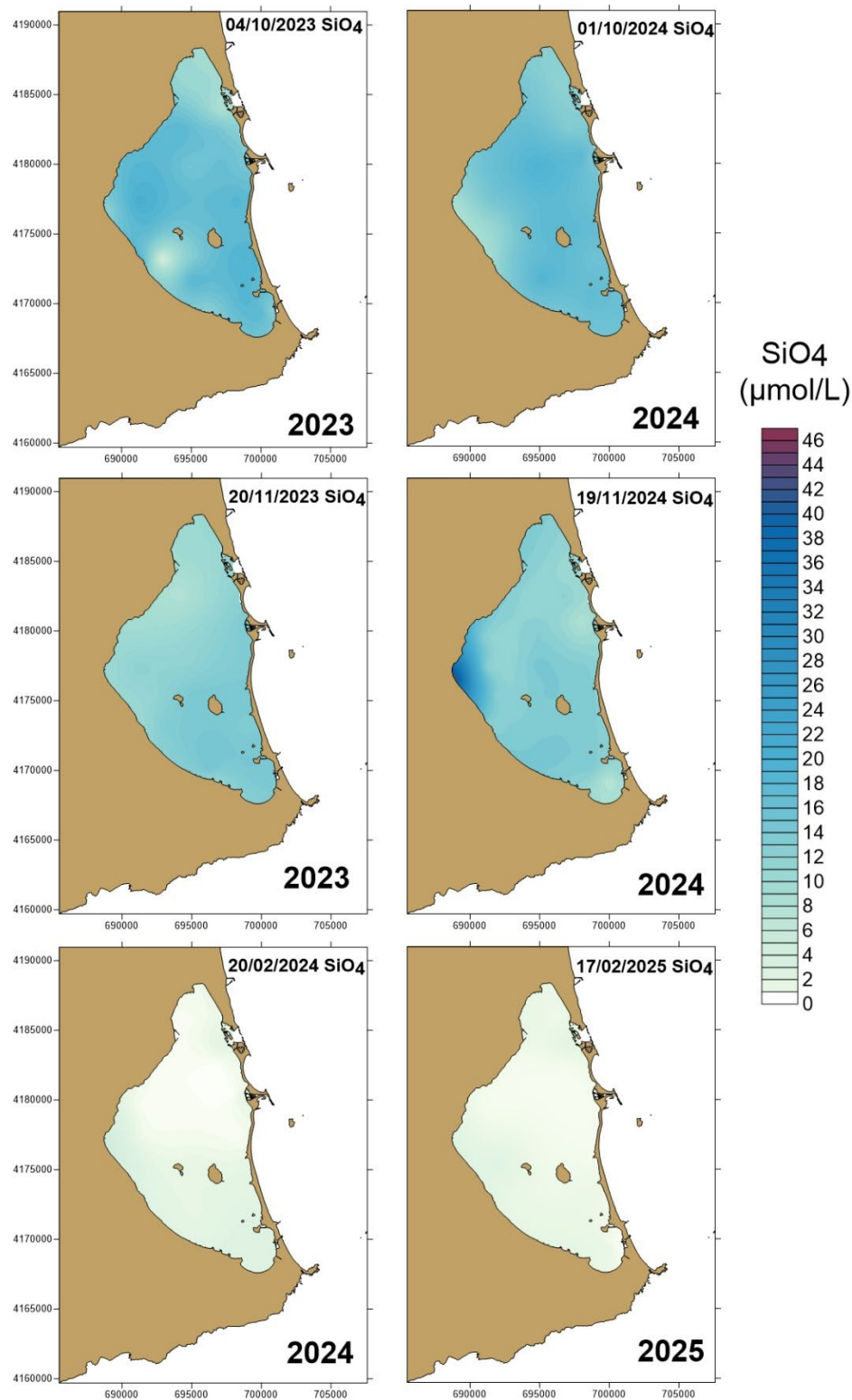


Figura 3.5.2. Evolución de la distribución espacial de la concentración de silicato ($\mu\text{mol/L SiO}_4^{4-}$) otoño (arriba) e invierno (abajo) de 2023, 2024 y 2025.

3.6. Relación de Redfield

La relación de Redfield indica la concentración elemental relativa C:N:P encontrada en la composición corporal de los productores primarios. La relación N/P se calcula como $\text{DIN}/\text{PO}_4^{3-}$, siendo DIN el sumatorio de NO_3^- , NO_2^- y NH_4^+ . De este modo, la proporción N/P presente en la columna de agua puede ser utilizada como un indicador de la disponibilidad relativa de nutrientes de cara a su máximo aprovechamiento por el fitoplancton y a su proliferación (Redfield, 1958). El valor considerado estándar de dicha relación en el caso del fitoplancton es 16 y valores más altos o bajos muestran el nutriente que actúa como limitante del crecimiento fitoplanctónico en cada momento. Un valor de la relación N/P mayor de 16 indica que el crecimiento vegetal estaría limitado por el fósforo, mientras que un valor menor a 16 indica que el nutriente limitante es el nitrógeno.

En el Mar Menor, los valores más altos de la relación N/P suelen darse en invierno, aunque también pueden encontrarse valores puntuales con dominancia moderadamente elevada de N en primavera. En 2023, las distintas entradas de nitrógeno en la laguna, tanto en invierno como a principios de primavera, hicieron que la ratio de N/P fuera muy superior a 16, y llegando a valores de más de 200, siendo, por tanto, el fósforo el nutriente limitante en estas épocas. Durante la segunda mitad de la primavera y el verano, este indicador comenzó a disminuir colocándose en valores inferiores a 16 lo que implicó un rápido consumo de N a pesar de que se mantenían las entradas de nitrato desde la cuenca vertiente.

2024 comenzó con una dinámica similar para este indicador, situándose el valor de la ratio N/P nuevamente muy por encima de 16, alcanzando valores medios superiores a 100 (Fig. 3.6.1). A final del invierno y hasta el final de la primavera, comenzó una oscilación alrededor del valor N/P de 16 debido a varios pulsos de entrada nitratos y/o de P (Fig. 3.6.2). A partir de julio de 2024 la ratio N/P se situó por debajo de 16 hasta final de septiembre, debido a un incremento generalizado en prácticamente toda la laguna de la concentración de fosfato y a un descenso en las entradas de nitratos desde la cuenca vertiente. A finales de 2024 el valor de la relación N/P se situó nuevamente por encima de 16 prolongándose durante el resto del otoño y aumentando progresivamente hasta alcanzar nuevamente valores alrededor del 100 a finales de febrero de 2025 a pesar del descenso en la concentración tanto de N como de P (Figs. 3.6.2 y 3.6.3).

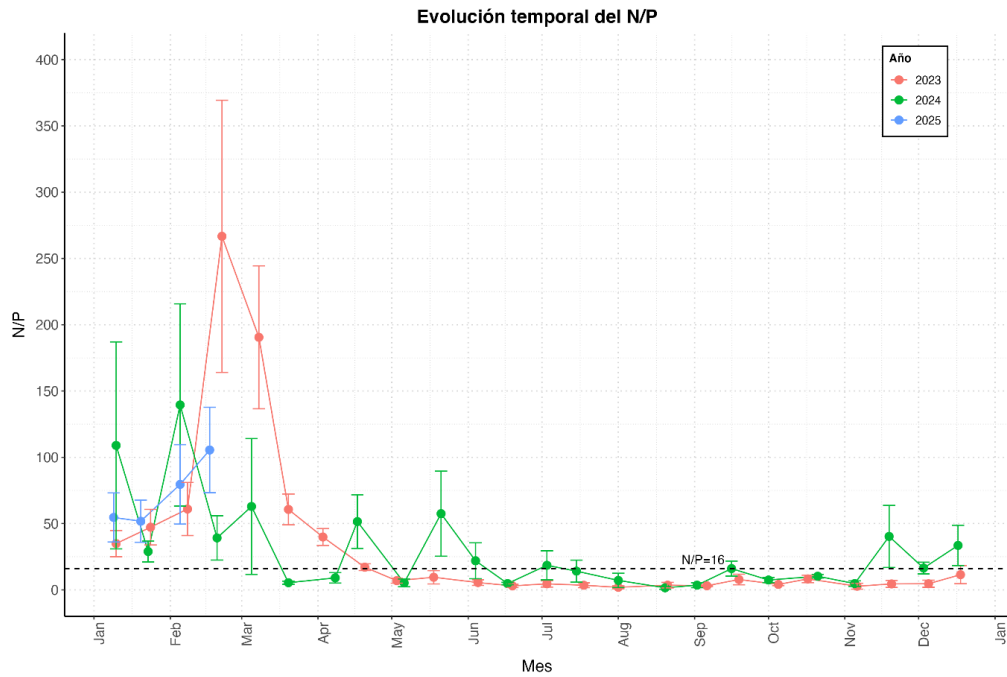


Figura 3.6.1. Evolución temporal de la ratio N/P entre 2023 y 2025. Las barras de error representan el error estándar. La línea negra punteada representa el valor considerado estándar de la ratio N/P.

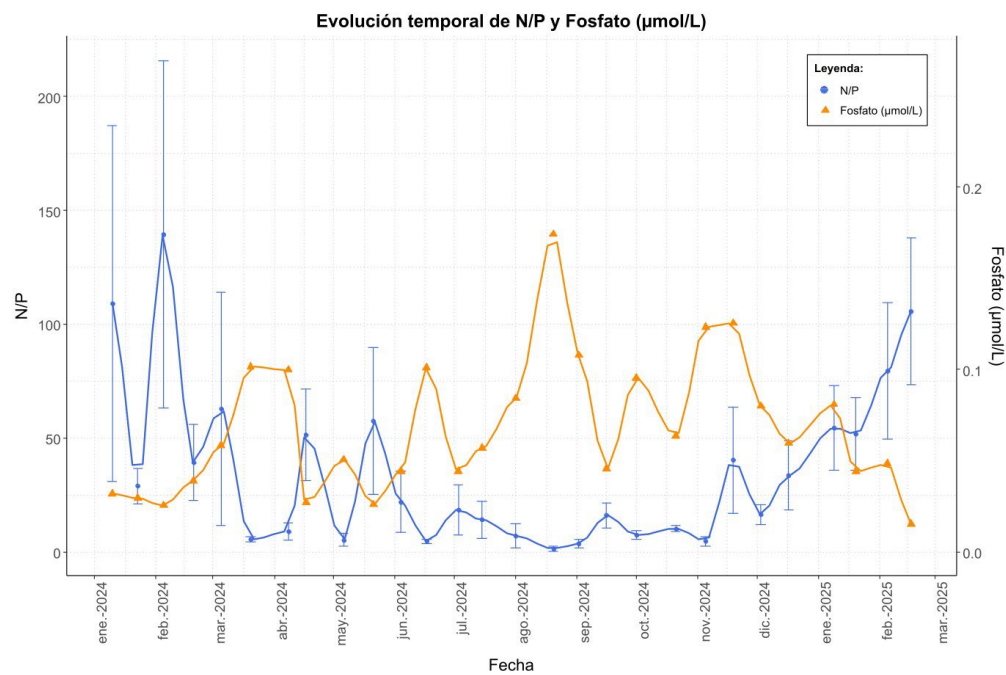


Figura 3.6.2. Evolución temporal de la comparativa de la ratio N/P y fósforo en 2024 y 2025.

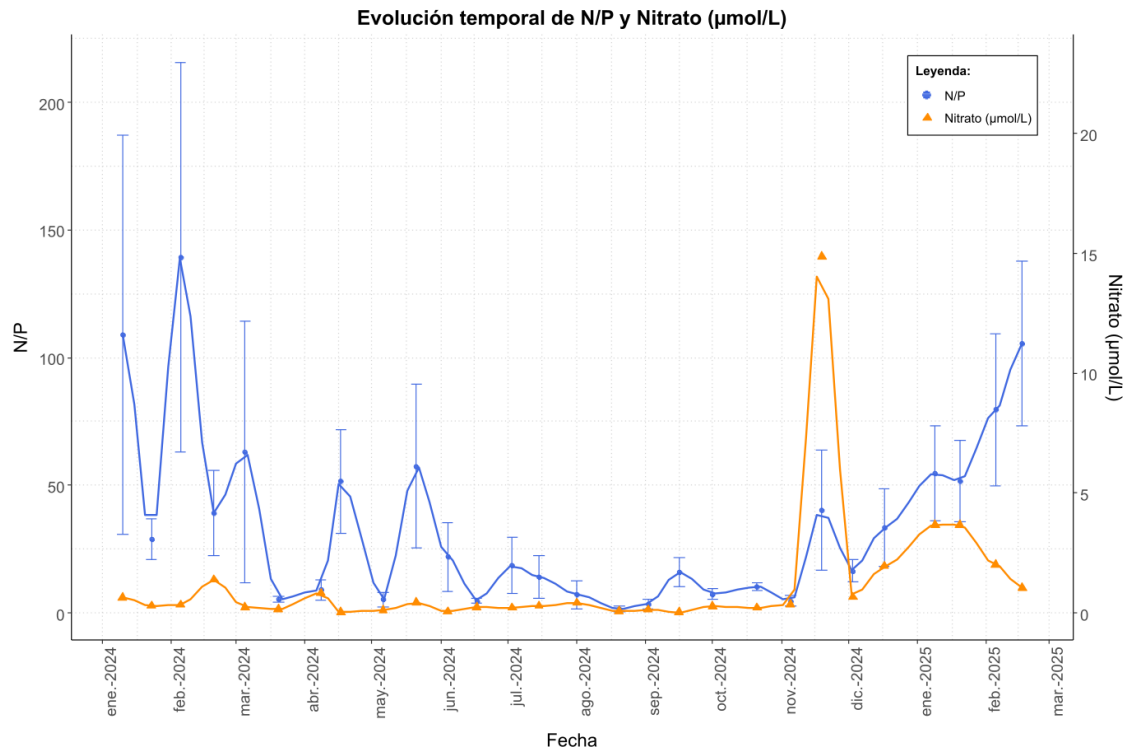


Figura 3.6.3. Evolución temporal de la comparativa de la ratio N/P y nitrato en 2024 y 2025.

4. Estado trófico y calidad del agua

4.1. Clorofila *a*

En los últimos años, la concentración media de clorofila *a* en la columna de agua ha mostrado una ligera tendencia descendente. Durante el año 2023, la capa superficial se mantuvo entre 0,5 y 2 µg/L (Fig. 4.1.1), salvo a principios de agosto, cuando se registraron 2,87 µg/L de concentración media, y valores máximos locales que llegaron a 10,38 µg/L. En la capa profunda se alcanzaron valores preocupantemente altos a principios de mayo (24,45 y 20,31 µg/L en las estaciones E11 y E18, respectivamente). 2024 continuó con la tendencia descendente, recuperada durante el otoño de 2023, hasta alcanzar valores en torno a 0,6 µg/L de clorofila *a* en marzo de 2024, tanto en superficie como en el fondo, manteniéndose la concentración media durante la primavera por debajo de 2 µg/L. No obstante, 2024 también mostró picos de concentración registrados en la superficie este que llegaron localmente a 7,14 µg/L en abril (Fig. 4.1.3). En 2024, la capa profunda registró valores moderadamente altos en la estación E05b, el 17 de junio, frente a la desembocadura de la rambla de El Albuñón, con 6,41 µg/L, probablemente como consecuencia de la entrada de agua dulce y nutrientes provocada por las fuertes lluvias de los días anteriores. Durante el verano los valores en superficie no superaron los 3,55 µg/L, y en la capa profunda el máximo registrado fue de 6,90 µg/L.

Estos valores pueden considerarse moderados y, aún a pesar de ellos, la concentración media de clorofila en la capa superficial a finales de agosto se mantuvo en 0,5 µg/L. A lo largo del otoño de 2024, dicha concentración fue ascendiendo ligeramente hasta situarse en 1,02 µg/L, registrados, ya en invierno de 2025, el 17 de febrero.

Por su parte, la concentración media en el fondo ha presentado oscilaciones en torno a un valor medio de 1,22 µg/L hasta finales de 2024, cuando empezó un descenso progresivo hasta los 0.82 µg/L registrados el 17 de febrero de 2025 (Fig. 4.1.2).

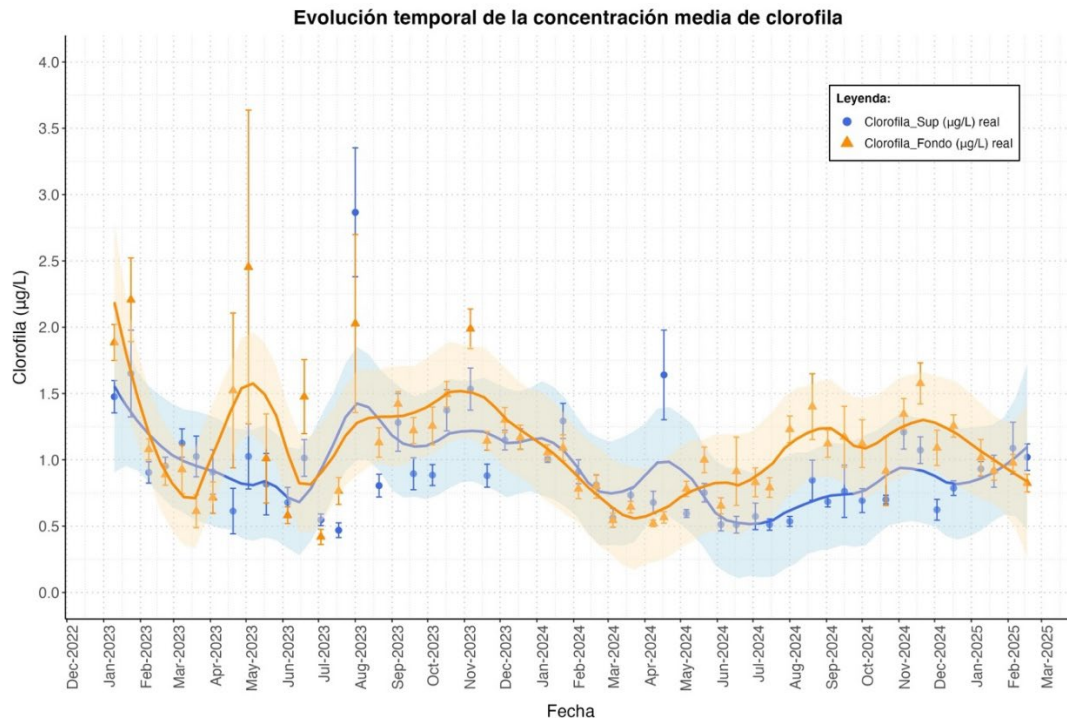


Figura 4.1.1. Evolución de la concentración media de clorofila a ($\mu\text{g/L}$) en la columna de agua del Mar Menor desde enero de 2023 hasta febrero de 2025. Las líneas muestran el ajuste mediante el método loess (abreviación de 'local regression'), las barras el error estándar de los datos y el sombreado indica los intervalos (95%) de confianza.

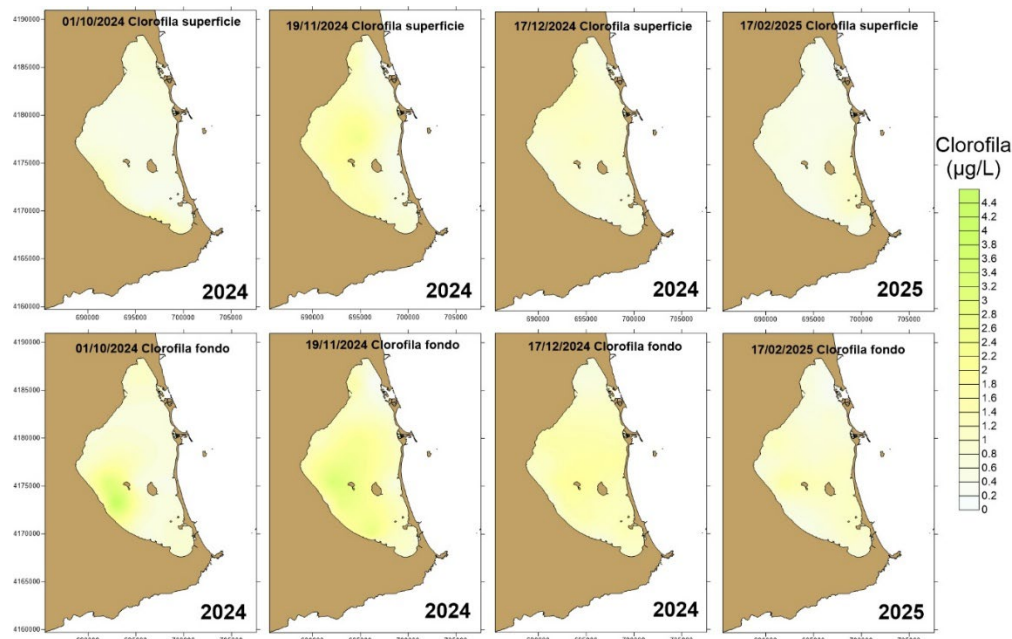


Figura 4.1.2. Evolución espacial de la clorofila a ($\mu\text{g/L}$) en superficie (arriba) y fondo (abajo) en otoño de 2024 e invierno de 2025.



Figura 4.1.3. Evolución de la concentración superficial (arriba) y de fondo (abajo) de clorofila a de los distintos puntos de muestreo del Mar Menor desde enero de 2024 hasta febrero de 2025.

Tabla 4.1.1. Estadísticas descriptivas de la concentración de clorofila *a* (µg/L) en la capa superficial y fondo del Mar Menor durante 2024 y principios de 2025.

Año	Capa	Estación	Media (s.e.)	Min.	Max.
2024	Superficie	Invierno	0.89 ± 0.04	0.18	3.61
		Primavera	0.79 ± 0.07	0.08	7.14
		Verano	0.65 ± 0.04	0.01	3.79
		Otoño	0.85 ± 0.04	0.09	2.65
	Fondo	Invierno	0.82 ± 0.03	0.16	2.58
		Primavera	0.73 ± 0.05	0.25	6.41
		Verano	1.09 ± 0.06	0.21	6.90
		Otoño	1.22 ± 0.07	0.16	7.2
2025	Superficie	Invierno	0.99 ± 0.03	0.04	3.09
	Fondo	Invierno	0.93 ± 0.04	0.25	3.16

4.2. Oxígeno disuelto

Como se comentaba en el último informe de 2024, a pesar de que las presiones por las entradas de nutrientes y las altas temperaturas estivales persisten, desde el evento de hipoxia local que tuvo lugar en verano de 2021, el Mar Menor se ha mantenido alejado de los riesgos de sufrir crisis distróficas y nuevos eventos de hipoxia. En 2023, la concentración media del porcentaje de oxígeno disuelto se mantuvo prácticamente en saturación ($\approx 100\%$) durante todo el año, aunque con algunas bajadas en los meses de septiembre y octubre, en las que, no obstante, se mantuvo por encima del 90% en superficie y del 85% en el fondo (Fig. 4.2.1). Las concentraciones absolutas oscilaron entre los 8,79 mg/L registrados el 8 de marzo hasta los 5,82 mg/L registrados a principios de septiembre, terminando el año con concentraciones de 8,11 mg/L registradas el 18 de diciembre (Fig. 4.2.2).

Durante 2024 y principios de 2025 la concentración media de oxígeno disuelto (%) se ha mantenido también en niveles de saturación ($\approx 100\%$) (Fig. 4.2.4). En 2024, la concentración absoluta media de oxígeno disuelto se mantuvo estable, en torno a los 8 mg/L, desde enero hasta principios de abril, cuando empezó a descender hasta llegar a registrar valores inferiores a 6,5 mg/L, tanto en superficie como en fondo, en las campañas del 15 de julio y 20 de agosto. Desde agosto hasta principios de octubre, la concentración media de oxígeno disuelto se mantuvo entre 6 y 6,5 mg/L, tanto en la

capa superficial como en la profunda (Fig. 4.2.2). A partir de entonces, la concentración media de oxígeno disuelto ha experimentado un aumento progresivo hasta alcanzar valores en torno a 8,25 de media, que se han mantenido durante los dos primeros meses de 2025 (Tabla 4.2.1).

A nivel local, durante 2024 no se detectaron descensos destacados de la concentración del porcentaje de oxígeno disuelto en ninguno de los puntos de muestreo, con la única excepción de la campaña realizada el 20 de agosto, en la estación E05b, frente a la desembocadura de la Rambla de El Albujón, en la que dicho porcentaje descendió al 75,43%, (Fig. 4.2.3).

Tabla 4.2.1. Estadísticas descriptivas de la concentración de oxígeno disuelto (mg/L) en la capa superficial y fondo del Mar Menor durante 2024 y principios de 2025.

Año	Capa	Estación	Media (s.e.)	Min.	Max.
2024	Superficie	Invierno	8.00 ± 0.02	7.28	8.80
		Primavera	7.30 ± 0.04	6.09	8.90
		Verano	6.40 ± 0.04	4.39	9.07
		Otoño	7.28 ± 0.06	5.99	9.20
	Fondo	Invierno	8.11 ± 0.02	7.08	9.07
		Primavera	7.42 ± 0.05	5.91	9.28
		Verano	6.45 ± 0.05	4.37	9.11
		Otoño	7.32 ± 0.06	5.95	9.33
2025	Superficie	Invierno	8.21 ± 0.02	7.73	9.16
	Fondo	Invierno	8.27 ± 0.02	7.71	9.14

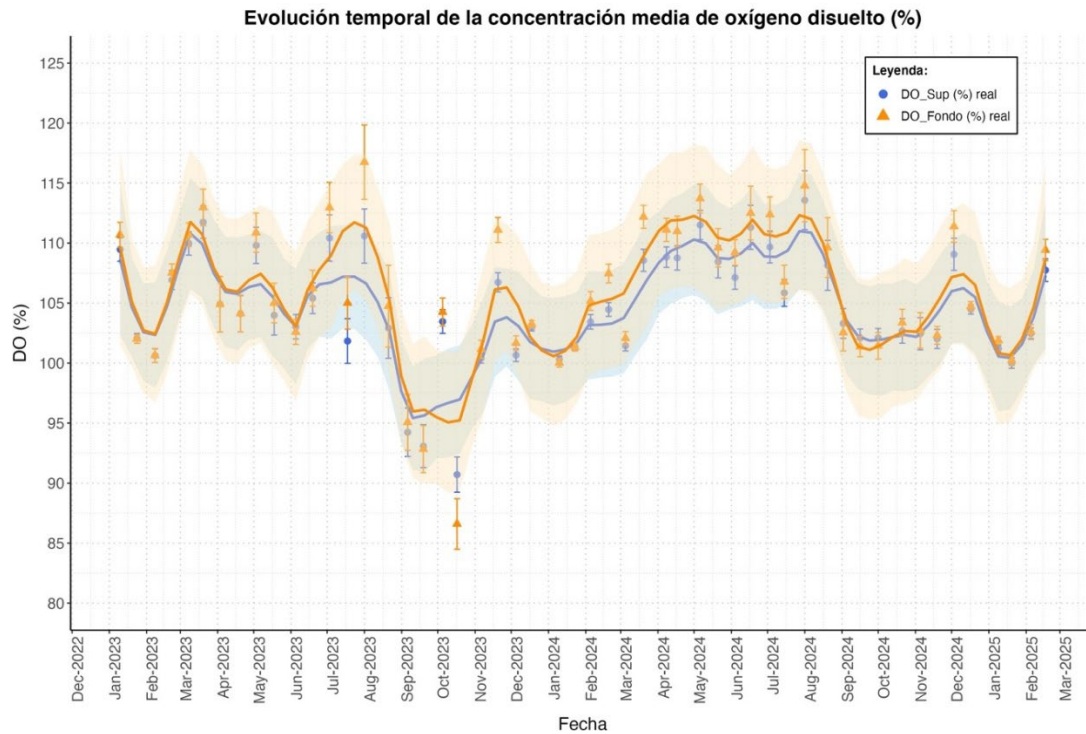


Figura 4.2.1. Evolución temporal de la concentración media de oxígeno disuelto en % desde enero de 2023 hasta febrero de 2025. Las líneas muestran el ajuste mediante el método loess (abreviación de 'local regression'), las barras el error estándar de los datos y el sombreado indica los intervalos (95%) de confianza.

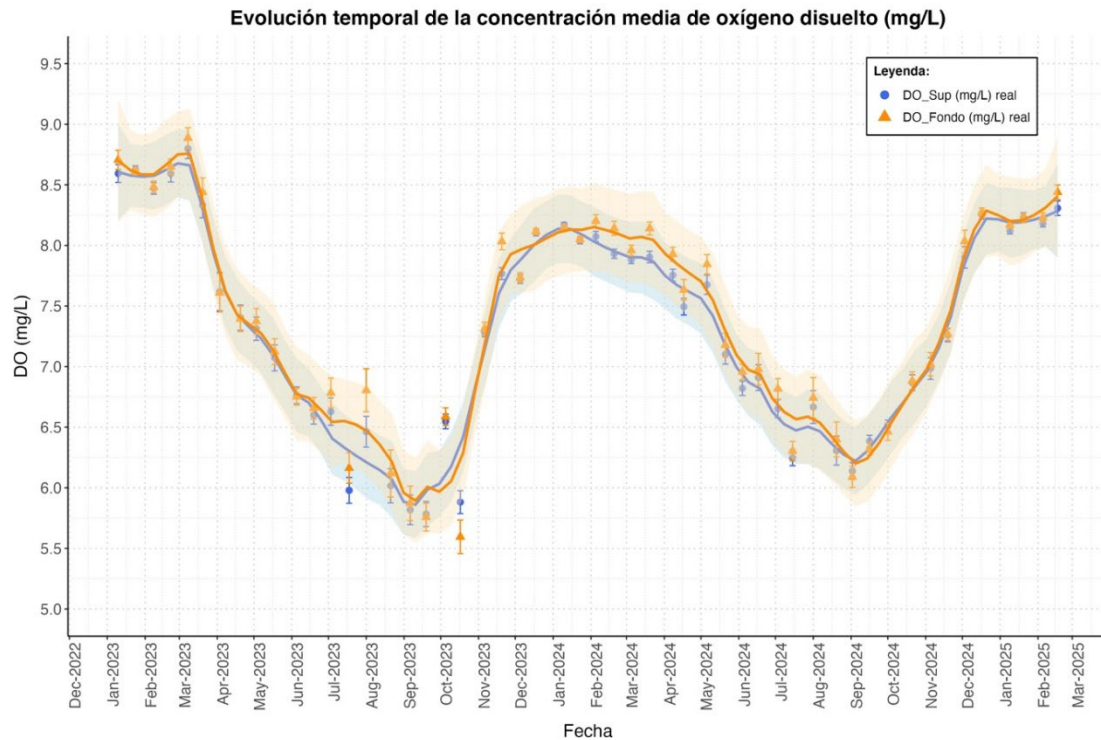
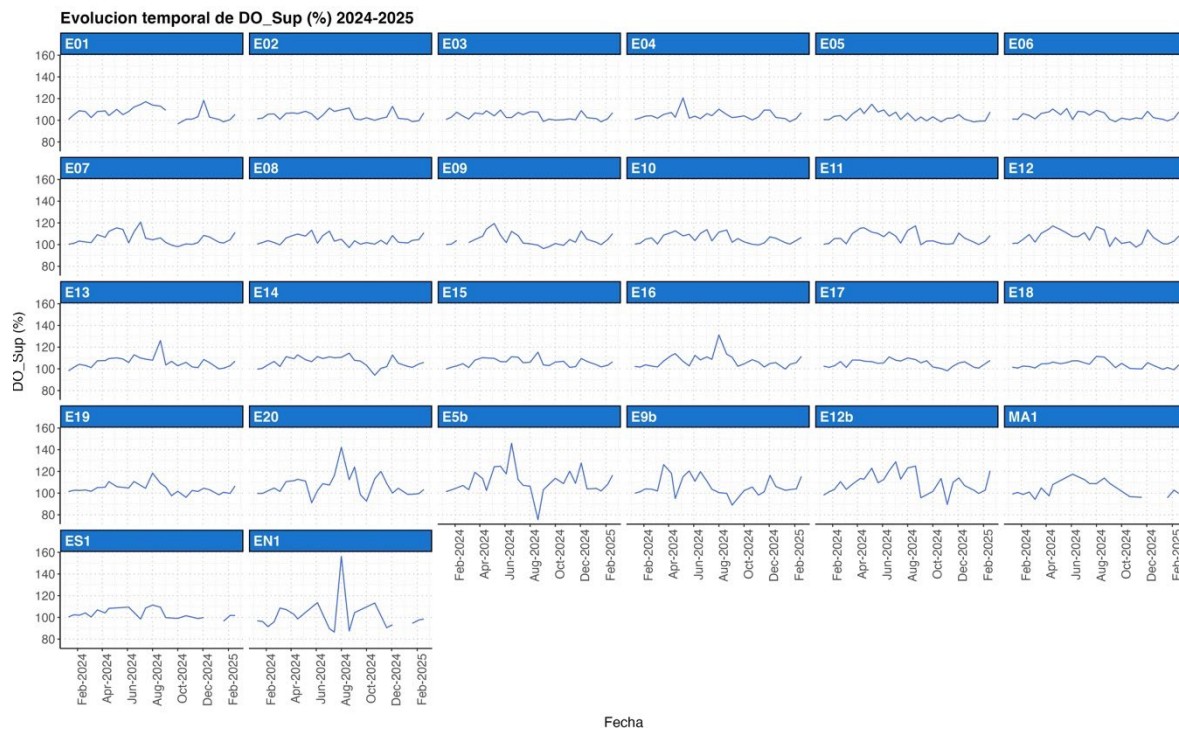


Figura 4.2.2. Evolución temporal de la concentración media de oxígeno disuelto en mg/L desde enero de 2023 hasta febrero de 2025. Las líneas muestran el ajuste mediante el método loess (abreviación de 'local regression'), las barras el error estándar de los datos y el sombreado indica los intervalos (95%) de confianza.



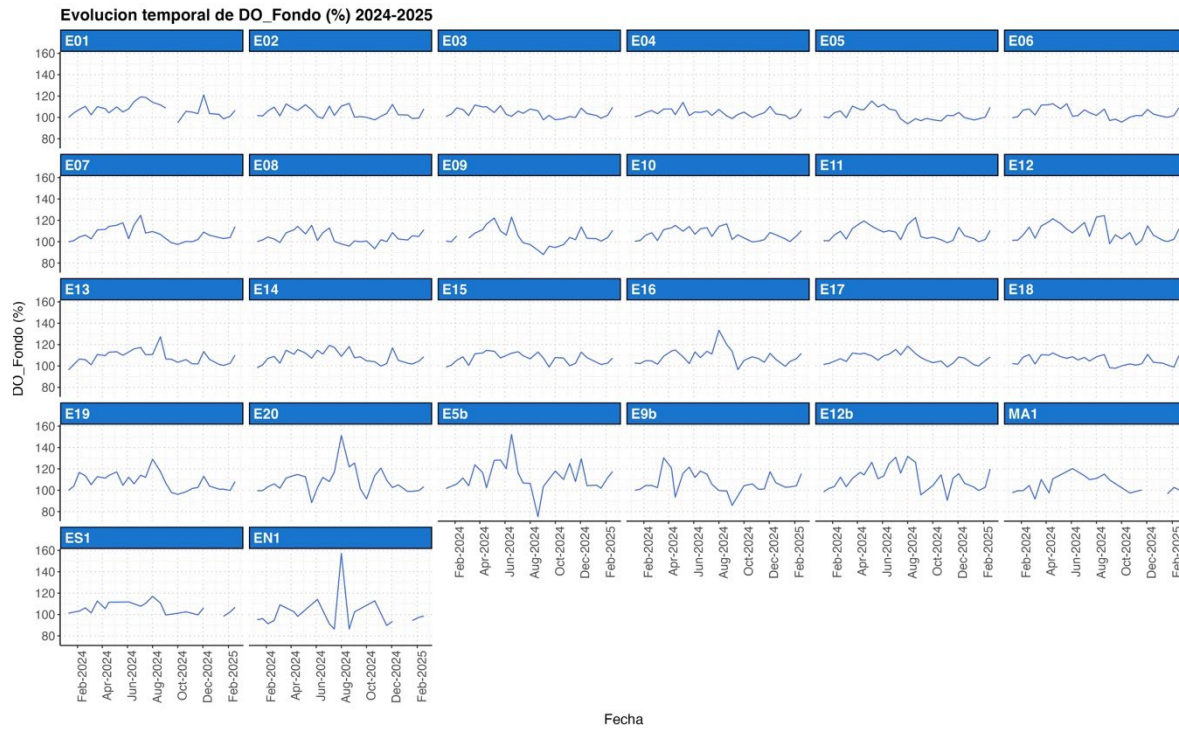
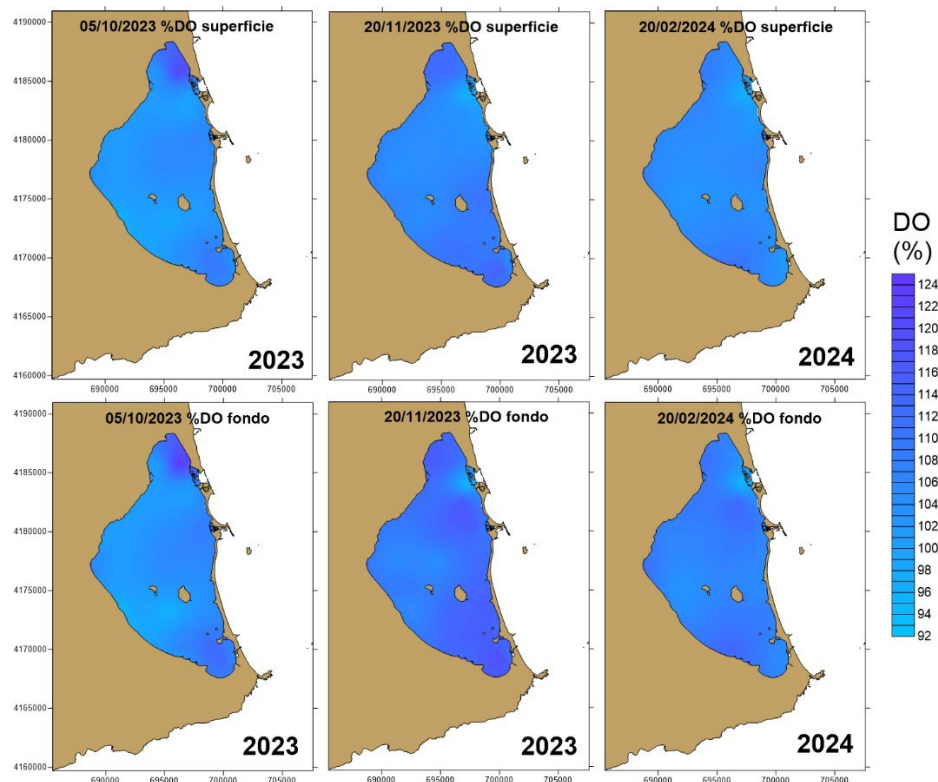


Figura 4.2.3. Evolución de la concentración de oxígeno disuelto (%) en superficie (arriba) y en el fondo (abajo) de los distintos puntos de muestreo del Mar Menor desde enero de 2024 hasta febrero de 2025.



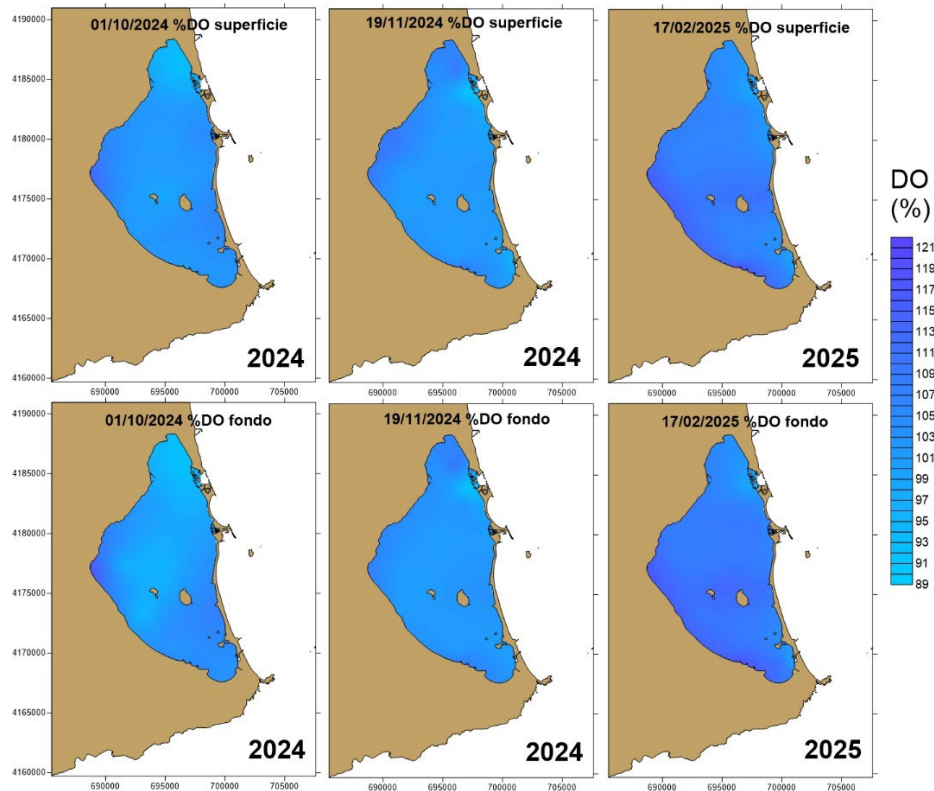


Figura 4.2.4. Evolución espacial de la saturación de oxígeno disuelto en agua (%) superficial y en el fondo del Mar Menor en otoño-invierno de 2023 y 2024 (arriba) y otoño-invierno de 2024 y 2025 (abajo).

4.3. Transparencia del agua (turbidez y profundidad de visibilidad del disco Secchi)

La capacidad de penetración de la luz en la columna de agua es un factor determinante para el mantenimiento y desarrollo de los poblamientos del microfitobentos y los macrófitos en los fondos del Mar Menor. La transparencia del agua, que permite que la luz alcance el fondo de la laguna, es el resultado del efecto de las propiedades ópticas tanto de los materiales inorgánicos disueltos o en suspensión (apartado 2.3), como del desarrollo de los poblamientos planctónicos, particularmente el fitoplancton y, por tanto, de la concentración en clorofila (apartado 4.1). De este modo, los principales agentes que pueden alterar dicha transparencia son las descargas de materiales por escorrentías debidas a lluvias torrenciales, los vientos que resuspenden materiales sedimentados en el fondo, especialmente en zonas inferiores a 1,5 m de profundidad (Pérez-Ruzafa, 1989) y las condiciones tróficas que induzcan proliferaciones de fito y zooplancton. Debido a esto, los valores más bajos suelen darse en verano (por la proliferación del plancton) y en otoño (por la incidencia de temporales y lluvias torrenciales asociados a gotas frías y DANAs).

Desde la primavera y verano de 2022, en que se inició una recuperación sin incidencias resaltables de la transparencia de la columna de agua, esta se ha ido consolidando y mejorando paulatinamente. Durante 2023, la transparencia media, medida con el disco Secchi, en los puntos con profundidad mayor de 5 metros, osciló en torno a una media de 5,07 m, con algunos eventos de menor transparencia, como el del 17 de octubre de ese año cuando el valor medio descendió a 3,72 m (Fig. 4.3.1). Dichos valores estuvieron relacionados con el oleaje otoñal y los aportes de sedimento procedentes de las lluvias de septiembre, pero posiblemente también con un aumento puntual de la concentración media de clorofila *a* en la columna de agua entre octubre y noviembre.

Los valores más bajos de transparencia tienden a darse en la zona de influencia de la rambla de El Albuñón (Figs. 4.3.2 y 4.3.3), en la que, desde principios de 2019, con la subida del nivel freático, se ha venido observando una mancha blanquecina más o menos persistente de materiales finos en suspensión que podrían estar relacionados con partículas de yesos procedentes de la cuenca vertiente y de la resuspensión desde los propios sedimentos.

Durante el año 2024 la profundidad de visibilidad del disco de Secchi fue ligeramente superior a la del año anterior, con un valor medio de $4,28 \pm 0,08$ m, frente a los $3,89 \pm 0,08$ m de 2023. De manera general, también mostró menores oscilaciones a lo largo de la laguna, a excepción, como ha estado ocurriendo en los últimos años, de la mencionada zona de influencia de la rambla de El Albuñón, en el área afectada por la mancha blanquecina que, ocasionalmente, puede extenderse hacia el interior de la laguna afectando a la zona central.

A lo largo de 2024 se detectaron, ocasionalmente, manchas de turbidez en las capas profundas, principalmente frente a la ribera interna de la cubeta central y, en menor medida, frente al canal de El Estacio. Estos valores llegaron a 54,61 NTU (unidades nefelométricas de turbidez) en la estación E08, en marzo y en junio, y tras las fuertes lluvias ocurridas días antes. En la estación E05b se registraron valores de turbidez en superficie y en profundidad de 218,95 NTU y 320,2 NTU, respectivamente. Sin embargo, en agosto, la turbidez, tanto en superficie como en profundidad, se encontraba en torno a 0,6 NTU, sin mostrar ningún pico significativo. A partir de septiembre comenzó una pequeña oscilación alrededor de 1 NTU, tanto en superficie como en el fondo. El 9 de enero de 2025 se registra un valor puntual de 45,75 NTU en la estación E13, en el fondo, aunque la turbidez promedio de la laguna no sobrepasó los 2,5 NTU. Sin embargo, estos eventos puntuales de valores altos de turbidez no han afectado a la visibilidad media general de la laguna, que se ha mantenido entre los 4,3 y 5,5 m. El resto del invierno de 2025 ha registrado valores mínimos de turbidez (Fig. 4.3.4), que sin duda se verán alterados por las fuertes lluvias y los aportes de sedimentos que se están produciendo en el momento de redactar este informe. La duración de estos efectos va a depender de la persistencia de las lluvias y del efecto retardado y sostenido que las descargas de nutrientes desde el freático produzcan sobre las poblaciones de fitoplancton.

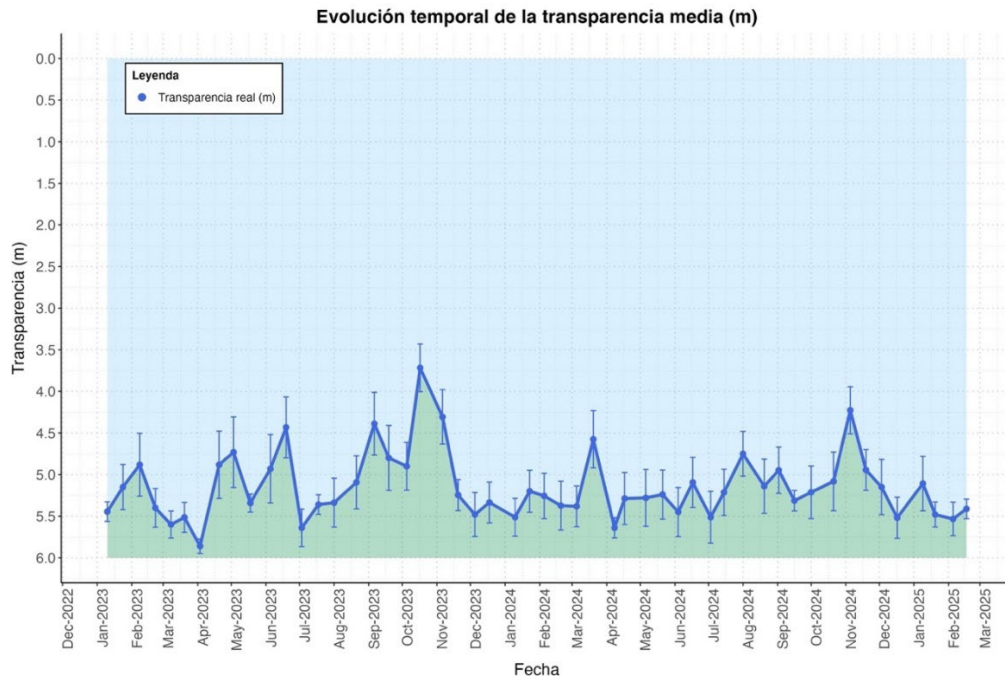


Figura 4.3.1. Evolución de la profundidad media de visibilidad del disco Secchi en el Mar Menor en las áreas con una profundidad mayor de 5 m desde enero de 2023 hasta febrero de 2025.

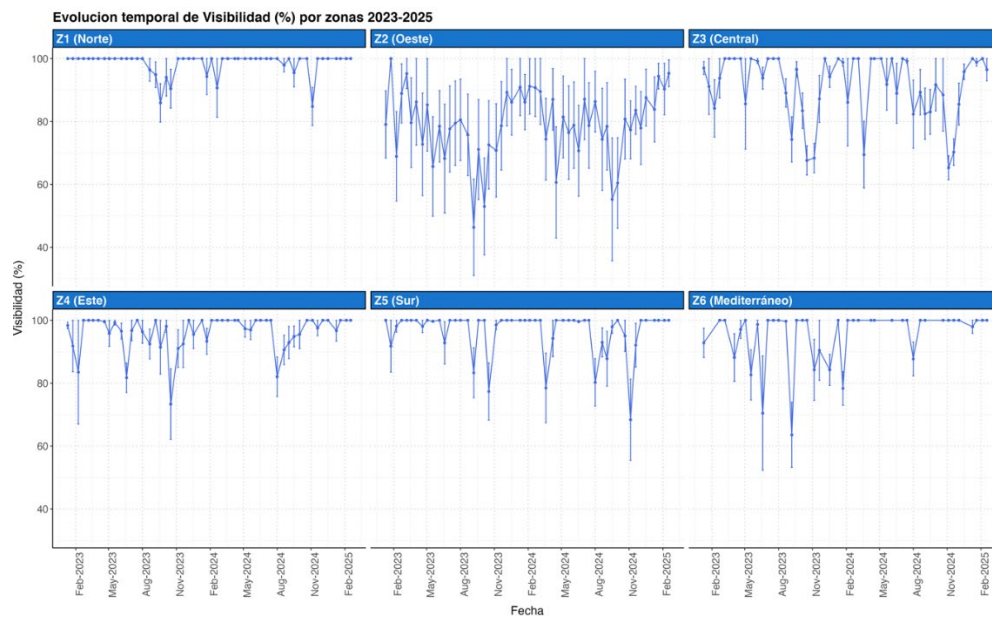


Figura 4.3.2. Evolución de la visibilidad de la columna de agua de las distintas zonas del Mar Menor desde enero de 2023 hasta febrero de 2025.

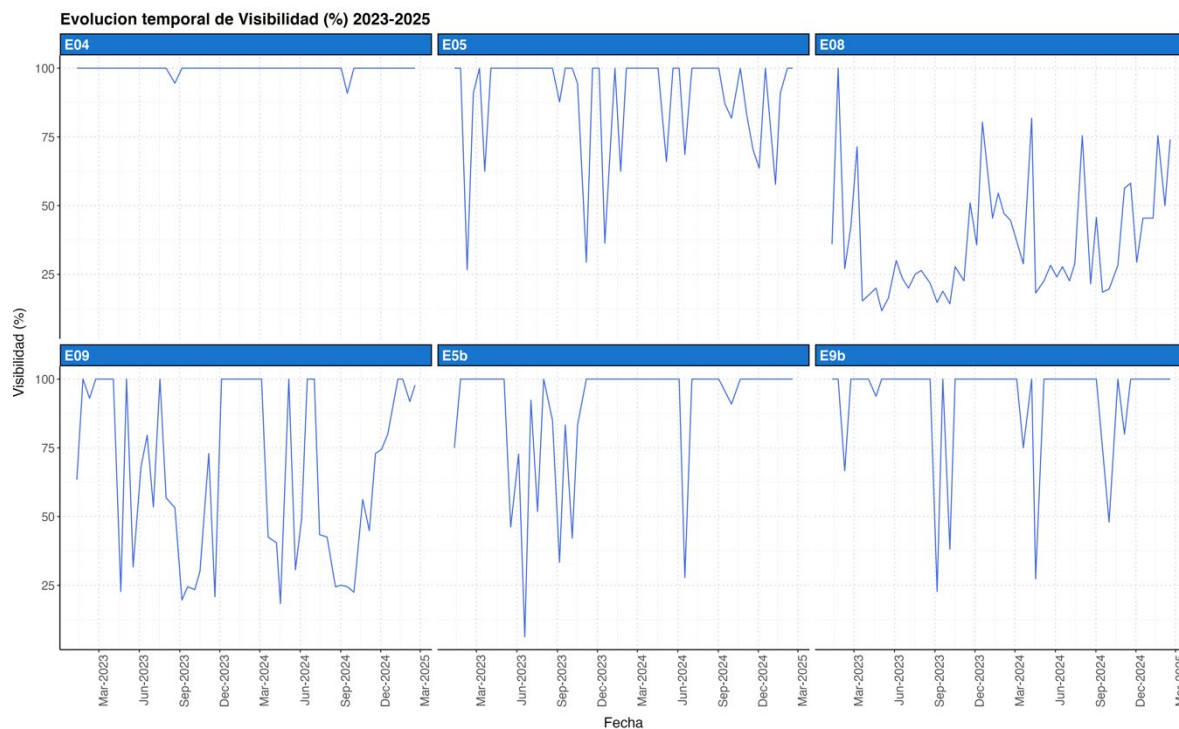


Figura 4.3.3. Evolución de la visibilidad de la columna de agua de en los puntos de muestreo de la zona 2 desde enero de 2023 hasta febrero de 2025.

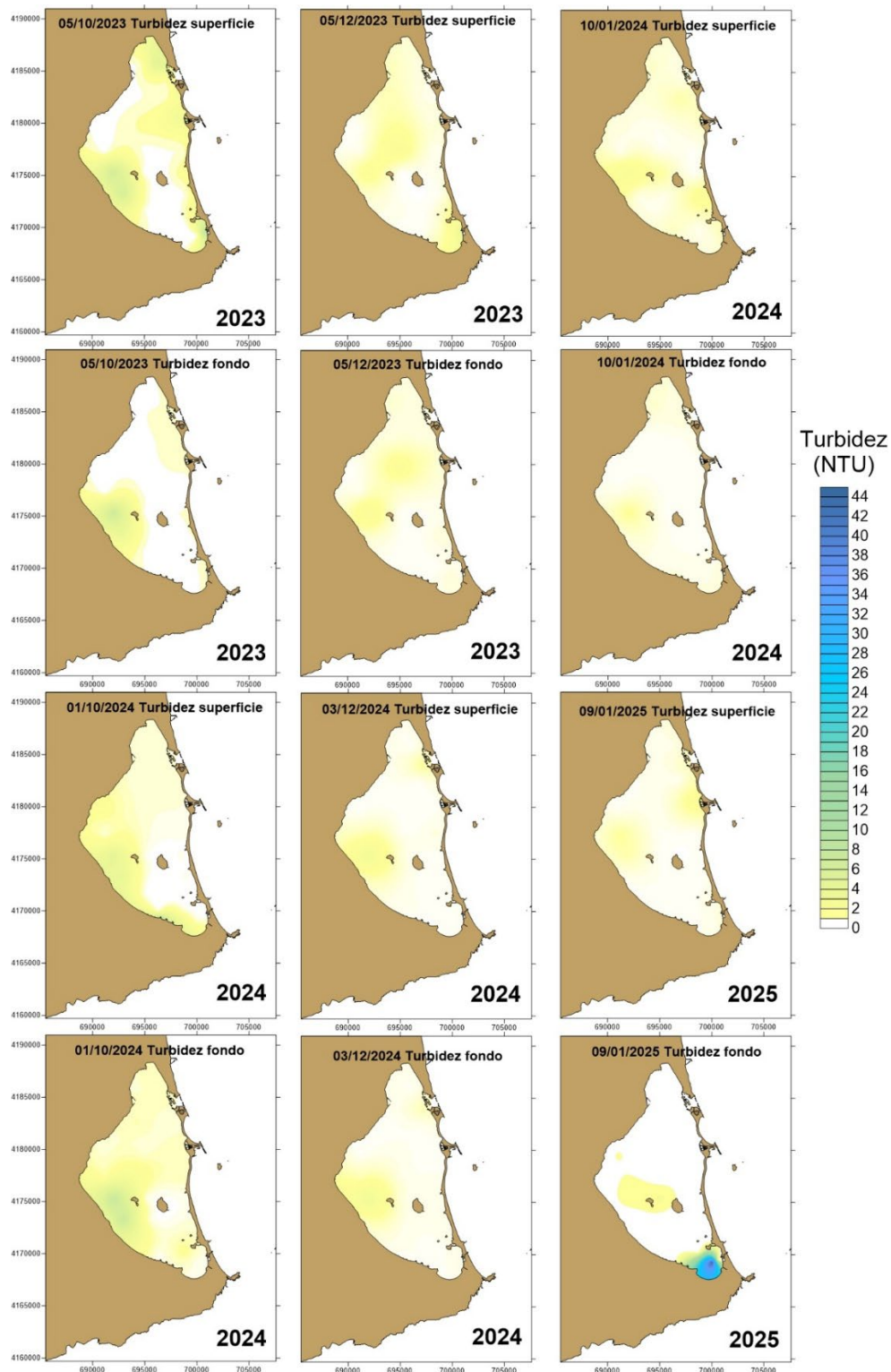


Figura 4.3.4. Evolución espacial de la turbidez (NTU) en la laguna del Mar Menor en otoño-invierno de 2023-2024 (arriba) y otoño-invierno de 2024-2025 (abajo).

5. Estado de las poblaciones de escifozoos en el Mar Menor en 2024

El periodo invernal suele estar caracterizado por la ausencia de medusas en el Mar Menor. Únicamente *Aurelia solida* puede tener presencia en forma de éfiras ya que la estrobilación suele activarse con los descensos bruscos de temperatura que tienen lugar en el otoño tardío. Sin embargo, el alargamiento de los meses cálidos y los cambios de temperatura que se vienen produciendo durante el invierno en las últimas dos décadas, pueden afectar a los ciclos biológicos de estas especies retardando o interrumpiendo las transiciones entre fases. Entre finales de 2024 y el inicio de 2025 han aparecido muy pocas medusas de las especies habituales. *Cotylorhiza tuberculata* y *Rhizostoma pulmo* no han sido observadas en este periodo y en el caso de *Aurelia solida* apenas se han observado 34 éfiras en la primera semana de febrero, no habiendo sido encontrada ninguna durante la segunda quincena. Aunque en informes anteriores ya se presentó el estado de las poblaciones, describimos aquí, no obstante, la dinámica de las distintas especies como marco de referencia de cara a 2025.

5.1. *Abundancia y distribución*

5.2.1. *Aurelia solida*

La medusa luna tiene una estacionalidad invernal, comenzando sus poblaciones entre diciembre y enero y desapareciendo de la columna de agua al finalizar junio. Esta especie realizó proliferaciones importantes en los años 2012, 2020, 2021 y 2023, alcanzando densidades superiores a los 30 ind/100m³ (Figura 5.2.1). Durante el año 2024, la abundancia de este escifozoo ha sido escasa, con una densidad promedio que no ha alcanzado los 0,1 ind/100m³ en el pico de la población. La especie no había registrado una abundancia tan baja para una temporada completa desde el año 2009. Durante el año 2024, se ha encontrado en el Mar Menor entre el 20 de marzo y el 21 de mayo siendo una temporada corta al considerar que las condiciones ambientales para su aparición en el Mar Menor pueden encontrarse entre diciembre-enero y principios de junio.

5.2.2. *Rhizostoma pulmo*

R. pulmo es un escifozoo que puede estar presente durante todo el año en el Mar Menor. Su ciclo de vida comienza con la liberación de éfiras ante las fluctuaciones térmicas y puede enlazar varias cohortes a lo largo del año. De forma general, sus éfiras son capaces de alcanzar la fase medusa cuando la temperatura del agua supera los 21°C, por lo que la fase medusa, en el Mar Menor, comienza a aparecer entre abril y mayo, siendo los ejemplares de enero, febrero y marzo supervivientes de la temporada anterior (Fernández-Alías et al., 2020, 2023). Esta especie es capaz

de proliferar de forma masiva en el Mar Menor y, durante los veranos de 1997 y 2012 la población alcanzó los 20 millones de individuos aproximadamente. Durante el año 2024, la primera detección de ejemplares de esta especie se realizó el 8 de abril, con una temperatura del agua de 18,56°C y comenzó a ser ligeramente más abundante a partir del mes de mayo, una vez que la temperatura alcanzó el umbral de los 21°C. La población alcanzó su pico en el mes de junio, aunque con unas abundancias relativamente bajas, inferiores a los 0,15 ind/100m³ (Figura 5.2.1) para posteriormente ser sustituida por *C. tuberculata*.

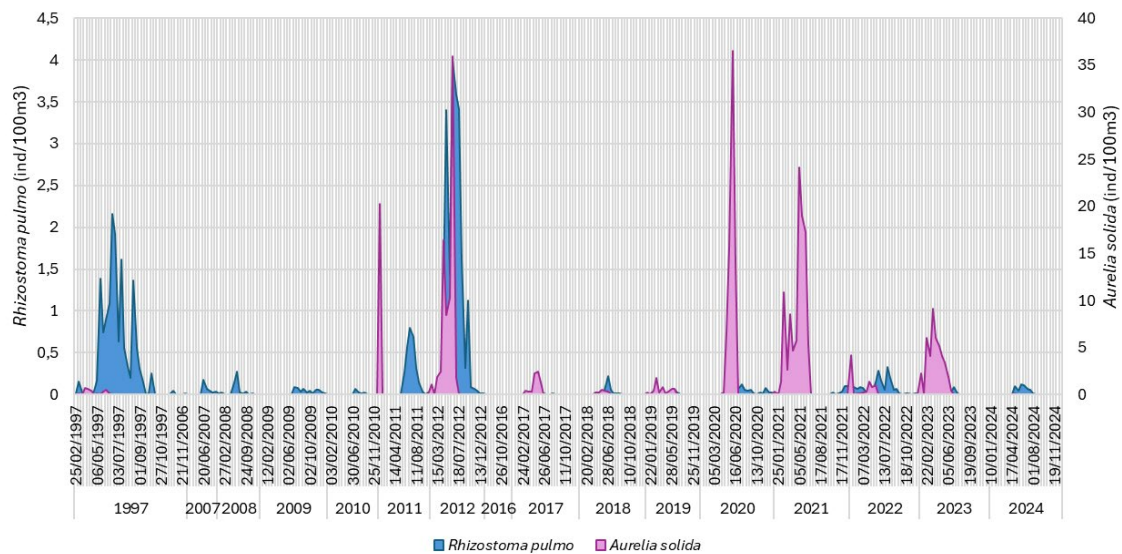


Figura 5.2.1. Evolución de las poblaciones de los escifozoos *Rhizostoma pulmo* y *Aurelia solida* en el interior del Mar Menor.

5.2.3. *Cotylorhiza tuberculata*

Ciclo de vida

La medusa huevo frito, *C. tuberculata*, es la especie que mayores densidades ha alcanzado en el interior del Mar Menor, con poblaciones cercanas a los 900 millones de individuos en las proliferaciones más importantes. Las éfiras de esta especie se liberan a la columna de agua con el incremento de temperatura que se produce durante la segunda parte de la primavera, siendo especialmente pronunciada cuando la temperatura alcanza los 24°C, momento en el que, junto con la estrobilación (liberación de éfiras por parte de los pólipos), se permite el desarrollo de estas hasta la fase medusa (Figura 5.2.2). La liberación de éfiras y su transición a medusa en el Mar Menor puede ocurrir durante todo el verano y parte del otoño debido a que las condiciones térmicas son las adecuadas.

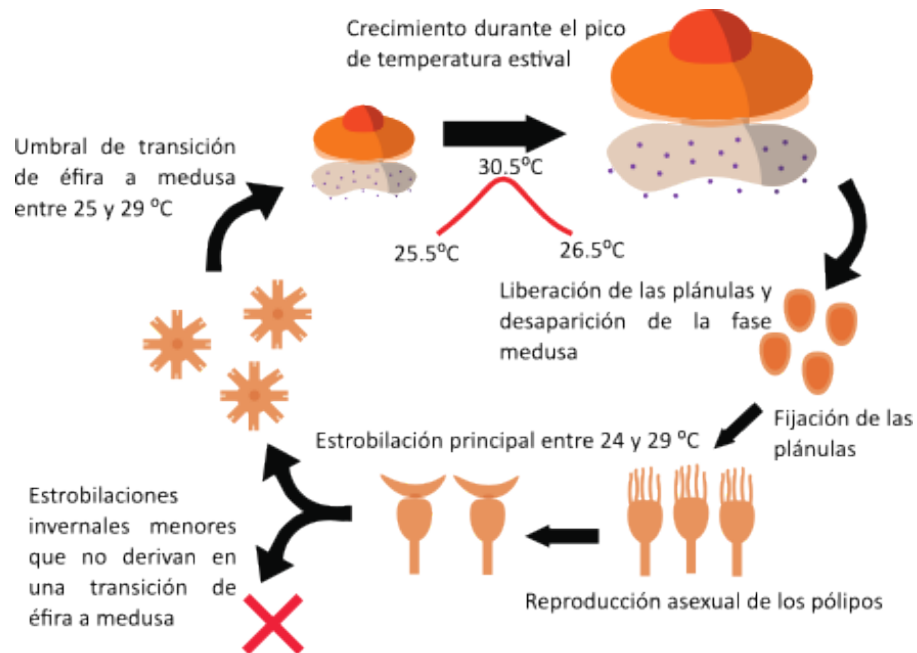


Figura 5.2.2. Ciclo de vida de *Cotylorhiza tuberculata* en el Mar Menor. Modificado de Fernández-Alías et al. (2023).

Abundancia

En el año 2024 la población comenzó a detectarse el 4 de junio, con una densidad de $4,26 \pm 2,29$ ind/100m³ (promedio $\pm$ error estándar), tras el incremento desde 20,83°C (6 de mayo) hasta 23,46°C (4 de junio) siendo coherente con la fenología de la especie (Fernández-Alías et al., 2023). A fecha de 17 de junio de 2024 la densidad de la especie fue de $68,94 \pm 35,92$ ind/100m³ constituyendo la mayor densidad poblacional registrada para el mes de junio en el Mar Menor (el anterior máximo de este mes corresponde al 28 de junio de 2012 con $53,21 \pm 18,11$ ind/100m³). La población aumentó progresivamente durante el mes de julio y el pico poblacional de 2024 se registró en la primera quincena del mes de agosto, con una densidad de $247,12 \pm 90,64$ ind/100m³ el 1 de agosto, y reduciéndose progresivamente desde entonces. Hasta principio de octubre se mantuvo en torno a los 150 ind/100m³ y, a fecha de 21 de octubre, la abundancia promedio se encontró en $65,31 \pm 29,21$ ind/100m³, continuando un descenso progresivo hasta $7,82 \pm 2,69$ ind/100m³ el 17 de diciembre (Fig. 5.2.3). Se espera que la población desaparezca durante el comienzo del invierno de 2025.

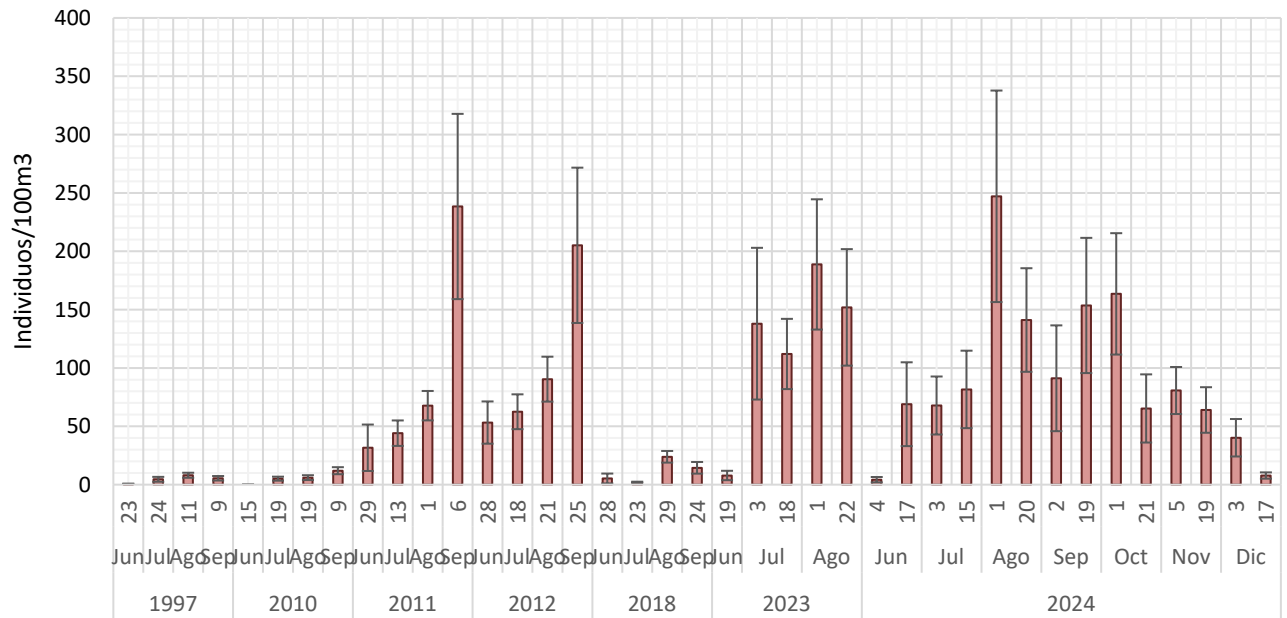


Figura 5.2.3. Densidad de *Cotylorhiza tuberculata* en el Mar Menor durante sus proliferaciones masivas.

Distribución

Aunque *C. tuberculata* puede encontrarse por todo el Mar Menor, de forma general, tiene una preferencia por la zona central y la costa interna de la laguna (Fernández-Alías et al., 2022). Históricamente, la población aparece en la zona comprendida entre las islas Perdiguera y de El Barón, lugar donde probablemente se encuentren los pólipos de la especie, y a partir del cual se distribuye por toda la laguna (Fernández-Alías et al., 2020, 2023).

Durante el verano de 2024 la distribución de la población de *C. tuberculata* ha sido similar a la encontrada en el resto de sus proliferaciones. Se puede observar que, durante el mes de junio, la especie comenzó a aparecer en el Mar Menor entre las islas y al norte de estas para posteriormente expandirse por el resto de la laguna. Han sido destacables los enjambres focalizados en la zona norte de la laguna, principalmente en la zona de Los Alcázares y Santiago de la Ribera (Fig. 5.2.4). Sin embargo, la interferencia con el baño no ha sido excesivamente importante ya que los enjambres de medusas se han concentrado en zonas con una profundidad mayor a los 3 metros, si bien se han producido acumulaciones de cierta intensidad en algunos tramos costeros y zonas de baño. En estos casos, aunque los eventos pueden durar cuestión de horas o más de un día, dependiendo de los vientos y el hidrodinamismo, se recomendó la retirada de las que quedan varadas en la playa como parte de las tareas de retirada de biomasa, procurando no dejarlas esparcidas por las zonas de arena en las áreas de baño.

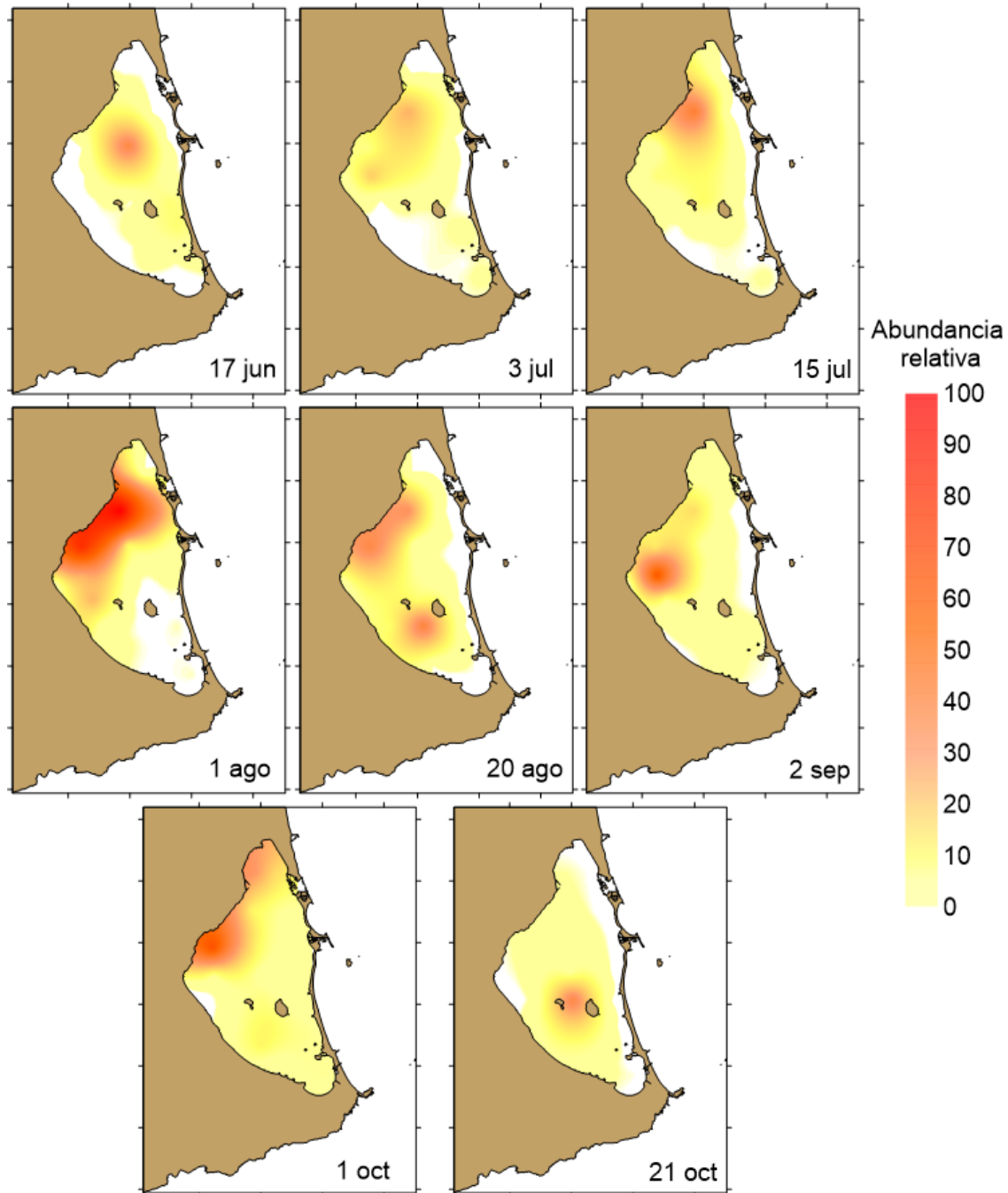


Figura 5.2.4. Distribución espacial de *C. tuberculata* en el Mar Menor durante el verano de 2024. La coloración indica abundancia relativa frente al máximo encontrado para una estación en la serie histórica.

Indicador de proliferación

El análisis del indicador de proliferación diseñado en Fernández-Alías et al. (2023) para las poblaciones de escifozoos del Mar Menor, combinando abundancia y cobertura, indica que la proliferación ha seguido una dinámica similar a la de 2011, 2012 y 2023, los años con las mayores

proliferaciones registradas (Fig. 5.2.5). Es decir, la proliferación comenzó en junio, alcanzó su pico en agosto y redujo progresivamente su importancia a lo largo del otoño. En diciembre de 2024 el indicador todavía se situó en 5 debido a su extensa cobertura, aunque la abundancia únicamente contribuyó en 1 sobre un máximo de 4, algo que indica que esta se había reducido hasta menos del 25% del máximo registrado para el Mar Menor. En enero de 2025 (no mostrado en el informe), el indicador se situó en 1 sobre 8.

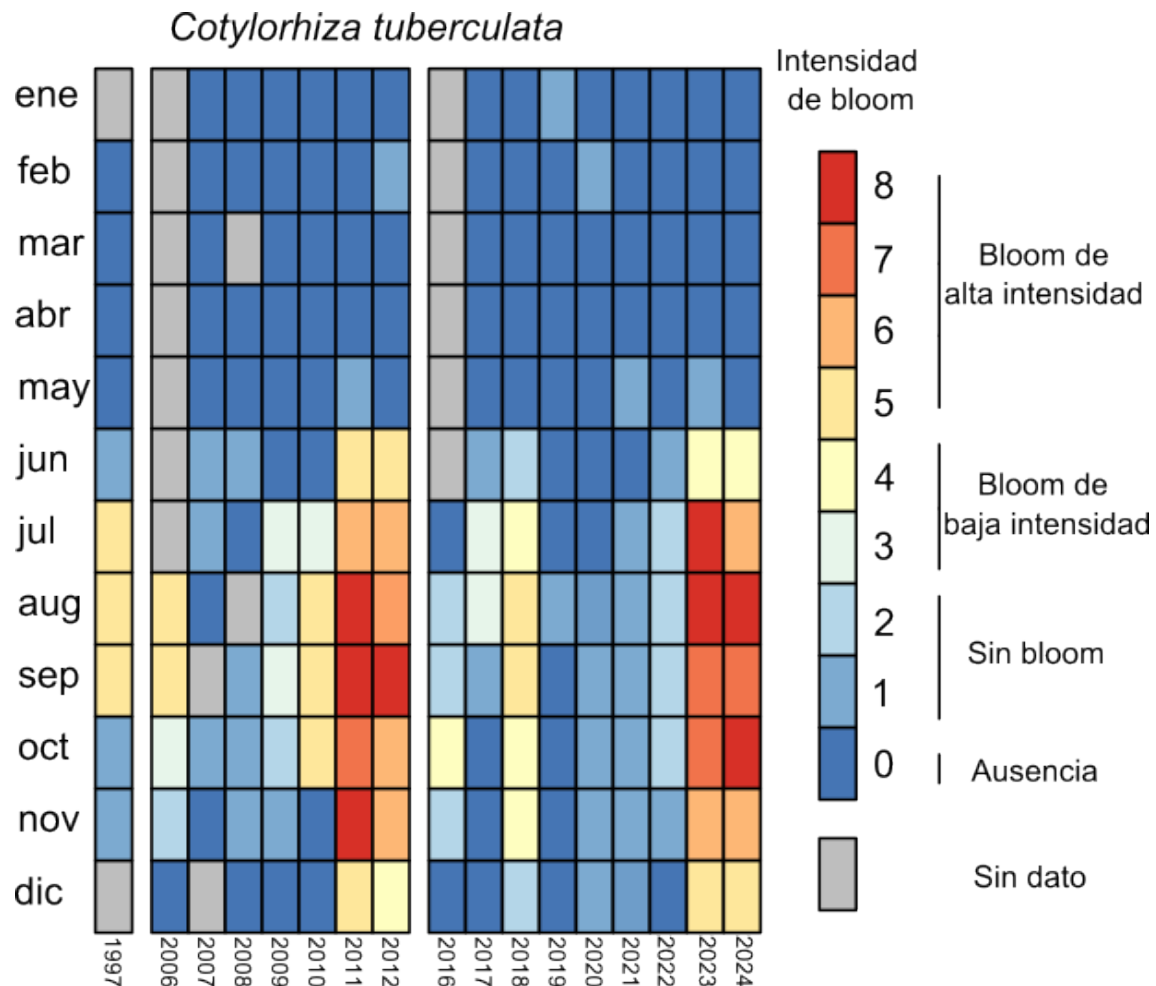


Figura 5.2.5. Evolución del indicador de proliferación de *Cotylorhiza tuberculata* en el Mar Menor desde el año 1997 hasta diciembre de 2024. Modificado de Fernández-Alías et al. (2023).

Crecimiento y talla de los ejemplares

En las proliferaciones de *C. tuberculata* en el Mar Menor, los ejemplares son detectados por medio de censos visuales desde el momento en que alcanzan un tamaño entre 1 y 5 cm de diámetro de campana y experimentan un crecimiento continuo de acuerdo con la función de crecimiento de Von Bertalanffy (Fernández-Alías et al., 2020). El crecimiento de los ejemplares se produce a lo largo de toda la temporada estival (Fig. 5.2.2), considerándose que el pico de abundancia poblacional se alcanza cuando el tamaño promedio de estos es de, aproximadamente, 15 cm (Fernández-Alías et

al., 2023). Una vez superado el pico poblacional se encuentra una mayor dispersión interanual en el tamaño promedio de los ejemplares debido que pueden liberarse éfiras de forma tardía que se incorporen a la población como juveniles a la vez que mueren ejemplares de las tallas más grandes.

A lo largo de los meses de junio, julio y agosto de 2024 ha podido apreciarse como esta tendencia se ha mantenido, con un mes de junio dominado por juveniles de pequeño tamaño que han ido creciendo a lo largo del verano. A fecha de 20 de agosto, el tamaño promedio de los ejemplares era de 18,30 cm y la población se encontraba dominada por las clases de talla de 10 a 20 cm y de 20 a 30 cm. El día 2 de septiembre, la clase de talla dominante ha sido la de 10 a 20 cm, habiendo disminuido en importancia relativa los ejemplares mayores a 20 cm debido a la mortalidad de los mismos tras su reproducción (Fig. 5.2.6). En el informe del 2 de septiembre se anticipaba que la talla promedio se mantendría en torno a los 15 cm hasta la desaparición de los individuos que componen la población de *C. tuberculata* debido a la retirada de ejemplares adultos y la aparición de juveniles, algo que se ha comprobado durante el último trimestre de 2024.

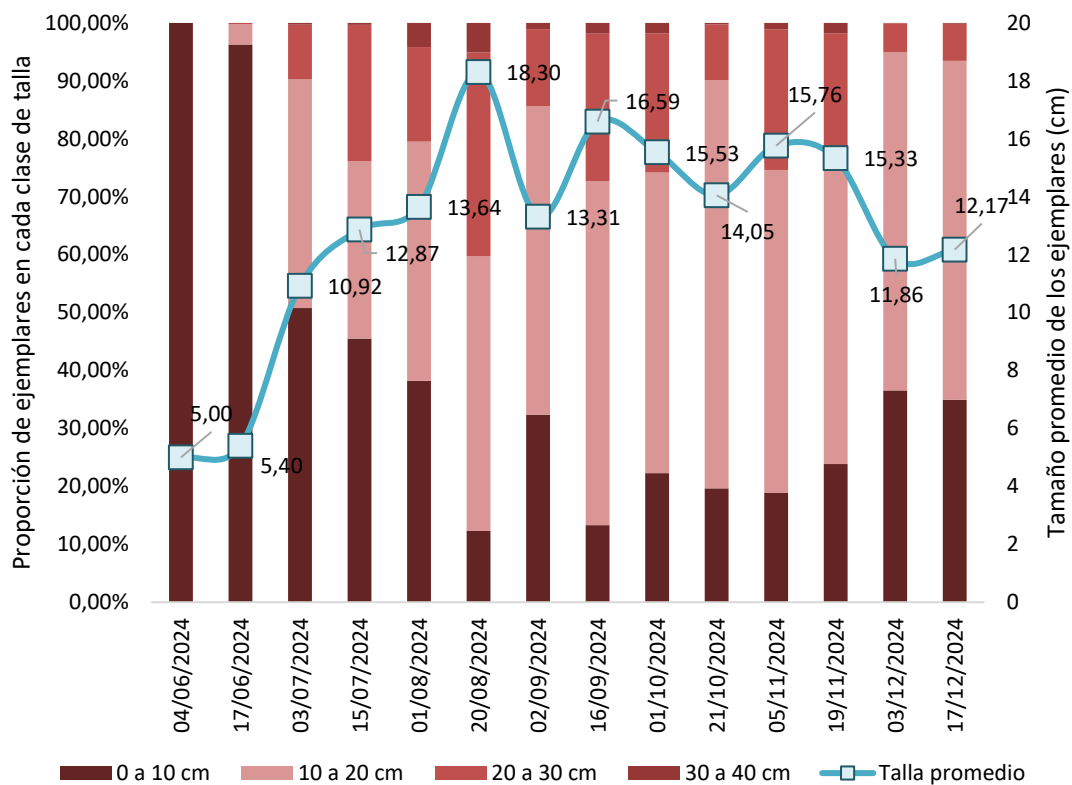


Figura 5.2.6. Evolución de la proporción de ejemplares de *Cotylorhiza tuberculata* pertenecientes a cada clase de talla y tamaño promedio de estos a lo largo del verano y el otoño de 2024 en el Mar Menor.

5.2.4. *Phyllorhiza punctata*

La medusa de puntos australiana, *P. punctata*, que consiguió comenzar a reproducirse en el interior del Mar Menor en el año 2022, comparte estacionalidad y nicho trófico con *C. tuberculata*. Debido a esto, existe una gran competencia interespecífica entre ambas especies. De hecho, la proliferación



de *C. tuberculata* durante el año 2023 fue tan abundante que pudo desplazar a *P. punctata* del ecosistema antes de que esta alcanzase su fase adulta (desapareció en una etapa juvenil) (Pérez-Ruzafa, 2023). Durante el verano de 2024 se detectó un desarrollo análogo, con observaciones de ejemplares juveniles aislados de esta especie en el mes de julio, pero sin ser capaces de competir o desplazar a *C. tuberculata*.

6. Bibliografía

- 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. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2020.106901>
- Fernández-Alías, A., Molinero, J.C., Quispe-Becerra, J. I., Bonnet, D., Marcos, C., & Pérez-Ruzafa, A. (2023). Phenology of scyphozoan jellyfish species in a eutrophication and climate change context. *Marine Pollution Bulletin*, 194, 115286. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.115286>
- Fernández-Alías, A., Montañó-Barroso, T., Conde-Caño, M.R., Manchado-Pérez, S., López-Galindo, C., Quispe-Becerra, J.I., Marcos, C., & Pérez-Ruzafa, A. (2022). Nutrient overload promotes the transition from top-down to bottom-up control and triggers dystrophic crises in a Mediterranean coastal lagoon. *Science of The Total Environment*, 846, 157388. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157388>
- Fernández-Alías, A., Quispe-Becerra, J.I., Conde-Caño, M.R., Marcos, C., & Pérez-Ruzafa, A. (2024). Mediterranean biogeography, colonization, expansion, phenology, and life cycle of the invasive jellyfish *Phyllorhiza punctata* von Lendenfeld, 1884. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 299, 108699. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2024.108699>
- Gilabert J. (2001). Seasonal plankton dynamics in a Mediterranean hypersaline coastal lagoon: the Mar Menor. *Journal of Plankton Research* 23(2), 207-218
- Pérez-Ruzafa, A. (Coord.) (1996). *Estudio del ciclo de vida y la dinámica de la población de la medusa Cylorhiza tuberculata en el Mar Menor*. Informe final del grupo de investigación “Ecología y Ordenación de Ecosistemas Marinos Costeros”. Departamento de Ecología e Hidrología. Universidad 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*. Informe final del grupo de investigación “Ecología y Ordenación de Ecosistemas Marinos Costeros”. Departamento de Ecología e Hidrología. Universidad de Murcia.
- Pérez-Ruzafa A. (Coord.) (2023). *Seguimiento y análisis predictivo de la evolución del estado ecológico del ecosistema lagunar de Mar Menor y prevención de impactos*. Consejería de Agua, Agricultura y Medio Ambiente de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia, Informe final de febrero 2023, 267 pp.
- Pérez-Ruzafa A. (Coord.) (2024). *Seguimiento y análisis predictivo de la evolución del estado ecológico del ecosistema lagunar de Mar Menor y prevención de impactos*. Consejería de Agua, Agricultura y Medio Ambiente de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia, Informe final de febrero 2024, 256 pp.



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., Pérez-Ruzafa, I., Newton, A., & Marcos, C. (2019). Coastal lagoons: environmental variability, ecosystem complexity and goods and services uniformity. En: Wolanski E., Day J., Elliott M. & Ramesh R. (Eds.), *Coasts and Estuaries, The Future*. Elsevier, 253-276.
<https://doi.org/10.1016/B978-0-12-814003-1.00015-0>

Redfield A.C. (1958). The biological control of chemical factors in the environment. *American Scientist* 46 (3): 230-221.

Steele J.H., Thorpe S.A. & Turekian K.K. (Eds.) (2011). *Encyclopedia of ocean sciences*. Academic Press, San Diego, London