Estudio y seguimiento espaciotemporal de poblaciones faunísticas de gestión prioritaria (ictiofauna y la especie invasora *Callinectes sapidus*): Situación actual en zonas someras e intermareales del Mar Menor.

INFORME - Final

Diciembre 2025

UNIVERSIDAD DE MURCIA (UMU)

Departamento de Zoología y Antropología Física
Grupo de Investigación E0A0-04
Zoología básica y aplicada a la gestión y conservación.

TORRALVA FORERO MARIA MAR - 22950654N

Firmado digitalmente por TORRALVA FORERO MARIA MAR - 22950654N
Fecha: 2026.09.09 13:49:24 +02'00'

Región de Murcia
Consejería de Medio Ambiente, Universidades, Investigación y Mar Menor
Dirección General del Mar Menor

Financiado por la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia

UNIVERSIDAD DE MURCIA (UMU)
Departamento de Zoología y Antropología Física
Grupo de Investigación E0A0-04
Zoología básica y aplicada a la gestión y conservación.

Dirección y coordinación:
Dra. Mar Torralva Forero (torralva@um.es)
Dr. Francisco J. Oliva Paterna (fjoliva@um.es)

Realización:
Dra. Mar Torralva Forero
Dr. Francisco J. Oliva Paterna
Antonio Zamora López
Adrián Guerrero Gómez
Victor M. Álvarez Navarro
Antonio Andrés Herrero Reyes
Dr. José Manuel Zamora Marín

Recomendación para citar el documento:
Torralva M., Zamora-López A, Guerrero-Gómez A, Álvarez-Navarro V., Herrero-Reyes A, Zamora-Marín JM & Oliva-Paterna FJ. 2025. *Estudio y seguimiento espaciotemporal de poblaciones faunísticas de gestión prioritaria (ictiofauna y la especie invasora Callinectes sapidus): situación actual en zonas someras e intermareales del Mar Menor.* Informe – Final. Diciembre 2025. Universidad de Murcia.

Financiado por la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia

Estudio y seguimiento espaciotemporal de poblaciones faunísticas de gestión prioritaria (ictiofauna y la especie invasora *Callinectes sapidus*): Situación actual en zonas someras e intermareales del Mar Menor

INFORME – Final Diciembre 2025

I. Estado actual de ejecución del proyecto y consecución de objetivos. 5

1. Resumen de antecedentes y objetivos. 8

1.1. Antecedentes y justificación específica del proyecto. 8

1.2. Descripción del objeto del proyecto. 15

2. Equipo de trabajo. 19

3. Selección de red de monitoreo y diseño de seguimiento. 22

3.1. Marco de seguimiento de comunidades ictiológicas de áreas someras. 22

3.1.1. Periodicidad de muestreo. 24
3.1.2. Localidades de muestreo: tareas de campo 25
3.1.3. Evaluación de la comunidad de peces de pequeña talla. 25
3.1.4. Evaluación de variables abióticas y bióticas: Tipificación de hábitat. 28
3.1.5. Metodología de laboratorio y análisis de datos. 30
3.1.6. Metodología de evaluación de cambios en la comunidad de peces. 32
3.1.7. Análisis estadístico 41

3.2. Marco de seguimiento de *Callinectes sapidus* Rathbun (1896) en Las Encañizas del Mar Menor 44

3.2.1. Periodicidad de muestreo. 46
3.2.2. Localidades de muestreo: Tareas de campo. 46
3.2.3. Evaluación de la población de *Callinectes sapidus* en Las Encañizadas del Mar Menor: Métodos de captura. 49
3.2.4. Evaluación de variables abióticas y bióticas: Tipificación de hábitat. 51
3.2.5. Procesado de material y obtención de datos. 52
3.2.6. Análisis estadístico 54

4. Resultados del proyecto. 55

4.1. Ejecución de las campañas de muestreo de ictiofauna en el marco del proyecto. 55

4.2. Evolución temporal de parámetros o métricas descriptoras de la comunidad ictícola de las áreas someras. 61

4.3. Estructura y composición de la comunidad 73

4.4. Evolución temporal de taxones representativos y descriptores de cambios en la comunidad ictícola de las áreas someras. 84

4.5. Análisis temporal de la evolución de las variables de hábitats. 163

4.6. Análisis del efecto de la temperatura sobre los parámetros descriptores de la comunidad de peces 173

4.7. Resultados de la evaluación poblacional de *Callinectes sapidus* en Las Encañizadas del Mar Menor. 177

5. Conclusiones. 185

6. Bibliografía. 189

ANEXO I. Estuarine Multimetrix Fish Index. 199

ANEXO II. Evolución temporal de la frecuencia de aparición de taxones prioritarios 210

ANEXO III. Evolución temporal de la abundancia de taxones prioritarios 220

ANEXO IV. Evolución temporal de las métricas descriptoras de la comunidad 230

ANEXO V. Difusión científica 233

I. Estado actual de ejecución del proyecto y consecución de objetivos.

En el presente apartado se exponen los objetivos alcanzados hasta la fecha en el marco del proyecto, cuyo propósito principal es el análisis y seguimiento espaciotemporal de las comunidades faunísticas de interés prioritario en las zonas someras e intermareales del Mar Menor, consideradas hábitats críticos de alto valor ecológico. En este contexto, se ha seleccionado como objeto de estudio la ictiofauna con relevancia para la conservación y la actividad pesquera, así como la especie exótica invasora *Callinectes sapidus* (cangrejo azul o jaiba), debido a su creciente presencia e impacto potencial en el ecosistema. A continuación, se describe la ejecución respecto a los objetivos específicos establecidos en el proyecto:

- *Evaluar la respuesta de las comunidades de peces de las áreas someras ante la situación actual de la laguna. Evaluación de la dinámica poblacional de taxones de interés pesquero y de conservación.*

Para la consecución de dicho objetivo específico se han desarrollado en el marco del presente proyecto las campañas de muestreo de ictiofauna en áreas someras correspondientes a las estaciones de invierno, primavera, verano y otoño de 2025. En el presente documento se incorporan y analizan los datos obtenidos en dichas campañas de muestreo, incorporando a su vez datos previos obtenidos en otros proyectos para estudiar dinámicas temporales. Se muestra una actualización de la información relativa a los parámetros o métricas descriptoras de la comunidad ictícola de las áreas someras (ver apartado 4.2), los cambios temporales en la estructura y composición de la comunidad (ver apartado 4.3) y la evolución temporal de taxones representativos (especies de interés pesquero, de conservación y descriptoras de cambios en la estructura y composición de la comunidad) (ver apartado 4.4).

- *Estudiar el papel como hábitats críticos y de refugio de las áreas someras del Mar Menor, teniendo en cuenta la heterogeneidad ambiental que estos albergan.*

Las campañas estacionales de muestreo de ictiofauna enmarcadas y ejecutadas en el marco del presente proyecto, junto con la serie temporal de datos preexistente, ha permitido ampliar y consolidar la información disponible para el análisis de la evolución de los parámetros estructurales de la comunidad de peces, así como indagar en su respuesta ante potenciales alteraciones ambientales. En el presente informe se detalla la

evolución temporal de las variables descriptoras del hábitat (ver apartados 4.4 y 4.5), lo que permite una caracterización precisa de la heterogeneidad ambiental de las zonas someras e intermareales, así como una mejor comprensión de su papel como hábitats críticos dentro del ecosistema del Mar Menor.

- *Generar información base relativa a la dinámica poblacional y biología reproductiva del cangrejo azul* (Callinectes sapidus) *en un hábitat intermareal del Mar Menor (Las Encañizadas, P.R. Salinas y Arenales de San Pedro del Pinatar).*

  Con el fin de alcanzar este objetivo, desde noviembre de 2024 hasta abril de 2025 se han desarrollado muestreos mensuales de *Callinectes sapidus* en dos áreas diferenciadas del entorno natural de Las Encañizadas, caracterizadas por distintos grados de influencia mediterránea. Estas campañas de muestreo han permitido cerrar un ciclo anual de seguimiento intensivo de las poblaciones de *C. sapidus* en dicha zona intermareal, el cual se inició en mayo de 2024 en el marco de proyectos previos, tal y como se indicó en la concesión de la presente subvención nominativa. Los ejemplares capturados han sido analizados en laboratorio, siendo estos datos incorporados en los correspondientes análisis de dinámica poblacional y estructura demográfica. La información y conclusiones resultantes de este proyecto sirven de guía para el desarrollo de recomendaciones de gestión orientadas al control de esta especie invasora en el área de estudio.

Para la consecución de los objetivos específicos anteriormente citados es necesario el desarrollo de tareas de campo, laboratorio y análisis, las cuales se listan y especifican en la Tabla I.1. Además, se incorpora el cronograma con las tareas ejecutadas en el marco del presente proyecto (Tabla I.2).

Tabla I.1. Definición de las tareas del proyecto incluidas en el pliego de cláusulas administrativas, técnicas y económicas.

Tareas desarrolladas en el proyecto	
T1	Revisión bibliográfica, preparación y actualización de bases de datos.
T2	Diseño de muestreo del seguimiento.
T3	Muestreo de campo a escala de red de monitoreo.
T4	Trabajo de laboratorio y gabinete. Evaluación y análisis de datos.
T5	Elaboración de informes

Tabla I.2. Cronograma de tareas desarrolladas y previstas durante el periodo de ejecución del proyecto. En **verde** se indican las tareas completadas con éxito.

	2024		2025										
Tareas	**NOV**	**DIC**	**ENE**	**FEB**	**MAR**	**ABR**	**MAY**	**JUN**	**JUL**	**AGO**	**SEP**	**OCT**	**NOV**
T1													
T2													
T3													
T4													
T5													

1. Resumen de antecedentes y objetivos.

1.1. Antecedentes y justificación específica del proyecto.

- En el estudio **FAUNA DEL MAR MENOR Y DIRECTRICES PARA SU MANEJO Y CONSERVACIÓN (Contrato II-123/02) adjudicado** en 2002 y finalizado en 2004, por la Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia al Departamento de Zoología y Antropología de la Universidad de Murcia, se caracterizó la comunidad de peces presente en las áreas someras y humedales del entorno de la laguna. Además, se estableció el estado de conservación de estas áreas en función de dicha comunidad.

- Las zonas someras de la laguna se mostraron muy importantes como áreas de reclutamiento y de refugio para estados juveniles de diversas especies. La comunidad de peces detectada en las zonas litorales del Mar Menor mostró una alta diversidad con presencia de 45 especies (19 familias). Más del 50% de estas especies eran consideradas objetivo de las pesquerías o se encontraban legalmente protegidas. Por tanto, quedó señalado el importante papel de las áreas someras como lugares de cría y engorde, mostrando una relación significativa en el mantenimiento de sus poblaciones. Además, **estas áreas litorales proporcionan hábitats esenciales para especies gravemente amenazadas.**

- Estas características hacen que las **áreas someras sean consideradas como hábitats críticos en la laguna**. Es decir, pueden definirse como *áreas específicas esenciales para mantener y conservar favorablemente la comunidad de peces y que requieren, a veces por su ubicación o uso, de una gestión particular*. Resulta básico buscar soluciones poco impactantes que puedan ser compatibles con los múltiples usos y actividades humanas (ej. desarrollo de herramientas que ayuden en la toma de decisiones y que permitan protocolizar la respuesta de la Administración a las actividades desarrolladas sobre áreas someras).

- Durante el periodo 2015-2017 en el marco del convenio de colaboración que mantuvo el Dpto. de Zoología y Antropología Física de la Universidad de Murcia con la empresa TECOMA, Ingeniería y Ambiente, S.L. (ASESORIA Y APOYO TÉCNICO EN PROGRAMAS DE SEGUIMIENTO Y GESTIÓN DE FAUNA) se realizó un seguimiento de las áreas someras. Estos trabajos al centrarse en la utilización de un indicador específico basado en una fracción de la comunidad de peces **resultaron escasos**

para evaluar cambios en el estado de conservación de las áreas someras y de las comunidades ictiofaunísitcas asociadas.

- En el proyecto **ESTUDIO DEL ESTADO DE LA ICTIOFAUNA INDICADORA DE ZONAS SOMERAS, MEJORA DE LA INFORMACIÓN Y APLICACIÓN EN LA REDACCIÓN DE PROYECTOS EN ZONA SUMERGIDA DEL MAR MENOR** desarrollado durante 2018 y 2019 por el Dpto. de Zoología y Antropología Física de la Universidad de Murcia en el marco del contrato de investigación con la empresa TECNOLOGÍAS Y SERVICIOS AGRARIOS, S.A. (TRAGSATEC), se desarrolló un seguimiento y actualización del estado de conservación de las comunidades ictícolas de las áreas someras del Mar Menor. Los cambios detectados en la estructura y composición de estas comunidades, así como la observación de tendencias taxonómicas dispares, mostraron que es **indispensable el seguimiento continuado a través de estudios con estos fines u objetivos paralelos.**

- Entre noviembre de 2019 y abril de 2020 el Dpto. de Zoología y Antropología Física de la Universidad de Murcia, realizó el proyecto **EVALUACIÓN DEL ESTADO DE LA COMUNIDAD DE PECES EN ZONAS SOMERAS TRAS EL FENÓMENO METEOROLÓGICO DANA,** que tuvo como objetivo estudiar la resistencia y resiliencia inicial de las comunidades ícticas de las zonas someras ante la elevada entrada de agua derivada de dicho fenómeno meteorológico. Los resultados mostraron una notable afección en las comunidades de peces de las áreas someras más afectadas por los episodios de anoxia y mortandad, recalcando su efecto negativo sobre las poblaciones de especies residentes de la laguna. El impacto negativo de este episodio en la funcionalidad de la comunidad ictícola y en la calidad ecológica de las áreas someras, así como la ausencia de signos inmediatos de recuperación, hizo **indispensable la evaluación de la respuesta a largo plazo para esclarecer la resiliencia del sistema.**

- Durante el proyecto **EVALUACIÓN DE LA RECOLONIZACIÓN DE LA ICTIOFAUNA DE LAS ZONAS SOMERAS SOMETIDAS A MORTANDADES POR FENÓMENOS DE ANOXIA**, desarrollado entre los meses de mayo y noviembre de 2020, se apreció cierta recuperación y **similitud entre las comunidades de las localidades afectadas por el fenómeno de mortandad masiva derivado de la anoxia y las no afectadas por el mismo**. No obstante, la calidad ecológica del conjunto perimetral se vio mermada, fruto de un notable decremento de la abundancia de las especies residentes. Este hecho indica, una vez más, la

necesidad de continuar con el seguimiento para cuantificar la capacidad de recuperación, principalmente de aquellas especies que cierran su ciclo de vida en la laguna, ya que las presiones de origen antrópico de las últimas décadas podrían haber reducido la resiliencia de la comunidad de peces.

- Entre los meses de febrero y julio de 2021 se llevó a cabo el proyecto **VALORACIÓN DE LA FAUNA PISCÍCOLA DE LAS ÁREAS SOMERAS DEL MAR MENOR. REVISIÓN DE ANTECEDENTES DE LA ESPECIE INVASORA *CALLINECTES SAPIDUS***, que reflejó la mejora de la calidad ecológica de las áreas someras durante las estaciones de invierno y primavera de dicho año respecto a los valores obtenidos durante el ciclo anual posterior a la mortandad acontecida en octubre de 2019. Sin embargo, quedó **constancia de la afección y dificultad de respuesta poblacional de algunos taxones de interés, como es el caso de singnátidos, cuyas poblaciones se vieron drásticamente mermadas**. Los datos analizados relativos a la especie de cangrejo invasora, *Callinectes sapidus,* reflejaron su extendida distribución en las áreas someras de la laguna, así como su aparente preferencia por los hábitats vegetados.

- En la primera fase del proyecto **ESTUDIO Y SEGUIMIENTO ESPACIOTEMPORAL DE LAS POBLACIONES FAUNÍSTICAS DE GESTIÓN PRIORITARIA (ictiofauna y la especies invasora *Callinectes sapidus*): SITUACIÓN ACTUAL EN ZONAS SOMERAS E INTERMAREALES DEL MAR MENOR**, desarrollado entre agosto de 2021 y septiembre de 2022, se concluyó el efecto negativo de las mortandades sobre la calidad ecológica de las áreas someras, disminuyendo ésta durante el periodo 2020-2022, con respecto a la serie temporal previa. Así mismo, se detectaron diferencias espaciales y temporales en el impacto de las dos principales mortandades biológicas (otoño de 2019 y verano de 2021). Además, se observaron ciertas variaciones en la estructura y composición de las comunidades de peces que podrían tener repercusiones sobre el correcto funcionamiento y/o capacidad de respuesta del ecosistema.

- Paralelamente, en el marco de los proyectos anteriormente mencionados, el Departamento de Zoología y Antropología Física ha constatado la presencia del crustáceo invasor *Callinectes sapidus* en algunos hábitats críticos del Mar Menor, así como un notable incremento de su densidad a partir de 2018. Tras la presentación en abril de 2019 del

asunto **ANÁLISIS PARA LA ERRADICACIÓN DEL CANGREJO AZUL AMERICANO (*Callinectes sapidus*)**, ante el Grupo de trabajo "Ecología lagunar" del Comité de Asesoramiento Científico del Mar Menor, se consideró oportuno estudiar aspectos relativos a su estatus poblacional y selección de hábitats en la zona intermareal de Las Encañizadas. A su vez, se propuso evaluar la efectividad de diferentes técnicas de captura, generando información base para el desarrollo de posibles planes de control de la especie invasora.

- En la segunda fase del proyecto **ESTUDIO Y SEGUIMIENTO ESPACIOTEMPORAL DE LAS POBLACIONES FAUNÍSTICAS DE GESTIÓN PRIORITARIA (ictiofauna y la especies invasora *Callinectes sapidus*): SITUACIÓN ACTUAL EN ZONAS SOMERAS E INTERMAREALES DEL MAR MENOR**, ejecutada entre noviembre de 2022 y septiembre de 2023, **se ratificó la persistencia del impacto de las mortandades de fauna marina en la calidad ecológica de las áreas someras del Mar Menor, manteniéndose las anomalías en la estructura y composición de las comunidades de peces.** Entre los taxones de interés de conservación, los signátidos se destacaron como el grupo de especies principalmente afectado. Por su lado, los resultados relativos al seguimiento de la especie invasora *Callinectes sapidus* en Las Encañizadas del Mar Menor mostraron un incremento significativo de la densidad de la especie respecto a la detectada en la primera fase del proyecto. Además, se generó información relativa a la selección de hábitat de la especie en dicho espacio protegido y datos sobre la eficacia de captura de las diferentes trampas empleadas.

- Por último, en la tercera fase del proyecto **ESTUDIO Y SEGUIMIENTO ESPACIOTEMPORAL DE POBLACIONES FAUNÍSTICAS DE GESTIÓN PRIORITARIA (ictiofauna y la especie invasora *Callinectes sapidus*): SITUACIÓN ACTUAL EN ZONAS SOMERAS E INTERMAREALES DEL MAR MENOR**, ejecutado entre noviembre de 2023 y octubre de 2024, se constató que la calidad ecológica de las áreas someras del Mar Menor, medida mediante el indicador EMFI, no había recuperado aún los valores previos a los episodios de mortandad, a pesar del incremento en la abundancia de peces respecto a años anteriores. La estructura y composición de la comunidad íctica permanecen alteradas. La baja frecuencia de aparición de especies migradoras, la escasa biomasa registrada y la continuidad de patrones de dominancia asociados a situaciones de perturbación indican que, aunque existen indicios de recuperación, no se considera un fenómeno generalizado ni afianzado temporalmente. Además, se mantuvo la tendencia negativa del fartet (*Apricaphanius iberus*), especialmente en la cubeta oeste, lo que refuerza la

necesidad de conservar sus hábitats fuente en los criptohumedales. Por otro lado, los cambios observados en la estructura del hábitat —como el incremento del limo y la expansión de vegetación sumergida— parecen reflejar procesos derivados de la eutrofización y cambios en la gestión costera. Finalmente, el seguimiento intensivo de *Callinectes sapidus* en Las Encañizadas permitió afinar en el conocimiento sobre su ecología estacional y selección de hábitat, consolidando una base para estrategias de control futuras.

JUSTIFICACIÓN

El Mar Menor constituye la mayor laguna costera de España y representa un ecosistema de gran singularidad, resultado de la interacción entre factores ecológicos, hidromorfológicos y geoquímicos que le confieren un valor natural excepcional. Esta relevancia ha motivado su inclusión bajo seis figuras de protección: Lugar de Importancia Comunitaria (LIC), Zona de Especial Protección para las Aves (ZEPA), Zona Especialmente Protegida de Importancia para el Mediterráneo (ZEPIM), Humedal de Importancia Internacional (RAMSAR), Paisaje Protegido y Área de Protección de la Fauna Silvestre (APFS). Tales designaciones implican para la Administración Regional la obligación de garantizar la conservación o restauración de los hábitats y especies característicos, asegurando la persistencia de las funciones ecológicas y la integridad estructural del sistema a largo plazo.

A pesar de este marco de protección, la laguna ha sufrido en las últimas cuatro décadas un deterioro progresivo de sus condiciones ambientales, consecuencia directa de la intensificación de las presiones antrópicas sobre el sistema y su cuenca vertiente. Este proceso ha conllevado una pérdida sustancial de funcionalidad ecosistémica y alteraciones profundas en la composición y estructura de sus comunidades biológicas. El primer episodio crítico se registró en 2016, cuando la laguna experimentó un colapso ambiental derivado de un proceso de eutrofización extrema, que ocasionó una degradación severa de la calidad del agua y una disrupción generalizada en las comunidades acuáticas.

A esta situación se han sumado eventos puntuales de carácter extremo, como las lluvias torrenciales asociadas a depresiones aisladas en niveles altos (DANA), que han actuado como desencadenantes de crisis ecológicas. Un caso paradigmático ocurrió los días 12 y 13 de septiembre de 2019, cuando se incorporaron al sistema aproximadamente 90 hm^3 de agua dulce cargada de sedimentos, materia orgánica y nutrientes. Este aporte masivo generó una estratificación marcada en la columna de agua, con una capa superficial de baja salinidad y otra inferior más densa y salina. Parte del material en suspensión se acumuló en el fondo por procesos de floculación y corrientes descendentes, favoreciendo condiciones anóxicas que provocaron mortandades masivas de peces y crustáceos, especialmente en la cubeta norte. Posteriormente, el temporal GLORIA, en enero de 2020, introdujo un nuevo volumen de agua dulce cercano a 60 hm^3, agravando el desequilibrio ambiental.
En agosto de 2021 se produjo otro episodio crítico de hipoxia, intensificado por el estado eutrófico previo y las elevadas temperaturas estivales. Durante varios días consecutivos se registraron mortandades generalizadas de fauna acuática, afectando principalmente las zonas someras de las cubetas sur y este. Aunque

la mortalidad visible cesó, la concentración anómala de peces en áreas someras persistió durante semanas, evidenciando una vulnerabilidad latente en el ecosistema. Entre 2022 y noviembre de 2023, los parámetros ambientales se mantuvieron relativamente estables, sin nuevos colapsos ni episodios de mortandad masiva; sin embargo, se consolidaron cambios en la estructura de la comunidad íctica y se observó un declive en especies de interés para la conservación (p. ej. Signátidos). Durante 2024, previo al inicio del presente proyecto, algunas especies residentes mostraron indicios de recuperación. **La fragilidad del sistema y la magnitud de las alteraciones en la ictiofauna de las áreas someras subrayan la necesidad de un seguimiento continuo de estas poblaciones, dado que constituyen un componente esencial para la estabilidad trófica y un recurso socioeconómico clave para la pesca local. Su monitorización es, por tanto, una herramienta estratégica para diseñar medidas de conservación y restauración.**

Por otra parte, las especies exóticas invasoras (EEI) representan una amenaza creciente para los ecosistemas acuáticos, siendo actualmente uno de los principales factores de presión en las aguas de transición mediterráneas. Sus vías de introducción se relacionan con actividades humanas como la acuicultura, el transporte marítimo (agua de lastre, bioincrustaciones), la liberación con fines recreativos o comerciales y el comercio de especies ornamentales. Casos documentados en sistemas como el delta del Ebro o la Albufera de Valencia evidencian el impacto ecológico y económico que estas especies generan, situación extrapolable al Mar Menor. La alteración de las barreras naturales, principalmente por la conexión artificial con el mar abierto, junto con la intensa actividad turística y náutica, ha favorecido la entrada y establecimiento de especies invasoras, entre ellas el cangrejo azul (*Callinectes sapidus*), cuyas repercusiones sobre la biodiversidad y la economía local son significativas. Su expansión constituye un ejemplo claro del deterioro del Sistema Socio-Ecológico del Mar Menor (SSEMM), tal como recoge la Estrategia de Gestión Integrada de Zonas Costeras (EAE201760020, 2019). **En este contexto, resulta imprescindible implementar una estrategia integral para la gestión y control de EEI en la laguna, que incluya tanto el seguimiento e investigación de estas especies como la adopción de medidas concretas de mitigación y erradicación.** Los estudios desarrollados por el Departamento de Zoología y Antropología Física de la Universidad de Murcia sobre *Callinectes sapidus* en el espacio natural de Las Encañizadas constituyen un ejemplo de generación de conocimiento aplicado, fundamental para comprender la dinámica invasora y orientar la toma de decisiones en materia de gestión adaptativa.

1.2. Descripción del objeto del proyecto.

El presente informe técnico se elabora en el marco del PROYECTO DESARROLLADO POR LA UNIVERSIDAD DE MURCIA A PETICIÓN DE LA DIRECCIÓN GENERAL DE MAR MENOR de la Consejería de Medio Ambiente, Industria, Universidades, Investigación y Mar Menor de la Región de Murcia para dar cumplimiento a la indicado en la ORDEN DE CONCESIÓN DE SUBVENCION NOMINATIVA A FAVOR DE LA UNIVERSIDAD DE MURCIA PARA EL PROYECTO "ICTIOFAUNA – INVASORAS".

Definición de tareas y cronograma de trabajos realizados

Según lo descrito en el documento de la Subvención Nominativa antes referida, las tareas necesarias para el *Estudio y seguimiento espaciotemporal de poblaciones faunísticas de gestión prioritaria (ictiofauna y la especie invasora Callinectes sapidus): Situación actual en zonas someras e intermareales del Mar Menor,* quedan descritas en la Tabla 1.1. No obstante, este trabajo se fundamenta en el desarrollo, por parte de personal especializado, de las labores de campo y laboratorio, así como el posterior análisis estadístico de los datos, destinados a la consecución de una evaluación detallada del estado actual de los taxones presentes en las áreas someras del Mar Menor, ayudando de esta forma a comprender la resistencia y resiliencia de las comunidades ictiológicas ante las diversas presiones e impactos asociados a la laguna.

Entre las prioridades iniciales del trabajo, se enumeran:

• Identificar y evaluar, a diferentes escalas, la situación de la comunidad de peces alevines y juveniles de las zonas someras en el contexto actual de la laguna, prestando especial atención a taxones de interés pesquero y conservacionista.

• Analizar el estatus y capacidad de recuperación de la ictiofauna de las áreas someras tras los sucesivos episodios de estrés ambiental acontecidos.

• Evaluar el estatus poblacional del cangrejo azul (*Callinectes sapidus*) en la Encañizada del Mar Menor y estudiar aspectos asociados a su biología.

A continuación, se especifica el listado de tareas enmarcadas en el proyecto (Tabla 1.1), así como su cronograma de ejecución (Tabla 1.2).

Tabla 1.1. Definición de las tareas del proyecto incluidas en el pliego de cláusulas administrativas, técnicas y económicas.

Tareas desarrolladas en el proyecto	
T1	Revisión bibliográfica, preparación y actualización de bases de datos.
T2	Diseño de muestreo del seguimiento.
T3	Muestreo de campo a escala de red de monitoreo.
T4	Trabajo de laboratorio y gabinete. Evaluación y análisis de datos.
T5	Elaboración de informes

Tabla 1.2. Cronograma de tareas previstas durante el periodo de ejecución del proyecto.

	2024		**2025**										
Tareas	**NOV**	**DIC**	**ENE**	**FEB**	**MAR**	**ABR**	**MAY**	**JUN**	**JUL**	**AGO**	**SEP**	**OCT**	**NOV**
T1													
T2													
T3													
T4													
T5													

(T1) Búsqueda y actualización de bases de datos y documentos bibliográficos.

- Actualización y estandarización de bases de datos de proyectos ictiológicos desarrollados previamente en las áreas someras del Mar Menor.
- Actualización de bases de datos bibliográficas, focalizando en el análisis comparado a diferentes escalas (laguna completa y/o escalas espaciales inferiores), sobre las comunidades ictiológicas de diferentes mesohábitats en ecosistemas de transición.
- Actualización de bases de datos bibliográficas relativas a invasiones biológicas de *Callinectes sapidus* en ecosistemas de transición.

(T2) Establecimiento de una red de monitoreo óptima.

- Realización de prospecciones con evaluación rápida de localidades de muestreo con la intención de hacer una selección de la red de monitoreo adecuada.
- Selección de la red de monitoreo definitiva para el desarrollo de las campañas estacionales de muestreo e inicio inmediato de la toma de datos.

(T3) Muestreo de campo a escala de red de monitoreo

- Ejecución de cuatro campañas de muestreo estacionales en la totalidad de localidades que comprenden la red de monitoreo establecida, orientadas al seguimiento de las comunidades ictícolas en las áreas someras.
- Ejecución de campañas de muestreo mensuales de *Callinectes sapidus* en Las Encañizadas del Mar Menor, desde el mes de noviembre de 2024 hasta abril de 2025, cerrando así un ciclo anual completo de seguimiento intensificado de sus poblaciones, el cual se inició en el proyecto previo.
- Procesado y análisis de los datos obtenidos en campo.

(T4). Trabajo de laboratorio y gabinete. Evaluación y análisis de datos.

Los datos recabados en campo y procesados en laboratorio son registrados e incorporados en las bases de datos diseñadas para sendos seguimientos. En el caso de la ictiofauna de las áreas someras del perímetro lagunar, los datos son contrastados y analizados con la información recabada en los últimos años. Se estudia la evolución y respuesta de las comunidades de peces ante la situación actual del Mar Menor o fenómenos extremos (DANAs, episodios de eutrofia, mortandad, etc.), así como las tendencias en la laguna de aquellos taxones de interés de conservación e interés pesquero.

Los datos referentes al monitoreo de las poblaciones de *Callinectes sapidus* en Las Encañizadas permiten conocer la fase de invasión de la especie en este hábitat crítico, así como registrar parámetros biológicos y ecológicos de la especie en un ambiente intermareal. La información generada debe ser considerada en el establecimiento de futuras estrategias de gestión y control de la especie en la laguna o en sus humedales perimetrales.

(T5) Elaboración de informes

- **Informe parcial del proyecto (abril de 2025).** Resultados preliminares e información relativa a las campañas de muestreo realizadas hasta la fecha.

- **Informe final del proyecto (noviembre de 2025).** Resultados y conclusiones obtenidas tras la ejecución de los seguimientos enmarcados en el proyecto. Se detalla toda la información obtenida relativa a la ictiofauna detectada en las áreas someras del Mar Menor y a la biología y situación actual del cangrejo azul en Las Encañizadas.

2. Equipo de trabajo.

El **equipo responsable** de la ejecución (Laboratorio de *Biología y Conservación de Vertebrados Acuáticos*) está dirigido y conformado por doctores especialistas en biología, gestión y conservación de fauna adscritos al Departamento de Zoología y Antropología Física de la Universidad de Murcia (Personal UMU). Las tareas involucradas en el trabajo de campo en zonas someras requieren de un equipo de trabajo mínimo conformado por 3 miembros del personal.

Los doctores responsables están homologados en la formación con animales utilizados para la experimentación con fines científicos como personal de categorías B y C (Dirección General de Ganadería y Pesca, CARM). Además, la experiencia del equipo de investigación en el análisis y estudio de EEIs y fauna acuática de la laguna del Mar Menor está consolidada desde hace más de 20 años. Esto asegura la optimización en los procedimientos de diseño de muestreos, la manipulación de individuos o la minimización de alteraciones sobre el hábitat, así como la utilización de métodos alternativos para el trabajo con la comunidad objeto de seguimiento.

El Laboratorio de *Biología y Conservación de Vertebrados Acuáticos* del Departamento de Zoología y Antropología Física (UMU) cuenta con las instalaciones y gran parte del material instrumental necesario para la realización de las campañas de muestreo, trabajo de laboratorio y análisis de datos.

RELACIÓN DE TAREAS DESARROLLADAS POR EL PERSONAL INVESTIGADOR

Los investigadores contratados en el marco del presente proyecto, así como aquellos miembros de la comunidad universitaria adscritos al Dpto. de Zoología y Antropología Física de la UMU e involucrados en el estudio, han desarrollado las siguientes tareas:

1. Los **Investigadores Principales del Grupo de Investigación** participaron activamente en la búsqueda y recopilación de bibliografía de referencia, diseño de la red de monitoreo, muestreos de campo, análisis de datos y estructuración, redacción y supervisión de memorias de resultados.

2. El **Investigador Contratado Nº1** con cargo al proyecto participó en las labores de revisión bibliográfica y diseño de la red de monitoreo. Los muestreos de ictiofauna en áreas someras del Mar Menor, así como aquellos enmarcados en el estudio de la especie exótica e invasora *Callinectes sapidus* en la zona intermareal de Las Encañizadas, fueron en gran parte desarrollados por este investigador. El análisis de laboratorio de las muestras recogidas en campo, así como el procesado de imágenes para el cálculo de medidas morfométricas fueron también tareas desarrolladas por el mismo. Éste también participó en la elaboración final de las memorias e informes que reúnen las actividades realizadas y resultados obtenidos en el presente proyecto.

3. El **Investigador Contratado Nº2** con cargo al proyecto participó en las labores de revisión bibliográfica y diseño de la red de monitoreo. Los muestreos de ictiofauna en áreas someras del Mar Menor, así como aquellos enmarcados en el estudio de la especie exótica e invasora *Callinectes sapidus* en la zona intermareal de Las Encañizadas, fueron en gran parte desarrollados por este investigador. Además, se encargó de la estructuración, actualización y manejo de bases de datos, así como del posterior análisis e interpretación de resultados. Este también participó en la elaboración final de las memorias e informes que reúnen las actividades realizadas y resultados obtenidos en el presente proyecto.

4. El **Investigador Contratado Nº3** con cargo al proyecto participó en las labores de revisión bibliográfica y diseño de la red de monitoreo. El análisis de laboratorio de las muestras recogidas en campo, así como el procesado de imágenes para el cálculo de medidas morfométricas fueron también tareas desarrolladas por el mismo.

5. **Personal Investigador adscrito al Dpto. de Zoología y Antropología Física involucrado en el estudio, pero no contratado en el marco del presente proyecto**. Este personal, compuesto por investigadores predoctorales y postdoctorales, participó principalmente como equipo de apoyo en las tareas de muestreo de campo. Además, su colaboración fue indispensable en las labores de procesado de laboratorio y análisis de datos.

3. Selección de red de monitoreo y diseño de seguimiento.

3.1. Marco de seguimiento de comunidades ictiológicas de áreas someras.

En esta sección se expone la configuración de la red de muestreo diseñada para evaluar el estado actual de la ictiofauna en las zonas someras del Mar Menor. Con el propósito de garantizar la coherencia metodológica y cumplir los objetivos planteados en el proyecto, se optó por conservar la distribución espacial previamente establecida en estudios anteriores, lo que permite mantener la comparativa temporal y facilitar el análisis evolutivo de los resultados. Bajo este criterio, la red quedó conformada por 18 sectores de muestreo distribuidos a lo largo del perímetro lagunar (Tabla 3.1), definidos inicialmente en función de variables integradoras de macrohábitat, principalmente la tipología y estructura del borde litoral, considerando el grado de alteración antrópica.

En términos operativos, y siempre que la extensión del sector lo permitió, se seleccionaron dos localidades por cada sector, las cuales fueron prospectadas de manera alterna a lo largo de las estaciones del ciclo anual (Fig. 3.1). Esta disposición espacial asegura la obtención de información representativa tanto a escala local, mediante la evaluación de cada sector, como a nivel global, al integrar la respuesta conjunta de las comunidades ícticas en todo el sistema lagunar. A continuación, se describe la sectorización adoptada:

En el presente apartado se describe la red de monitoreo establecida para evaluar el estado actual de la comunidad de peces de las áreas someras del Mar Menor.

Con el fin de establecer una correcta red de monitoreo que asegurase cumplir los objetivos marcados en el presente proyecto, se ha mantenido la distribución espacial de las localidades contempladas en proyectos previos, permitiendo de esta forma el análisis temporal y la comparativa de resultados. En este sentido, la red de monitoreo comprendió un total de 18 sectores de muestreo distribuidos a lo largo del perímetro lagunar (Tabla 3.1), establecidos inicialmente en función de variables de macrohábitats integradoras, principalmente la estructura de orilla en base al grado de influencia antrópica. De forma generalizada, y siempre y cuando la superficie del sector lo ha permitido, en cada uno de los sectores establecidos se seleccionaron dos localidades de muestreo, siendo estas prospectadas de forma alterna a lo largo de las estaciones del ciclo anual (Fig. 3.1). Esta distribución de las zonas de muestreo permite evaluar la respuesta de las comunidades de peces de las áreas someras a escala local y, su respuesta conjunta a nivel lagunar. A continuación, se detalla la sectorización realizada:

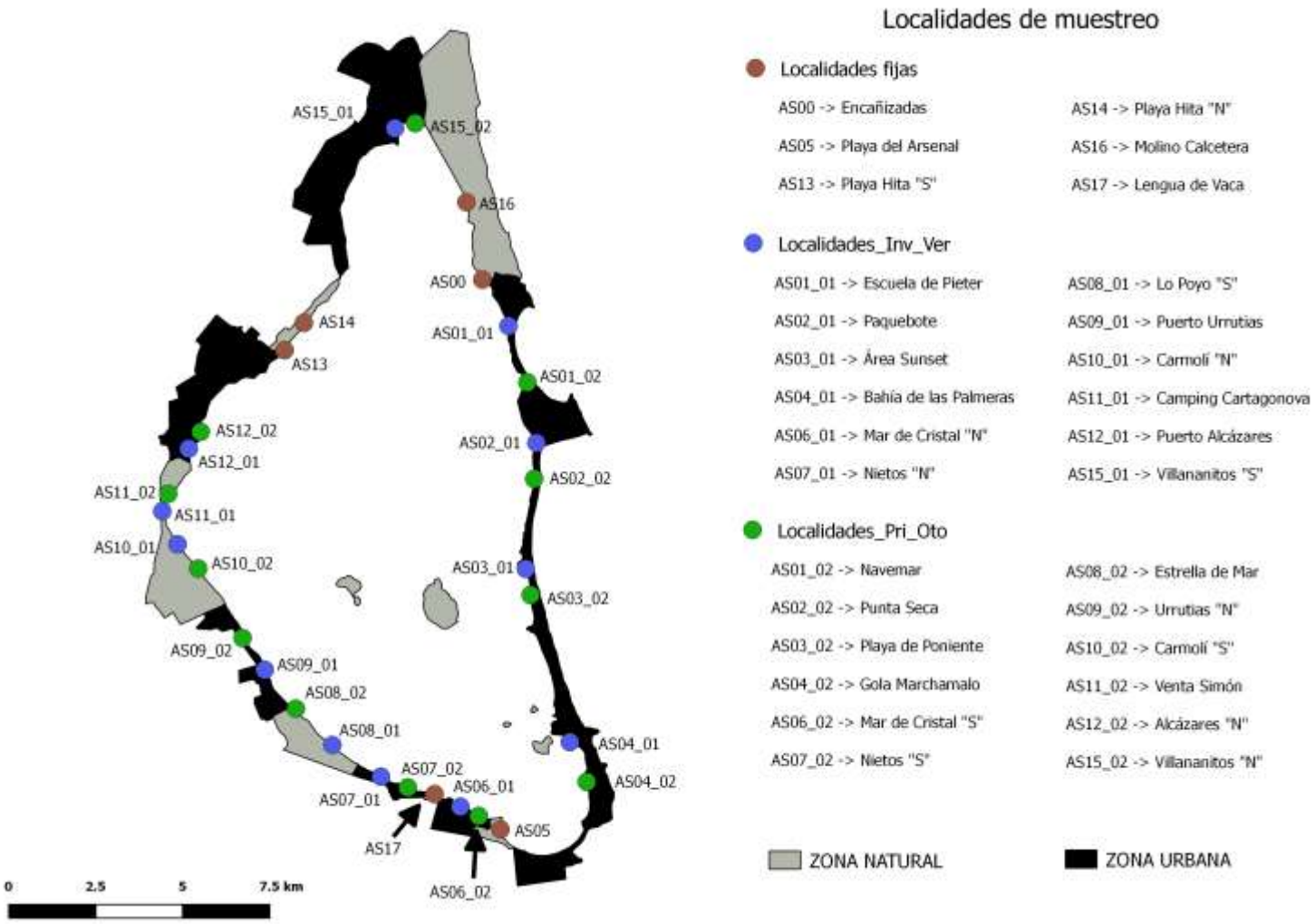


Figura 3.1. Sectorización y periodicidad de muestreo de las áreas someras objeto de seguimiento en el presente proyecto. En color **marrón** se indican las localidades que se muestrean en todas las estaciones del año; en color **azul** las localidades muestreadas en invierno y verano; en color **verde** las localidades muestreadas en primavera y otoño.

Tabla 3.1. Sectorización de muestreo de las áreas someras de la laguna del Mar Menor.

SECTOR	Extensión
Encañizada (AS00)	Encañizada (Orilla Mar Menor)
La Manga (AS01)	Navemar – Escuela de Pieter
La Manga (AS02)	Paquebote – Punta Seca
La Manga (AS03)	Área Sunset – Restaurante el Molino
La Manga (AS04)	Bahía de las Palmeras (Isla del Ciervo) – Gola Marchamalo
Playas Sur (AS05)	Playa del Arsenal
Mar de Cristal (AS06)	Mar de Cristal "N" – Mar de Cristal "S"
Los Nietos (AS07)	Los Nietos "N" - Los Nietos "S"
Lo Poyo (AS08)	Lo Poyo "S" – Estrella de Mar
Los Urrutias (AS09)	Puerto Los Urrutias – Los Urrutias "N"
El Carmolí (AS10)	Carmolí "N" – Carmolí "S"
Albujón-Carrizal Alcázares (AS11)	Camping Cartagonova – Venta Simón
Los Alcázares (AS12)	Puerto Los Alcázares – Los Alcázares "N"
Carrizal de la Hita	Playa de la Hita "S"
Playa de la Hita (AS14)	Playa de la Hita "N"
San Pedro del Pinatar (AS15)	Villananitos "S" – Villananitos "N"
Salinas San Pedro Exterior (AS16)	Molino La Calcetera (Mar Menor)
Punta Lengua de Vaca (AS17)	Punta Lengua de Vaca (Orilla Mar Menor)

3.1.1. Periodicidad de muestreo.

Durante la ejecución del presente proyecto se establecieron muestreos estacionales, siendo **ejecutadas con éxito las campañas de muestreo correspondientes a invierno, primavera, verano y otoño de 2025. En el presente informe se encuentran recogidos y analizados los datos correspondientes a dichas campañas** (ver apartado 4)**.** Estos muestreos constituyen cuatro réplicas estacionales de las 18 localidades que componen la red de monitoreo establecida.

3.1.2. Localidades de muestreo: tareas de campo.

La metodología de muestreo se centra en obtener, de forma sistemática, información referente a las comunidades de peces que habitan en las áreas someras de la laguna, permitiendo su estandarización, análisis y comparativa con la información ya existente recabada en estudios previos.

La unidad de muestreo definida en las áreas someras es la **localidad**, entendiendo cada una de éstas por la **extensión comprendida por 200 – 300 metros de longitud de orilla y los primeros 15 – 20 metros de zona sumergida**.

Las tareas de campo que se han realizado en cada una de las localidades de muestreo, quedan englobadas en:

(1) Evaluación (Inventario) de la Comunidad de peces de pequeña talla: Realización de muestreos cuantitativos (estandarizados según esfuerzo por superficie) + muestreo cualitativo.

(2) Evaluación de Hábitat (Tipificación físico-química y biótica): Tipificación integral de la comunidad en su conjunto + Tipificación específica a nivel de unidades de muestreo.

3.1.3. Evaluación de la comunidad de peces de pequeña talla.

La evaluación o inventario debe concebirse como el conjunto de procedimientos orientados a determinar la abundancia y la distribución espacial de la comunidad objeto de estudio. Para alcanzar este propósito, la caracterización de la comunidad íctica en cada una de las localidades seleccionadas se llevó a cabo mediante muestreos de naturaleza cuantitativa y cualitativa, aplicando protocolos estandarizados en función del esfuerzo por unidad de superficie. La estandarización del esfuerzo de muestreo constituye un requisito esencial para garantizar la comparabilidad de los datos y la correcta interpretación del estado poblacional. Los muestreos diseñados, con un esfuerzo previamente definido y homogéneo (Tabla 3.2), han permitido obtener información precisa a escala local, posibilitando además el análisis de patrones espaciales y temporales en la estructura de las comunidades.

Tabla 3.2. Diseño y esfuerzo de muestreo por localidad.

ESFUERZO DE MUESTREO POR LOCALIDAD
3 Muestreos cuantitativos + 1 Muestreo cualitativo
Muestreo cuantitativo: **Metodología:** Red de arrastre manual (10 x 1,5 m; sin copo), 2 mm Luz de malla. (Arrastres paralelos y oblicuos a la orilla). **Esfuerzo de Muestreo:** Arrastre de 160 m^2 (20x8 m) x 3 = 480 m^2 de arrastre / Localidad **Resultados:** Capturas por Unidad de Esfuerzo (CPUEs) y Biomasa por Unidad de Esfuerzo (BPUEs): CPUEs = nº individuos / 160 m^2 (= nº individuos / Arrastre) BPUEs = g de individuos / 160 m^2 (= g de individuos / Arrastre)
Muestreo cualitativo: **Metodología:** Red de arrastre manual (10 x 1,5 m; sin copo), 2 mm Luz de malla. Salabres o Cedazos. Minnow-Traps (Trampas tipo Minnow). **Esfuerzo de Muestreo:** Variable según la metodología, pero fijo en tiempo total. **Resultados:** nº de especies (Riqueza específica, S)

Método de captura: red de arrastre manual.

La técnica de muestreo empleada, de carácter no selectivo, permite capturar tanto especies de pequeño tamaño como individuos juveniles pertenecientes a especies de mayor talla. En este contexto, el arrastre manual con red se considera una metodología idónea para el análisis y caracterización de las comunidades ícticas en áreas someras (Franco et al., 2012). Este procedimiento consiste en el desplazamiento de una red de 10 m de longitud y 1,5 m de altura sobre una superficie previamente delimitada, cerrando la red contra la línea de orilla en la fase final del muestreo. Cada réplica abarca una superficie aproximada de 160 m², definida por 20 m en sentido longitudinal y 8 m de anchura, considerando que la resistencia del agua durante el arrastre genera una curvatura en la red que reduce la longitud efectiva en unos 2 m. Además, la base de la red está ligeramente plomada, lo que facilita la captura de especies estrictamente bentónicas sin provocar alteraciones significativas en el sustrato ni en la cobertura vegetal.

En cada una de las 18 localidades establecidas para el muestreo se realizaron tres arrastres cuantitativos, seleccionando las zonas concretas en función de criterios de representatividad (Fig. 3.2). Es importante señalar que uno de estos arrastres se ejecutó de forma oblicua respecto a la línea de orilla, con el objetivo de incluir posibles especies asociadas a zonas de mayor profundidad, aunque en ningún caso se superó una profundidad de 1,5 m. Asimismo, en aquellas localidades donde se identificaron microhábitats que aportaban heterogeneidad estructural, se efectuó un arrastre adicional de carácter cualitativo, destinado a detectar especies vinculadas a estos ambientes diferenciados.

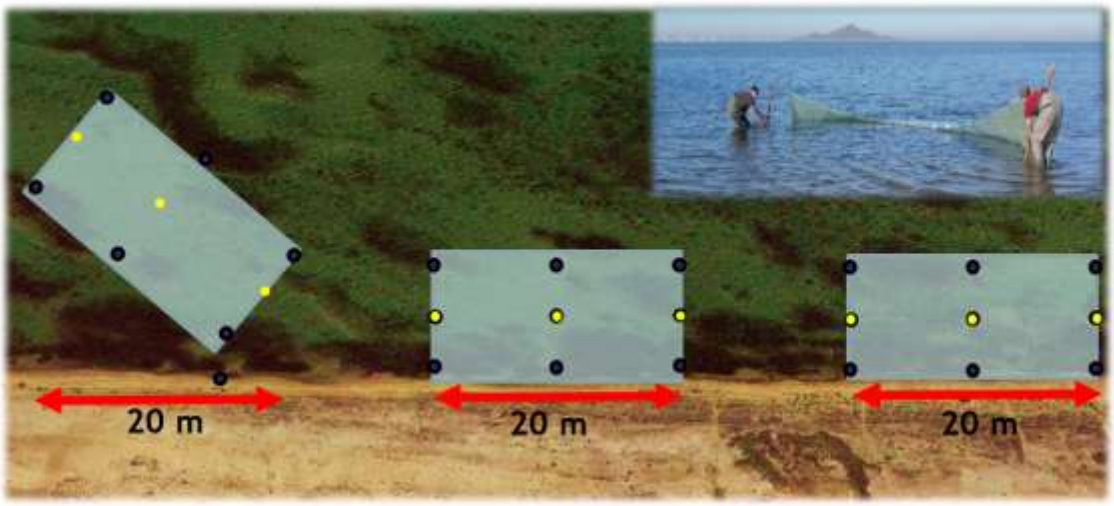


Figura 3.2. Diseño y ubicación de arrastres en una hipotética localidad de muestreo. Los puntos amarillos indican las zonas de medida de parámetros físico-químicos. El conjunto de puntos azules y amarillos reflejan las medidas de profundidad.

3.1.4. Evaluación de variables abióticas y bióticas: Tipificación de hábitat.

La valoración del hábitat en cada una de las localidades de muestreo se ha realizado mediante dos tipificaciones relacionadas entre sí (Tabla 3.3):

- Tipificación conjunta = Valoración conjunta de la localidad.
- Tipificación específica = Valoración del hábitat en cada uno de los muestreos cuantitativos realizados por localidad.

Esta doble tipificación del hábitat en cada localidad nos permite afrontar el análisis de las relaciones, Hábitat-Comunidades Ictiológicas, en varias escalas de muestreo dentro de cada localidad: Nivel Localidad y Nivel Arrastre.

Tabla 3.3. Variables de hábitat evaluadas en los muestreos.

	Unidad de medida	**Metodología de medida**
Variables fisicoquímicas		
Profundidad (inicio, intermedia, final)	cm	Profundímetro / 9 estimas /Arrastre
Sustrato inorgánico (tipo)	Ø cm	Valoración Ordinal / 1 estima /Arrastre
Oxígeno disuelto	mg/l	Multiparámetros / 3 estimas /Arrastre
Saturación oxígeno	%	Multiparámetros / 3 estimas /Arrastre
Temperatura	ºC	Multiparámetros / 9 estimas /Arrastre
Ph		Multiparámetros / 9 estimas /Arrastre
Conductividad	µS-mS/cm^2	Multiparámetros / 9 estimas /Arrastre
Salinidad	‰	Multiparámetros / 9 estimas /Arrastre
Transparencia	Escala ordinal (1-3)	Valoración ordinal / 1 estima /Arrastre
Granulometría Sustrato	Escala ordinal (1-4) 1= Limos 2= Arenas 3= Gravas/Conchas 4= Cantos/Guijarros (Modificado de: Bain, 1999)	Valoración porcentual media / Arrastre
Heterogeneidad Sustrato	Desviación estándar de la Granulometría (Bain y Stevenson, 1999)	Valoración / Punto de muestreo
Variables bióticas		
Vegetación acuática. (Recubrimiento)	% / m^2	Valoración porcentual media /Arrastre
Volumen/densidad	Escala ordinal (1-5)	Valoración ordinal / 1 estima /Arrastre

3.1.5. Metodología de laboratorio y análisis de datos.

Material de estudio

Los ejemplares capturados en cada una de las localidades de muestreo han sido procesados *in situ* bajo protocolos preestablecidos (Oliva-Paterna et al., 2017) para reducir al máximo la mortalidad durante el proceso. Los peces fueron recolectados y depositados en bateas con agua para facilitar su manejo (Fig. 3.3). El total de los individuos que conforman la muestra fueron anestesiados e identificados en el campo utilizando bibliografía específica (Arias & Drake, 1990). No obstante, en el caso de especies cuya identificación en tallas juveniles precisa de un análisis en profundidad, se seleccionó una submuestra aleatoria y se trasladó al laboratorio en formaldehído al 10%. Los ejemplares fueron fotografiados *in situ,* sobre una superficie escalada, calculando las longitudes totales LTs (± 0.1 cm), posteriormente, con la ayuda de un procesador de imagen (Image-J) (Schneider et al., 2012). Los ejemplares de aquellas especies de fácil reconocimiento *in situ* pudieron ser contabilizados y devueltos al medio con bajas tasas de mortalidad (< 1 %). Entre estas últimas especies se encuentran aquellas amenazadas y/o emblemáticas de la laguna.



Figura 3.3. Izq.: parte del equipo de trabajo durante el desarrollo de uno de los arrastres en la *playa Restaurante Los Molinos* (AS03), una de las localidades de muestreo incluidas en la red de monitoreo del proyecto. **Dcha.**: investigadores del proyecto tomando muestras de los ejemplares capturados.

El material de análisis para la descripción de la comunidad de peces objeto de seguimiento es el conformado por individuos alevines y juveniles [= *Young-of-the-Year*, individuos capturados en el año de su producción *sensu* Thiel et al. (2003)], junto con adultos de especies de pequeña talla (Longitudes totales (LTs) < 100 mm). No se incorporan estados larvarios, es decir, individuos con la presencia de vitelo.

Los taxones, además, han sido clasificados y tratados según los grupos funcionales, en cuanto al uso de estuarios y zonas de transición, según el modo de alimentación y en base a su estrategia reproductiva (Franco et al. 2008).

De esta manera, en la Tabla 3.4 se describen las variables evaluadas para el presente proyecto a distintos niveles.

Tabla 3.4. Descripción de las variables a analizar correspondientes a la comunidad ictiológica.

Nivel de Análisis = Comunidad		
Variables	*Metodología*	*Resultados de Análisis*
Determinación de especies Nº total de individuos Peso total de individuos	Claves de determinación de especies ícticas Extrapolación de pesos a partir de rectas de crecimiento a nivel de especie	Riqueza específica (*S*) Índice de Diversidad (*H'*) Abundancia total Biomasa total EMFI
Nivel de Análisis = Especie-Individuo		
Variables	*Metodología*	*Resultados de Análisis*
Nº de individuos / Especie Peso de individuos / Especie Longitud Furcal media poblacional Longitud Estándar media poblacional	Ictiómetro (± 1 mm) Extrapolación de pesos a partir de rectas de crecimiento a nivel de especie	Abundancia especie Biomasa especie Parámetros poblacionales EMFI

Claves de identificación ictiológica de mayor frecuencia de uso:

- Whitehead, P.J.P., Bauchot, M.L., Hureau, J.C., J. Nielsen y E. Tortonese. 1984. **Fishes of the North-eastern Atlantic and the Mediterranean. Volume I, II y III. UNESCO, París. 1443 pp.**
- Arias, A.M. y P. Drake. 1990. **Estados juveniles de la Ictiofauna de los caños de las Salinas de la Bahía de Cádiz. Instituto de Ciencias Marinas de Andalucía. Consejo Superior de Investigaciones Científicas. 163 pp.**
- Bauchot, M.L. y A. Pras. 1993. **Guía de los Peces de Mar de España y de Europa. Ediciones Omega, S.A. Barcelona. 432 pp.**
- Corbera, J., A. Sabatés y A. García Rubies. 1996. **Peces de Mar de la Península Ibérica. Editorial Planeta, S.A. Barcelona. 312 pp.**
- Fernández-Delgado, C., Drake, P. Arias, A.M. y D. García. 2000. **Peces de Doñana y su entorno. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid. 272 pp.**

3.1.6. Metodología de evaluación de cambios en la comunidad de peces.

Parámetros descriptores de la comunidad:

Con la finalidad de establecer la dinámica temporal y espacial de las comunidades objeto de estudio se ha incluido un análisis temporal y espacial descriptivo, basado en la *Diversidad* (Índice de Diversidad de Shannon-Weaver) y la *Riqueza específica* (S).

El ***Índice de Diversidad de Shannon-Weaver*** **(H')** se ha ponderado en función de la abundancia relativa (CPUEs) de las especies:

$$H' = - \sum pi \log_2 pi$$

pi es la proporción en abundancia de la especie i (desde i = 1 hasta i = S que es el número de especies presentes). Esta expresión de la *Diversidad* es, probablemente, la más usada y la que mejores resultados ofrece al estudiar individuos estructurados en clases que interactúan en un sistema ecológico.

La ***Riqueza específica*** **(S)** para cada unidad muestral (espacial o temporal) es evaluada en función del número de especies descritas en la misma.

La Diversidad y Riqueza específica de alevines, juveniles y pequeñas tallas (LTs < 100 mm) es caracterizada en cada muestreo mediante los valores totales y promedios por ambiente y sector de muestreo.

La **Abundancia y Biomasa relativa** de las especies detectadas, es evaluada en función de estimas de densidad definidas por *Capturas/Biomasa por Unidad de Esfuerzo* (CPUEs y BPUEs, respectivamente):

Áreas someras perimetrales (AS)

- CPUEs = nº individuos / 160 m^2 (= nº individuos / Arrastre perimetral)
- BPUEs = peso capturas (g.) / 160 m^2 (= peso capturas (g.) / Arrastre perimetral)

Indicador del estado de conservación de las áreas someras mediante las comunidades de peces. Adaptación *Estuarine Multi-metrics Fish Index* (EMFI)

Numerosos autores han desarrollado y aplicado índices que permiten integrar las comunidades biológicas en el seguimiento y control de los ecosistemas. En este sentido, el papel bioindicador de las comunidades de peces para el estudio y evaluación de la calidad de los ambientes acuáticos ha sido ampliamente respaldado desde el ámbito científico.

La información recabada en campo, y posteriormente en laboratorio, respecto a las poblaciones de peces de las áreas someras permite la aplicación de índices complejos que integran multitud de métricas poblacionales. Este hecho resulta de vital importancia, puesto que el análisis simplificado centrado en el número o abundancia de especies podría sesgar o dificultar la correcta interpretación de la realidad.

Para evaluar el estado actual de las áreas someras afectadas por las mortandades, se ha estudiado la evolución del estado ecológico de los ambientes en relación a diversas métricas de la comunidad de peces, mediante la adaptación del ***"Estuarine Multi-metric Fish Index"* (EMFI)** (Harrison & Kelly 2013). Las 14 métricas que engloba este índice (Tabla 3.5) fueron seleccionadas de una amplia bibliografía referente al desarrollo y aplicación de índices de la comunidad de peces en ambientes estuáricos (e.j. Miller et al., 1988; Deegan et al., 1997; USEPA, 2000; Hughes et al., 2002; Whitfield and Elliott, 2002; Harrison & Whitfield, 2006; Jordan et al., 2010; Hallett et al., 2012).

Tabla 3.5. Métricas utilizadas para el desarrollo de la adaptación del EMFI a las áreas someras del Mar Menor.

Métrica		Descripción
Diversidad y composición de especies		
1	Riqueza específica	Proporción del nº de especies detectadas respecto a las esperadas.
2	Estatus de conservación de la comunidad	Nº de especies incluidas en catálogos o listas de conservación (categorías de amenaza a nivel autonómico, nacional, UE/mundial).
3	Composición de especies	% de similitud (presencia/ausencia) respecto a la comunidad de referencia.
Abundancia		
4	Abundancia de especies	% de similitud de la abundancia respecto a la comunidad de referencia.
5	Dominancia	Nº de taxones que conforman el 90 % de la abundancia total.
Uso de las áreas someras		
6	Nº especies diádromas	Nº de especies anádromas o catádromas detectadas.
7	Riqueza de especies residentes	Proporción del nº de especies residentes detectadas respecto a las esperadas.
8	Riqueza de especies migradoras	Proporción del nº de especies migradoras detectadas respecto a las esperadas.
9	Abundancia de especies residentes	Abundancia relativa de especies residentes del área de estudio respecto al total.
10	Abundancia de especies migradoras	Abundancia relativa de especies migradoras respecto al total.
Integridad trófica		
11	Riqueza de especies zoobentívoras	Proporción del nº de especies zoobentívoras detectadas respecto a esperadas.
12	Riqueza de especies piscívoras	Proporción del nº de especies piscívoras detectadas respecto a esperadas.
13	Abundancia de especies zoobentívoras	Abundancia relativa de especies zoobentívoras respecto a la abundancia total.
14	Abundancia de especies piscívoras	Abundancia relativa de especies piscívoras respecto a la abundancia total.

Las métricas que integran la adaptación del EMFI recogen las principales características que definen la correcta estructuración y el grado de complejidad

de las comunidades de peces. Las condiciones de referencia utilizadas para la aplicación de este índice se han elaborado a partir de la integración de datos históricos, información sobre biología y ecología de las especies y el conocimiento científico. En este sentido, se elaboró un **listado de referencia** de las especies que habitan en las áreas someras del Mar Menor (Tabla 3.6) (Oliva-Paterna *et al.* 2003 y 2006, Verdiell-Cubedo *et al.* 2007, 2013). Los rasgos funcionales de las especies fueron extraídos de bibliografía específica del Mar Mediterráneo (Whitfield & Elliott 2002, Franco *et al.* 2008) y del área de estudio (Oliva-Paterna *et al.* 2003 y 2006).

Tabla 3.6. Listado de referencia de la comunidad de peces asociada a las áreas someras del Mar Menor: Categoría de abundancia teórica establecida a nivel estacional.

Especies	**Categorización de abundancias teóricas**			
	Invierno	**Primavera**	**Verano**	**Otoño**
Anguilla anguilla	Muy escaso	Muy escaso	Muy escaso	Muy escaso
Aphanius iberus	Escaso	Escaso	Moderado	Moderado
Atherina boyeri	Abundante	Abundante	Muy abundante	Abundante
Belone belone	Muy escaso	Muy escaso	Muy escaso	Ausente
Callionymus pusillus	Ausente	Ausente	Muy escaso	Muy escaso
Chelon labrossus	Ausente	Muy escaso	Muy escaso	Ausente
Dicentrarchus labrax	Ausente	Escaso	Ausente	Ausente
Diplodus puntazzo	Escaso	Escaso	Ausente	Escaso
Diplodus sargus	Ausente	Escaso	Escaso	Ausente
Diplodus vulgaris	Muy escaso	Muy escaso	Ausente	Ausente
Engraulis encrasicolus	Muy escaso	Muy escaso	Escaso	Escaso
Gobius cobitis	Muy escaso	Muy escaso	Escaso	Escaso
Gobius niger	Muy escaso	Muy escaso	Muy escaso	Escaso
Gobius paganellus	Muy escaso	Muy escaso	Muy escaso	Muy escaso
Hippocampus guttulatus	Ausente	Ausente	Muy escaso	Muy escaso
Lipophrys dalmatinus	Muy escaso	Muy escaso	Muy escaso	Muy escaso
Chelon auratus	Muy	Muy	Moderado	Moderado

Especies	**Categorización de abundancias teóricas**			
	Invierno	**Primavera**	**Verano**	**Otoño**
	abundante	abundante		
Chelon ramada	Abundante	Escaso	Muy escaso	Muy escaso
Chelon saliens	Muy abundante	Abundante	Muy abundante	Muy abundante
Mugil cephalus	Moderado	Escaso	Muy escaso	Abundante
Mullus barbatus	Muy escaso	Muy escaso	Muy escaso	Muy escaso
Pomatomus saltatrix	Ausente	Ausente	Ausente	Muy escaso
Pomatoschistus marmoratus	Muy abundante	Muy abundante	Muy abundante	Muy abundante
Salaria pavo	Muy escaso	Muy escaso	Moderado	Escaso
Sardina pilchardus	Muy escaso	Muy escaso	Ausente	Ausente
Sardinella aurita	Ausente	Ausente	Ausente	Muy escaso
Sarpa salpa	Ausente	Moderado	Muy escaso	Ausente
Solea senegalensis	Ausente	Muy escaso	Muy escaso	Ausente
Solea solea	Ausente	Muy escaso	Muy escaso	Ausente
Sparus aurata	Muy abundante	Abundante	Ausente	Ausente
Symphodus cinereus	Muy escaso	Muy escaso	Muy escaso	Escaso
Syngnathus abaster	Moderado	Abundante	Muy abundante	Muy abundante
Syngnathus acus	Muy escaso	Muy escaso	Muy escaso	Muy escaso
Syngnathus typhle	Muy escaso	Muy escaso	Muy escaso	Muy escaso
Tylosurus acus	Muy escaso	Ausente	Muy escaso	Muy escaso

Las abundancias han sido categorizadas con el objetivo de facilitar su implementación en el índice EMFI (Tabla 3.7). Por su parte, el *"Estatus de conservación de la comunidad de peces"* (métrica 3), fue entendido como el número de especies incluidas en Catálogos de protección y/o Listas Rojas internacionales, nacionales y regionales, que fueron registradas en cada una de las unidades de muestreo (Tabla 3.8).

Tabla 3.7. Categorías y puntuaciones establecidas para los diferentes rangos de abundancias.

Categoría	Rango	Puntuación
Muy abundante	>500	5
Numeroso	150 - 500	4
Moderado	50 – 150	3
Escaso	10 – 50	2
Muy escaso	1 – 10	1
Ausente	0	0

Tabla 3.8. Listado de especies incluidas en catálogos de conservación. **DD:** datos insuficientes; **LC:** preocupación menor; **NT:** casi amenazada; **VU:** Vulnerable; **EN:** en peligro; **CR:** en peligro crítico

Especie	UICN	D. hábitat Anexo II	C. Berna Anexo III	C. Barcelona Anexo II	Libro Rojo Nacional	Libro rojo R. Murcia
Anguilla anguilla	CR				VU	NT
Atherina boyeri	LC				VU	VU
Aphanius iberus	EN	X	X	X	EN	EN
Hippocampus guttulatus	DD		X	X		CR
Pomatoschistus marmoratus	LC					VU
Syngnathus abaster	LC		X		LT	NT
Syngnathus acus	LC					DD
Solea solea	DD					VU
Syngnathus typhle	LC					DD

Para el cálculo de las métricas 1 (riqueza de especies), 7 (riqueza de especies residentes), 8 (riqueza de especies migradoras marinas), 11 (riqueza de especies zoobentívoras) y 12 (riqueza de especies piscívoras) se procedió a la elaboración de **curvas de acumulación** que reflejan el número máximo de especies detectadas (total de especies, residentes, migrantes, zoobentívoras y piscívoras), en relación con la superficie de muestreo. Las ecuaciones resultantes permiten obtener los valores máximos teóricos del número de especies, según sea la métrica, para cada superficie de muestreo.

De esta forma, el cálculo de cada una de las métricas en las diferentes unidades de muestreo se realizó como la proporción de especies, obtenida en cada localidad y periodo, respecto a la riqueza teórica reflejada para una superficie de 480 m^2. La métrica 5 (dominancia), debido a sus particularidades no alberga relación proporcional con curvas de acumulación y/o diferentes unidades espaciales, por lo que se utilizó el valor más alto obtenido en una localidad durante toda la serie temporal para cada estación de muestreo.

Financiado por la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia

Las diferentes métricas se calcularon de forma individual para cada una de las localidades de estudio en las diferentes réplicas temporales. Los valores obtenidos para cada métrica se han ponderado atendiendo a los criterios y umbrales de puntuación expuestos en la Tabla 3.9.

Tabla 3.9. Adaptación del índice EMFI. Rangos de valores de las métricas y criterios de puntuación.

Métrica		Puntuación				
		1	**2**	**3**	**4**	**5**
Diversidad y composición de especies						
1	Riqueza específica	<20%	≥20% - <40%	≥40% - <60%	≥60% - <80%	≥80%
2	Estatus de conservación de la comunidad	0	1-2	3-4	5-6	≥7
3	Composición de especies	<20%	≥20% - <40%	≥40% - <60%	≥60% - <80%	≥80%
Abundancia						
4	Abundancia de especies	<10%	≥10% - <20%	≥20% - <30%	≥30% - <40%	≥40%
5	Dominancia	<20%	≥20% - <40%	≥40% - <60%	≥60% - <80%	≥80%
Uso de las áreas someras						
6	Nº especies diádromas	0	1	2-3	4-5	≥6
7	Riqueza de especies residentes	<20%	≥20% - <40%	≥40% - <60%	≥60% - <80%	≥80%
8	Riqueza de especies migradoras	<20%	≥20% - <40%	≥40% - <60%	≥60% - <80%	≥80%
9	Abundancia de especies residentes	<5% o >95%	≥5% - <15% o >85% - ≤95%	≥15% - <25% o >75% - ≤85%	≥25% - <40% o >60% - ≤75%	≥40% - ≤60%
10	Abundancia de especies migradoras	<5% o >95%	≥5% - <15% o >85% - ≤95%	≥15% - <25% o >75% - ≤85%	≥25% - <40% o >60% - ≤75%	≥40% - ≤60%
Integridad trófica						
11	Riqueza de especies zoobentívoras	<20%	≥20% - <40%	≥40% - <60%	≥60% - <80%	≥80%
12	Riqueza de especies piscívoras	<20%	≥20% - <40%	≥40% - <60%	≥60% - <80%	≥80%
13	Abundancia de especies zoobentívoras	<5% o >95%	≥5% - <10% o >90% - ≤95%	≥10% - <25% o >75% - ≤90%	≥25% - <40% o >60% - ≤75%	≥40% - ≤60%
14	Abundancia de especies piscívoras	0%	0% - <1%	≥1% - <5%	≥5% - <10%	≥10%

3.1.7. Análisis estadístico

De forma previa al análisis estadístico, y dado el particular hidrodinamismo del Mar Menor y las diferentes tasas de renovación de aguas descritas a lo largo de su perímetro por García-Olivo et *al.* (2018), se ha considerado importante definir el nivel de confinamiento de las localidades de muestreo como factor ambiental (Figura 3.4). Acorde a los datos expuestos en el citado estudio, y con el objetivo de facilitar la comprensión de los análisis, las localidades de muestreo han sido agrupadas en tres categorías o niveles de confinamiento. A continuación, se detalla el nivel de confinamiento de cada uno de los sectores de muestreo que conforman la red de monitoreo:

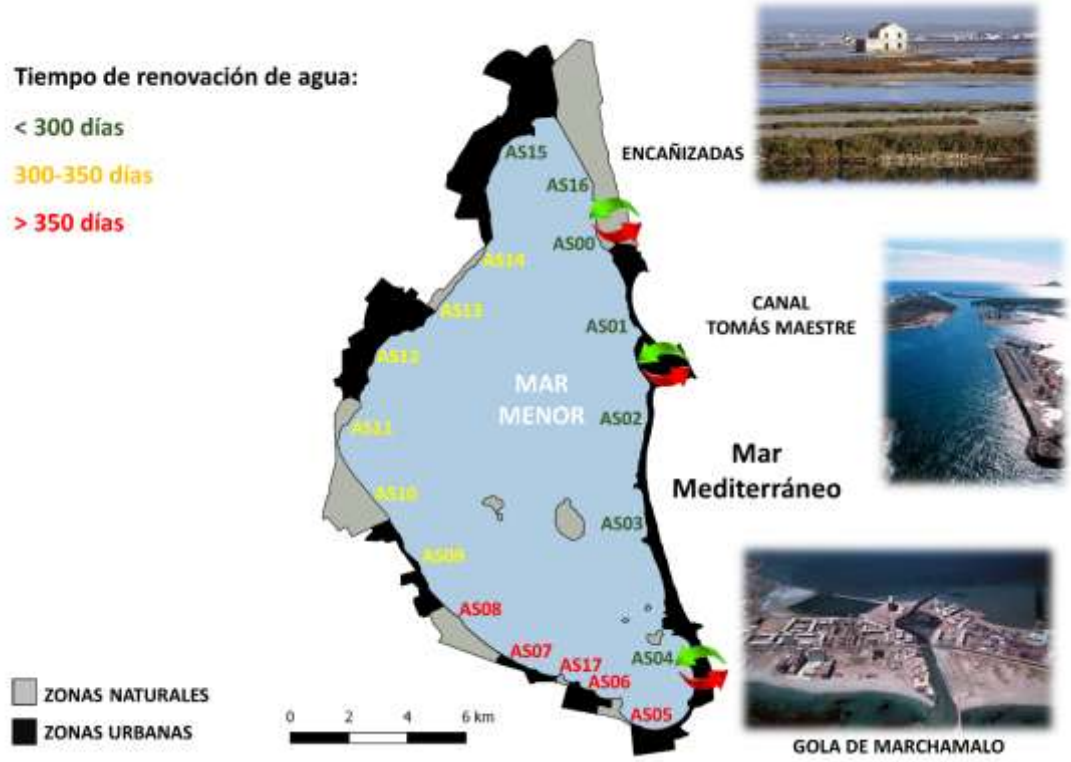


Figura 3.4. Nivel de confinamiento de cada uno de los sectores que componen la red de monitoreo establecida en el presente proyecto.

Para el análisis e interpretación de los datos se utilizó el software R (R Core Team, 2021). Para la visualización de resultados se generaron gráficos de barras usando el paquete *ggplot2* (Wickham, 2016), representando los promedios de cada métrica por estación y periodo, junto al error estándar.

La visualización se realizó partiendo de la hipótesis de que los muestreos engloban cinco periodos bianuales: uno de referencia, sin condiciones eutróficas (2002-2004); otro en condiciones eutróficas, pero previo a las mortandades masivas de peces (2018-2019), un periodo afectado por dichos fenómenos (2020-2021), un periodo posterior a estos momentos de mortandad (2022-2023) y un periodo que representa la situación actual de las áreas someras (2024-2025), cuyo último año se ha obtenido con la presente subvención nominativa (Tabla 3.10).

Tabla 3.10. Relación de periodos y campañas de muestreo o estación.

Periodo	Campañas de muestreo o Estación
2002/04	Verano 2002; Invierno 2003 Verano 2003; Otoño 2003; Invierno 2004; Primavera 2004
2018/19	Invierno 2018; Primavera 2018; Verano 2018; Otoño 2018 Invierno 2019; Primavera 2019; Verano 2019; Otoño 2019
2020/21	Invierno 2020; Primavera 2020; Verano 2020; Otoño 2020 Invierno 2021; Primavera 2021; Verano 2021; Otoño 2021
2022/23	Invierno 2022; Primavera 2022; Verano 2022; Otoño 2022 Invierno 2023; Primavera 2023; Verano 2023; Otoño 2023
2024/25	Invierno 2024; Primavera 2024; Verano 2024; Otoño 2024 Invierno 2025; Primavera 2025; Verano 2025; Otoño 2025

El estudio de la dinámica y de los cambios descritos por la ictiofauna de las áreas someras del Mar Menor se expone en diversos bloques de análisis. **El primero de ellos engloba el conjunto de resultados relativo a métricas o parámetros descriptores de la comunidad**: Riqueza, Diversidad (Índice de Shannon-Wiener), Abundancia total de capturas, Biomasa total de capturas y Estuarine Multimetric Fish Index modificado (EMFI).

El segundo bloque, evalúa los cambios acontecidos en la estructura y composición de la comunidad entre las campañas o estaciones de muestreo realizadas en las áreas someras del Mar Menor, durante los periodos 2002-04 y 2018-2025. Para ello se utilizaron los datos de presencia taxonómica a nivel de sector (3 arrastres cuantitativos + arrastre cualitativo), abundancia y biomasa. Estas métricas se visualizaron en un escalamiento multidimensional no métrico (NMDS), utilizando las distancias de Jaccard para las presencias, y las de Bray-Curtis para abundancias (filtrando especies con más de 100 capturas en el conjunto de datos) y biomasas (filtrando especies con más de 1000 g en el conjunto de datos), transformadas a raíz cuadrada. Dadas las fluctuaciones naturales intranuales, esta visualización se realizó para cada estación. Posteriormente a ello, para abundancia y biomasa se realizó un análisis de especies indicadoras (ISA) con el paquete *labdsv* de R, con el fin de mostrar las especies que explican los principales cambios detectados en la comunidad para cada periodo.

Por otro lado, **para evaluar la respuesta y evolución temporal de las especies o taxones en las áreas someras**, se estudió la dinámica de su estructura de tallas, de su frecuencia de aparición (nº muestreos con presencia / nº total de muestreos), la abundancia por nivel de confinamiento, así como su tendencia temporal en el set de datos trimestral de los años 2018-2025. Para esto último se realizaron modelos aditivos generalizados (GAMs), con el paquete “mgcv” de R (Wood, 2017). Para controlar el efecto de la dinámica intranual de las especies, así como su distribución espacial, se incluyeron en los modelos como factores la variable estación y sector, mostrándose la gráfica de suavizado de la evolución trimestral. Los taxones a evaluar fueron seleccionados teniendo en cuenta el interés de conservación o de aprovechamiento pesquero de los mismos, así como su relevancia en los cambios acontecidos en la laguna. Las especies seleccionadas fueron: *Atherina boyeri, Apricaphanius iberus, Dicentrarchus labrax, Pomatoschistus marmoratus, Gobius niger, Gobius cobitis, Gobius paganellus, Salaria pavo, Syngnathus abaster, Syngnathus typhle, Hippocampus guttulatus, Symphodus cinereus, Chelon saliens, Chelon auratus, Chelon ramada, Mugil cephalus y Sparus aurata*.

El tercer bloque incluye la evolución temporal de las variables ambientales a nivel de confinamiento, estación y periodo, evaluando los

cambios espaciotemporales acontecidos en la vegetación (% de recubrimiento total, volumen de vegetación, % de recubrimiento de cada una de las especies dominantes de los fondos de áreas someras: *Cymodocea nodosa*, *Caulerpa prolifera, Batophora* sp*, Ruppia cirrhosa* (Figura. 3.5); **en el sustrato** (granulometría y heterogeneidad); **en la fisicoquímica** (salinidad, temperatura y oxígeno disuelto) **y en la estructura de la orilla** (profundidad y pendiente de los arrastres). Además, dado el evento de **temperaturas extremas de julio de 2025**, se evalúo el **efecto de la temperatura en las métricas descriptoras de comunidad de áreas someras (abundancia total, biomasa total, riqueza, diversidad y EMFI*)**, mediante modelos aditivos generalizados (GAMs), con el paquete "mgcv" de R (Wood, 2017). Para controlar el efecto de la dinámica intranual de estas métricas, y así como el de las variables que definen la estructura del fondo, se incorporaron también los factores sector, y la interacción del año con la estación.

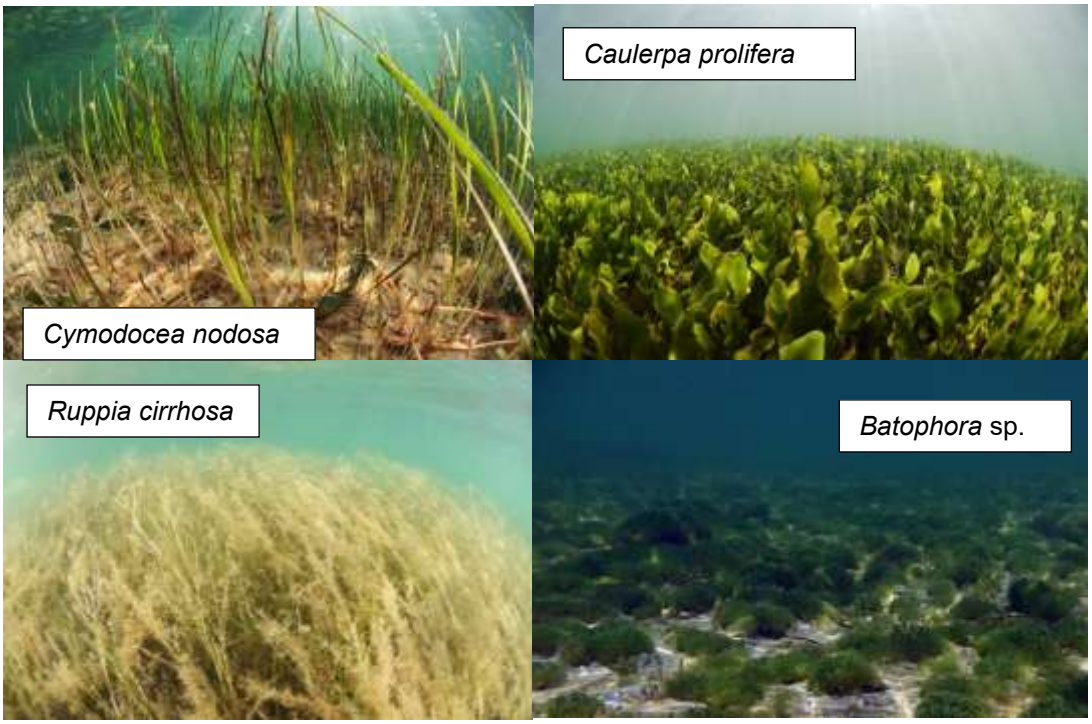


Figura 3.5. Especies vegetales dominantes en las áreas someras. *Cymodocea nodosa*; *Caulerpa prolifera*; *Ruppia cirrhosa*; *Batophora* sp. Fotografías extraídas de Canal Mar Menor y del blog Marmenormarmayor.

3.2. Marco de seguimiento de *Callinectes sapidus* Rathbun (1896) en Las Encañizas del Mar Menor

En este apartado se describen las actuaciones desarrolladas dentro de la red de seguimiento definida para analizar las poblaciones de cangrejo azul en la zona de Las Encañizadas del Mar Menor. Para ello, y tomando como referencia

la estandarización espacial establecida en proyectos previos, el área de trabajo se subdividió en dos sectores claramente diferenciados por sus características ambientales. El primero, situado en las proximidades de las salinas de San Pedro del Pinatar, está fuertemente influenciado por las aguas del Mar Menor (Sector Norte). El segundo, ubicado en la parte meridional de Las Encañizadas y adyacente al extremo norte de La Manga, recibe una mayor influencia mediterránea (Sector Sur) (Figura 3.6).

El área intermareal donde se realizan los muestreos está dominada por praderas monoespecíficas de *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson (1870) y *Caulerpa prolifera* (Forsskål) J.V. Lamouroux (1809), aunque también se encuentran, en menor proporción, praderas mixtas formadas por ambas especies. El sustrato de la zona presenta una composición fundamentalmente fango-arenosa, proporcionando un entorno favorable para el desarrollo de comunidades vegetales y faunísticas.

El programa de seguimiento se planteó con el fin de recoger la variabilidad espacial y temporal de las poblaciones de *Callinectes sapidus*, facilitando así una caracterización detallada de su dinámica en relación con las condiciones ambientales de cada sector. Esta aproximación integral resulta clave para comprender las interacciones ecológicas y los factores que determinan la distribución y abundancia de la especie en el Mar Menor.

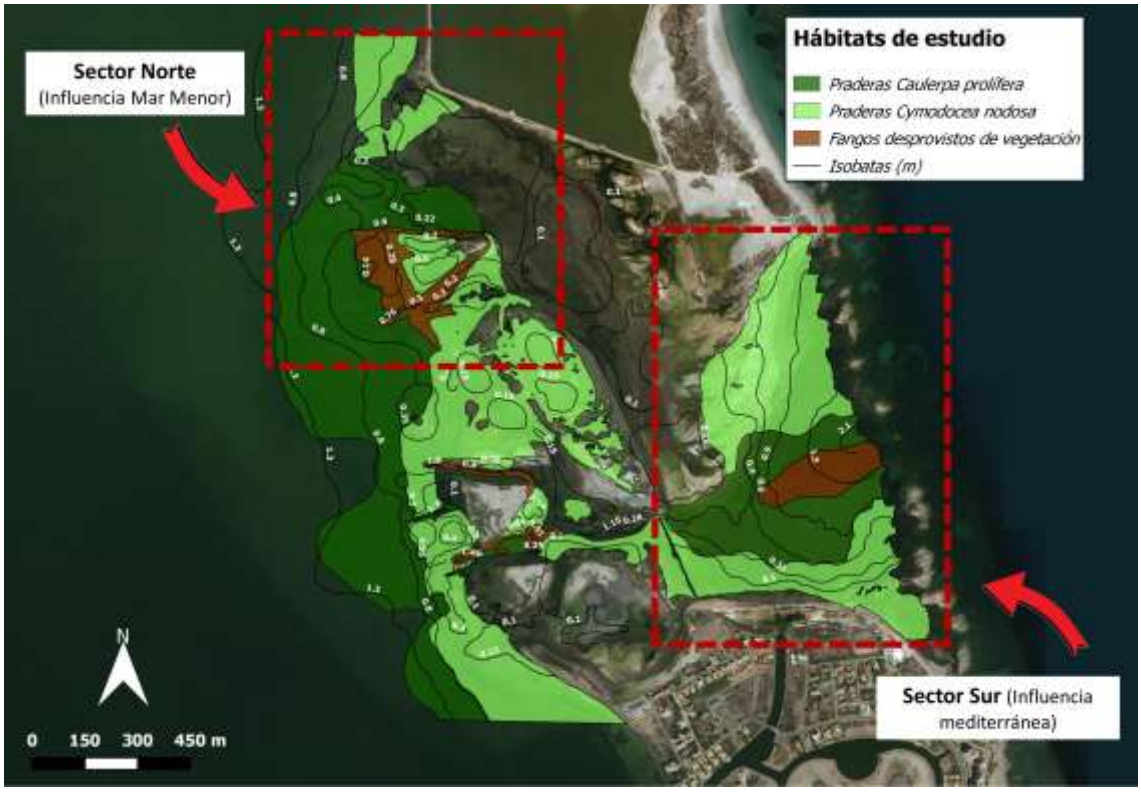


Figura 3.6. Sectorización y distribución de hábitats objetivo de muestreo de *Callinectes sapidus* en la Encañizada del Mar Menor. Fuente: Elaboración propia a partir de revisión y actualización de la cartografía y batimetría de Belando et al. (2014).

3.2.1. Periodicidad de muestreo.

Para obtener una visión más completa sobre la biología, el ciclo vital y las preferencias de hábitat del cangrejo azul, se estableció un programa de muestreo mensual, comprendido entre los meses de noviembre de 2024 y abril de 2025. Este intervalo coincide con un periodo de menor actividad para la especie, en el que las condiciones ambientales —particularmente la disminución de la temperatura del agua— modulan su comportamiento y marcan una etapa vital dentro de su ciclo anual. Estos muestreos suponen completar el estudio de un ciclo anual de la especie en el área de estudio, cerrando los muestreos iniciados en mayo de 2024 en el marco de la anterior subvención nominativa.

Aunque la dinámica de la especie es más moderada en estos meses fríos, la periodicidad del muestreo permitió registrar los cambios graduales que experimenta la población durante el periodo de menor actividad, aportando una perspectiva complementaria a los estudios centrados en los meses cálidos, de máxima actividad. Gracias a este seguimiento continuado, fue posible reconstruir con mayor detalle la dinámica poblacional estacional y avanzar en el conocimiento de la estrategia de vida de *Callinectes sapidus* en esta zona del Mar Menor.

3.2.2. Localidades de muestreo: Tareas de campo.

Las tareas de campo a desarrollar se centraron en el muestreo de la especie objetivo mediante el uso de las técnicas de captura más eficaces (nasas simples y nasas anguileras para el espectro general de tallas, y *minnow-traps* para los ejemplares de menor tamaño) de acuerdo con los datos obtenidos en proyectos previos ejecutados entre los años 2021-2024. **Para el desarrollo de cada una de las campañas de muestreo fue necesaria la implicación de mínimo dos investigadores, y entre 2 y 4 días**. Las labores se centraron en la colocación de trampas y revisión y retirada de las mismas, así como en la caracterización de los hábitats (Figura 3.7). Para facilitar la logística del muestreo, estas trampas fueron colocadas en el hábitat de *Cymodocea nodosa* de cada uno de los sectores, ya que es una de las zonas que alberga mayores densidades de la especie.

Las tareas de campo que se realicen en cada una de las localidades de muestreo quedan englobadas en:

Financiado por la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia

(1) Evaluación de la población de *Callinectes sapidus*: Realización de muestreos cuantitativos (estandarizados según tiempo de actividad de las trampas).

(2) Evaluación de hábitat (Tipificación físico-química y biótica)

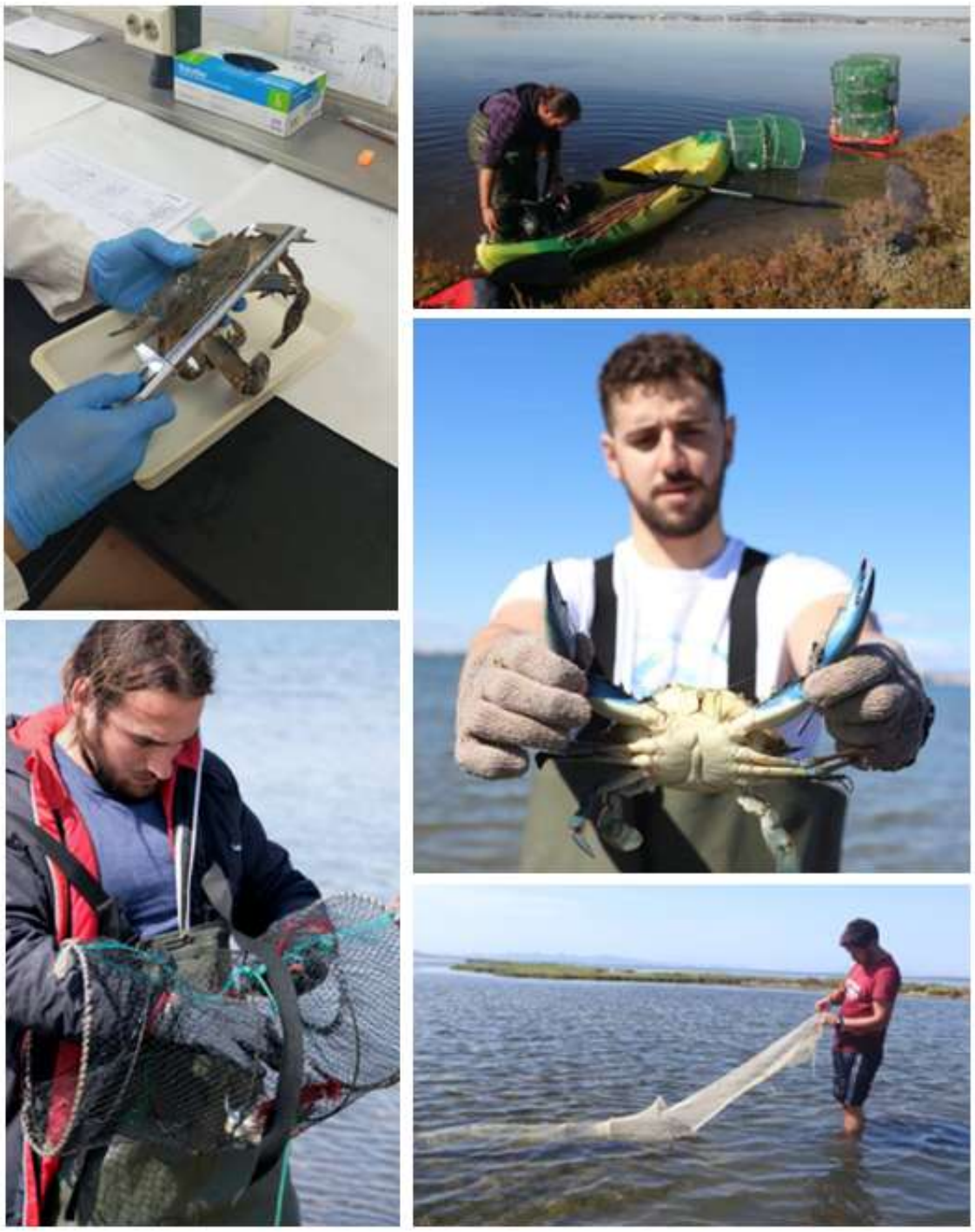


Figura 3.7. Detalle del proceso de colocación de las trampas y zonas de muestreo enmarcadas en el seguimiento de *Callinectes sapidus* en Las Encañizadas del Mar Menor.

3.2.3. Evaluación de la población de *Callinectes sapidus* en Las Encañizadas del Mar Menor: Métodos de captura.

Durante la primera fase del proyecto "Estudio y seguimiento espaciotemporal de poblaciones faunísticas de gestión prioritaria (ictiofauna y la especie invasora *Callinectes sapidus*): situación actual en zonas someras e intermareales del Mar Menor" (2022–2023), se llevó a cabo en Las Encañizadas una evaluación comparativa de cuatro tipos de trampas con el objetivo de determinar su eficiencia en la captura de *Callinectes sapidus*. Los ensayos mostraron que tres de ellas presentaban un rendimiento elevado, mientras que las trampas conocidas como "cangrejeras" ofrecieron resultados claramente inferiores. Debido a ello, esta última tipología fue descartada en la fase actual del estudio, manteniéndose únicamente las tres artes que demostraron un funcionamiento óptimo (Figura 3.8; Tabla 3.11).

El uso combinado de estas trampas permite cubrir todo el espectro de tallas de la especie, desde juveniles hasta ejemplares adultos en fase reproductiva. Esta característica es especialmente relevante, ya que obtener individuos de diferentes clases de tamaño —y en particular juveniles y reproductores— resulta esencial para delimitar con precisión el periodo reproductivo y los procesos de reclutamiento, información clave para diseñar estrategias de gestión eficaces de esta especie exótica invasora. Dado el carácter oportunista y la dieta del cangrejo azul, todas las trampas fueron cebadas con carne de pollo, un recurso que ha demostrado aumentar de manera significativa la tasa de capturas (Ingram & Marler, 1998).

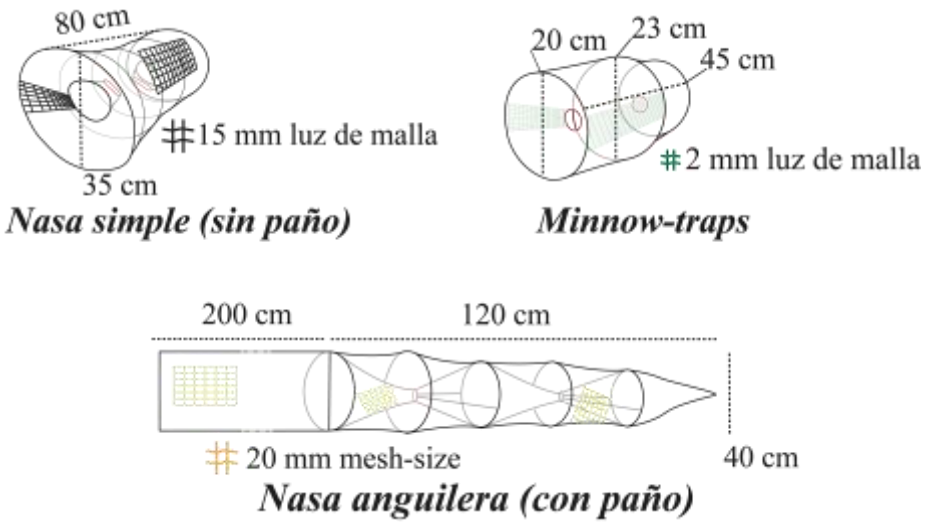


Figura 3.8. Tipologías de trampas utilizadas en el seguimiento de *Callinectes sapidus* en la Encañizada del Mar Menor.

Tabla 3.11. Diseño y esfuerzo de muestreo por hábitat de sector.

ESFUERZO DE MUESTREO POR SECTOR

Metodología:

Nasa simple (sin paño): (80 cm longitud x 35 cm altura), 15 mm Luz de malla.

Nasa anguilera (con paño): (120 cm longitud x 40 cm altura // Longitud paño: 200 cm), 20 mm Luz de malla.

Minnow-traps: (23 cm diámetro x 20 cm altura), 2 mm Luz de malla.

Esfuerzo de Muestreo:

15 nasas simples por Sector

5 Nasas anguileras por Sector

5 *Minnow-traps* por Sector

Resultados:

Capturas por Unidad de Esfuerzo (CPUEs = nº individuos / 24h. de actividad)

3.2.4. Evaluación de variables abióticas y bióticas: Tipificación de hábitat.

Para caracterizar el entorno en el que se distribuye *Callinectes sapidus*, se llevó cabo un registro sistemático de variables ambientales en cinco puntos de muestreo dentro de cada sector (Tabla 3.12). Esta información permite identificar los mesohábitats preferidos por la especie en la zona de estudio y comprender mejor los factores que condicionan su presencia y abundancia.

A continuación, se detallan las variables que se han medido durante el trabajo de campo.

Tabla 3.12. Variables de hábitat evaluadas en los muestreos.

Variables fisicoquímicas	**Unidad de medida**	**Metodología de medida**
Profundidad	cm	Profundímetro / 5 estimas / Sector
Oxígeno disuelto	mg/l	Multiparámetro Hach HQ30D / 5 estimas / Sector
Saturación oxígeno	%	Multiparámetro Hach HQ30D / 5 estimas / Sector
Temperatura	ºC	Multiparámetro WTW pH /cond 3320 / 5 estimas / Sector
Ph	-	Multiparámetro WTW pH /cond 3320 / 5 estimas / Sector
Conductividad	µS-mS/cm^2	Multiparámetro WTW pH /cond 3320 / 5 estimas / Sector
Salinidad	‰	Multiparámetro WTW pH /cond 3320 / 5 estimas / Sector
Granulometría Sustrato	Escala ordinal (1-4) 1= Limos 2= Arenas 3= Gravas/Conchas 4= Cantos/Guijarros (Modificado de: Bain, 1999)	Valoración porcentual media / 5 estimas / Sector
Heterogeneidad Sustrato	Desviación estándar de la Granulometría (Bain y Stevenson, 1999)	Valoración / / 5 estimas / Sector
Variables bióticas		
Vegetación acuática. (Recubrimiento a nivel de especie)	% / m^2	Valoración porcentual media / 5 estimas / Sector
Volumen/densidad	Escala ordinal (1-5)	Valoración ordinal / 5 estimas / Sector

3.2.5. Procesado de material y obtención de datos.

Material de estudio

Los ejemplares de *Callinectes sapidus* capturados fueron transportados en contenedores mantenidos en frío hasta su llegada al laboratorio, donde se llevó a cabo su procesado y se registraron los caracteres seleccionados (Tabla 3.13). En primer lugar, se tomaron las medidas morfométricas utilizando un calibre digital. Posteriormente, se determinó el sexo de cada individuo y su estado de madurez, clasificándolos como maduros o inmaduros según la forma y la movilidad del pleón (abdomen). En el caso de las hembras maduras, se registró además la presencia o ausencia de masas de huevos adheridas (Figura 3.9).

La información recopilada permite describir la estructura de tallas de la población y caracterizar la fenología reproductiva de la especie en la zona de estudio, aspectos especialmente relevantes para orientar la gestión de esta especie exótica invasora.

Tabla 3.13. Descripción de las variables a analizar correspondientes a la especie invasora *Callinectes sapidus*.

Nivel de análisis = *Callinectes sapidus*		
Variables	*Metodología*	*Resultados de Análisis*
Nº individuos	Conteo y procesado	Abundancia especie
Longitud	Pie de rey / Ictiómetro (± 1 mm)	Distribución/estructura de tallas
Sexo	Sexado	Fase de desarrollo (Maduro / inmaduro)
		Parámetros poblacionales

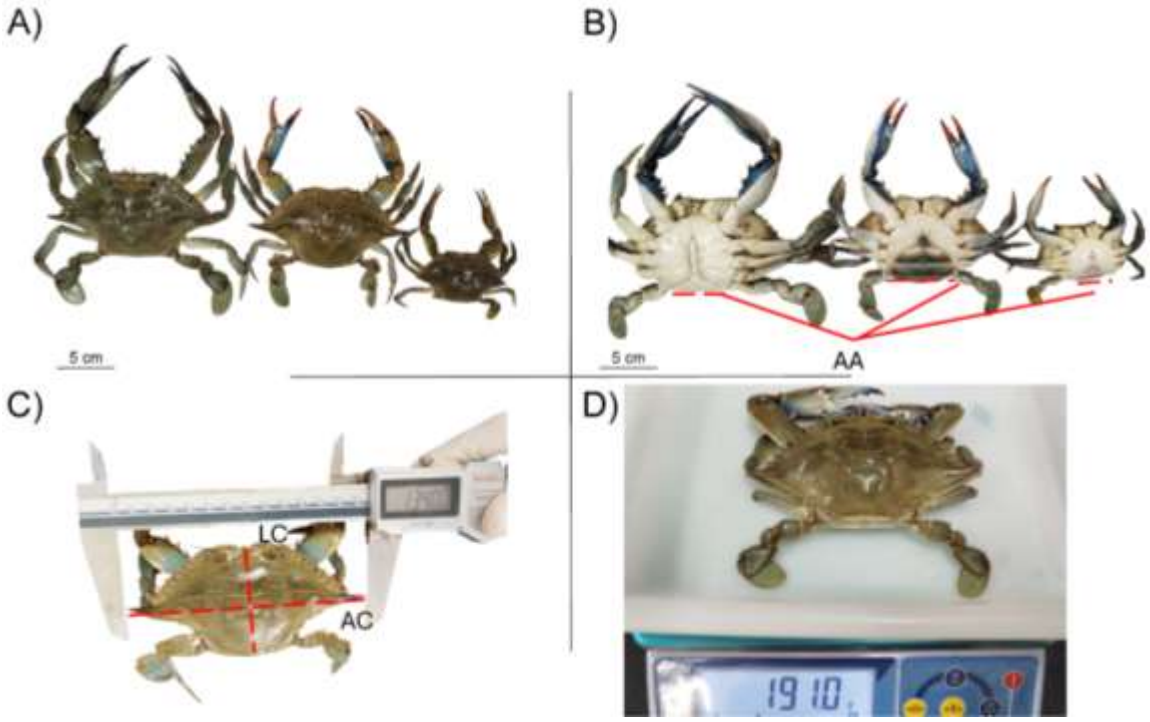


Figura 3.9. Procesado y toma de medidas de ejemplares de *Callinectes sapidus* en laboratorio. **A)** y **B)**: de izquierda a derecha; Macho maduro, hembra madura y hembra inmadura. En B) se muestra de forma orientativa el segmento medido para registrar el ancho del abdomen (AA) **C)** Medida de longitud. LC representa la longitud o alto del caparazón, mientras que AC muestra el Ancho del caparazón. **D)** Medida de peso.

3.2.6. Análisis estadístico

Los análisis estadísticos llevados a cabo integraron los datos obtenidos durante el presente estudio (noviembre 2024 - abril 2025), con los registros acumulados en proyectos previos. Esta integración permitió trabajar con un conjunto de datos ampliado. Las Capturas por Unidad de Esfuerzo (CPUE, nº de individuos/24 h) se agruparon a escala mensual para garantizar la comparabilidad entre campañas, unificando y promediando los muestreos quincenales del periodo anterior. Las capturas estandarizadas se representaron mediante diagramas de barras diferenciados por sexo y sector (Sector Norte o Mar Menor, y Sector Sur o Mediterráneo).

Para evaluar la influencia del sector, el sexo y la época del año sobre la abundancia relativa, se ajustaron varios análisis de varianza (ANOVA). En primer lugar, se analizó la CPUE media mediante un modelo del tipo: *CPUE media ~ Sector * Sexo * Periodo*. Esto permitió determinar si las diferencias observadas en las gráficas de CPUEs tanto entre sectores como entre periodos fríos, templados y cálidos eran estadísticamente significativas. De forma paralela, se realizó un análisis morfométrico empleando los datos individuales, que incluían peso (P), ancho del caparazón (AC), ancho del abdomen (AA), longitud del caparazón (LC), junto con el sexo y la madurez de cada ejemplar. De forma complementaria, se llevó a cabo un análisis estadístico empleando los datos individuales de peso (P) y ancho del caparazón (AC), el sexo y el estado de madurez de cada ejemplar. Se realizó un ANOVA del tipo AC ~ P * Sexo * Madurez. Este modelo permitió evaluar si la relación entre el peso y el ancho del caparazón variaba en función del sexo, la madurez o la interacción entre ambos factores, proporcionando información adicional sobre los patrones de crecimiento corporal de la especie.

4. Resultados del proyecto.

4.1. Ejecución de las campañas de muestreo de ictiofauna en el marco del proyecto.

Para el desarrollo de cada una de las 4 campañas de muestreo anuales, fueron necesarias 6 jornadas de campo, siendo el viento el principal factor meteorológico que condicionó la ejecución de los muestreos. En cada una de estas jornadas es imprescindible la implicación de al menos 3 investigadores, siendo habitual y recomendado la participación de una o dos personas más de apoyo. **Durante el periodo de ejecución del proyecto se realizaron un total de 24 jornadas de campo destinadas al muestreo de ictiofauna en áreas someras**. De estas salidas, 3 tuvieron que ser costeadas con fondos propios del grupo de investigación.

Invierno 2025

Programa de seguimiento a escala de red de monitoreo:

Localidades prospectadas (enero): 18 Localidades pertenecientes al programa de seguimiento predefinido (Tabla 4.1; Fig. 4.1)

Unidades de muestreo de comunidad de peces: 54 arrastres cuantitativos + 12 arrastres cualitativos.

Evaluaciones de mesohábitat (profundidad, sustrato, temperatura, conductividad, salinidad, transparencia, vegetación acuática): 54 evaluaciones.



Figura 4.1. Parte del personal investigador encargado del desarrollo de los muestreos recorriendo la orilla de una de las localidades para prefijar las zonas de arrastre. Playa del club nautico de Los Alcázares, una de las localidades de muestreo integradas en la red de monitoreo del Proyecto y prospectada en invierno de 2025.

Primavera 2025

Programa de seguimiento a escala de red de monitoreo:

Localidades prospectadas (abril): 18 Localidades pertenecientes al programa de seguimiento predefinido (Tabla 4.1; Fig. 4.2)

Unidades de muestreo de comunidad de peces: 54 arrastres cuantitativos + 12 arrastres cualitativos.

Evaluaciones de mesohábitat (profundidad, sustrato, temperatura, conductividad, salinidad, transparencia, vegetación acuática): 54 evaluaciones.



Figura 4.2. Parte del personal investigador encargado del desarrollo de los muestreos. Playa de la Hita Sur, una de las localidades de muestreo integradas en la red de monitoreo del Proyecto y prospectada en primavera de 2025.

Verano 2025

Programa de seguimiento a escala de red de monitoreo:

Localidades prospectadas (julio): 18 Localidades pertenecientes al programa de seguimiento predefinido (Tabla 4.1; Fig. 4.3)

Unidades de muestreo de comunidad de peces: 54 arrastres cuantitativos + 12 arrastres cualitativos.

Evaluaciones de mesohábitat (profundidad, sustrato, temperatura, conductividad, salinidad, transparencia, vegetación acuática): 54 evaluaciones.



Figura 4.3. Extremo sur de la playa del Arenal de Lo Poyo, una de las localidades de muestreo prospectadas en verano de 2025.

Otoño 2025

Programa de seguimiento a escala de red de monitoreo:

Localidades prospectadas (octubre): 17 Localidades pertenecientes al programa de seguimiento predefinido (Tabla 4.1; Fig. 4.4)

Unidades de muestreo de comunidad de peces: 51 arrastres cuantitativos + 12 arrastres cualitativos.

Evaluaciones de mesohábitat (profundidad, sustrato, temperatura, conductividad, salinidad, transparencia, vegetación acuática): 51 evaluaciones.



Figura 4.4. Explosión de algas flotantes en la localidad “Playa del Arsenal” (AS05) que imposibilitó realizar con éxito el muestreo de otoño de 2025.

Tabla 4.1. Muestreos de ictiofauna realizados en el marco del Proyecto. (*) Localidad no muestreada por inviabilidad logística. (**) Localidad con caracterización de hábitat realizada en días posteriores por reducida visibilidad de los fondos, concretamente el día 4 de noviembre de 2025.

Sector	Localidad	Coord. XX	Coord. YY	Invierno	Primavera	Verano	Otoño
AS00	Las Encañizadas	37°46'44.8"N	0°45'23.1"W	24/01/2025	09/04/2025	08/07/2025	06/10/2025
AS01	Escuela de Pieter	37°46'05.0"N	0°44'54.6"W	24/01/2025		08/07/2025	
AS01	Navemar	37°45'11.4"N	0°44'31.5"W		09/04/2025		06/10/2025
AS02	Paquebote	37°44'15.3"N	0°44'21.2"W	24/01/2025		08/07/2025	
AS02	Punta Seca	37°43'42.4"N	0°44'23.7"W		09/04/2025		22/10/2025**
AS03	Área Sunset	37°42'20.7"N	0°44'34.2"W	13/01/2025		11/07/2025	
AS03	Rte. El Molino	37°41'57.2"N	0°44'28.4"W		23/04/2025		20/10/2025
AS04	Bahía de las Palmeras	37°39'40.3"N	0°43'42.5"W	13/01/2025		11/07/2025	
AS04	Gola de Marchamalo Sur	37°39'02.2"N	0°43'21.9"W		23/04/2025		21/10/2025**
AS05	El Arsenal	37°38'18.9"N	0°45'05.5"W	15/01/2025	23/04/2025	10/07/2025	*
AS06	Mar de Cristal Norte	37°38'40.4"N	0°45'52.8"W	09/01/2025		10/07/2025	
AS06	Mar de Cristal Sur	37°38'29.9"N	0°45'26.8"W		21/04/2025		08/10/2025
AS07	Los Nietos Sur	37°38'57.4"N	0°46'53.2"W		21/04/2025		20/10/2025
AS07	Los Nietos Norte	37°39'05.5"N	0°47'17.6"W	09/01/2025		07/07/2025	
AS08	Lo Poyo Sur	37°39'24.8"N	0°48'01.3"W	09/01/2025		07/07/2025	
AS08	Estrella de Mar	37°40'13.7"N	0°49'10.7"W		21/04/2025		20/10/2025
AS09	Los Urrutias Sur	37°40'46.5"N	0°49'39.4"W	15/01/2025		10/07/2025	
AS09	Los Urrutias Norte	37°41'27.1"N	0°50'08.8"W		07/04/2025		08/10/2025
AS10	Carmolí 1º Párking	37°42'44.8"N	0°51'23.0"W	13/01/2025		11/07/2025	
AS10	Carmolí 2º Párking	37°42'19.4"N	0°50'57.1"W		24/04/2025		21/10/2025**
AS11	Camping Carthago	37°43'07.3"N	0°51'36.1"W	14/01/2025		07/07/2025	
AS11	Venta Simón	37°43'16.7"N	0°51'35.6"W		24/04/2025		06/10/2025
AS12	Los Alcázares Sur	37°44'21.1"N	0°50'54.4"W	10/01/2025		15/07/2025	
AS12	Los Alcáceres Norte	37°44'31.4"N	0°50'56.3"W		08/04/2025		07/10/2025
AS13	La Hita Sur	37°45'42"N	0°49'16.1"O	14/01/2025	07/04/2025	15/07/2025	07/10/2025
AS14	Camping Hita N	37°46'07.0"N	0°48'52.3"O	14/01/2025	07/04/2025	15/07/2025	07/10/2025
AS15	Villananitos Sur	37°49'07.9"N	0°47'02.8"W		08/04/2025		22/10/2025**
AS15	Villananitos Norte	37°49'11.8"N	0°46'38.8"W	10/01/2025		23/07/2025	
AS16	Molino Calcetera	37°47'45.9"N	0°45'41.2"W	10/01/2025	08/04/2025	23/07/2025	22/10/2025**
AS17	Punta Lengua de Vaca	37°38'48.7"N	0°46'16.2"W	15/01/2025	24/04/2025	23/07/2025	21/10/2025**

4.2. Evolución temporal de parámetros o métricas descriptoras de la comunidad ictícola de las áreas someras.

Durante los muestreos de ictiofauna realizados en las áreas someras del Mar Menor en el marco del presente seguimiento, se registraron 36 especies pertenecientes a 13 familias diferentes (Tabla 4.2). La familia Gobiidae fue la más diversa, con ocho especies detectadas a lo largo del año, seguida por los espáridos, representados por seis taxones. La estructura y dominancia de la comunidad de peces mostró variaciones estacionales acordes a la fenología de las especies presentes. En invierno, las capturas estuvieron dominadas por mugílidos, especialmente *Chelon auratus* y *Chelon saliens*, que alcanzaron densidades promedio de 87,15 y 32,46 individuos por arrastre (160 m²), respectivamente, acompañadas por poblaciones residentes de *Atherina boyeri* con un valor de CPUEs de 23,26. Durante la primavera, se observó un incremento notable en las capturas de *A. boyeri*, que alcanzaron valores medios de 48,46 individuos por arrastre, mientras que las densidades de *C. auratus* disminuyeron hasta 33,59. En este periodo se registró también un aumento significativo de especies residentes como *Pomatoschistus marmoratus*, con una CPUE de 69,30, y *Syngnathus abaster*, que alcanzó 21,78 individuos por réplica, consolidando su papel dominante en la comunidad.

En verano, la comunidad estuvo marcada por un nuevo pulso de asentamiento juvenil de *C. saliens*, que se convirtió en la especie más abundante con una CPUE de 47,31, mientras que *P. marmoratus* disminuyó su representatividad y *S. abaster* mantuvo densidades relevantes (5,02 y 31,50 individuos por arrastre, respectivamente). Además, se incrementó la representación de especies bentónicas como *Salaria pavo*, con valores próximos a 5,89 individuos por arrastre. Finalmente, en otoño, la comunidad volvió a estar dominada por *C. saliens* y *A. boyeri*, que alcanzaron sus máximos anuales con CPUEs de 86,53 y 69,82, respectivamente, acompañadas por un incremento notable de *S. abaster*, cuya densidad promedio se situó en 69,96 individuos por réplica, reflejando su papel clave en las áreas someras.

En conjunto, los patrones de dominancia y las densidades registradas durante 2025 sugieren una tendencia hacia la recuperación de la estructura característica de la comunidad de peces en las áreas someras del Mar Menor. Resulta imprescindible mantener el seguimiento a largo plazo para determinar si esta dinámica responde a un proceso estable de resiliencia o, por el contrario, constituye una fluctuación puntual condicionada por factores estocásticos y por la variabilidad ambiental que caracteriza a la laguna.

Tabla 4.2. Listado de taxones detectados en las áreas someras del Mar Menor. Se incluyen **CPUEs** (nº ind./160m2) y **FA** (Frecuencia de Aparición= nº presencias del taxón/nº total arrastres). "*": especie detectada por primera vez en el seguimiento de áreas someras.

Familia	Nombre científico	Invierno 2025		Primavera 2025		Verano 2025		Otoño 2025	
		FA	CPUEs	FA	CPUEs	FA	CPUEs	FA	CPUEs
Anguillidae	*Anguilla anguilla* (L., 1758)	0,00	0,00	0,04	0,13	0,00	0,00	0,00	0,00
Atherinidae	*Atherina boyeri* Risso, 1810	0,70	23,26	0,85	48,46	0,70	23,33	0,88	69,82
Belonidae	*Belone belone* (L., 1761)	0,07	0,11	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Blennidae	*Tylosurus acus* (Lacepède, 1803)	0,00	0,00	0,06	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00
	Microlipophrys dalmatinus (Steindachner & Kolombatovic, 1883)	0,00	0,00	0,09	0,19	0,07	0,15	0,10	0,18
	Parablennius sanguinolentus (Pallas, 1814)	0,00	0,00	0,00	0,11	0,04	0,06	0,00	0,00
	Salaria pavo (Risso, 1810)	0,09	0,19	0,54	2,19	0,78	5,89	0,75	5,06
Cyprinodontidae	*Apricaphanius iberus* (Valenciennes, 1846)	0,22	0,96	0,17	1,33	0,37	11,07	0,18	4,82
Dorosomatidae	*Sardinella aurita* Valenciennes, 1847	0,00	0,00	0,02	0,04	0,00	0,00	0,00	0,00
Gobiidae	*Gobius bucchichi* Steindachner, 1870	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,14
	Gobius cobitis Pallas, 1814	0,07	0,09	0,50	1,69	0,22	0,43	0,43	1,06
	Gobius geniporus Valenciennes, 1837	0,00	0,00	0,09	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00
	Gobius niger L., 1758	0,04	0,07	0,15	0,35	0,04	0,07	0,22	0,75
	Gobius paganellus L., 1758	0,07	0,09	0,02	0,30	0,07	0,11	0,04	0,06
	Millerigobius macrocephalus (Kolombatović, 1981)	0,00	0,00	0,02	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00
	Pomatoschistus marmoratus (Risso, 1810)	0,83	9,91	0,91	69,30	0,33	5,02	0,43	2,69
	Zebrus zebrus (Risso, 1827)*	0,00	0,00	0,02	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00
Labridae	*Symphodus cinereus* (Bonnaterre,1788)	0,02	0,02	0,06	0,07	0,06	0,06	0,02	0,02
Moronidae	*Dicentrarchus labrax* (L., 1758)	0,00	0,00	0,54	1,26	0,02	0,02	0,02	0,06
Mugilidae	*Chelon auratus* (Risso, 1810)	0,76	87,15	0,87	33,59	0,17	0,39	0,41	4,45
	Chelon labrosus (Risso, 1827)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,02	0,00	0,00
	Chelon ramada (Risso, 1827)	0,06	1,35	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	Chelon saliens (Risso, 1810)	0,67	32,46	0,65	17,13	0,78	47,31	0,90	86,53
	Mugil cephalus L., 1758	0,15	1,06	0,02	0,02	0,15	0,46	0,39	5,51
Soleidae	*Solea senegalensis* Kaup, 1858	0,06	0,07	0,02	3,26	0,04	0,04	0,00	0,00
	*Solea solea (*L., 1758*)*	0,02	0,02	0,00	0,02	0,02	0,02	0,00	0,00
Sparidae	*Diplodus puntazzo* (Walbaum, 1792)	0,00	0,00	0,06	0,06	0,00	0,00	0,00	0,00
	Diplodus sargus (L., 1758)	0,00	0,00	0,31	1,57	0,02	0,02	0,00	0,00
	Diplodus vulgaris (Geoffroy Saint-Hilaire, 1817)	0,02	0,02	0,11	0,22	0,00	0,00	0,00	0,00
	Lithognathus mormyrus (Linnaeus, 1758)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,02
	Sarpa salpa (Linnaeus, 1758)	0,04	0,15	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	Sparus aurata L., 1758	0,61	3,96	0,80	8,72	0,00	0,00	0,02	0,02
Syngnathidae	*Hippocampus guttulatus* Cuvier, 1829	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04	0,04
	Nerophis ophidion (L., 1758)	0,02	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,02
	Syngnathus abaster Risso, 1827	0,74	6,04	0,87	21,78	0,59	31,50	0,88	69,96
	Syngnathus typhle L., 1758	0,00	0,00	0,30	0,35	0,06	0,07	0,35	0,90

Abundancia y biomasa total de capturas

Los datos correspondientes al periodo 2024-2025 indican una recuperación de la abundancia total de peces respecto al colapso observado tras los eventos de mortandad masiva (2020-2021). En dicho periodo, los picos de abundancia estaban fuertemente condicionados por la llegada de individuos desplazados desde el fondo lagunar —más deteriorado— hacia zonas someras menos degradadas, hecho especialmente patente en la estación de otoño. Esta recuperación sitúa los valores en rangos similares a los registrados en el periodo previo a las mortandades (2018-2019), lo que sugiere cierta respuesta positiva de esta métrica tras las perturbaciones extremas (Figura 4.5). Sin embargo, es importante subrayar que, a pesar de esta mejora, los niveles actuales siguen siendo inferiores a los del periodo de referencia (2002-2004), cuando la laguna no presentaba condiciones eutróficas críticas. Esto indica que la recuperación, aunque evidente, no ha alcanzado aún el estado basal previo a la degradación ambiental.

El análisis estacional revela una respuesta heterogénea. Durante primavera y otoño se observa el mayor incremento en abundancia, con valores que superan claramente los registrados en los periodos inmediatamente posteriores a las mortandades (2022-2023). En cambio, los muestreos invernales muestran una recuperación más limitada. Las abundancias detectadas en los inviernos del periodo 2024-2025 permanecen estables respecto a los valores observados en los inviernos posteriores a los eventos críticos. Estos resultados se asocian principalmente con una recuperación más discreta en las poblaciones de especies migrantes, las cuales dominan la comunidad de peces durante los meses invernales.

En la serie temporal analizada, el patrón general de abundancia es consistente entre las localidades de la red de monitoreo, independientemente del grado de confinamiento (Figura 4.6). No obstante, durante el periodo 2024-2025 se aprecia una recuperación más marcada en las zonas menos confinadas, situadas en el norte y la cubeta este de la laguna. Estas áreas, caracterizadas por una mayor tasa de renovación hídrica, parecen ofrecer condiciones más favorables para la recolonización y el mantenimiento de las poblaciones ícticas, en contraste con las zonas más confinadas, donde la recuperación es más lenta y los valores permanecen bajos. Este patrón sugiere que la conectividad y la dinámica hidrológica son factores clave en la resiliencia de la comunidad de peces.

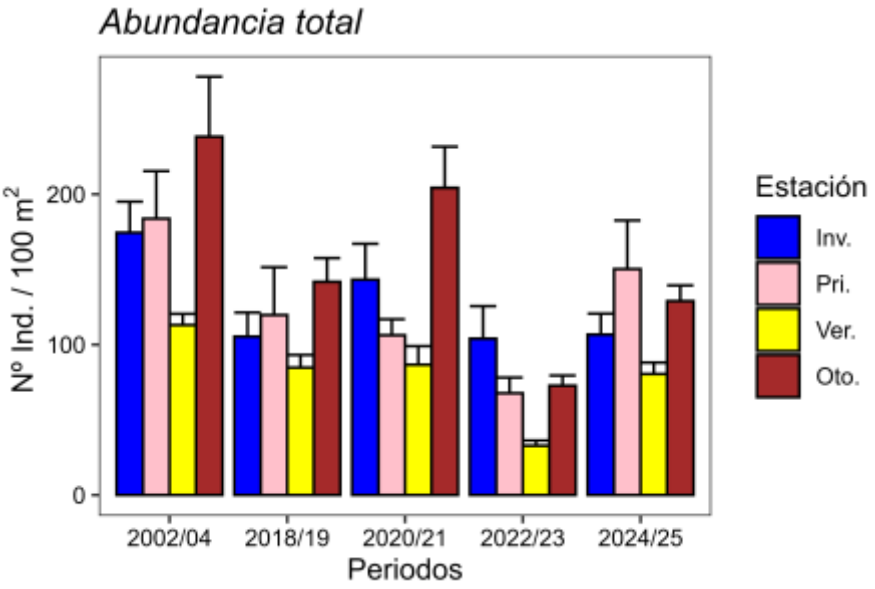


Figura 4.5. Evolución temporal de la *abundancia total* de peces en las áreas someras del Mar Menor durante los periodos de estudio. El color indica la estacionalidad.

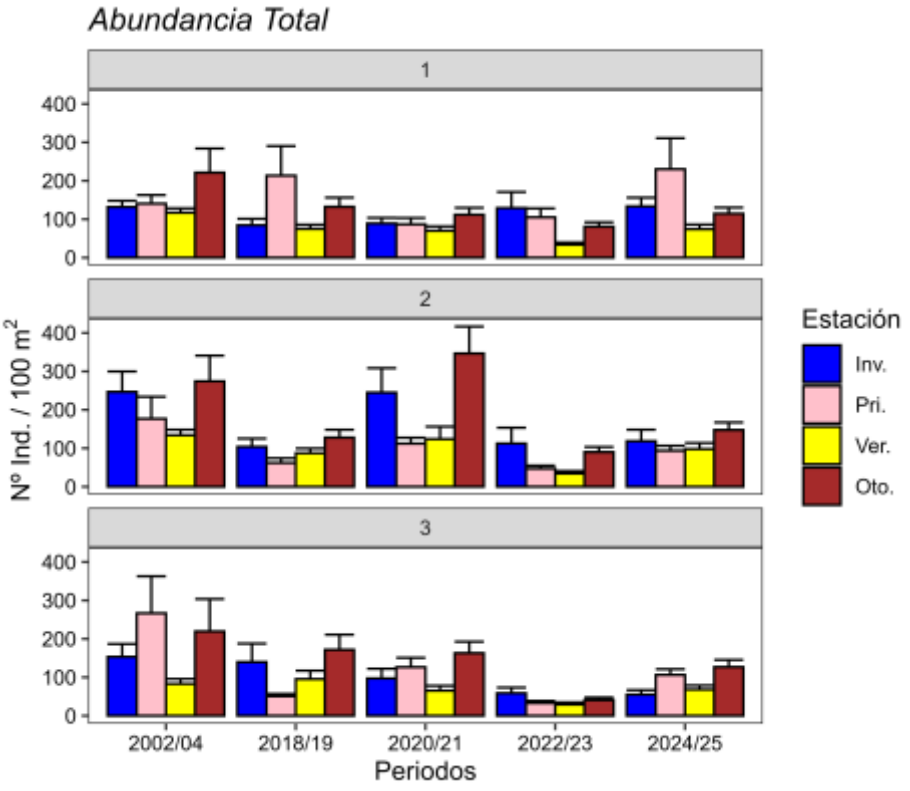


Figura 4.6. Evolución temporal de la *abundancia total* de peces en las áreas someras del Mar Menor según los tres niveles de confinamiento definidos para las localidades. Un nivel de confinamiento superior indica una menor tasa de renovación de agua en la localidad.

La evolución de la biomasa total refleja un patrón general comparable al observado para la abundancia (Figura 4.7), aunque la magnitud del incremento

en el periodo 2024-2025 resulta más moderada. Este comportamiento sugiere que, si bien la recuperación en términos de número de individuos es evidente, la estructura de tallas y/o composición específica no ha alcanzado aún los niveles previos a los eventos de mortandad. El análisis por estaciones revela contrastes significativos. Los muestreos invernales presentan los valores más bajos de biomasa en toda la serie temporal, lo que indica una limitación persistente en la presencia de especies de gran aporte de masa durante esta estación. En contraposición, la campaña de primavera muestra una mejora notable respecto a los años 2022-2023, situándose en rangos próximos a los registrados antes de las mortandades, lo que podría interpretarse como una señal de resiliencia parcial en la comunidad característica de esta estación. Estas diferencias no se explican únicamente por la abundancia, sino por la composición específica. Durante el invierno, la comunidad está dominada por mugílidos, especies que, pese a su elevada biomasa relativa en estadios juveniles, se han visto reducidas en número. Esta escasez condiciona los bajos valores de biomasa invernal. Los valores de biomasa en verano y otoño durante 2024-2025 se mantienen en niveles similares a los periodos previos, lo que podría interpretarse como estabilidad. Sin embargo, esta aparente constancia oculta cambios relevantes: la disminución en especies bentónicas de mayor tamaño, como *Symphodus cinereus* y *Gobius niger*, ha reducido el aporte de biomasa. Este efecto parece compensarse por el incremento en la abundancia de especies residentes más frecuentes en las áreas someras, lo que indica un reajuste taxonómico en la comunidad.

Aunque el grado de confinamiento y las condiciones fisicoquímicas asociadas desempeñan un papel clave en la distribución de especies, no se detectaron diferencias significativas en la biomasa entre los distintos niveles de confinamiento definidos para las localidades (Figura 4.8). Este resultado sugiere que, en el contexto actual, la biomasa responde más a factores relacionados con la composición específica y la dinámica estacional, siendo para esta métrica, residuales las diferencias atribuibles al confinamiento de las localidades.

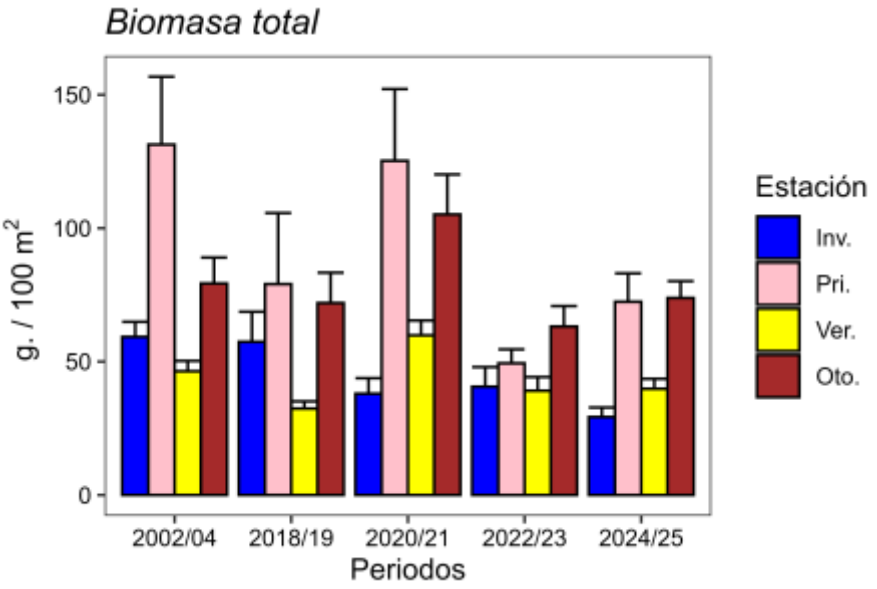


Figura 4.7. Evolución temporal de la *biomasa total* de peces en las áreas someras del Mar Menor durante los periodos de estudio. El color indica la estacionalidad.

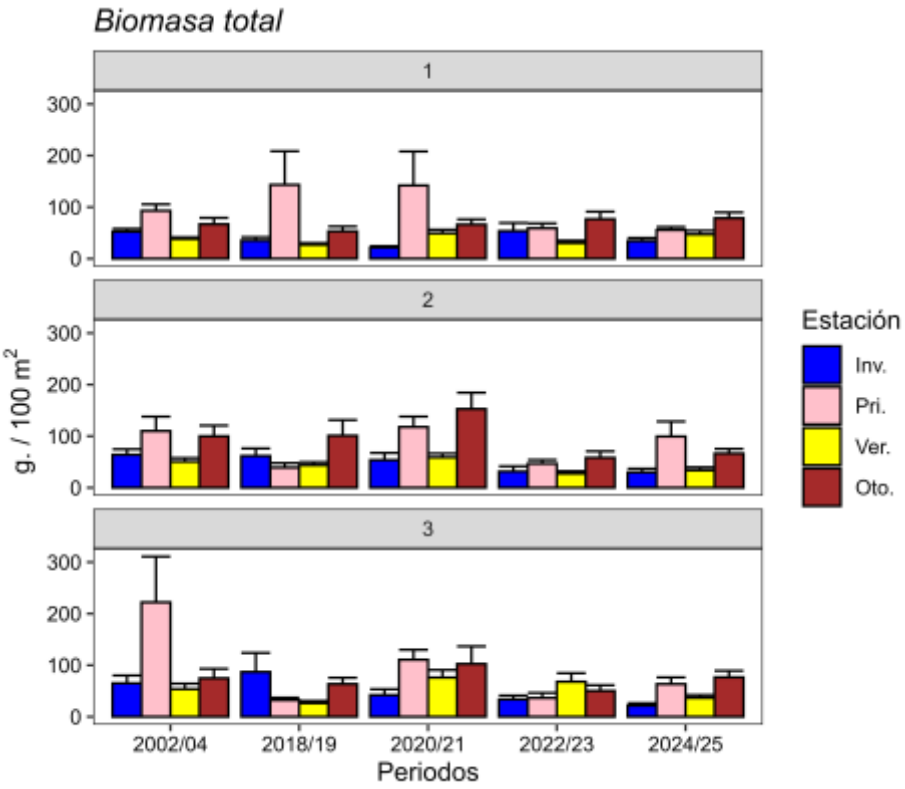


Figura 4.8. Evolución temporal de la *biomasa total* de peces en las áreas someras del Mar Menor según los tres niveles de confinamiento definidos para las localidades. Un nivel de confinamiento superior indica una menor tasa de renovación de agua en la localidad.

Riqueza e índice de Shannon-Wiener

El número de especies detectadas durante el periodo 2024-2025 se mantuvo en rangos similares a los observados en el resto de los periodos analizados (Figura 4.9), lo que indica cierta estabilidad en la riqueza específica a lo largo de la serie temporal, incluso tras los eventos de mortandad. Sin embargo, esta estabilidad general oculta variaciones puntuales y patrones relevantes tanto a nivel estacional como espacial. Durante el verano se registraron valores extremos de riqueza en algunas localidades, con episodios de riqueza inusualmente alta y baja. Las cifras más elevadas se detectaron en zonas de la cubeta este próximas a las golas que conectan con el Mediterráneo, donde se observó la presencia esporádica de especies típicamente mediterráneas, lo que sugiere un efecto de conectividad y renovación hídrica en la composición de la comunidad. En contraste, en localidades con temperaturas superiores a 35 °C durante el verano de 2025 se registraron comunidades de especies reducidas, probablemente asociados al estrés térmico y sus implicaciones fisiológicas.

En cuanto al confinamiento, las tendencias temporales reflejan que las zonas menos confinadas han mantenido una mayor heterogeneidad en la composición a lo largo de los periodos, con fluctuaciones más acusadas en primavera y verano (Figura 4.10). Por el contrario, las áreas más confinadas han mostrado un comportamiento más estable, con menor variabilidad entre estaciones y periodos, sin remarcables diferencias en los muestreos realizados en el último periodo (2024-2025).

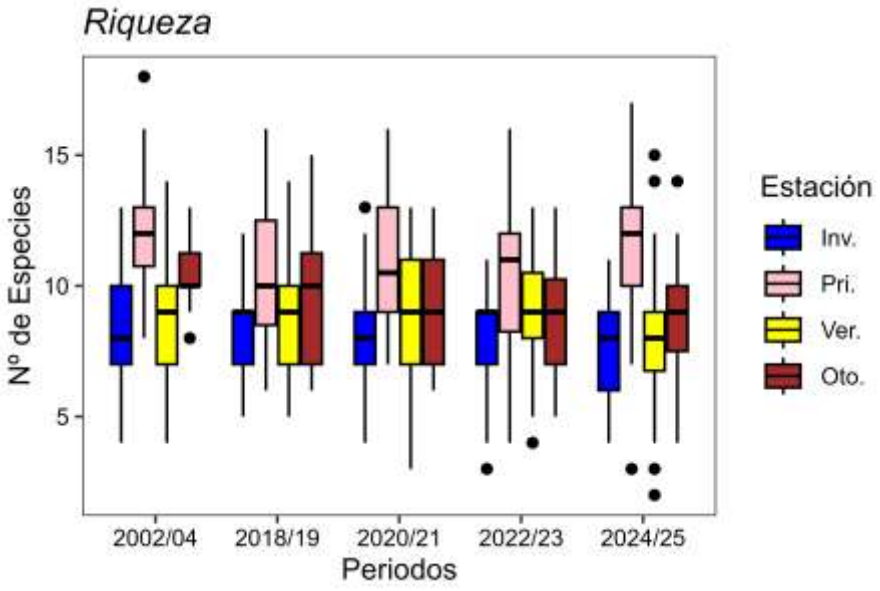


Figura 4.9. Evolución temporal de la *riqueza de especies* de peces en las áreas someras del Mar Menor durante los periodos de estudio. El color indica la estacionalidad.

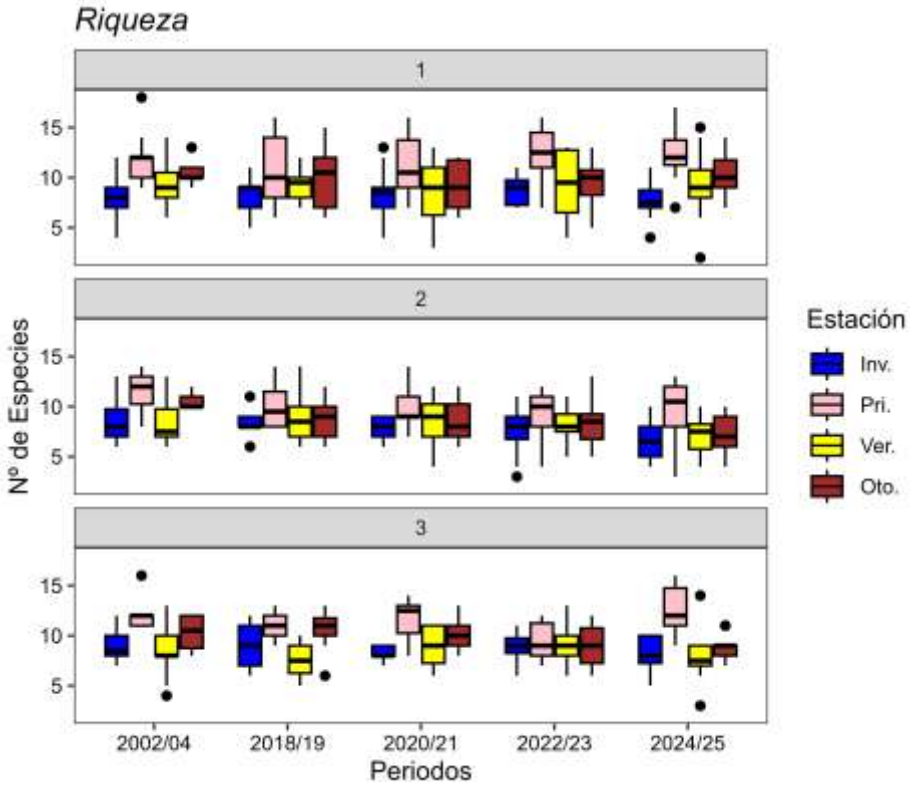


Figura 4.10. Evolución temporal de la *riqueza de especies* en las áreas someras del Mar Menor según los tres niveles de confinamiento definidos para las localidades. Un nivel de confinamiento superior indica una menor tasa de renovación de agua en la localidad.

La diversidad de la comunidad de peces en las áreas someras del Mar Menor, estimada mediante el índice de Shannon, mostró durante el periodo 2024-2025

una estabilidad general respecto a los valores registrados en intervalos anteriores (Figura 4.11). No obstante, el análisis temporal revela diferencias asociadas al grado de confinamiento de las localidades, reflejando la influencia de la tasa de renovación hídrica sobre la estructura comunitaria. La interacción significativa entre el periodo y el confinamiento indica que algunas localidades han experimentado cambios en su tendencia temporal vinculados a la dinámica hidrodinámica.

En particular, durante la fase anual de mayor estrés térmico (verano), las zonas con menor hidrodinamismo evidenciaron una reducción en la diversidad en comparación con periodos previos, mientras que en áreas con mayor renovación de agua los valores se mantuvieron estables (Figura 4.12). Este patrón sugiere que la conectividad y la circulación hídrica actúan como factores amortiguadores frente a condiciones extremas. Cabe señalar que la diversidad está fuertemente condicionada por la equitatividad y dominancia de especies en las capturas, por lo que su interpretación debe realizarse en conjunto con los datos de abundancia relativa de las especies presentados en el apartado 4.4 de este informe.

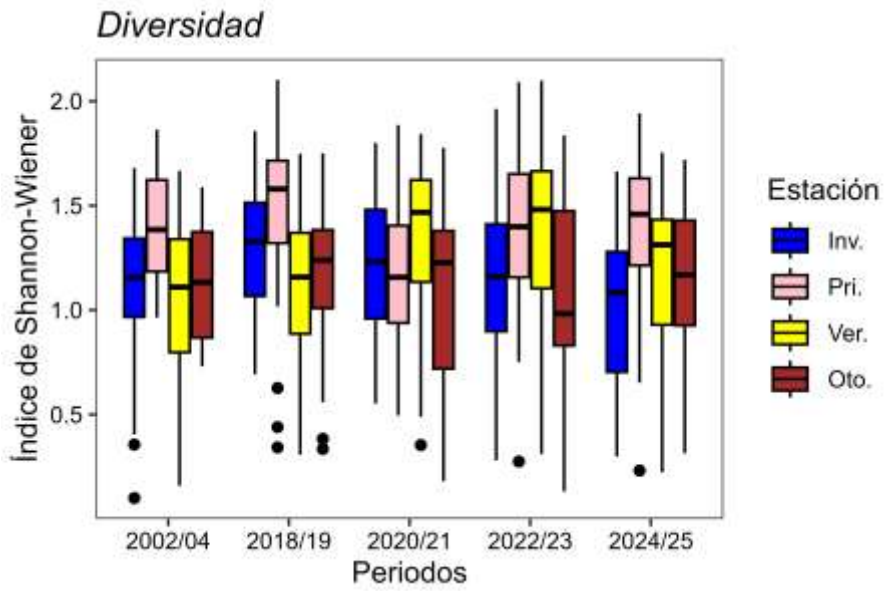


Figura 4.11. Evolución temporal de la *diversidad (índice de Shannon-Wiener*) de peces en las áreas someras del Mar Menor durante los periodos de estudio. El color indica la estacionalidad.

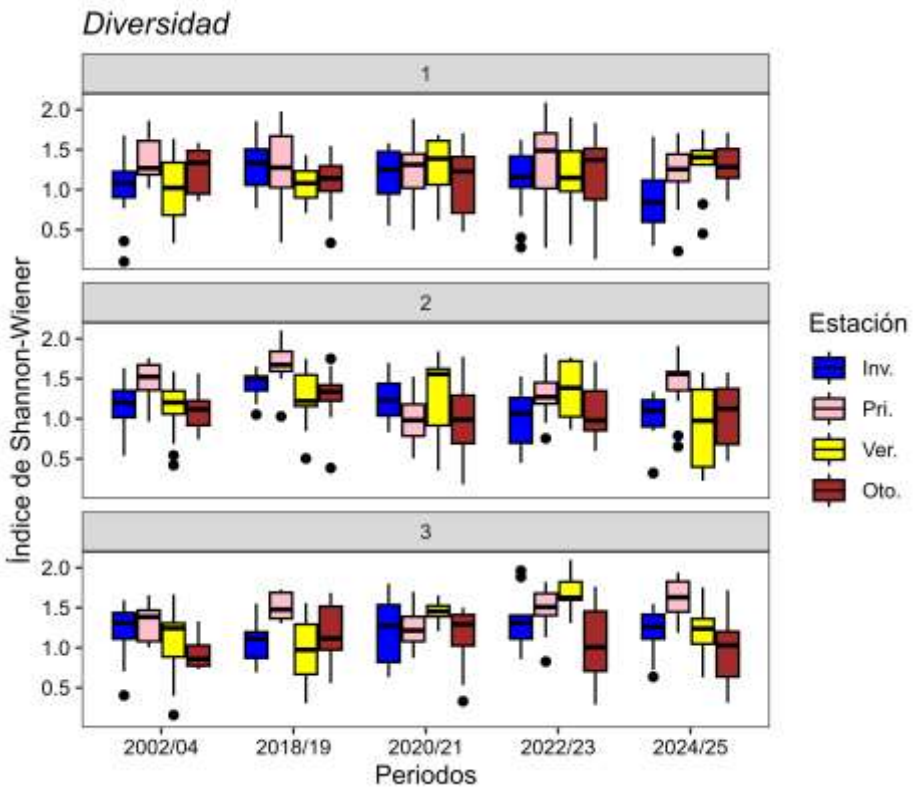


Figura 4.12. Evolución temporal de la *diversidad (Índice de Shannon-Wiener)* en las áreas someras del Mar Menor según los tres niveles de confinamiento definidos para las localidades. Un nivel de confinamiento superior indica una menor tasa de renovación de agua en la localidad.

Financiado por la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia

Estuarine Multimetric Fish Index (EMFI) modificado

La calidad ecológica de las áreas someras del Mar Menor, evaluada mediante el índice EMFI basado en la comunidad de peces, mostró durante el periodo 2024-2025 valores promedio comparables a los registrados tras los eventos de mortandad (Figura 4.13). En ambos casos, estas cifras se sitúan por debajo de las obtenidas en los periodos previos a dichos fenómenos, lo que indica una ausencia de recuperación completa del estado ecológico.

A nivel estacional, los inviernos de 2024 y 2025 presentaron los valores más bajos de toda la serie temporal, probablemente asociados a la reducción en la frecuencia de aparición y en las métricas poblacionales de especies migradoras, que tradicionalmente dominan la comunidad durante esta época. En contraste, las estaciones restantes del último periodo reflejan una dinámica más estable, manteniendo valores similares a los observados en intervalos anteriores.

En cuanto a la distribución espacial, la calidad ecológica tras los eventos de mortandad se vio especialmente afectada en localidades con niveles de confinamiento intermedios (300-350 días para la renovación de sus aguas) (Figura 4.14). Estas áreas, situadas en la cubeta oeste, han experimentado un deterioro progresivo desde la intensificación de los procesos eutróficos, probablemente vinculado a la pérdida de naturalidad y complejidad de los hábitats sumergidos. Dichos cambios podrían estar relacionados con aportes de sedimentos derivados de escorrentías y con el impacto potencial de la mancha blanca (*whiting*) en zonas próximas. No obstante, durante el periodo 2024-2025 no se evidenció una degradación adicional, ya que los valores registrados fueron similares a los obtenidos en 2022-2023.

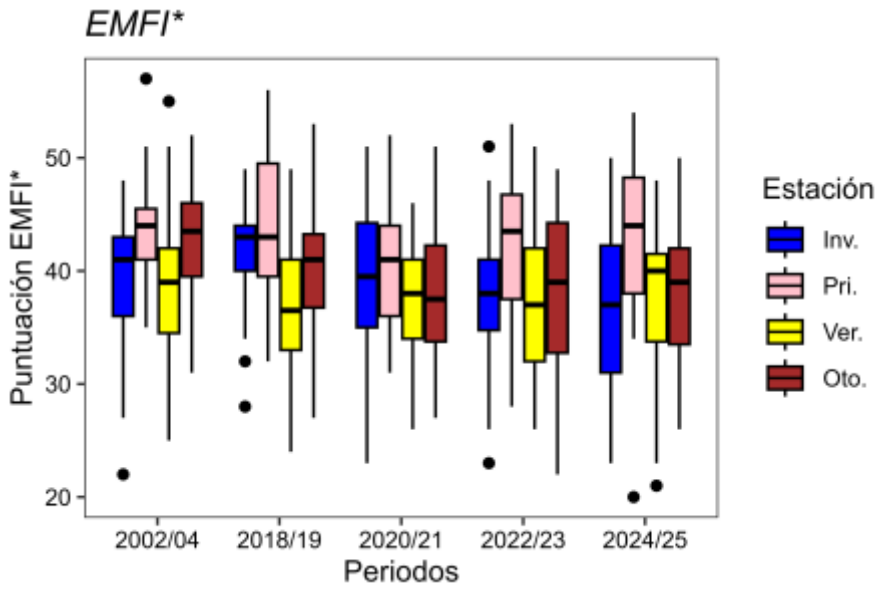


Figura 4.13. Evolución temporal del "Estuarine Multimetric Fish Index" adaptado (EMFI *) en las áreas someras del Mar Menor durante los periodos de estudio. El color indica la estacionalidad.

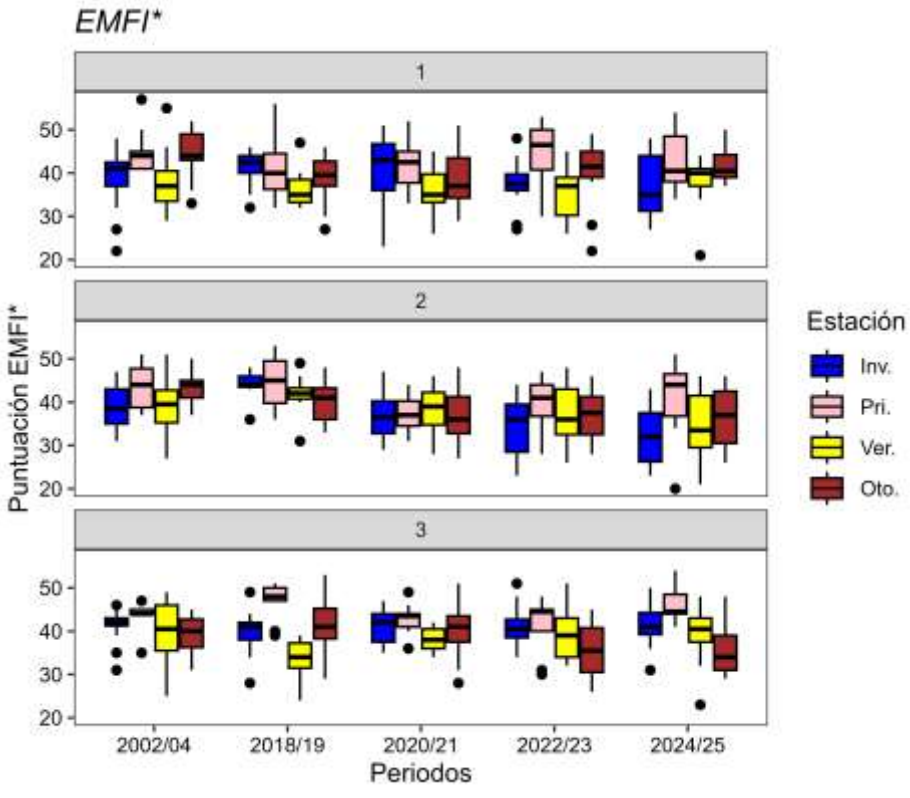


Figura 4.14. Evolución temporal de la calidad ecológica (*EMFI*) de las áreas someras del Mar Menor según los tres niveles de confinamiento definidos para las localidades. Un nivel de confinamiento superior indica una menor tasa de renovación de agua en la localidad.

4.3. Estructura y composición de la comunidad

La evaluación de los cambios en la estructura y composición de la comunidad de peces en las áreas someras del Mar Menor se realizó considerando métricas clave como presencia, abundancia y biomasa de las especies registradas a lo largo de la serie temporal. Para ello, se aplicó un enfoque multidimensional que permitió analizar las variaciones en la organización comunitaria a nivel estacional y por grado de confinamiento de las localidades, con el fin de identificar patrones asociados tanto a la dinámica estacional como a las condiciones hidrodinámicas. La unidad básica de análisis fue la localidad, definida como un área de muestreo de 480 m², lo que asegura una escala adecuada para capturar la heterogeneidad espacial del sistema.

Con el objetivo de determinar las especies más representativas de cada periodo y aquellas que contribuyen de forma significativa a las variaciones en la estructura comunitaria, se empleó el análisis de especies indicadoras (ISA). Este procedimiento se aplicó sobre los valores de abundancia y biomasa, permitiendo discriminar las especies cuya presencia y dominancia están estrechamente asociadas a condiciones específicas de cada intervalo temporal. En este sentido, únicamente se presentan los resultados correspondientes a aquellas especies que alcanzaron niveles de significación estadística en el análisis.

Este enfoque no solo facilita la identificación de especies indicadoras de cambios ambientales o de fases críticas en la evolución del ecosistema, sino que también aporta información clave para comprender los procesos de reorganización funcional de la comunidad tras episodios de perturbación, como los eventos de mortandad masiva y las alteraciones derivadas de la eutrofización. La interpretación conjunta de estos resultados con las métricas anteriormente evaluadas permite establecer una visión integral sobre la resiliencia y vulnerabilidad del sistema lagunar.

Cambios en la comunidad asociados a los datos de presencia de las especies.

El análisis de la estructura y composición de la comunidad, basado en los datos de presencia de especies, evidenció diferencias significativas asociadas a los factores *periodo* y *confinamiento*. La comunidad detectada en las áreas someras durante el periodo 2024-2025 mostró una alta similitud con la caracterizada en el intervalo posterior a las mortandades (2022-2023). Sin embargo, se identificaron contrastes relevantes en la estación de verano, cuando las condiciones críticas se intensifican por las elevadas temperaturas (Figura 4.15). En este contexto, especies como *Salaria pavo*, *Apricaphanius iberus* y *Gobius cobitis* incrementaron su frecuencia de aparición en 2024-2025,

desplazando a las cada vez menos frecuentes *Symphodus cinereus* y *Gobius niger*. Estas diferencias se concentraron principalmente en las zonas más confinadas (nivel 3). Durante los muestreos invernales del último periodo, la elevada frecuencia de aparición de *Mugil cephalus* marcó una diferencia respecto a años anteriores. En el resto de las estaciones, la composición comunitaria mostró una notable similitud con la del periodo previo, lo que sugiere un proceso gradual de recuperación.

En términos generales, se observa una disminución marcada en la presencia de especies bentónicas típicas de zonas profundas, que durante los episodios de mortandad se desplazaron hacia áreas someras en busca de refugio y permanecieron allí en años posteriores. Finalmente, cabe señalar que las lluvias torrenciales de octubre de 2025 alteraron los valores de clorofila y oxígeno en la cubeta sur, lo que pudo modificar la composición de las comunidades en áreas someras. No obstante, estos cambios no quedaron reflejados con precisión, dado que parte de las localidades afectadas ya habían sido muestreadas antes del evento.

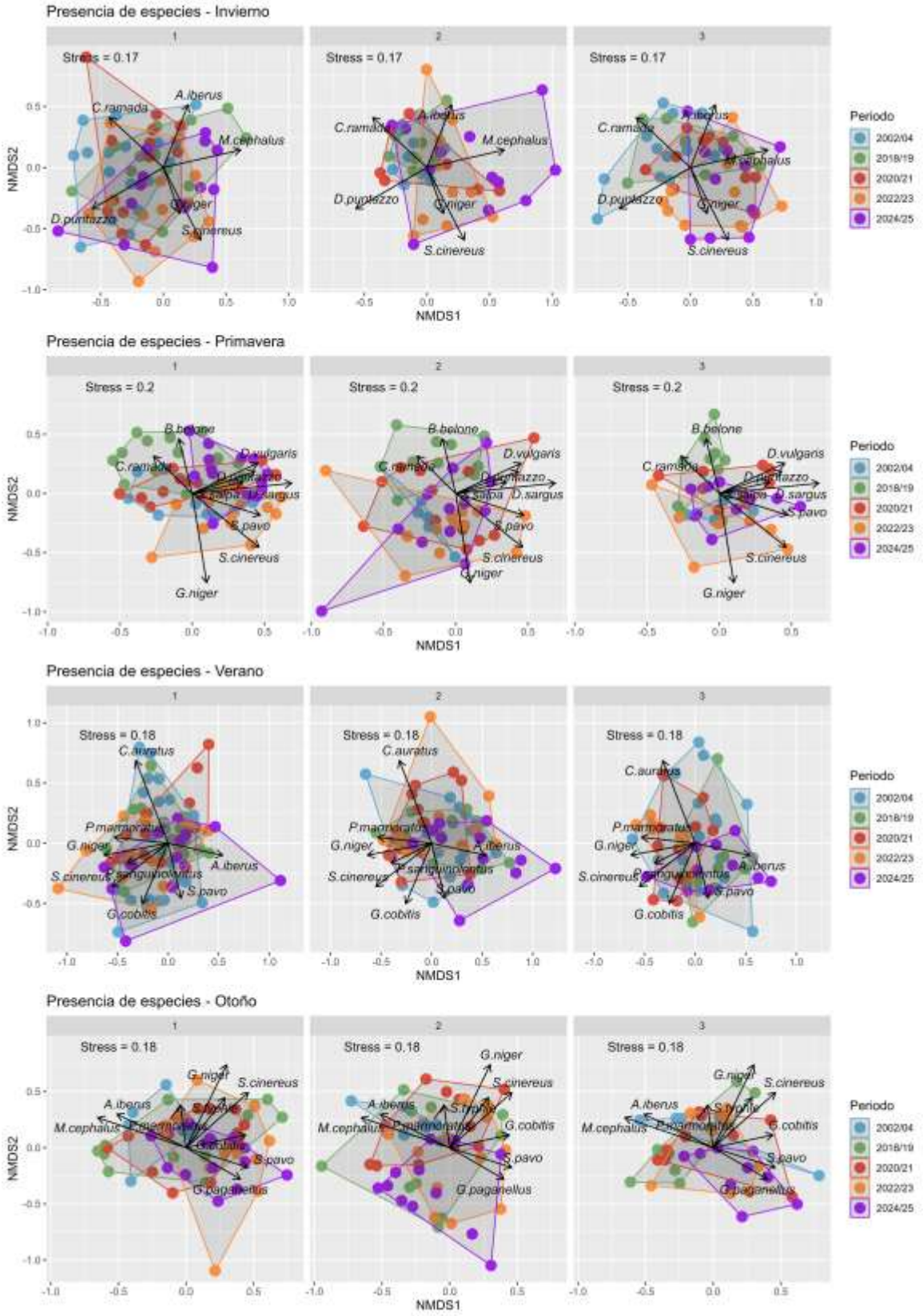


Figura 4.15. Escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) de las distancias de Jaccard de las presencias a nivel de localidad (incluyendo cualitativos) para cada estación del año (invierno; primavera; verano y otoño). Los números de la cabecera representan el grado de confinamiento (1: tiempo de renovación de agua < 300 días; 2: 300-350; 3: > 350). En las

flechas aparecen las especies con correlaciones de Spearman > 0,4 con alguno de los dos ejes establecidos por el NMDS. Los factores periodo y confinamiento, así como la interacción entre ambos, fueron significativos en todos los PERMANOVAs realizados a nivel de estacional, excepto para invierno, donde la interacción no fue significativa.

Cambios en la comunidad asociados a los datos de abundancia de las especies.

El análisis de la estructura y composición de la comunidad, basado en los datos de abundancia, evidenció diferencias significativas asociadas tanto al periodo como al grado de confinamiento, así como a la interacción entre ambos factores, considerando el conjunto de estaciones (Figura 4.16). El estudio de especies indicadoras identificó a *Gobius paganellus*, *Syngnathus abaster* y *Salaria pavo* como las especies más representativas de los cambios detectados en la comunidad durante el periodo 2024-2025 (Tabla 4.3), en el contexto de la serie temporal analizada.

Las comunidades registradas en este último periodo mostraron una mayor homogeneidad entre localidades, ocupando un espacio multidimensional reducido respecto a los periodos anteriores, especialmente en verano y otoño. En estas estaciones, *S. abaster* presentó una elevada abundancia en las zonas más confinadas en comparación con periodos previos, mientras que *G. paganellus* alcanzó mayores densidades en las cubetas norte y este, caracterizadas por un mayor hidrodinamismo. Asimismo, *Salaria pavo* incrementó su representatividad en las áreas someras durante verano y otoño, con un patrón claramente condicionado por el confinamiento, siendo las zonas con menor hidrodinamismo las que registraron un incremento más notable. Por otro lado, la abundancia de *Chelon saliens* marcó diferencias significativas en verano y otoño del periodo 2024-2025, destacando su dominancia en la cubeta oeste, correspondiente al nivel intermedio de confinamiento.

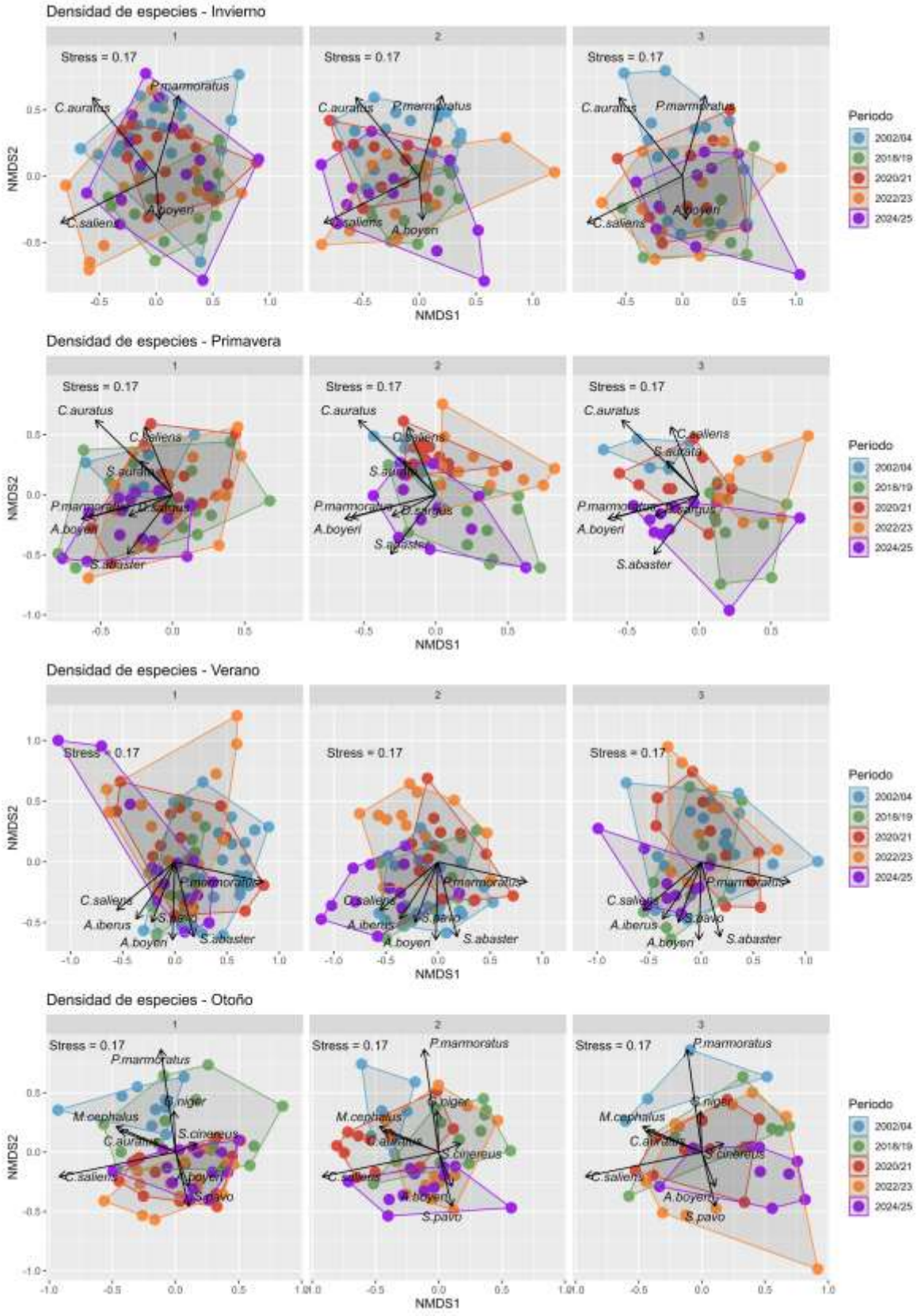


Figura 4.16. Escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) de las distancias de Bray-Curtis de las abundancias transformadas a raíz cuadrada a nivel de localidad para cada estación del año (invierno; primavera; verano y otoño). Los números de la cabecera representan el grado de confinamiento (1: tiempo de renovación de agua < 300 días; 2: 300-

350; 3: > 350). En las flechas aparecen las especies con correlaciones de Spearman > 0,4 con alguno de los dos ejes establecidos por el NMDS. Los factores periodo y confinamiento, así como la interacción entre ambos, fueron significativos en todos los PERMANOVAs realizados a nivel de estacional.

Tabla 4.3. Valor indicador basado en las abundancias de las especies que aparecieron significativamente como indicadoras de cambios asociados a los periodos en el análisis de especies indicadoras (ISA). En **negrita** se resaltan las tres especies con valores más elevados dentro de cada uno de los periodos de estudio.

Especie	2002/04	2018/19	2020/21	2022/23	2024/25
A. iberus	0,16	**0,12**	0,03	0,02	0,06
B. belone	0,01	0,08	0,00	0,00	0,00
C. auratus	**0,31**	0,07	**0,20**	0,08	0,13
C. labrosus	0,00	0,04	0,00	0,00	0,00
C. pusillus	0,08	0,00	0,00	0,00	0,00
C. saliens	0,19	**0,14**	**0,26**	**0,14**	0,16
D. punctatus	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00
D. puntazzo	0,13	0,02	0,01	0,03	0,00
E. encrasicolus	0,00	0,04	0,13	0,00	0,00
G. bucchichi	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02
G. cobitis	0,12	0,03	0,02	0,00	0,07
G. geniporus	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04
G. niger	0,04	0,07	0,17	0,08	0,01
G. paganellus	0,00	0,00	0,00	0,00	**0,38**
H. guttulatus	0,02	0,10	0,00	0,00	0,00
M. barbatus	0,00	0,00	0,03	0,01	0,00
M. dalmatinus	0,08	0,00	0,00	0,01	0,04
P. marmoratus	**0,46**	0,11	0,18	0,04	0,11
P. saltatrix	0,00	0,04	0,00	0,00	0,00
P. sanguinolentus	0,00	0,00	0,05	0,01	0,01
S. abaster	0,07	**0,44**	0,08	0,06	**0,26**

Especie	2002/04	2018/19	2020/21	2022/23	2024/25
S. aurata	**0,25**	0,02	0,08	0,05	0,02
S. cinereus	0,00	0,00	**0,29**	**0,14**	0,00
S. pavo	0,14	0,04	0,10	**0,11**	**0,23**
S. senegalensis	0,00	0,00	0,00	0,02	0,03
S. solea	0,06	0,00	0,00	0,00	0,00
S. typhle	0,01	0,06	0,04	0,10	0,05

Cambios en la comunidad asociados a los datos de biomasa de las especies.

El análisis de la estructura y composición de la comunidad de peces, considerando los valores de biomasa, reveló diferencias significativas asociadas tanto al periodo como al grado de confinamiento, así como a la interacción entre ambos factores (Figura 4.17). Estos resultados confirman que la biomasa, al igual que la abundancia, responde de manera compleja a la combinación de variabilidad temporal y condiciones hidrodinámicas locales.

El estudio de especies indicadoras aplicado a la biomasa en el periodo 2024-2025 identificó a *Gobius paganellus*, *Salaria pavo* y *Syngnathus abaster* como los taxones más representativos de los cambios observados (Tabla 4.4). Cabe destacar que estas especies coinciden con las señaladas en el análisis basado en abundancia, mostrando además patrones similares en su distribución, lo que refuerza su papel como indicadores de la reorganización de las comunidades de peces de las áreas someras. En términos generales, la estructura de biomasa registrada en 2024-2025 refleja cierta similitud con la descrita en el periodo inmediatamente posterior a las mortandades (2022-2023). Sin embargo, la marcada reducción en la biomasa de especies bentónicas como *Symphodus cinereus* y *Gobius niger* introduce cierta segregación en el espacio multidimensional entre los polígonos que representan ambos periodos, evidenciando cambios en la composición de la comunidad.

Por otro lado, el conjunto de localidades analizadas mostró una comunidad más definida y homogénea durante el periodo 2024-2025, especialmente en las estaciones de verano y otoño. En estas estaciones, la biomasa aportada por *Salaria pavo* tuvo un efecto determinante en la configuración de las comunidades, incrementando su representatividad en comparación con periodos previos. En síntesis, los resultados indican que, aunque la estructura

comunitaria basada en biomasa mantiene similitudes con la etapa posterior a las mortandades, persisten señales de reorganización de la comunidad de especies de las áreas someras. Estos cambios podrían tener implicaciones relevantes para la estabilidad del ecosistema y su capacidad de respuesta frente a futuros episodios de estrés ambiental.

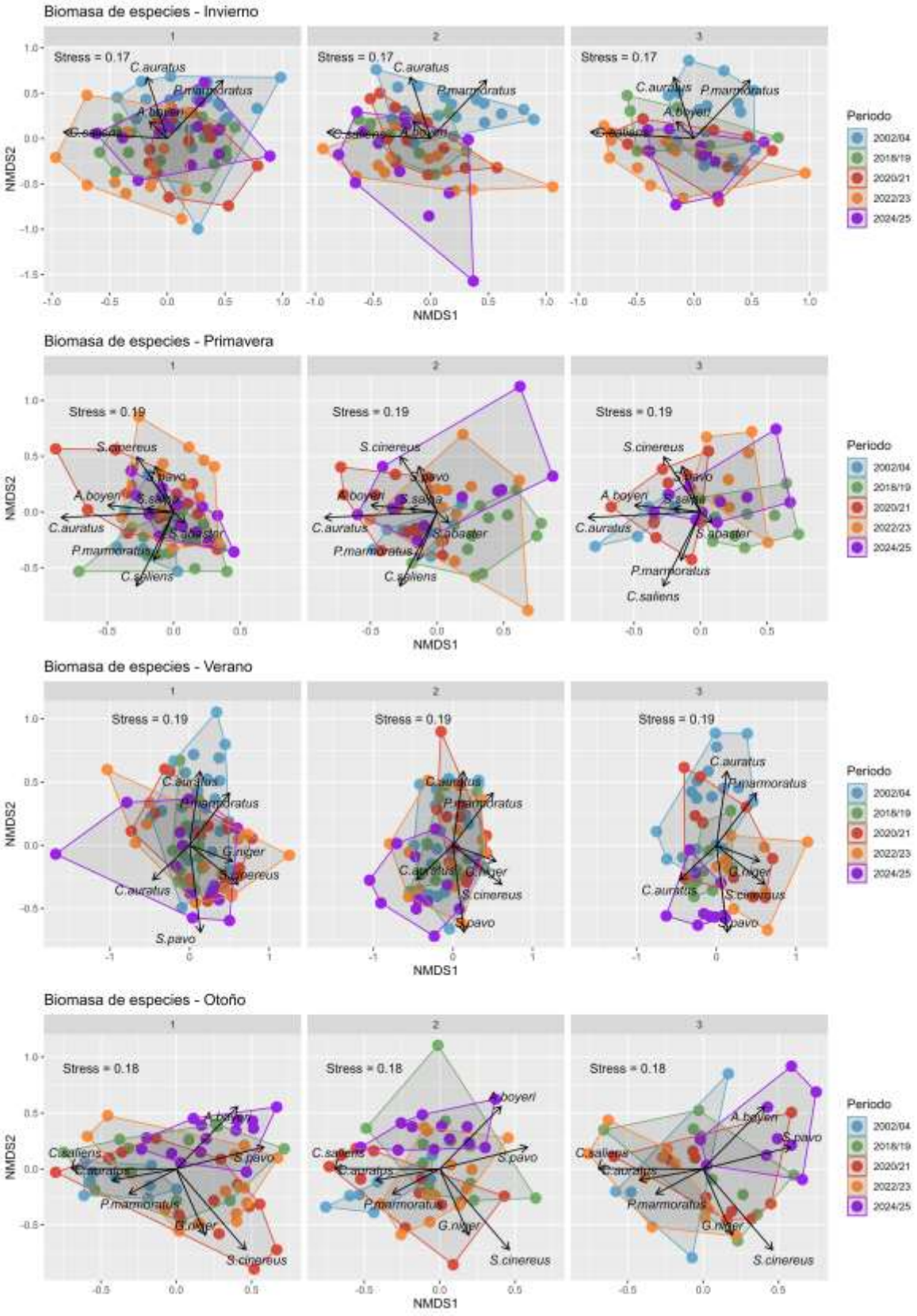


Figura 4.17. Escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) de las distancias de Bray-Curtis de las biomasas transformadas a raíz cuarta a nivel de localidad para cada estación del año (invierno; primavera; verano y otoño). Los números de la cabecera representan el grado de confinamiento (1: tiempo de renovación de agua < 300 días; 2: 300-350; 3: > 350). En las

flechas aparecen las especies con correlaciones de Spearman > 0,4 con alguno de los dos ejes establecidos por el NMDS. Los factores periodo y confinamiento, así como la interacción entre ambos, fueron significativos en todos los PERMANOVAs realizados a nivel de estacional.

Tabla 4.4. Valor indicador basado en las biomasas de las especies que aparecieron significativamente como indicadoras de cambios asociados a los periodos en el análisis de especies indicadoras (ISA). En **negrita** se resaltan las tres especies con valores más elevados dentro de cada uno de los periodos de estudio.

Especie	2002/04	2018/19	2020/21	2022/23	2024/25
A. iberus	**0,17**	0,13	0,02	0,02	0,04
B. belone	0,01	0,08	0,01	0,00	0,00
C. auratus	**0,26**	0,11	**0,24**	0,06	0,10
C. pusillus	0,08	0,00	0,00	0,00	0,00
C. ramada	0,10	**0,23**	0,04	0,00	0,00
D. labrax	0,00	0,00	**0,17**	0,01	0,03
D. punctatus	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00
D. puntazzo	0,09	0,03	0,02	0,03	0,00
E. encrasicolus	0,00	0,06	0,09	0,01	0,00
G. bucchichi	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02
G. geniporus	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04
G. niger	0,06	0,04	0,10	**0,16**	0,02
G. paganellus	0,00	0,00	0,00	0,01	**0,36**
H. guttulatus	0,01	0,11	0,00	0,00	0,00
M. dalmatinus	0,09	0,00	0,00	0,01	0,04
N. ophidion	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02
P. marmoratus	**0,55**	**0,13**	0,12	0,04	0,08
P. saltatrix	0,00	0,03	0,00	0,00	0,00
P. sanguinolentus	0,00	0,00	0,05	0,01	0,01
S. abaster	0,08	**0,41**	0,09	0,09	**0,26**
S. aurata	0,11	0,02	0,10	**0,17**	0,03

Especie	2002/04	2018/19	2020/21	2022/23	2024/25
S. cinereus	0,00	0,00	**0,19**	**0,28**	0,01
S. pavo	0,07	0,05	0,10	0,15	**0,28**
T. acus	0,00	0,00	0,00	0,00	0,07

4.4. Evolución temporal de taxones representativos y descriptores de cambios en la comunidad ictícola de las áreas someras.

Este apartado presenta la caracterización biológica y poblacional de las especies dominantes en las comunidades de peces de las áreas someras del Mar Menor, junto con aquellas que han actuado como indicadores de cambios en la estructura y composición de los ensamblajes de peces en alguno de los periodos analizados. El objetivo es ofrecer una visión detallada de la dinámica de estas especies en relación con los eventos que han afectado a la laguna. En este sentido, para cada taxón se elaboraron diagramas de estructura de tallas por estación y año, lo que permite describir su fenología y el patrón de uso de las áreas someras a lo largo del ciclo anual. Asimismo, se analizó la evolución temporal de la frecuencia de aparición a nivel de arrastre, con el fin de identificar variaciones en la distribución espacial y estacional. La tendencia poblacional de las especies fue evaluada mediante modelos aditivos generalizados (GAMs), representando la evolución trimestral desde 2018 hasta 2025. Finalmente, se examinó la dinámica temporal de la abundancia en relación con los niveles de confinamiento definidos para las distintas áreas someras, lo que permite comprender cómo el hidrodinamismo y la conectividad influyen en los parámetros poblacionales de las especies. Este enfoque integrado proporciona una base sólida para interpretar la respuesta de las especies frente a los cambios ambientales y los episodios críticos ocurridos en el Mar Menor, aportando información clave para la gestión y conservación del ecosistema.

Atherina boyeri (Chirrete)

Esta especie, conocida comúnmente como "chirrete", pertenece a la familia Atherinidae y se caracteriza por ser eurihalina, con un ciclo de vida relativamente breve, inferior a cuatro años, y por ocupar la porción media y superior de la columna de agua. Su dieta está compuesta fundamentalmente por pequeños invertebrados bentónicos, lo que la clasifica como una especie zoobentívora, aunque presenta una notable plasticidad trófica y rasgos hiperbentívoros. En las áreas someras del Mar Menor, *Atherina boyeri* desempeña un papel ecológico esencial, aprovechando tanto los recursos alimenticios como el refugio que ofrece este ecosistema.

Aunque la mayoría de los individuos son residentes permanentes en la laguna, se han documentado movimientos migratorios desde el Mar Mediterráneo, especialmente durante la época reproductiva, que teóricamente se extiende de marzo a julio (Maugé, 1990; Andreu-Soler et al., 2006). Esta especie exhibe una marcada plasticidad fenotípica, lo que le permite ajustar su morfología y fisiología en respuesta a variaciones ambientales, favoreciendo su adaptación a diferentes hábitats.

No obstante, las poblaciones de *A. boyeri* se ven afectadas negativamente por la disminución de la calidad del agua y la reducción del oxígeno disuelto, factores que limitan su supervivencia (Maugé, 1990; Maci & Basset, 2010). En el Mar Menor, las mayores concentraciones se localizan en las cubetas norte y este, próximas a las golas, donde se benefician del intercambio y la oxigenación del agua gracias a la conectividad con el Mediterráneo.

Las fluctuaciones interanuales y estacionales observadas en las estructuras de tallas durante el periodo analizado (Figura 4.18) reflejan su plasticidad fenológica, generalmente asociada a cambios en las condiciones ambientales. A partir del verano de 2025, la presencia de esta especie en las áreas someras estuvo marcada por ejemplares de talla superior a 32 mm, un aspecto diferencial respecto a 2024 que podría relacionarse con la elevada pluviometría, favoreciendo la atracción de bancos de mayor tamaño ante una mayor afluencia de aportes continentales (recurso trófico). En cualquier caso, las variaciones interanuales en la estructura de tallas de una especie tan plástica como *A. boyeri* dificultan la definición de patrones generales y persistentes en el tiempo.

.

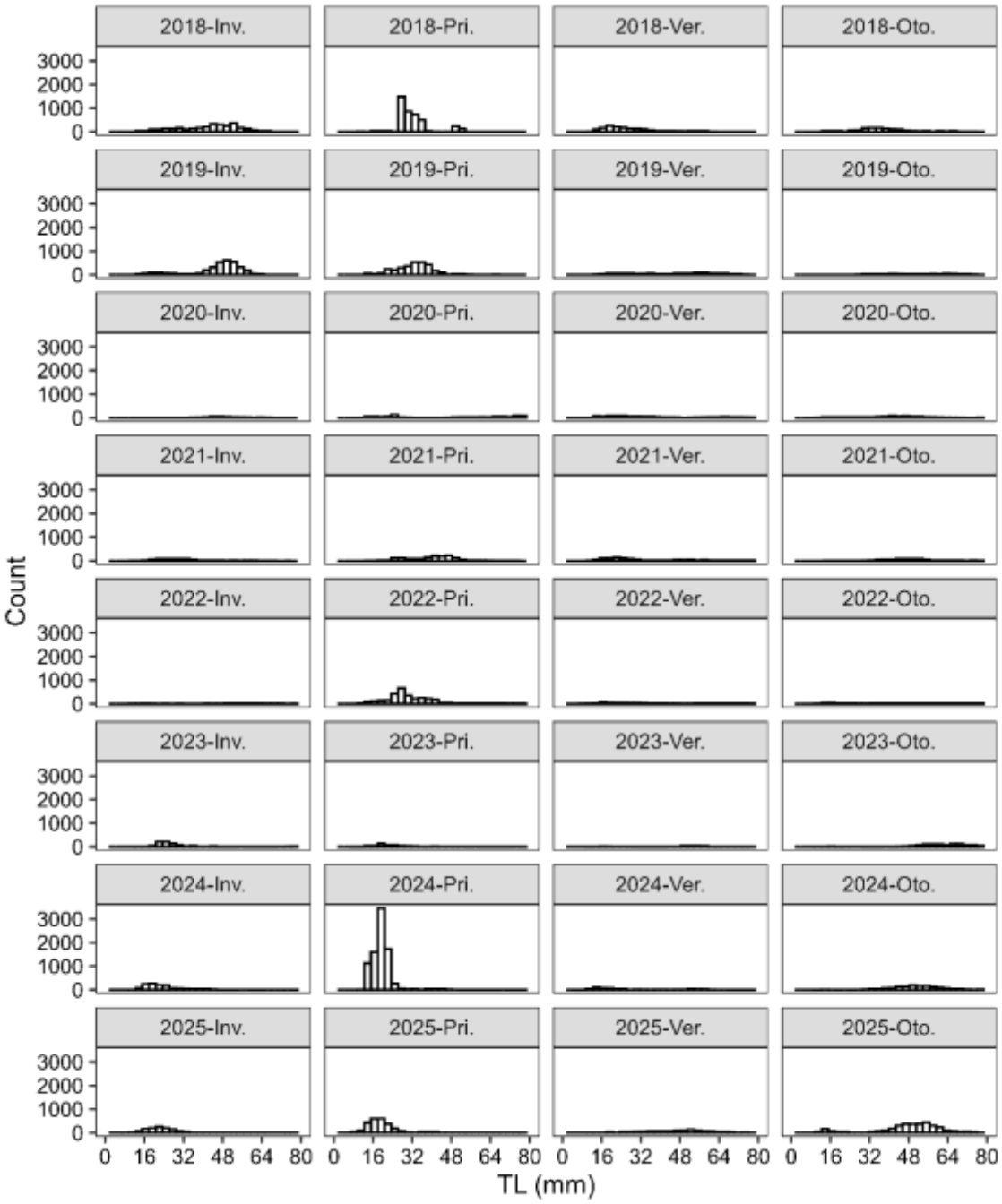


Figura 4.18. Diagramas de tallas estacionales de las poblaciones de *Atherina boyeri* en las áreas someras del Mar Menor durante el periodo de seguimiento 2018-2025.

Durante los muestreos realizados en el marco del presente proyecto, *A. boyeri* mostró una elevada frecuencia de aparición en las áreas someras del Mar Menor, recuperando los valores previos a los observados antes de los episodios de mortandad (Figura 4.19). En el periodo 2024-2025, la especie estuvo presente en aproximadamente el 75% de los arrastres efectuados en las localidades de estudio, alcanzando porcentajes superiores al 80% en primavera y otoño, lo que confirma su papel dominante en la comunidad íctiológica de estos ambientes.

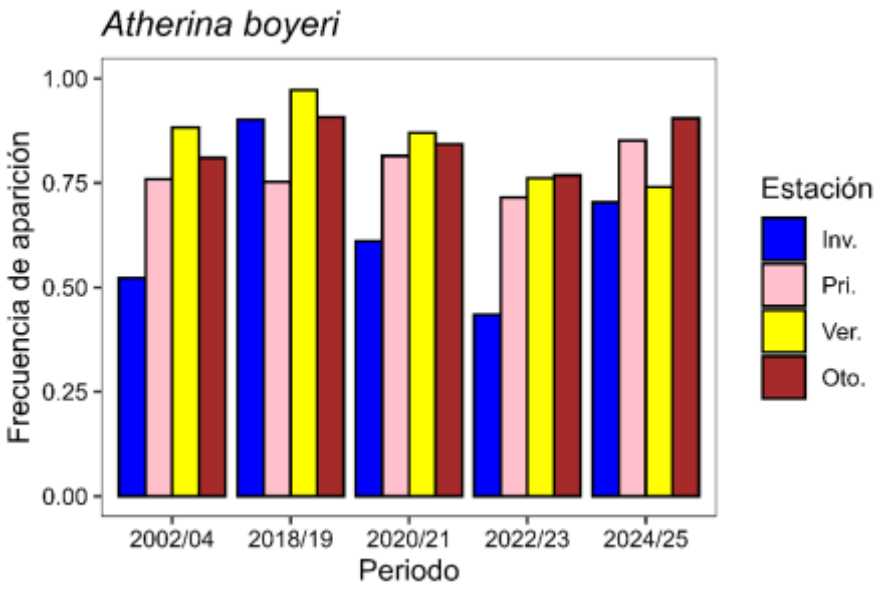


Figura 4.19. Evolución temporal de la frecuencia de aparición por arrastre de *Atherina boyeri* en las áreas someras del Mar Menor.

La tendencia poblacional de *A. boyeri* desde 2018 hasta la actualidad muestra diferentes fases bien definidas (Figura 4.20). La especie inicia la serie temporal con valores máximos de abundancia, para posteriormente experimentar un acusado declive durante el periodo eutrófico previo a las mortandades masivas. Los episodios de hipoxia registrados entre finales de 2019 y 2021 intensificaron esta dinámica negativa, afectando de forma significativa a sus poblaciones. A partir de 2023 se observa un cambio de tendencia, con un crecimiento sostenido en las áreas someras de la laguna, alcanzando en la actualidad valores similares a los registrados al inicio de la serie. Este patrón refleja la capacidad de recuperación de la especie en condiciones más favorables. Por otro lado, la interacción entre el factor confinamiento y el periodo evidencia variaciones en la distribución espacial de la abundancia. Tras las mortandades, *A. boyeri* se concentra de forma destacada en las aguas más renovadas (nivel de confinamiento 1), próximas a las golas, donde el intercambio con el Mediterráneo mejora la oxigenación (Figura 4.21).

En cualquier caso, la dinámica de esta especie, de elevado interés comercial y esencial para el equilibrio del ecosistema por su papel potencial como regulador de explosiones de fitoplancton, debería ser objeto de seguimiento a largo plazo por parte de las Administraciones competentes.

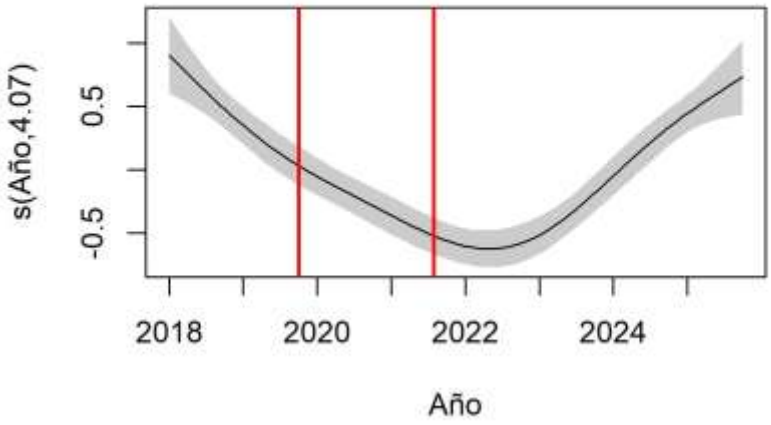


Figura 4.20. Modelo aditivo generalizado de la evolución trimestral del periodo 2018-2025 sobre la abundancia de *Atherina boyeri.* El eje "y" muestra el efecto estandarizado de la variable predictora sobre la variable respuesta. Los factores estación y sector de muestreo están incluidos para controlar la estructura de los datos.

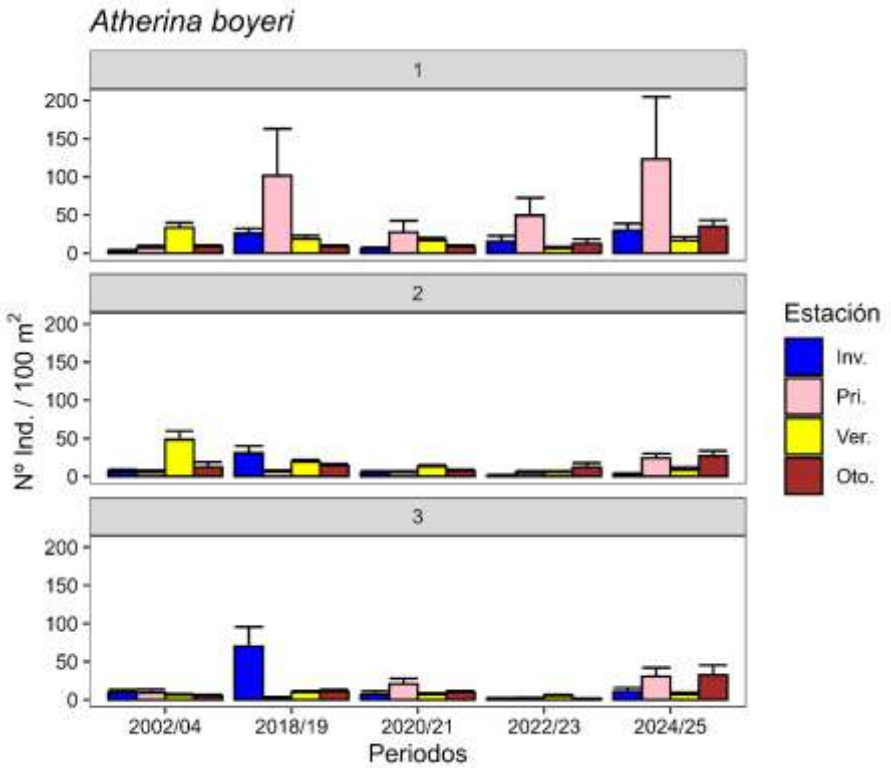


Figura 4.21. Evolución temporal de la abundancia de *Atherina boyeri* en las áreas someras del Mar Menor según los tres niveles de confinamiento defnidos para las localidades. Un nivel de confinamiento superior indica una menor tasa de renovación de agua en la localidad.

Salaria pavo (Gallerbo; Barriguda)

Salaria pavo es un blénido característico de ambientes costeros someros con elevada heterogeneidad de sustratos. Su distribución abarca estuarios, lagunas salobres y zonas intermareales, donde tolera amplios rangos de salinidad y temperatura. En el Mar Menor ocupa preferentemente fondos arenosos y rocosos bien oxigenados, especialmente cuando están colonizados por fanerógamas marinas (p. ej., *Cymodocea nodosa*) o macroalgas verdes (p. ej., *Caulerpa prolifera*), que aportan refugio y recursos tróficos. Su dieta se centra principalmente en crustáceos, moluscos y poliquetos, con consumo ocasional de algas y huevos. La reproducción (abril–septiembre) está marcada por la defensa territorial del macho, puesta en sustratos duros y cuidado parental de los huevos hasta la eclosión (Zander, 1986). En las áreas someras del Mar Menor, *S. pavo* es común y suele alcanzar altas abundancias.

La distribución de tallas descrita por la especie a lo largo del seguimiento confirma una fenología consistente entre años, con una ausencia prácticamente completa en invierno y un establecimiento progresivo en primavera (Figura 4.22). Este vacío invernal sugiere una retirada estacional a aguas más profundas y térmicamente más estables. En verano se observa el máximo de asentamiento juvenil, con distribuciones bimodales típicas (coexistencia de cohortes de reclutas y subadultos/adultos). En varios años (2023, 2024, 2025) el reclutamiento se prolonga hasta otoño, manteniendo la fracción juvenil.

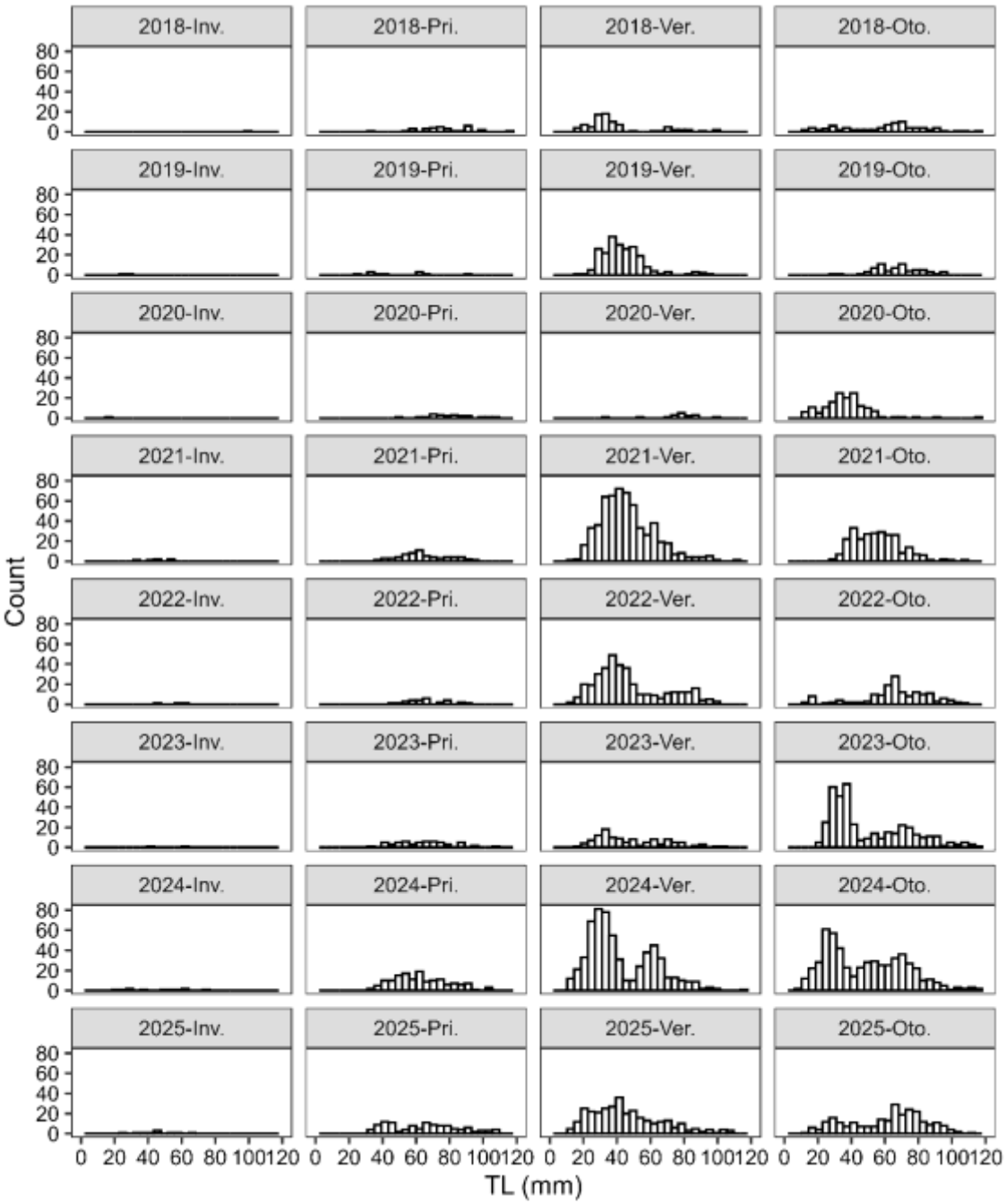


Figura 4.22. Diagramas de tallas estacionales de las poblaciones de *Salaria pavo* en las áreas someras del Mar Menor durante el periodo de seguimiento 2018-2025.

La frecuencia de aparición por arrastre de *S. pavo* muestra una tendencia ascendente a lo largo de la serie y alcanzó sus máximos en 2024–2025 (Figura 4.23). Mientras que en periodos previos el tope estacional se situó en torno al 70%, en los muestreos de verano y otoño de 2024–2025 la especie superó el 80% de presencia. Este incremento refleja una mayor ocupación espacial y temporal de las áreas someras, posiblemente asociada a la mejora en la idoneidad del hábitat para esta especie y a la persistencia de praderas vegetadas que le proporcionan refugio y alimento. El modelo aditivo generalizado confirma esta tendencia ascendente, aunque con un efecto estandarizado reducido, lo que indica un crecimiento gradual y sostenido más que cambios abruptos (Figura 4.24).

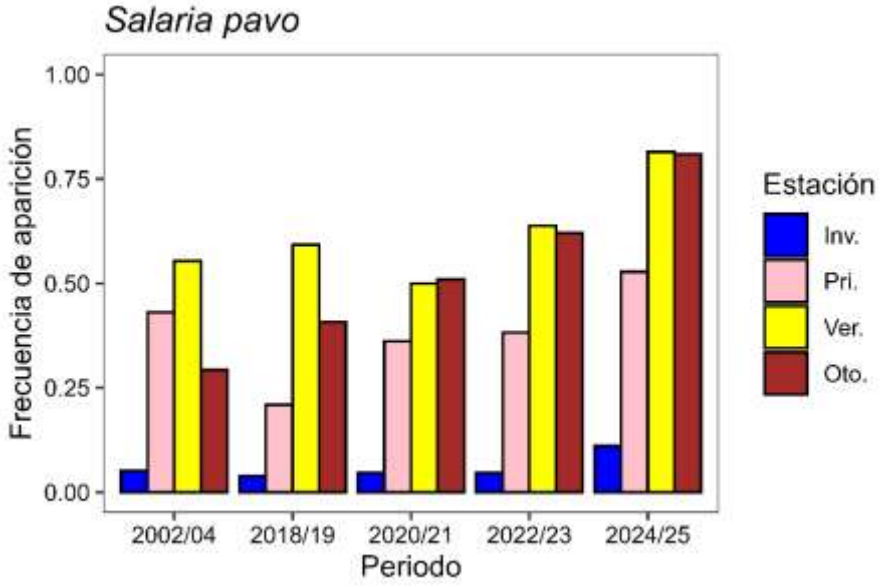


Figura 4.23. Evolución temporal de la frecuencia de aparición por arrastre de *Salaria pavo* en las áreas someras del Mar Menor.

El análisis espacial por niveles de confinamiento muestra incrementos generalizados, con máximos en verano y otoño y valores sistemáticamente bajos en invierno (Figura 4.25). Durante 2024-2025, los aumentos son más acusados en zonas de hidrodinamismo intermedio y bajo. Un hecho destacable se produce en otoño de 2025, cuando tras episodios de lluvias torrenciales y el desequilibrio ambiental descrito por otros grupos de investigación, que trabajan también en el Mar Menor (descensos de oxígeno disuelto y aumentos de clorofila en la cubeta sur), se detecta un incremento notable en las capturas en las cubetas sur y oeste. Este patrón reproduce señales observadas durante las mortandades de 2019 y 2021, lo que podría interpretarse como un efecto refugio ante condiciones adversas en zonas profundas. Cabe añadir, que además de este hipotético efecto refugio, *S. pavo* venía mostrando una tendencia temporal positiva en áreas someras.

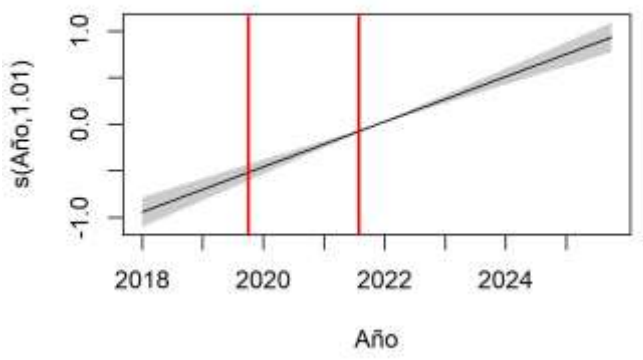


Figura 4.24. Modelo aditivo generalizado de la evolución trimestral del periodo 2018-2025 sobre la abundancia de *Salario pavo.* El eje "y" muestra el efecto estandarizado de la variable predictora sobre la variable respuesta. Los factores estación y sector de muestreo están incluidos para controlar la estructura de los datos.

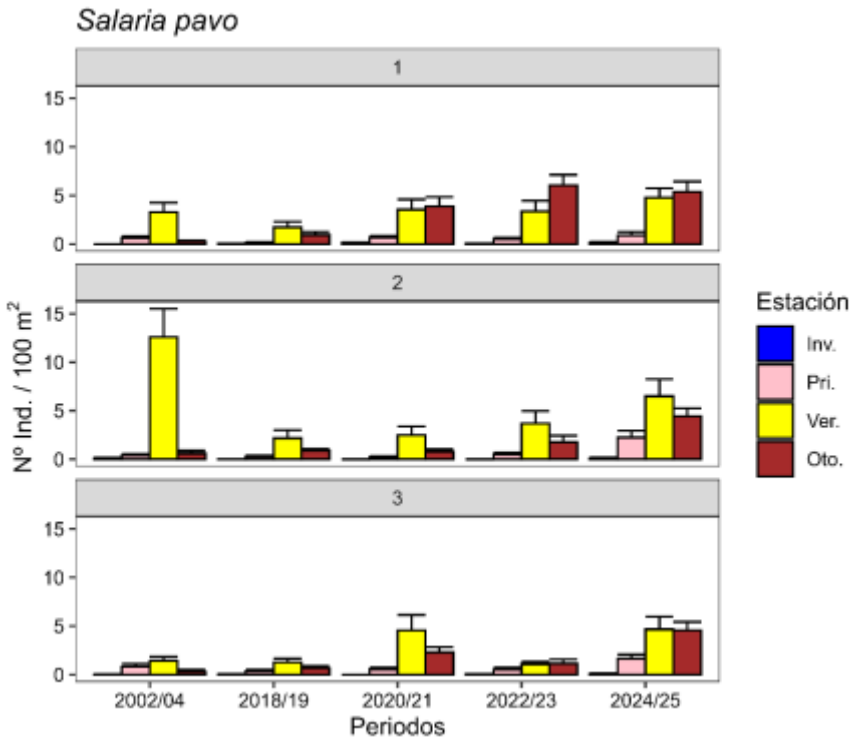


Figura 4.25. Evolución temporal de la abundancia de *Salaria pavo* en las áreas someras del Mar Menor según los tres niveles de confinamiento defnidos para las localidades. Un nivel de confinamiento superior indica una menor tasa de renovación de agua en la localidad.

Apricaphanius iberus (Fartet)

Apricaphanius iberus, perteneciente a la familia Ciprinodontidae, es una de las especies más amenazadas que habitan en el Mar Menor y constituye un elemento clave para la conservación de la biodiversidad en este ecosistema.

Se trata de un pez eurihalino y zoobentívoro, adaptado a ambientes de bajo hidrodinamismo como criptohumedales, salinas litorales y zonas someras, donde encuentra refugio y alimento. Su ciclo vital, oscila entre uno y tres años, permitiendo que los individuos nacidos al inicio del periodo reproductivo en primavera puedan reproducirse antes de finalizar la estación. Esta característica, junto con su capacidad para colonizar hábitats efímeros, confiere al fartet una notable plasticidad y potencial de dispersión, siendo los criptohumedales periféricos las principales áreas fuente para la recolonización.

A pesar de esta adaptabilidad, la especie es extremadamente vulnerable a la competencia con especies de peces exóticas e invasoras, como *Gambusia holbrooki*, cuya presencia en determinados hábitats compromete su supervivencia y éxito reproductivo. Por ello, las poblaciones más estables se localizan en ambientes salinos e hipersalinos. El Mar Menor y su entorno constituyen áreas prioritarias para la conservación del fartet a nivel regional y nacional (Oliva-Paterna et al., 2009; Ruiz-Navarro & Oliva-Paterna, 2017). En las áreas someras de la laguna, la especie se asocia principalmente a bahías naturales, zonas muy poco profundas y entornos de espigones y puertos deportivos, con especial relevancia en la cubeta sur, donde persisten poblaciones relictas vinculadas a criptohumedales próximos al litoral.

La estructura de tallas de *A. iberus* confirma que la actividad reproductiva se concentra en primavera, generando en verano una distribución bimodal que refleja la presencia simultánea de cohortes juveniles (0+) y adultas reproductoras (Figura 4.26). Sin embargo, durante 2023 y 2024 la especie apenas se detectó en áreas someras, y lo hizo casi exclusivamente en invierno. La ausencia de tallas juveniles en estos años indica una falta de poblaciones reproductoras estables en la laguna. Los individuos registrados en invierno probablemente correspondan a movimientos dispersivos desde zonas fuente o a poblaciones puntuales en hábitats efímeros con condiciones óptimas, como áreas someras dominadas por proliferación de algas flotantes. En contraste, las condiciones favorables observadas en 2025 han propiciado un incremento notable de las poblaciones, con un reclutamiento juvenil significativo durante el verano. Estas variaciones sugieren que la dinámica poblacional del fartet está fuertemente condicionada por factores densodependientes y por la disponibilidad temporal de hábitats adecuados, lo que dificulta la interpretación de tendencias a largo plazo.

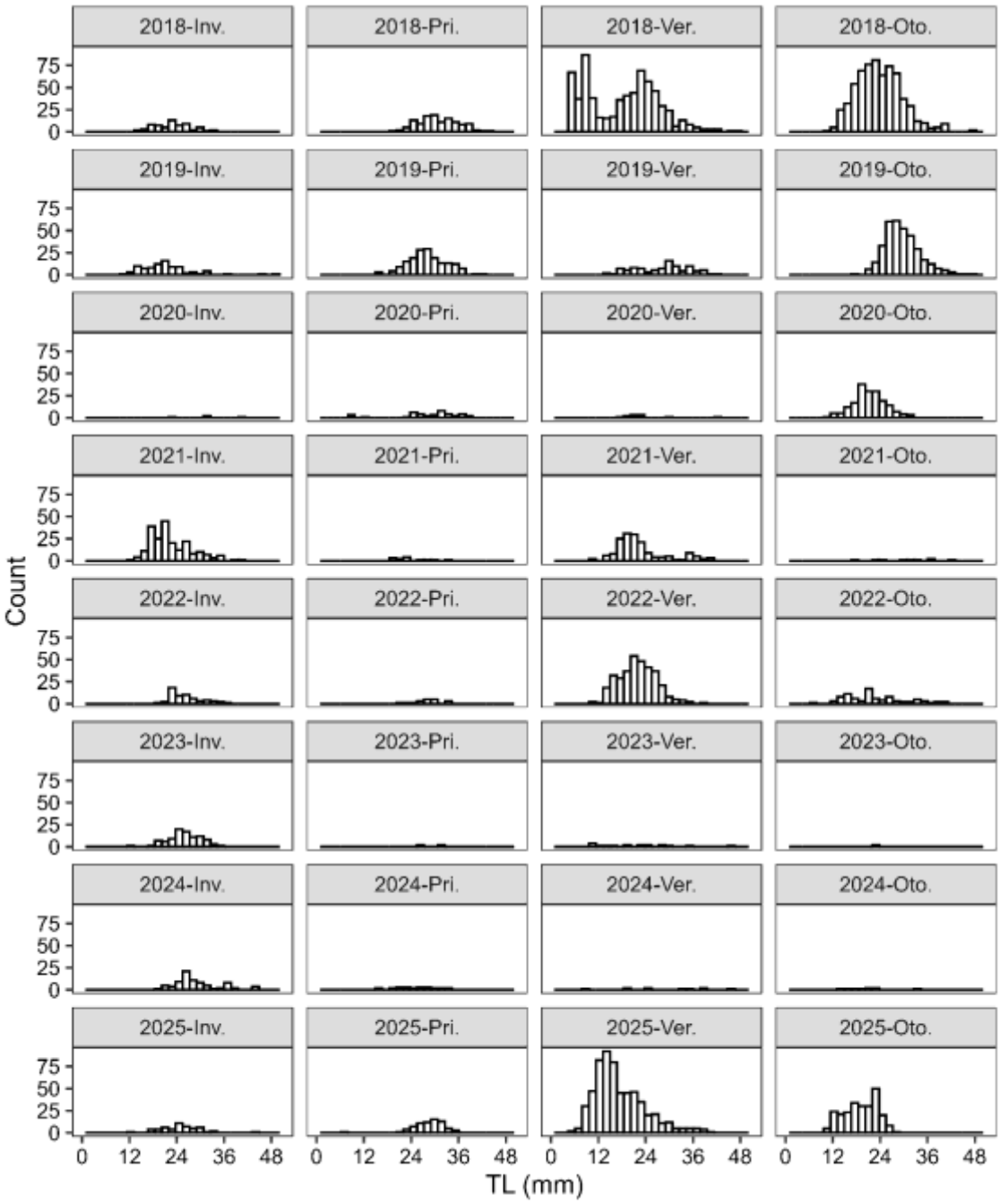


Figura 4.26. Diagramas de tallas estacionales de las poblaciones de *Apricaphanius iberus* en las áreas someras del Mar Menor durante el periodo de seguimiento 2018-2025.

La frecuencia de aparición refleja una marcada variabilidad estacional e interanual en las áreas someras del Mar Menor. Aunque la especie ha mostrado una tendencia negativa en su extensión durante los últimos años, en 2025 se observa un aumento sustancial de su presencia, especialmente en localidades de la cubeta sur y oeste (Figuras 4.27 y 4.28). Esta recuperación puntual contrasta con el patrón general de declive registrado en la serie temporal, donde solo el último año introduce una tendencia positiva (Figura

4.29). La interpretación de estos resultados debe realizarse con cautela, considerando la elevada densodependencia en las capturas y la influencia de factores estocásticos, como episodios de lluvias torrenciales o proliferación de algas filamentosas, que alteran la conectividad y la calidad del hábitat. En este contexto, las fluctuaciones observadas refuerzan la importancia de conservar los humedales periféricos del Mar Menor, que actúan como reservorios poblacionales y amortiguan el impacto de las crisis eutróficas sobre la especie. A pesar de su conexión intermitente con la laguna, estos enclaves mantienen cierto aislamiento funcional, y su conservación contribuye a la persistencia del fartet en el medio-largo plazo.

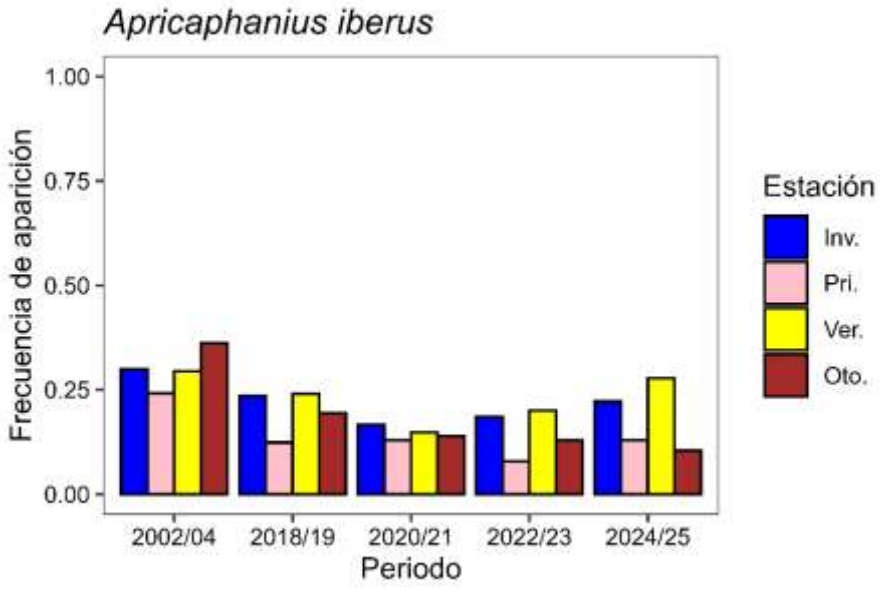


Figura 4.27. Evolución temporal de la frecuencia de aparición por arrastre de *Apricaphanius iberus* en las áreas someras del Mar Menor.

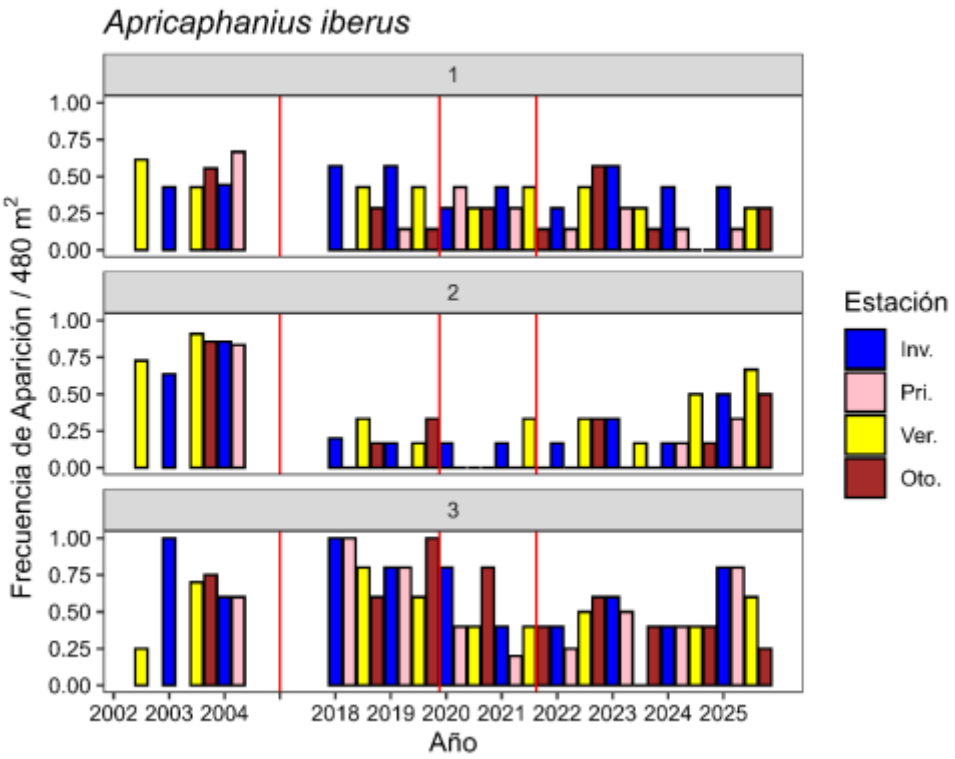


Figura 4.28. Evolución temporal de la frecuencia de aparición por localidad y nivel de confinamiento de *Apricaphanius iberus* en las áreas someras del Mar Menor. Las líneas rojas representan las crisis acontecidas en la laguna (mortandad de praderas marinas de 2016, mortandad de peces de 2019, mortandad de peces de 2021).

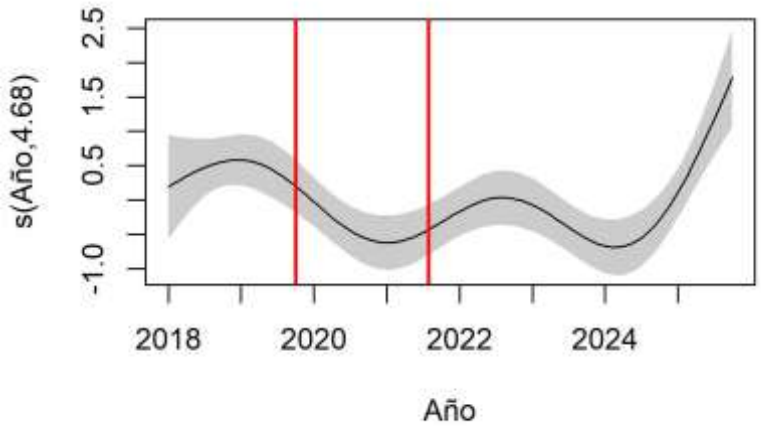


Figura 4.29. Modelo aditivo generalizado de la evolución trimestral del periodo 2018-2025 sobre la abundancia de *Apricaphanius iberus.* El eje "y" muestra el efecto estandarizado de la variable predictora sobre la variable respuesta. Los factores estación y sector de muestreo están incluidos para controlar la estructura de los datos.

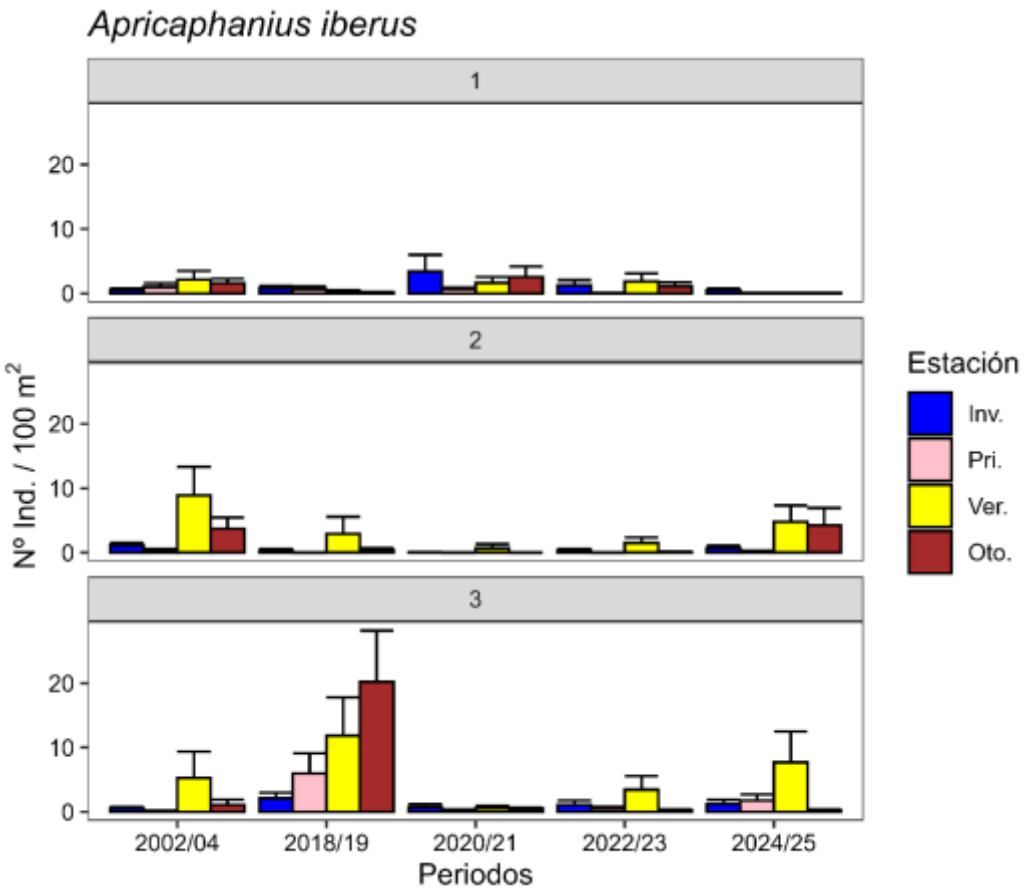


Figura 4.30. Evolución temporal de la abundancia de *Apricaphanius iberus* en las áreas someras del Mar Menor según los tres niveles de confinamiento defnidos para las localidades. Un nivel de confinamiento superior indica una menor tasa de renovación de agua en la localidad.

Gobius cobitis (Gobio de roca)

Esta especie, conocida comúnmente como gobio de roca, es uno de los representantes de mayor tamaño dentro de la familia Gobiidae, alcanzando longitudes de hasta 27 cm. Su morfología se caracteriza por una boca amplia y protráctil, adaptada para capturar presas relativamente grandes, lo que le confiere ventajas competitivas en entornos bentónicos. Esta especie ocupa preferentemente zonas costeras someras con fondos rocosos, aunque también se encuentra en charcas intermareales y humedales salobres próximos al litoral, mostrando una notable tolerancia a variaciones de salinidad y temperatura (Maugé, 1986). En el Mar Menor, su presencia está estrechamente vinculada a sustratos duros, siendo habitual en estructuras artificiales como espigones y cimentaciones de puertos deportivos (Verdiell-Cubedo et al., 2007).

El gobio de roca es una especie territorial y cuidadora, que deposita sus huevos adheridos a piedras, conchas y restos de moluscos, formando nidos que los machos defienden activamente frente a depredadores y competidores. Su dieta se compone principalmente de crustáceos y poliquetos, aunque puede incluir algas verdes, larvas y juveniles de otros peces (Miller, 1986). Este comportamiento, unido a su tamaño, le permite ejercer una fuerte presión competitiva sobre otras especies bentónicas residentes en las orillas del Mar Menor, como *Pomatoschistus marmoratus* (Verdiell-Cubedo et al., 2007).

El análisis de la fenología y estructura poblacional de *G. cobitis* en las áreas someras del Mar Menor revela un patrón irregular a lo largo de la serie temporal (Figura 4.31). Durante la mayor parte del periodo de estudio, la especie mostró una presencia discontinua y fluctuante, sin evidenciar una tendencia clara. Sin embargo, en 2025 se detecta un cambio significativo: la estación de primavera presenta una estructura de tallas bimodal, compuesta por una cohorte juvenil y otra de individuos adultos bien diferenciadas, lo que indica un asentamiento más marcado en estas fechas. En otoño, la distribución poblacional se homogeniza, mostrando una estructura normal dominada por ejemplares de tallas superiores a 50 mm, lo que sugiere la consolidación de individuos adultos tras el reclutamiento.

Este comportamiento podría interpretarse como una respuesta adaptativa a condiciones ambientales favorables en el último periodo, que han permitido a la especie utilizar las áreas someras como zonas de reproducción y reclutamiento. La presencia de juveniles en primavera y la persistencia de adultos en otoño apuntan a una dinámica poblacional más estable que en años anteriores, lo que podría tener implicaciones en la estabilización de sus

poblaciones a largo plazo y en la estructura funcional de las comunidades bentónicas del Mar Menor.

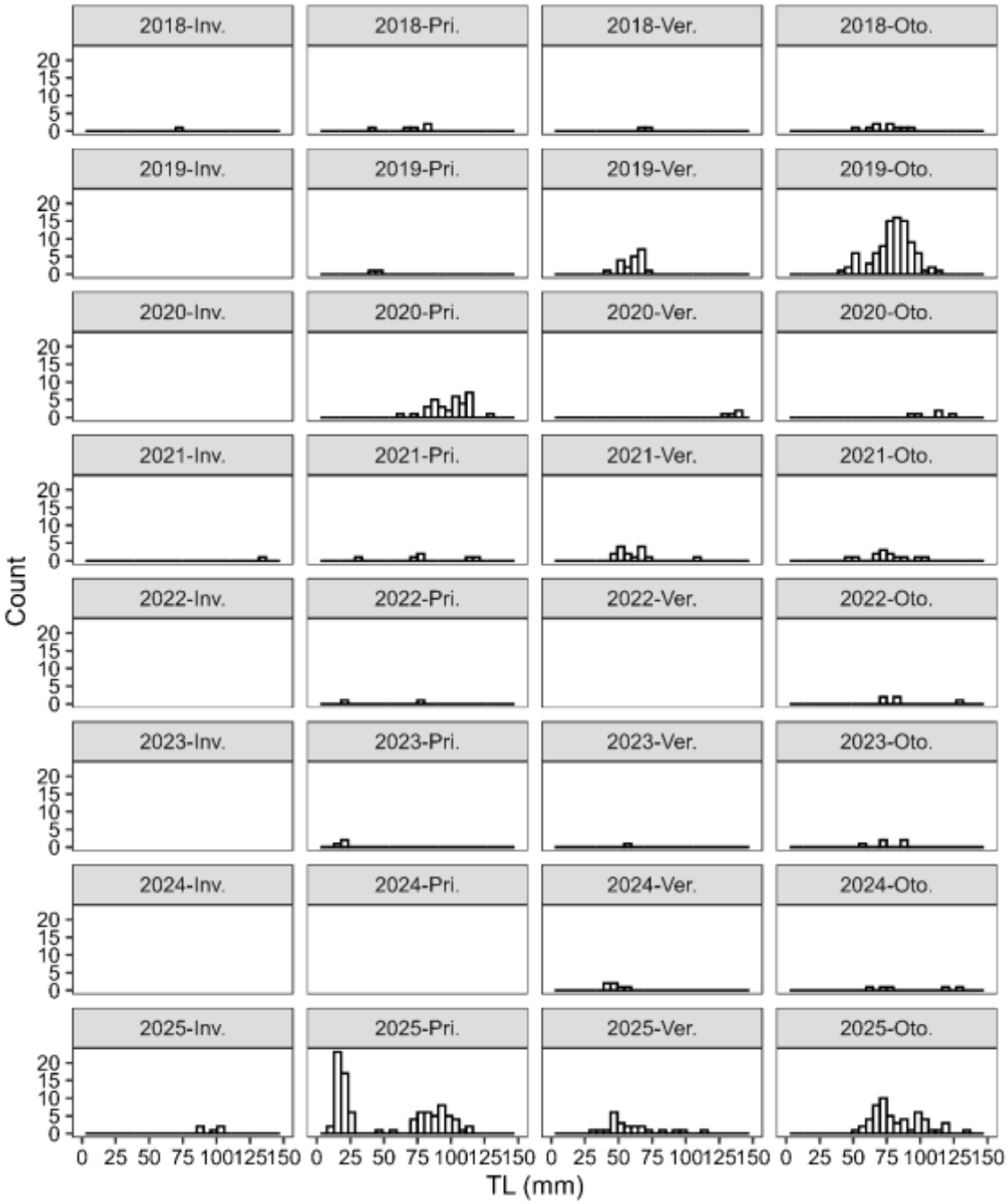


Figura 4.31. Diagramas de tallas estacionales de las poblaciones de *Gobius cobitis* en las áreas someras del Mar Menor durante el periodo de seguimiento 2018-2025.

El análisis de la frecuencia de aparición de *Gobius cobitis* en las áreas someras del Mar Menor revela un patrón claramente variable a lo largo de la serie temporal, con diferencias significativas entre periodos (Figura 4.32). Tras los episodios de mortandad masiva ocurridos en 2020-2021, la especie

experimentó una reducción notable en su presencia en las orillas del perímetro lagunar, lo que sugiere una respuesta negativa frente a las condiciones ambientales críticas que caracterizaron esta etapa. Esta disminución podría estar asociada tanto a la pérdida de hábitats adecuados por el incremento de sustrato limoso como a la alteración de la estructura trófica, factores que afectan especialmente a especies bentónicas de gran tamaño y comportamiento territorial. No obstante, los datos correspondientes al periodo 2024-2025, y en particular los obtenidos durante el último año de seguimiento, indican un cambio en esta tendencia. La especie muestra un incremento en su presencia en áreas someras, lo que podría interpretarse como una señal de recolonización o recuperación parcial de las poblaciones tras varios años de comprometida estabilidad ambiental. Este aumento coincide con la detección de estructuras poblacionales más completas, incluyendo cohortes juveniles y adultas, lo que refuerza la hipótesis de un asentamiento más consistente en estos hábitats. No obstante, este repunte podría ser fruto de variaciones interanuales, no implicando necesariamente un incremento de su presencia en las áreas someras a largo plazo, siendo conveniente seguir en el tiempo esta métrica para vislumbrar su evolución.

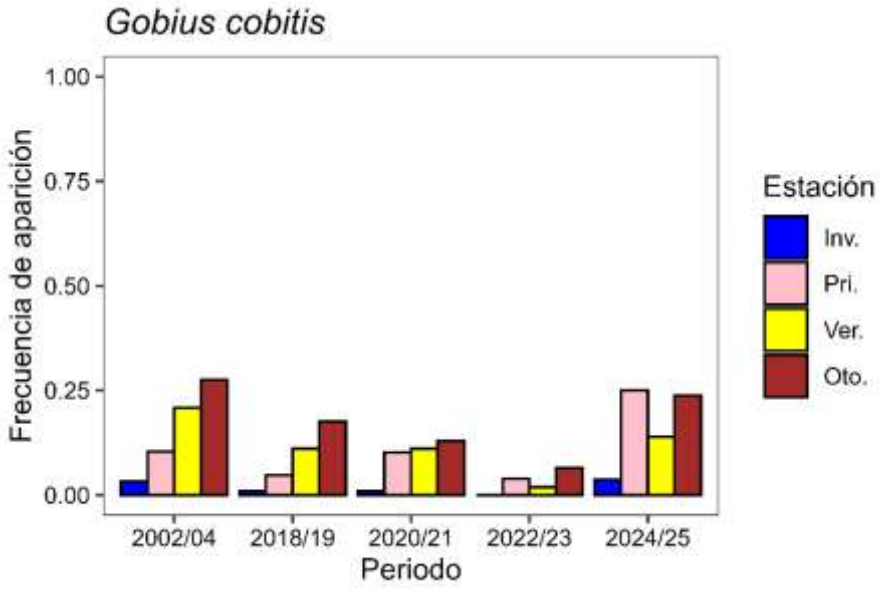


Figura 4.32. Evolución temporal de la frecuencia de aparición por arrastre de *Gobius cobitis* en las áreas someras del Mar Menor.

El análisis de la evolución poblacional de *G. cobitis* en la serie temporal 2018-2025 muestra un patrón marcado por la influencia de los eventos críticos ocurridos en la laguna. Durante los primeros años del seguimiento, la especie experimentó un incremento progresivo en su densidad, reflejando condiciones relativamente favorables para su asentamiento en áreas someras (Figura 4.33). Sin embargo, esta tendencia positiva se interrumpe con la aparición de los

episodios de mortandad masiva en 2019 y, especialmente, en 2020-2021, tras los cuales se observa un retroceso paulatino en sus poblaciones. Este declive coincide con la pérdida de calidad del hábitat y la alteración de las condiciones fisicoquímicas, factores que afectan de manera directa a especies bentónicas dependientes de sustratos duros.

En el último año de la serie, correspondiente a 2025, se detecta un cambio en esta dinámica: la especie muestra señales de expansión en las áreas someras, lo que podría interpretarse como una respuesta positiva a la estabilización ambiental y a la disponibilidad de microhábitats adecuados. No obstante, esta recuperación parcial debe contextualizarse con los datos históricos previos a la serie analizada. Durante el periodo de referencia (2002-2004), *G. cobitis* alcanzaba densidades significativamente superiores, con sus principales núcleos poblacionales localizados en la cubeta norte. En la actualidad, estas zonas no concentran las mejores poblaciones, lo que indica una redistribución espacial probablemente asociada a cambios profundos en la estructura del hábitat (Figura 4.34).

Entre los factores que explican este declive destaca el incremento generalizado de la fracción fangosa en los fondos de la laguna, consecuencia de procesos de sedimentación. Este fenómeno reduce la disponibilidad de conchas y rocas, elementos esenciales para la reproducción de la especie, ya que son utilizados para la fijación de puestas y la formación de nidos. La disminución de estos recursos limita la capacidad reproductiva y, por tanto, la persistencia de poblaciones estables en las áreas someras. En este contexto, la recuperación observada en 2025 podría responder tanto a una mejora puntual en la calidad del hábitat como a la capacidad de recolonización de la especie, aunque aún lejos de los niveles históricos que caracterizaban su presencia en el Mar Menor.

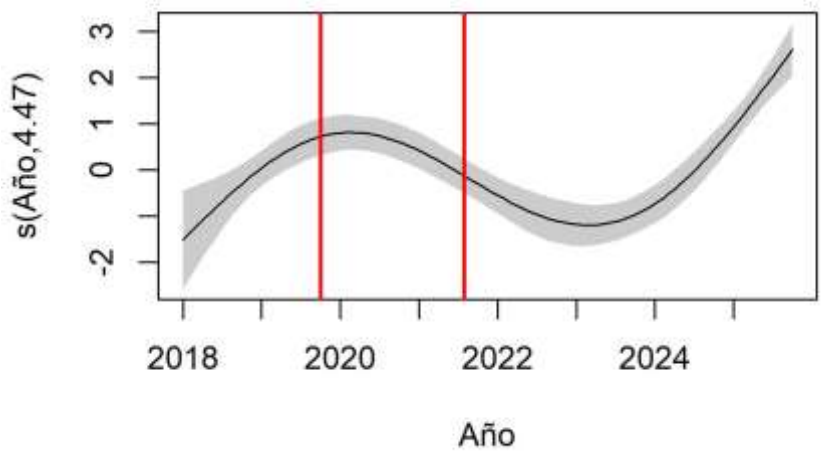
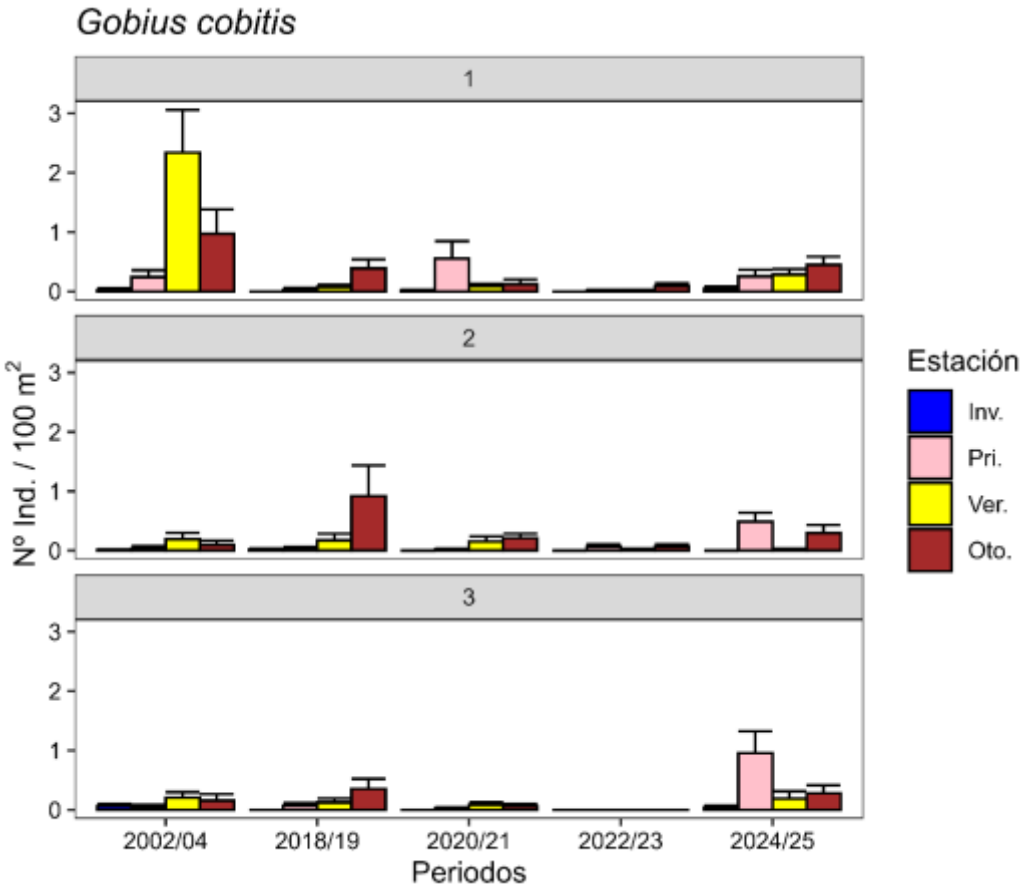


Figura 4.33. Modelo aditivo generalizado de la evolución trimestral del periodo 2018-2025 sobre la abundancia de *Gobius cobitis.* El eje "y" muestra el efecto estandarizado de la variable predictora sobre la variable respuesta. Los factores estación y sector de muestreo están incluidos para controlar la estructura de los datos.



Financiado por la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia

Figura 4.34. Evolución temporal de la abundancia de *Gobius cobitis* en las áreas someras del Mar Menor según los tres niveles de confinamiento defnidos para las localidades. Un nivel de confinamiento superior indica una menor tasa de renovación de agua en la localidad.

Gobius niger (Gobio negro; Chaparrudo)

Gobius niger, uno de los góbidos más representativos del litoral mediterráneo, pertenece a la familia Gobiidae y se caracteriza por su amplia distribución y elevada tolerancia a variaciones de salinidad y temperatura. Esta plasticidad le permite colonizar una gran diversidad de ambientes, desde lagunas costeras hasta zonas profundas del talud continental (Miller, 1986). Aunque puede ocupar hábitats heterogéneos, muestra preferencia por fondos blandos con presencia de arena o limo, donde excava madrigueras y se refugia entre restos orgánicos y vegetación. En el Mar Menor, su presencia se asocia principalmente a playas con granulometría elevada y a fondos cubiertos por praderas marinas, que le proporcionan refugio y recursos tróficos.

Al igual que otros góbidos, *G. niger* es una especie territorial, defendiendo áreas con abundancia de rocas y conchas que utiliza como escondites y superficies para la fijación de puestas. Su ciclo reproductivo se inicia con el aumento de las temperaturas a comienzos de primavera y se prolonga hasta finales de verano, alcanzando su máximo en junio (Miller, 1986). La dieta es fundamentalmente bentónica, compuesta por poliquetos, crustáceos, moluscos y equinodermos, aunque puede incluir peces de pequeño tamaño, especialmente alevines.

El análisis de la estructura de tallas en las áreas someras del Mar Menor debe interpretarse con cautela, ya que la abundancia y distribución de tamaños han estado condicionadas por los episodios críticos que ha sufrido la laguna en los últimos años. Durante las mortandades masivas, los ejemplares se concentraron en zonas someras, incrementando las capturas y alterando la percepción de su fenología real. Considerando esta limitación, los datos sugieren que el asentamiento de cohortes juveniles (0+) se produce principalmente en verano (Figura 4.35), mientras que en otoño la estructura poblacional tiende a normalizarse, con predominio de individuos de mayor talla. Sin embargo, en los últimos años (2024-2025) se ha registrado un número muy reducido de ejemplares en áreas someras, destacando la ausencia casi total de juveniles, lo que indica una restricción en el uso de estos hábitats.

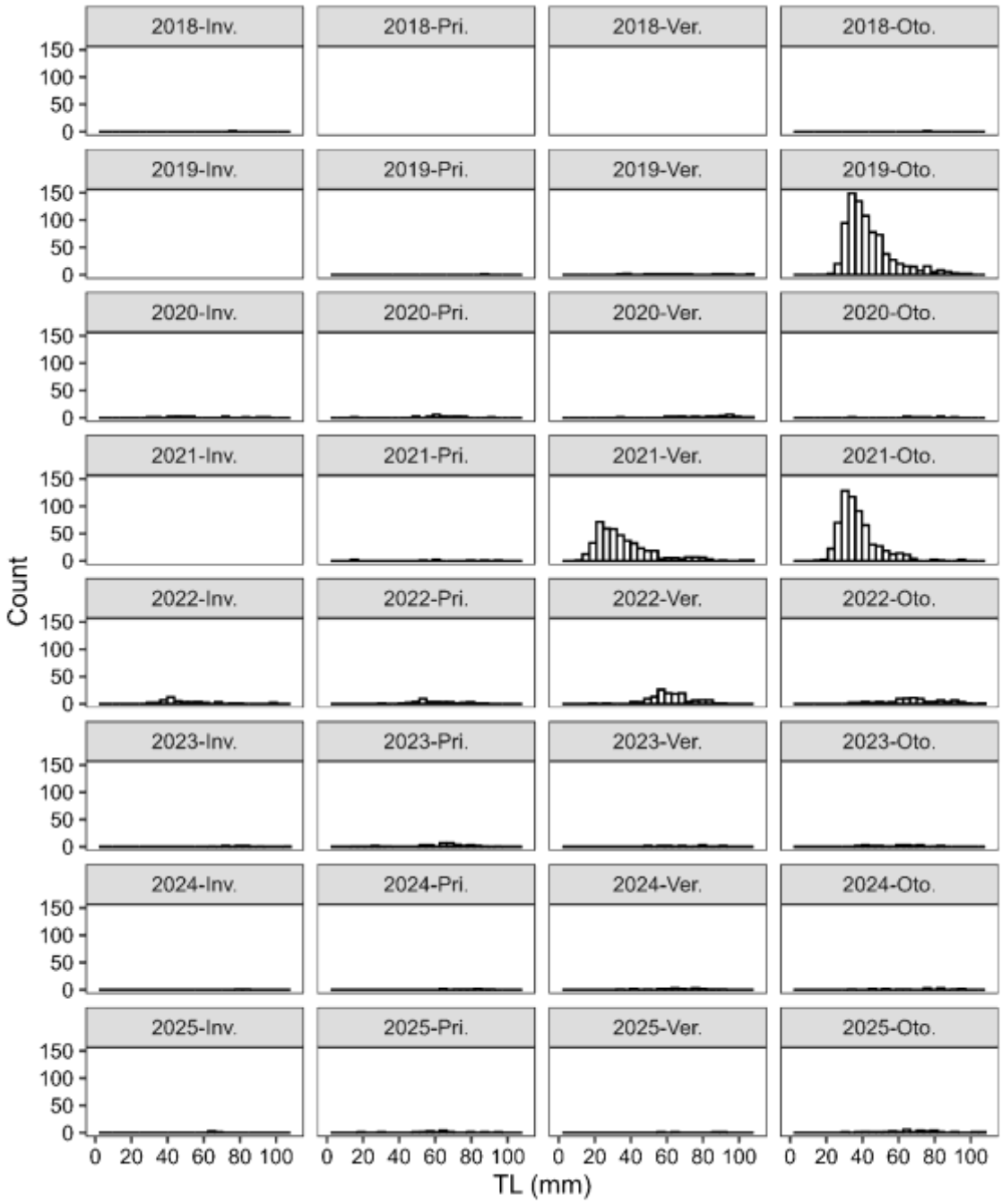


Figura 4.35. Diagramas de tallas estacionales de las poblaciones de *Gobius niger* en las áreas someras del Mar Menor durante el periodo de seguimiento 2018-2025.

El análisis de la frecuencia de aparición de *Gobius niger* en las áreas someras del Mar Menor revela una marcada fluctuación a lo largo de la serie temporal, reflejando la sensibilidad de la especie frente a los cambios ambientales que han afectado a la laguna en las últimas décadas (Figura 4.36). Durante el periodo de referencia (2002-2004), la especie mostraba una presencia elevada en primavera y otoño, alcanzando aproximadamente el 50% de los arrastres realizados. Este patrón indicaba una ocupación estable de los hábitats someros, probablemente favorecida por la disponibilidad de sustratos heterogéneos y la ausencia de episodios críticos en la calidad del agua. Sin embargo, la situación cambió de forma drástica en los muestreos realizados entre 2018 y 2019, cuando la frecuencia de aparición descendió a valores inferiores al 10%. Esta reducción coincide con el inicio de procesos de deterioro ambiental que afectaron a la laguna, incluyendo el incremento de la fracción fangosa en los fondos y cambios en la complejidad estructural, factores que limitan la disponibilidad de refugios y superficies para la reproducción. De manera puntual, en otoño de 2019 se registró un aumento inesperado en la presencia de la especie, alcanzando valores similares a los del periodo de referencia, que se mantuvieron hasta el periodo 2022-2023. Este repunte se interpreta como un comportamiento de refugio en áreas someras ante el estrés ambiental que precedió a las mortandades masivas ocurridas en 2019 y 2021. No obstante, los datos obtenidos en los muestreos de 2024 y 2025 reflejan una disminución acusada en la presencia de la especie en estos hábitats críticos, consolidando una tendencia negativa que podría estar asociada a la estabilización o recuperación de fondos más profundos de la laguna y el cese de movimientos en busca de refugio hacia las orillas.

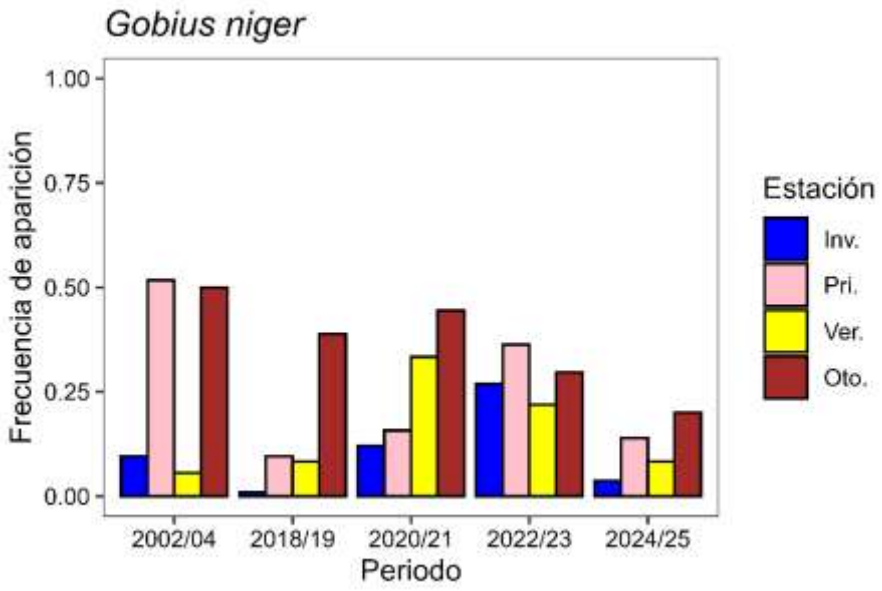


Figura 4.36. Evolución temporal de la frecuencia de aparición por arrastre de *Gobius niger* en las áreas someras del Mar Menor.

La evolución poblacional de *Gobius niger* en el Mar Menor refleja una estrecha relación con los episodios críticos que han afectado a la laguna en los últimos años (Figura 4.37). El análisis de abundancia muestra un patrón paralelo al observado en la frecuencia de aparición, aunque con variaciones más acusadas. Durante el periodo inicial de la serie temporal 2018-2025, la densidad de la especie se mantenía en niveles moderados, pero esta situación cambió drásticamente con la llegada de los fenómenos de hipoxia y el deterioro del fondo lagunar, que se intensificaron entre 2019 y finales de 2021. En este intervalo, el número de individuos capturados en áreas someras se disparó, lo que se interpreta como un comportamiento de desplazamiento hacia zonas menos profundas en busca de condiciones más favorables frente al colapso ambiental en sectores profundos. Una vez superada esta fase crítica, las poblaciones de *G. niger* mostraron cierta estabilidad durante 2022, sin alcanzar los valores extremos registrados en los años anteriores. Sin embargo, a partir de 2023 se observa un descenso progresivo en la densidad en áreas someras, tendencia que se consolida en los muestreos de 2024 y 2025. La tendencia poblacional de *Gobius niger* evidencia una respuesta adaptativa frente a perturbaciones extremas, seguida de una redistribución espacial condicionada por la mejora ambiental (Figura 4.38).

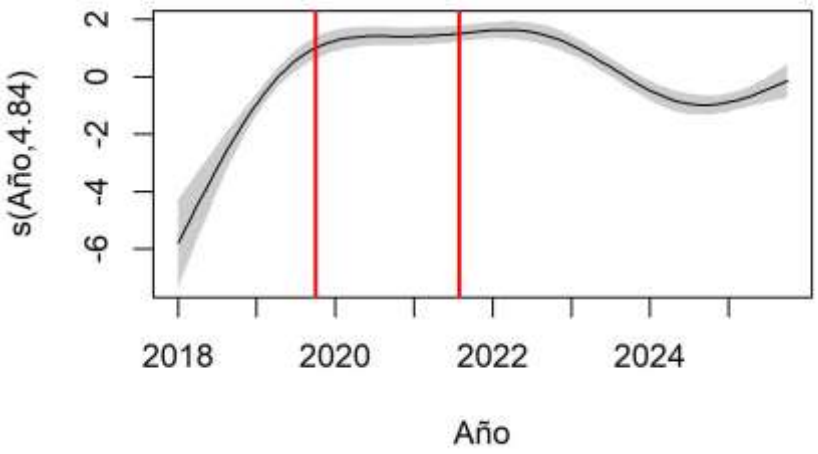


Figura 4.37. Modelo aditivo generalizado de la evolución trimestral del periodo 2018-2025 sobre la abundancia de *Gobius niger.* El eje “y” muestra el efecto estandarizado de la variable predictora sobre la variable respuesta. Los factores estación y sector de muestreo están incluidos para controlar la estructura de los datos.

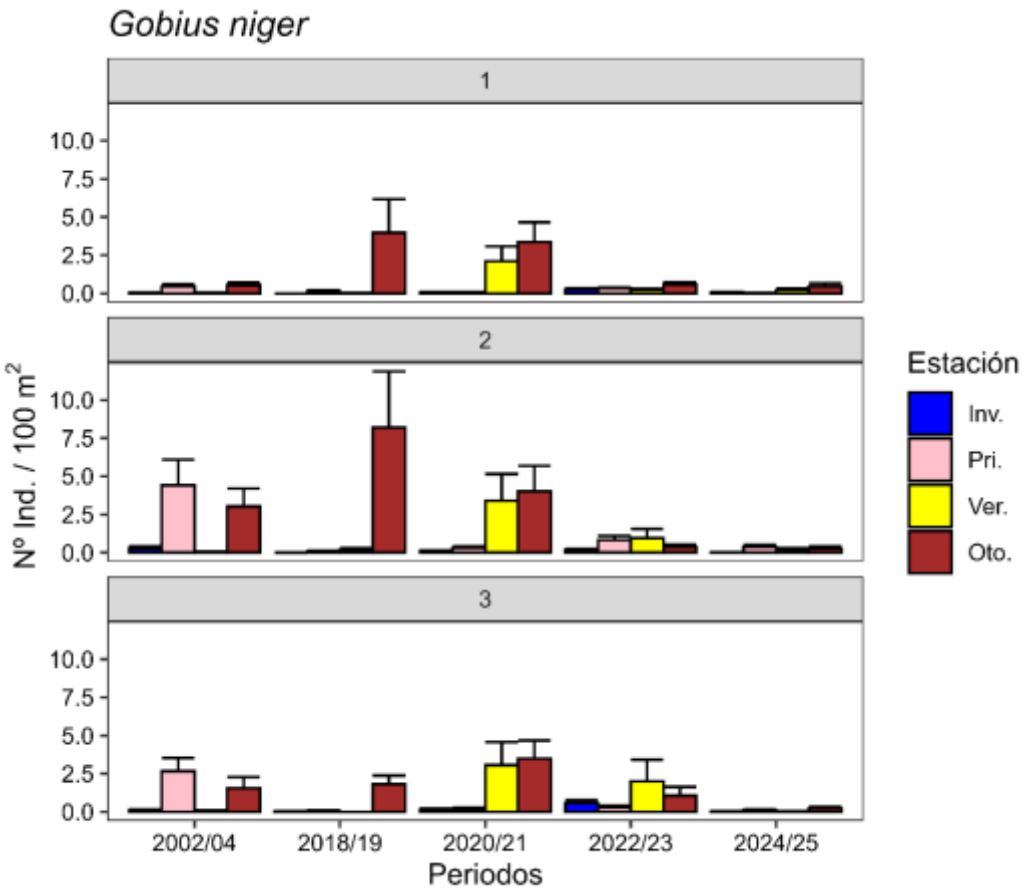


Figura 4.38. Evolución temporal de la abundancia de *Gobius niger* en las áreas someras del Mar Menor según los tres niveles de confinamiento defnidos para las localidades. Un nivel de confinamiento superior indica una menor tasa de renovación de agua en la localidad.

Gobius paganellus (Cabozo, Borriquete)

Especie ampliamente distribuida en el Mediterráneo, donde ocupa una gran diversidad de hábitats, desde zonas intermareales hasta fondos más profundos. Aunque presenta cierta plasticidad ecológica, muestra preferencia por sustratos rocosos poco profundos, donde encuentra refugio y superficies para la reproducción, así como por áreas con vegetación marina y fondos arenosos. Los machos pueden alcanzar hasta 12 cm de longitud total, y la madurez sexual se alcanza entre los dos y tres años. Su ciclo reproductivo en el Mediterráneo se desarrolla principalmente en invierno y primavera, periodo en el que los huevos son depositados bajo piedras o conchas y custodiados por el macho hasta la eclosión. La dieta está compuesta fundamentalmente por pequeños crustáceos y poliquetos, lo que refleja su carácter macrobentívoro.

En el Mar Menor, el análisis de la estructura poblacional de *G. paganellus* en áreas someras se ha centrado en los datos obtenidos en 2024, ya que durante 2025 y en el resto de los años de seguimiento las capturas han sido mínimas (Figura 4.39), limitando así la posibilidad de caracterizar su fenología. Los resultados indican que el asentamiento de juveniles en zonas someras ocurre principalmente en primavera, coincidiendo con el periodo reproductivo de la especie. Las poblaciones detectadas en verano y otoño parecen corresponder al desarrollo de esta cohorte juvenil, ya que no se observa una distribución bimodal que incluya individuos adultos. Este patrón sugiere que las áreas someras del Mar Menor actúan como zonas de asentamiento y desarrollo juvenil, más que como hábitats seleccionados por adultos reproductores.

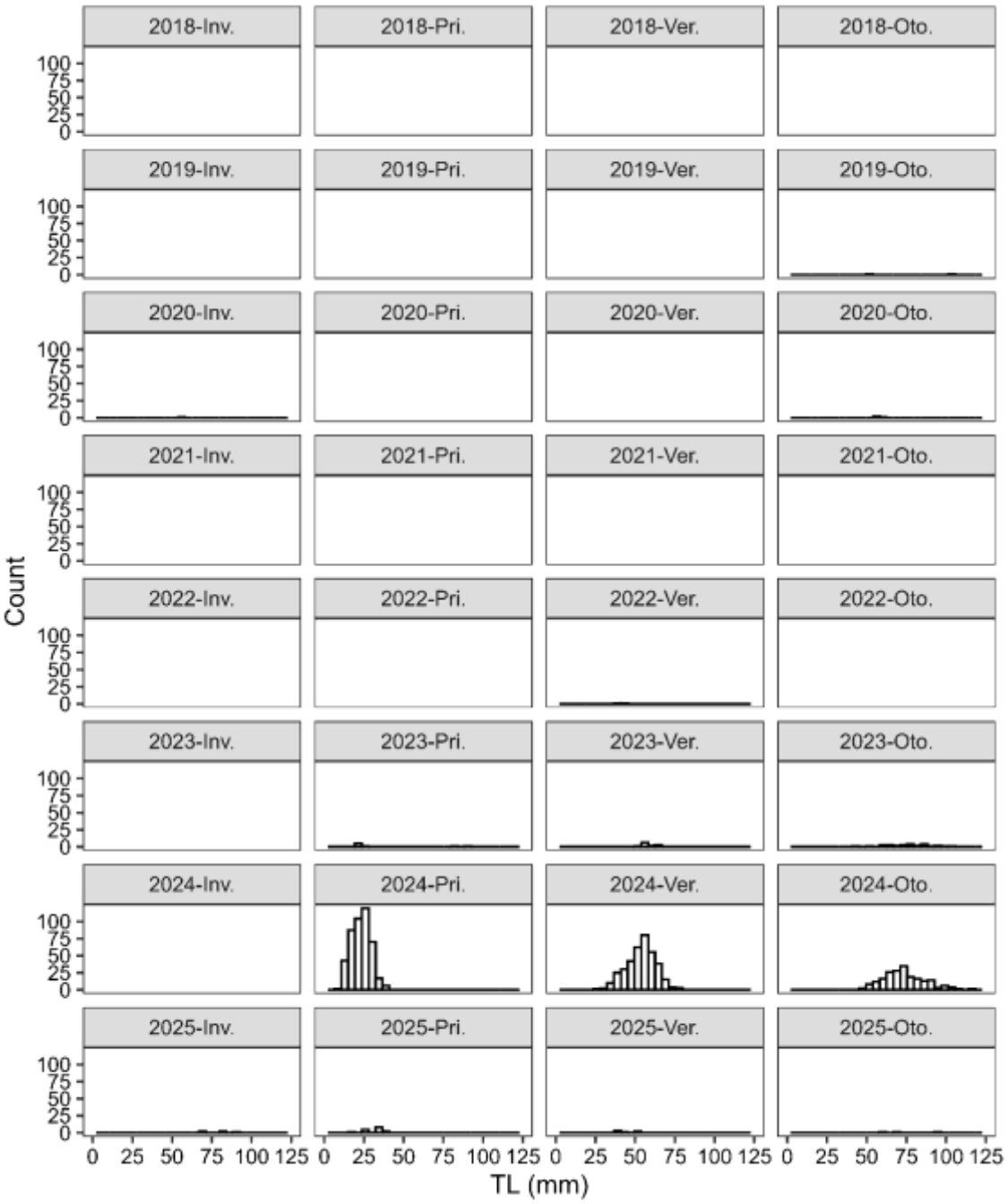


Figura 4.39. Diagramas de tallas estacionales de las poblaciones de *Gobius paganellus* en las áreas someras del Mar Menor durante el periodo de seguimiento 2018-2025.

El análisis temporal de la frecuencia de aparición de *Gobius paganellus* en las áreas someras del Mar Menor revela un patrón claramente condicionado por los cambios ambientales ocurridos en la laguna en los últimos años (Figura 4.40). Tras los episodios de mortandad masiva registrados en 2020-2021, la especie mostró un incremento inicial en su presencia, lo que sugiere un comportamiento de desplazamiento hacia zonas menos profundas en respuesta a las condiciones críticas que afectaron a los hábitats más profundos. Este aumento, aunque puntual, refleja la capacidad de la especie para utilizar las áreas someras como refugio en situaciones de estrés ambiental.

Sin embargo, la dinámica más relevante se observa en el periodo 2024-2025, cuando *G. paganellus* pasa de ser una especie ocasional a convertirse en un componente habitual de las comunidades de peces en las áreas someras. Durante este intervalo, su presencia se registra de forma consistente en los muestreos realizados en primavera, verano y otoño, lo que indica una utilización más estable y prolongada de estos hábitats. Cabe destacar que la mayoría de los registros corresponden al año 2024, lo que sugiere un pico reproductivo o una elevada llegada de larvas procedentes de zonas externas al perímetro lagunar. No obstante, es necesario interpretar los resultados con cautela, ya que la variabilidad interanual y la influencia de factores estocásticos, pueden alterar significativamente la distribución espacial y dinámica de la especie.

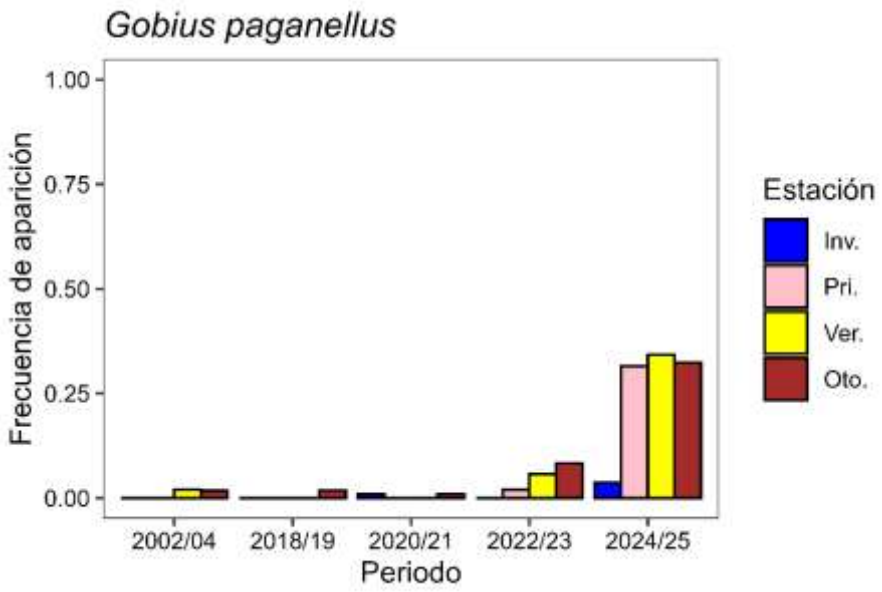


Figura 4.40. Evolución temporal de la frecuencia de aparición por arrastre de *Gobius paganellus* en las áreas someras del Mar Menor.

El análisis de la evolución poblacional de *Gobius paganellus* en las áreas someras del Mar Menor evidencia una marcada variabilidad temporal, estrechamente vinculada a los cambios ambientales que han afectado a la

laguna en los últimos años (Figura 4.41). Durante la fase previa a los episodios de mortandad masiva, la especie mostró un incremento gradual en su densidad (Figura 4.42). Sin embargo, esta tendencia se interrumpe con la llegada de las crisis eutróficas críticas, momento en el que su presencia en las orillas de la laguna pasa a ser anecdótica. Tras la superación de esta etapa crítica, la especie experimenta un nuevo incremento sostenido en su densidad, alcanzando en 2024 los valores máximos registrados en toda la serie temporal. No obstante, los datos obtenidos en 2025 muestran un cambio abrupto, reduciéndose de nuevo la presencia de *G. paganellus*. Esta disminución plantea interrogantes sobre la dinámica poblacional de la especie y la naturaleza del incremento observado en 2024. Es posible que el pico de capturas sea un fenómeno asociado a la llegada masiva de larvas procedentes de otros hábitats de la laguna —como espigones, puertos deportivos o entornos rocosos de las islas— e incluso del Mar Mediterráneo. Este patrón sugiere que las áreas someras del Mar Menor podrían actuar como zonas de reclutamiento temporal más que como hábitats seleccionados por adultos reproductores, lo que refuerza la idea de una dinámica poblacional dependiente de la conectividad con ambientes externos.

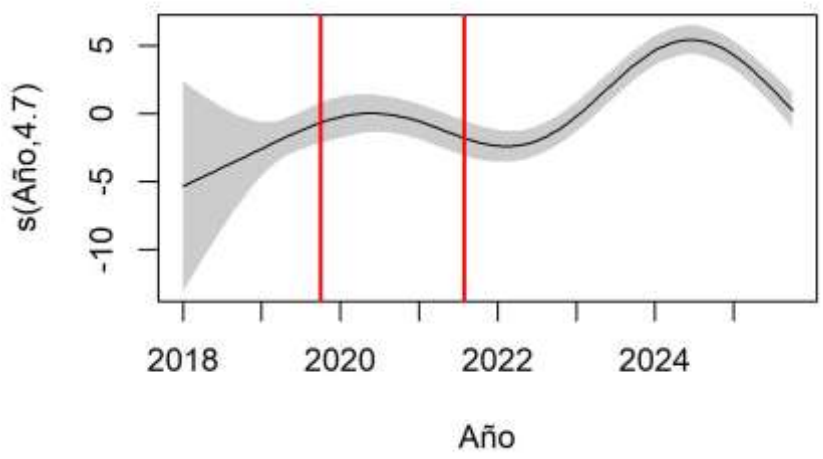


Figura 4.41. Modelo aditivo generalizado de la evolución trimestral del periodo 2018-2025 sobre la abundancia de *Gobius paganellus.* El eje “y” muestra el efecto estandarizado de la variable predictora sobre la variable respuesta. Los factores estación y sector de muestreo están incluidos para controlar la estructura de los datos.

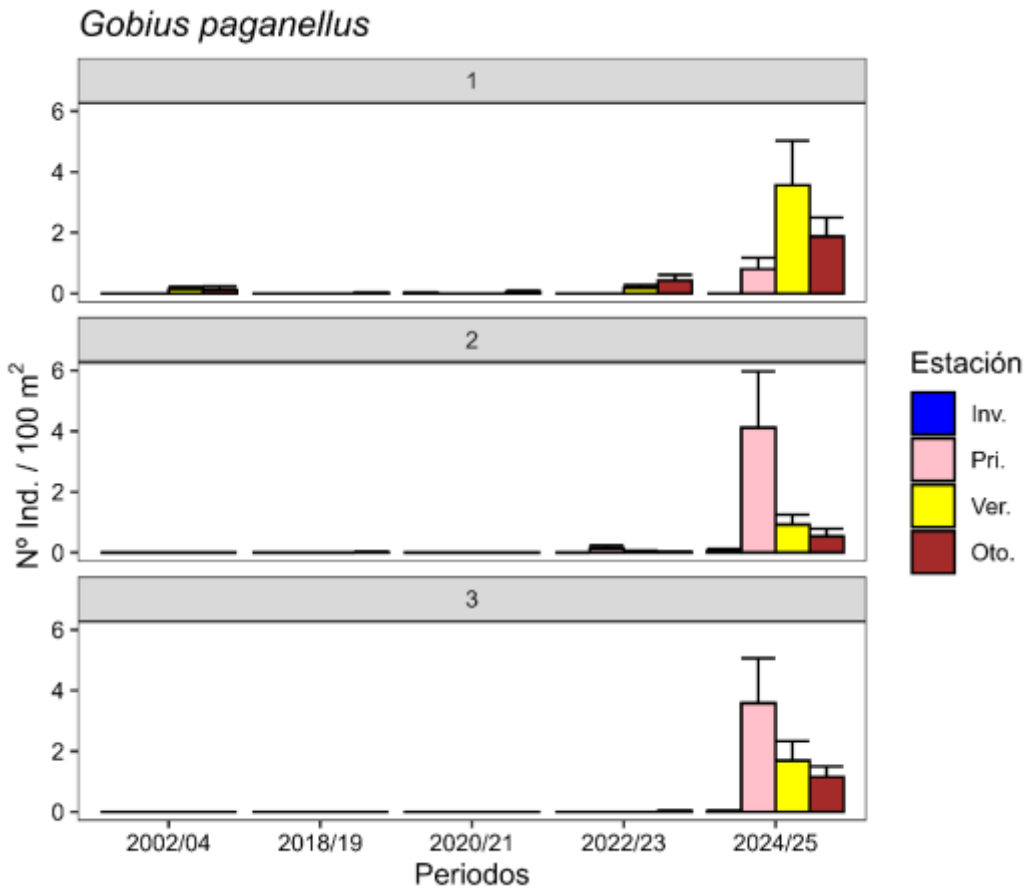


Figura 4.42. Evolución temporal de la abundancia de *Gobius paganellus* en las áreas someras del Mar Menor según los tres niveles de confinamiento defnidos para las localidades. Un nivel de confinamiento superior indica una menor tasa de renovación de agua en la localidad.

Pomatoschistus marmoratus (Zorrita, Gobio de arena)

Pomatoschistus marmoratus es una de las especies más representativas de la familia Gobiidae en el Mediterráneo. Se trata de un pez bentónico eurihalino y zoobentívoro cuya dieta se compone principalmente de pequeños invertebrados bentónicos, como poliquetos, crustáceos y moluscos. Esta especie muestra preferencia por fondos arenosos en zonas someras, donde alcanza un elevado grado de mimetismo que le permite adaptarse a hábitats de transición. En el Mar Menor, *P. marmoratus* se comporta como una especie residente que selecciona áreas poco profundas, desarrollando un ciclo vital corto, inferior a dos años (Mazzoldi & Rasotto, 2001), y mostrando una alta sensibilidad a la competencia con otras especies bentónicas de mayor tamaño (Verdiell-Cubedo et al., 2007).

El ciclo reproductivo de *P. marmoratus* presenta una notable plasticidad, con la posibilidad de desarrollar dos picos anuales. Los individuos nacidos en el primero son capaces de reproducirse en el segundo, lo que refleja una estrategia adaptativa frente a la variabilidad ambiental (Koutrakis et al., 2009; Fouda et al., 1993; Mazzoldi & Rasotto, 2001). En las zonas someras del Mar Menor, estudios previos han documentado el reclutamiento de juveniles durante el verano (Verdiell-Cubedo et al., 2008), aunque el análisis de series temporales más amplias indica que las fechas de reclutamiento fluctúan interanualmente y tienden a concentrarse en invierno, primavera y, ocasionalmente, verano. Esta flexibilidad reproductiva se interpreta como una respuesta a condiciones de estrés ambiental, fenómeno recurrente en sistemas de transición como el Mar Menor.

En cuanto a la estructura poblacional, durante las estaciones otoñales se observa un predominio de individuos que superan los 24 mm de longitud (Figura 4.43), lo que sugiere la presencia mayoritaria de cohortes adultas. Sin embargo, la dinámica de reclutamiento no sigue un patrón fijo: mientras que trabajos anteriores describieron un reclutamiento estival, los datos recientes confirman variaciones significativas entre años. En este sentido, destaca el incremento registrado en primavera de 2025, que prolonga la tendencia de recuperación iniciada en 2024 y podría estar asociado a una mejora en las condiciones ambientales y a la reducción de presiones competitivas derivadas del cese del efecto refugio de otros taxones.

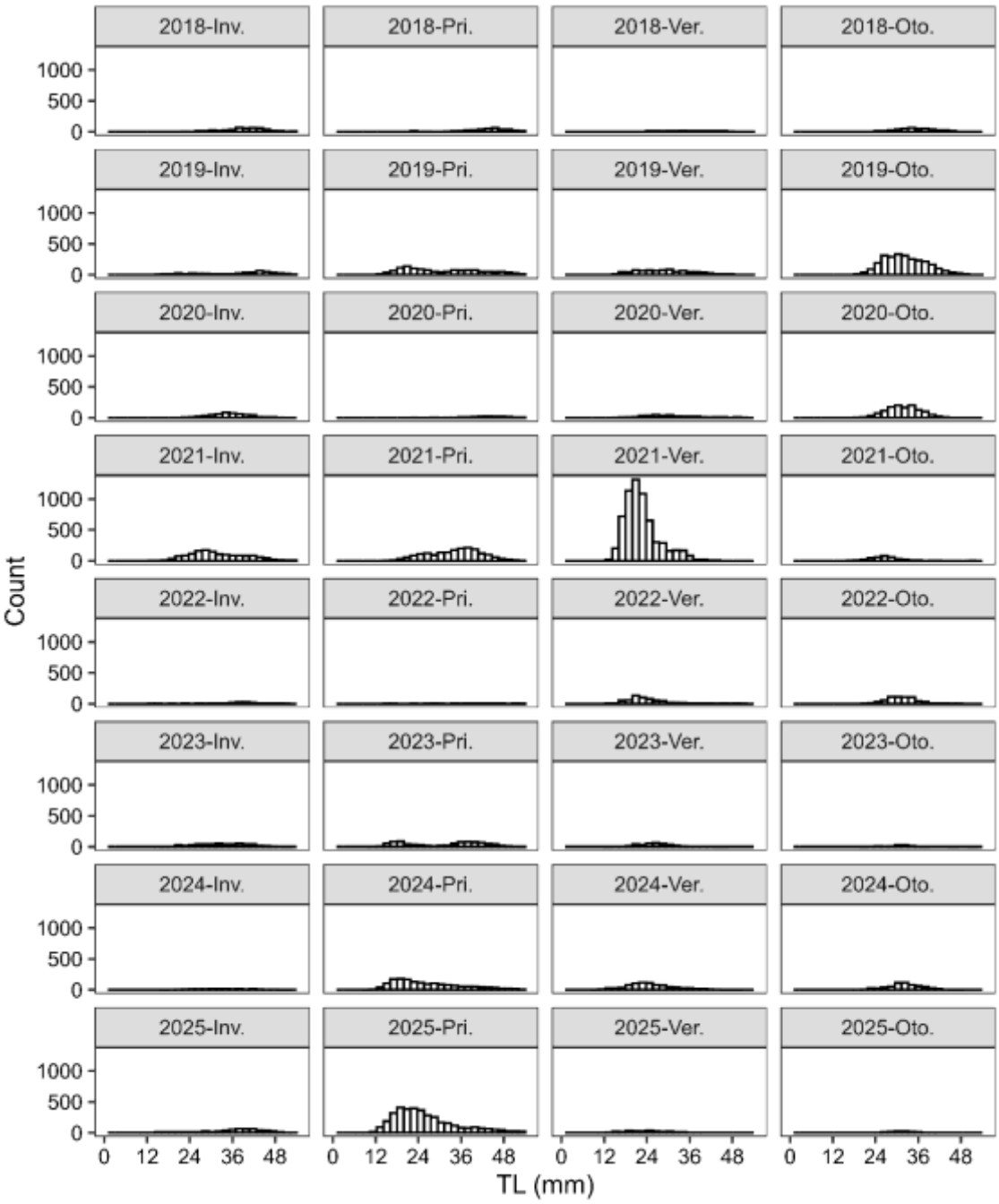


Figura 4.43. Diagramas de tallas estacionales de las poblaciones de *Pomatoschistus marmoratus* en las áreas someras del Mar Menor durante el periodo de seguimiento 2018-2025.

El análisis de la evolución temporal de la frecuencia de aparición de *P. marmoratus* pone de manifiesto cambios significativos en su presencia en las áreas someras del Mar Menor (Figura 4.44). Durante el periodo de referencia 2002-2004, la especie mostraba una frecuencia de aparición cercana al 90 % en los muestreos realizados en cualquiera de las estaciones del año, lo que reflejaba una alta estabilidad poblacional en ese momento. Sin embargo, en los periodos posteriores se observa un descenso progresivo, alcanzando en 2022-2023 valores inferiores al 50 % de los arrastres, señalando una reducción sustancial en su abundancia relativa. Este patrón se relaciona con los episodios de mortandad masiva y las alteraciones ambientales que afectaron a la laguna en los últimos años. Finalmente, resulta destacable la respuesta registrada en los muestreos correspondientes al periodo 2024-2025, aunque en primavera la especie recuperó niveles de frecuencia similares a los del periodo de referencia, en el resto de estaciones los valores permanecieron próximos a los observados tras los eventos de mortalidad, lo que indica una alta variabilidad estacional y que la aparente recuperación es parcial, sin alcanzar aún una estabilidad comparable a la de etapas previas.

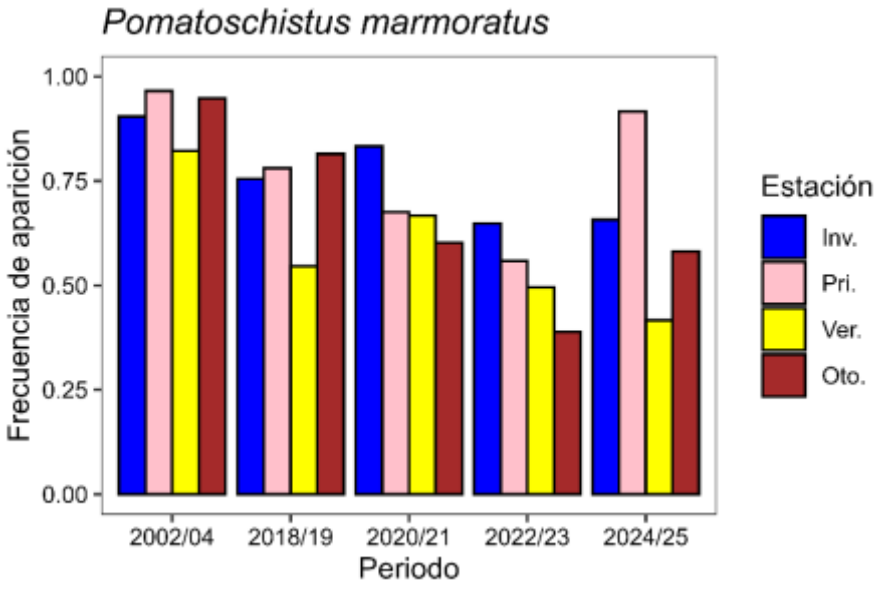


Figura 4.44. Evolución temporal de la frecuencia de aparición por arrastre de *Pomatoschistus marmoratus* en las áras someras del Mar Menor.

El análisis de la tendencia poblacional de *P. marmoratus* entre 2018 y 2025 permite evaluar con precisión el impacto que los episodios eutróficos han ejercido sobre sus poblaciones en el Mar Menor (Figura 4.45). La serie temporal muestra que la especie parte de densidades muy inferiores a las registradas durante el periodo de referencia 2002-2004, reflejando una situación inicial de declive. No obstante, en los años previos a las mortandades masivas se observa un crecimiento paulatino, alcanzando sus valores máximos justo antes del último gran episodio de mortalidad. Este incremento sugiere un

esfuerzo reproductivo significativo en condiciones críticas, aunque insuficiente para contrarrestar los efectos de los eventos extremos, ya que tras la mortandad el número de ejemplares detectados en los muestreos descendió drásticamente, alcanzando mínimos históricos a mediados de 2023.

En los últimos años, y en ausencia de nuevos episodios eutróficos, se aprecia una recuperación incipiente durante 2024 y 2025, lo que indica una respuesta positiva de la especie ante la mejora ambiental. Sin embargo, esta recuperación no es homogénea. Las poblaciones detectadas en verano y otoño de 2025 se mantienen en niveles mínimos, lo que, si bien puede atribuirse en parte a la marcada variabilidad estacional e interanual propia de la especie, constituye un indicador que debe ser objeto de seguimiento en futuros proyectos. Por otro lado, las localidades con confinamiento intermedio, ubicadas en la cubeta oeste, presentan actualmente las peores densidades, probablemente asociadas al incremento de sedimentos finos derivado de los elevados aportes continentales registrados en los últimos años (Figura 4.46). Este patrón sugiere que la estructura del sustrato y la dinámica sedimentaria, junto a otros parámetros ambientales como el oxígeno disuelto, son factores clave en la distribución y persistencia de *P. marmoratus* en la laguna.

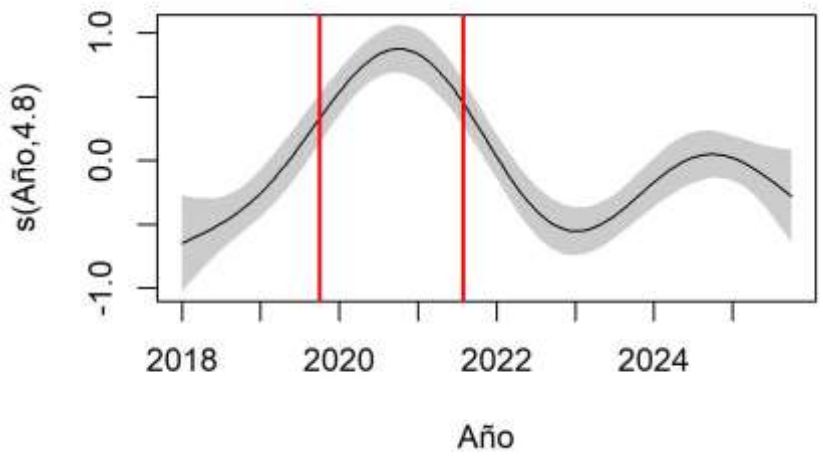


Figura 4.45. Modelo aditivo generalizado de la evolución trimestral del periodo 2018-2025 sobre la abundancia de *Pomatoschistus marmoratus.* El eje “y” muestra el efecto estandarizado de la variable predictora sobre la variable respuesta. Los factores estación y sector de muestreo están incluidos para controlar la estructura de los datos.

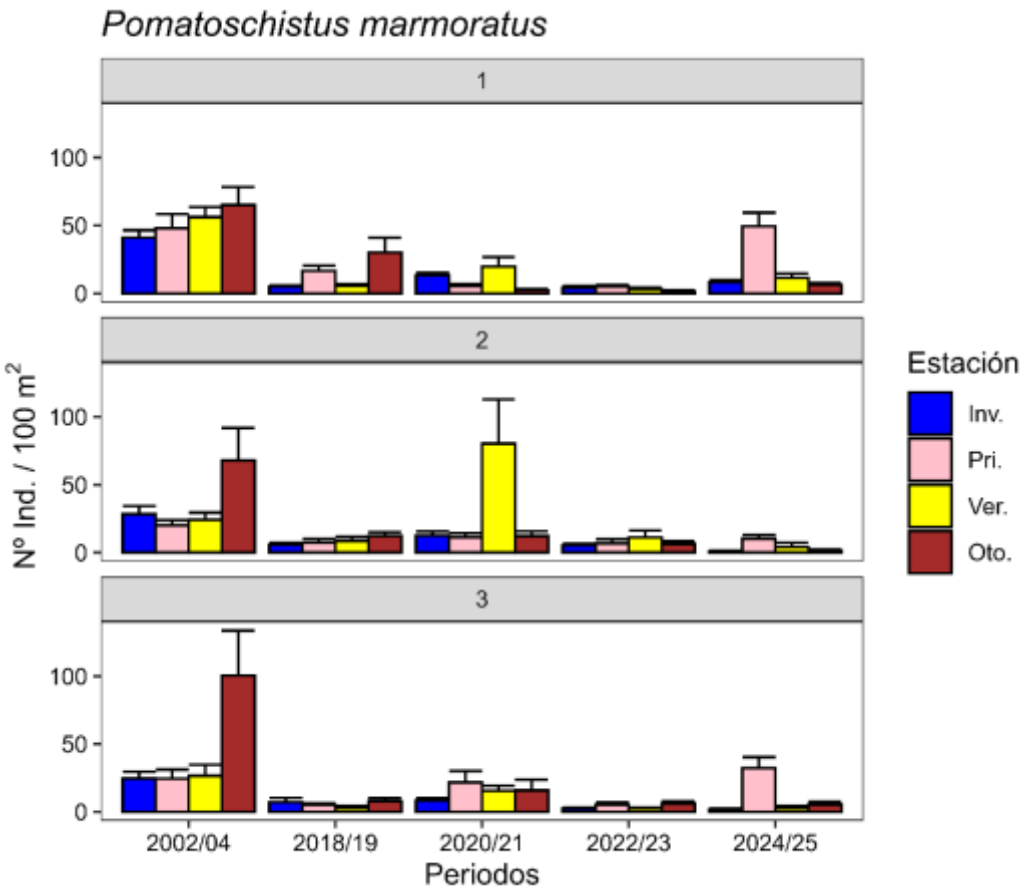


Figura 4.46. Evolución temporal de la abundancia de *Pomatoschistus marmoratus* en las áreas someras del Mar Menor según los tres niveles de confinamiento defnidos para las localidades. Un nivel de confinamiento superior indica una menor tasa de renovación de agua en la localidad.

Symphodus cinereus (Tordo; Bodión)

Symphodus cinereus, perteneciente a la familia Labridae, es una especie bentónica característica de zonas costeras de aguas templadas y salobres. Su hábitat incluye fondos rocosos y arenosos con presencia de vegetación y materia orgánica, y su distribución batimétrica se extiende habitualmente entre los 5 y los 20 metros de profundidad, aunque puede encontrarse ocasionalmente en aguas más someras o profundas (Quignard & Pras, 1986). Esta especie presenta un comportamiento social y reproductivo complejo, que implica la formación de grupos, la construcción de nidos con restos vegetales y la protección de la puesta por parte del macho. Su dieta se compone principalmente de invertebrados bentónicos, como moluscos, crustáceos y poliquetos, aunque también puede incluir huevos y juveniles de otras especies de peces (Bauchot, 1987).

En las áreas someras del Mar Menor, *S. cinereus* ha sido históricamente una especie esporádica y poco representativa, asociada principalmente a zonas con praderas marinas de *Cymodocea nodosa* y *Caulerpa prolifera*, que proporcionan refugio, alimento y sustrato para la reproducción. El análisis de la estructura de tallas y la fenología de la especie en estas áreas presenta una elevada complejidad debido a la variabilidad en los datos de captura entre campañas, lo que dificulta la identificación de patrones estacionales e interanuales consistentes. No obstante, la estructura de tallas registrada durante el verano y el otoño de 2021 mostró una distribución normal, sin evidencias claras de reclutamiento de ejemplares juveniles (Figura 4.47). La ausencia de individuos con tallas inferiores a 25 mm, junto con este patrón, sugiere que el incremento en la abundancia observado antes de los episodios de mortandad pudo deberse a un desplazamiento de ejemplares desde zonas más profundas en busca de condiciones más favorables (Zamora-López et al., 2024, 2025). Sin embargo, en la actualidad, y en ausencia de críticas situaciones eutróficas, la especie permanece prácticamente ausente en las comunidades de peces de las áreas someras.

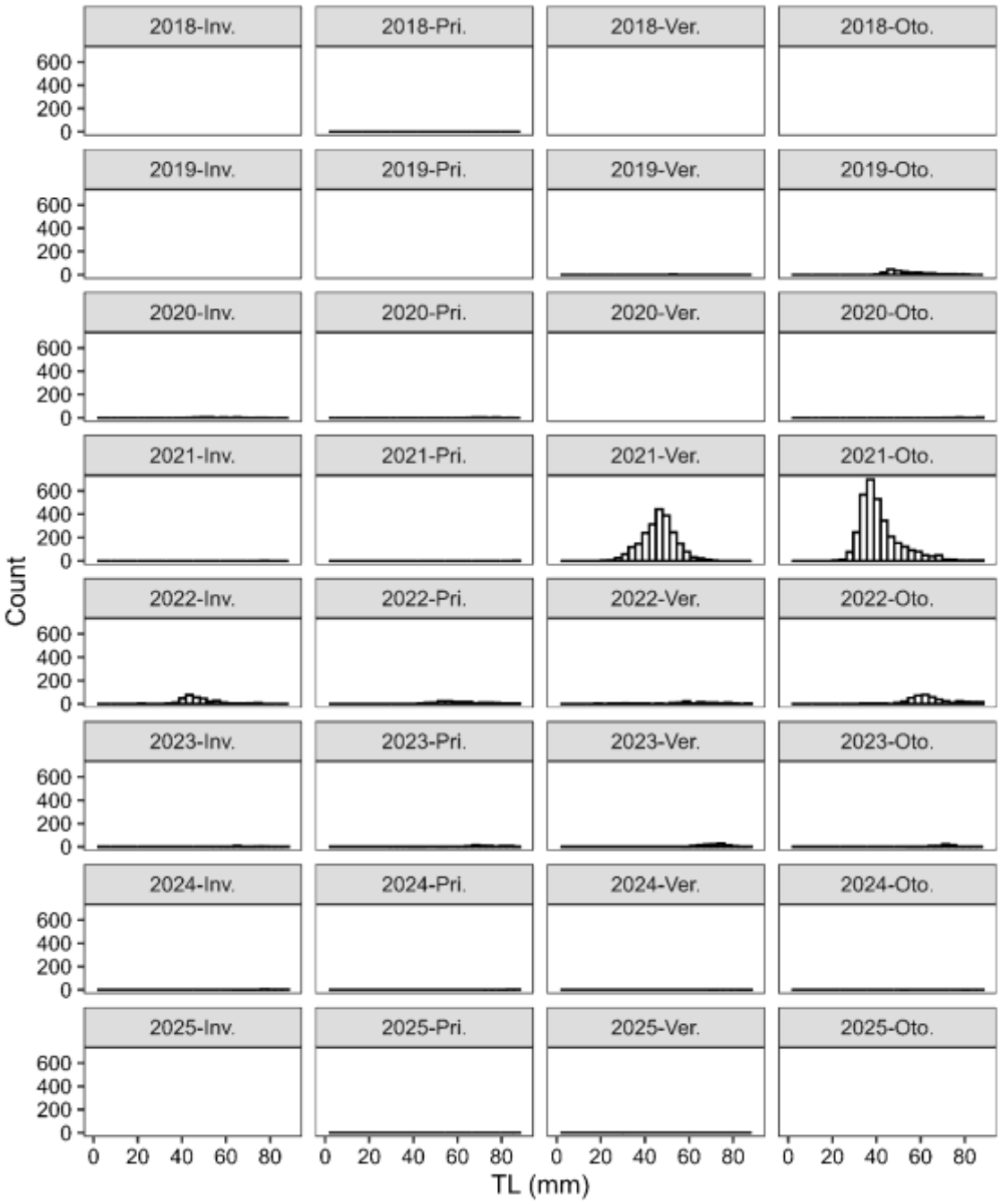


Figura 4.47. Diagramas de tallas estacionales de las poblaciones de *Symphodus cinereus* en las áreas someras del Mar Menor durante el periodo de seguimiento 2018-2025.

El análisis de la evolución temporal de la frecuencia de aparición de *S. cinereus* revela variaciones significativas en su presencia en las áreas someras del Mar Menor (Figura 4.48), estrechamente vinculadas a cambios en las condiciones ambientales. Antes de los episodios de mortandad masiva, la ocurrencia de esta especie en los muestreos era prácticamente irrelevante, lo que reflejaba su carácter esporádico en estos hábitats. Sin embargo, tras el primer evento registrado en octubre de 2019, se produjo un incremento notable en su presencia en el perímetro lagunar, lo que sugiere un desplazamiento hacia zonas más someras en respuesta a la alteración del ecosistema. Esta tendencia se consolidó durante las diferentes estaciones del periodo 2022-2023, cuando la especie mantuvo e incluso amplió su frecuencia de aparición, lo que parecía indicar un proceso de establecimiento en estas áreas. No obstante, esta dinámica no se ha mantenido en los últimos años. Durante el periodo 2024-2025 se observa una reducción considerable en su presencia, lo que apunta a una reversión de la situación dada una hipotética mejora de los fondos de la laguna. No obstante, las condiciones extremas en la cubeta sur de la laguna descritas por otros grupos de investigación que trabajan en el Mar Menor, durante otoño de 2025, pone en alerta ante futuros eventos críticos y cambios en las poblaciones de las especies.

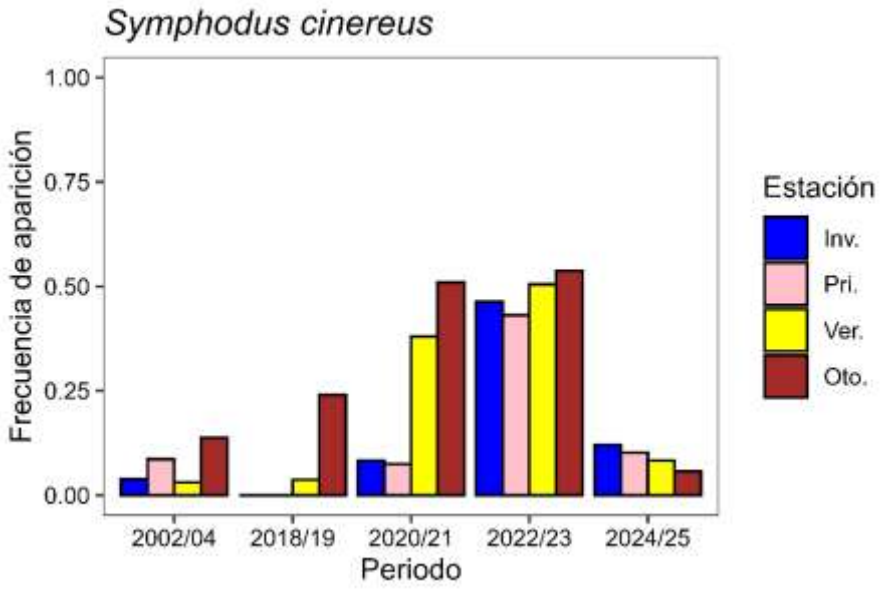


Figura 4.48. Evolución temporal de la frecuencia de aparición por arrastre de *Symphodus cinereus* en las áreas someras del Mar Menor.

La evolución temporal de la densidad poblacional de *S. cinereus* en las áreas someras del Mar Menor describe un patrón estrechamente vinculado a la dinámica de los episodios eutróficos críticos en la laguna, aunque con una respuesta ligeramente retardada respecto a su desarrollo (Figura 4.49). Al inicio de la serie temporal, la especie presentaba densidades residuales, reflejando su carácter marginal en estos hábitats. Sin embargo, conforme se intensificaron las condiciones eutróficas y se sucedieron los primeros episodios de mortandad, se observó un incremento progresivo en sus poblaciones, alcanzando los valores máximos inmediatamente después de las últimas mortandades. Este comportamiento parece responder a un efecto refugio, motivado por el deterioro severo de las zonas más profundas, que habría favorecido el desplazamiento hacia áreas someras en busca de condiciones más favorables. Tras el inicio de la recuperación de los parámetros de calidad del agua, la especie inició una disminución gradual que se acentuó con el tiempo, situándose durante el periodo 2024-2025 en valores bajos, próximos a los registrados al comienzo de la serie (2018). La homogeneidad de este patrón en todas las localidades muestreadas, independientemente de su grado de confinamiento (Figura 4.50), refuerza la hipótesis de movimientos entre zonas someras y profundas promovidos por cambios en las condiciones ambientales del Mar Menor.

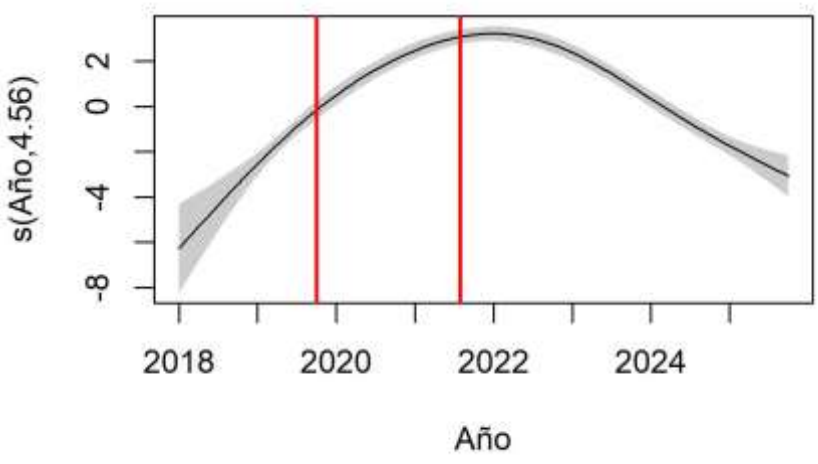


Figura 4.49. Modelo aditivo generalizado de la evolución trimestral del periodo 2018-2025 sobre la abundancia de *Symphodus cinereus.* El eje "y" muestra el efecto estandarizado de la variable predictora sobre la variable respuesta. Los factores estación y sector de muestreo están incluidos para controlar la estructura de los datos.

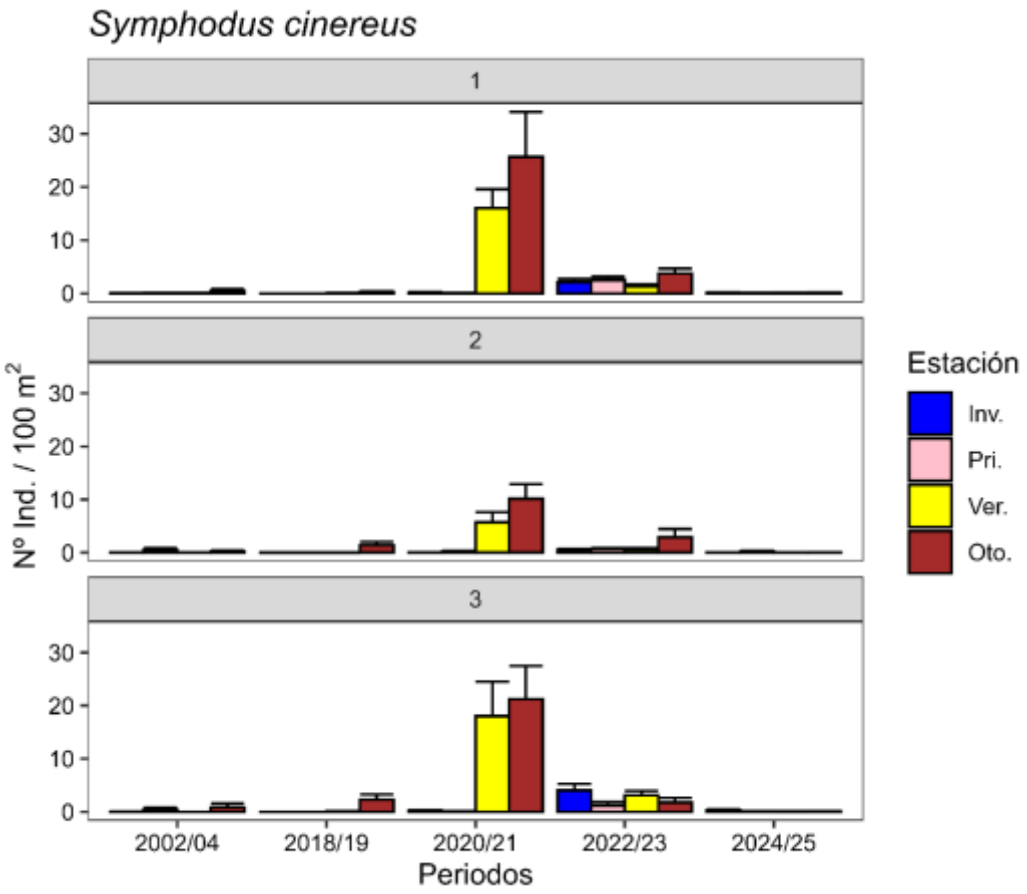


Figura 4.50. Evolución temporal de la abundancia de *Symphodus cinereus* en las áreas someras del Mar Menor según los tres niveles de confinamiento defnidos para las localidades. Un nivel de confinamiento superior indica una menor tasa de renovación de agua en la localidad.

Dicentrarchus labrax (Lubina)

Dicentrarchus labrax, perteneciente a la familia Moronidae, destaca por su amplia tolerancia a variaciones de salinidad y temperatura. Los adultos presentan un comportamiento principalmente demersal, alcanzando profundidades cercanas a los 100 metros en el Mediterráneo, aunque son más frecuentes en aguas someras. Se asocia habitualmente a estuarios, lagunas costeras y, en ocasiones, a tramos bajos de ríos (Lloris, 2002). Su dieta es predominantemente piscívora, complementada con crustáceos e invertebrados durante las fases juveniles (Smith, 1990). En el Mar Menor, la especie muestra un patrón migratorio. La reproducción es ovípara y ocurre en mar abierto: los huevos pelágicos son liberados en la columna de agua y dispersados por las corrientes. Tras la eclosión, las larvas se desarrollan en aguas poco profundas, donde encuentran alimento y refugio antes de alcanzar la madurez.

En las áreas someras del Mar Menor, las poblaciones de *Dicentrarchus labrax* están compuestas casi exclusivamente por individuos juveniles (0+), cuyo asentamiento se produce en primavera (Figura 4.51). Las tallas más frecuentes oscilan entre 14 y 36 mm de longitud total (LT). A medida que crecen, estos ejemplares se desplazan hacia zonas más profundas, ya sea dentro de la laguna o hacia el Mediterráneo, lo que explica su ausencia en los ambientes someros durante el verano. Este patrón confirma la función temporal de las orillas como hábitat de guardería y refugio en las primeras fases del ciclo vital de esta especie de alto valor comercial.

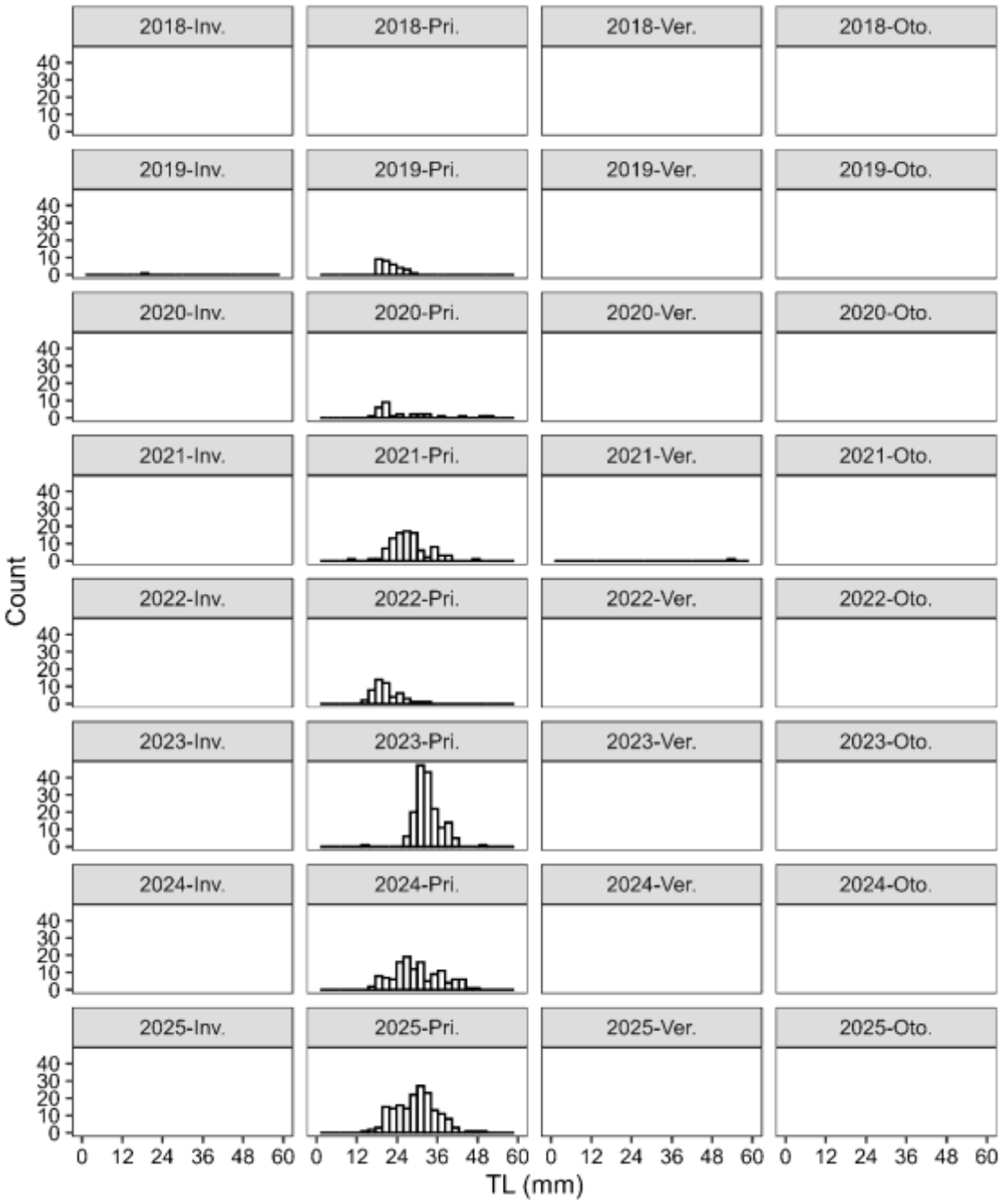


Figura 4.51. Diagramas de tallas estacionales de las poblaciones de *Dicentrarchus labrax* en las áreas someras del Mar Menor durante el periodo de seguimiento 2018-2025.

La frecuencia de aparición en esta estación suele situarse entre el 25 % y el 40 % en los periodos analizados (Figura 4.52), aunque el patrón no es uniforme: la primavera de 2024 registró menos del 10 % de presencia, mientras que en 2025 se observó un incremento notable que compensó el descenso anterior en el balance bianual. El análisis de tendencia indica un crecimiento sostenido de las poblaciones hasta 2025, si bien existe un descenso notable tras el periodo de referencia (Figura 4.53). En cuanto a los niveles de confinamiento, la especie mantiene un comportamiento similar en los tres,

Financiado por la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia

aunque las mayores abundancias se registran en las zonas más confinadas (Figura 4.54).

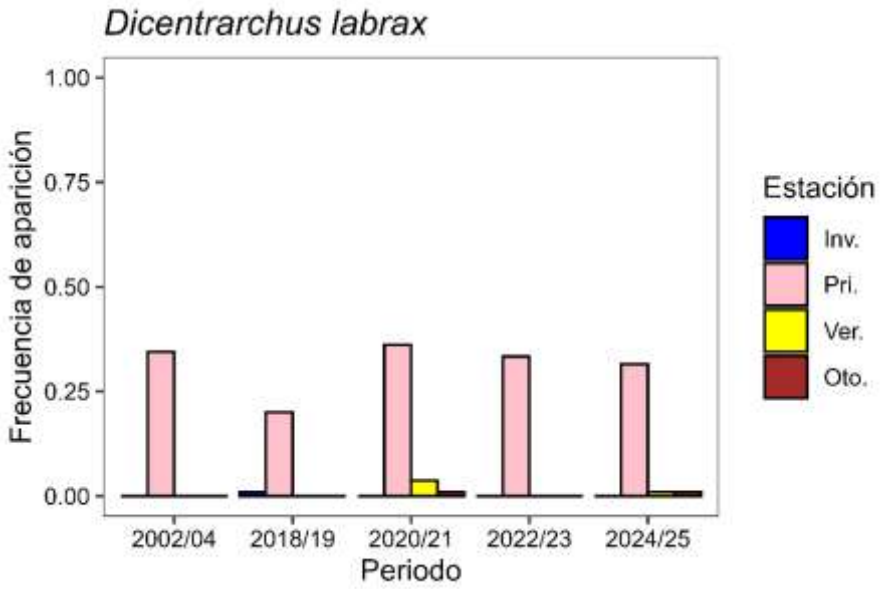


Figura 4.52. Evolución temporal de la frecuencia de aparición por arrastre de *Dicentrarchus labrax* en las áreas someras del Mar Menor.

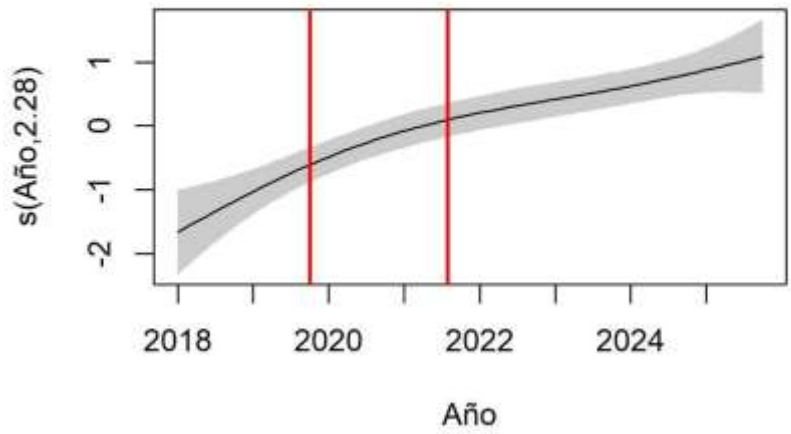


Figura 4.53. Modelo aditivo generalizado de la evolución trimestral del periodo 2018-2025 sobre la abundancia de *Dicentrarchus labrax*. El eje "y" muestra el efecto estandarizado de la variable predictora sobre la variable respuesta. Los factores estación y sector de muestreo están incluidos para controlar la estructura de los datos.

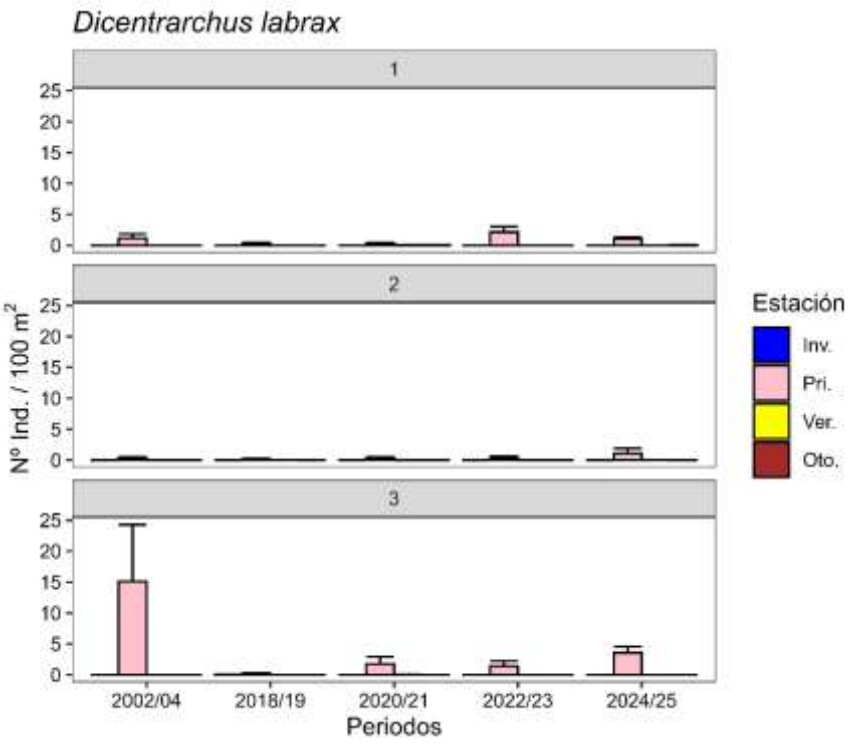


Figura 4.54. Evolución temporal de la abundancia de *Dicentrarchus labrax* en las áreas someras del Mar Menor según los tres niveles de confinamiento defnidos para las localidades. Un nivel de confinamiento superior indica una menor tasa de renovación de agua en la localidad.

Chelon auratus (Galupe)

Chelon auratus, conocido como galupe, es un mugílido migratorio que se desplaza entre ambientes marinos y de transición. Forma cardúmenes que ocupan la columna de agua desde la superficie hasta unos 20 metros de profundidad. Su dieta se basa principalmente en pequeños invertebrados bentónicos y detritos, aunque en ocasiones incorpora plancton. La reproducción ocurre en mar abierto entre julio y noviembre. Las hembras liberan huevos pelágicos que permanecen suspendidos en la columna de agua hasta la eclosión, tras la cual las larvas se alimentan de plancton y, conforme crecen, se transforman en juveniles que migran hacia zonas costeras, donde completan su desarrollo y alcanzan la madurez sexual. En el Mar Menor, esta especie utiliza las áreas someras durante sus primeras etapas, especialmente en invierno y primavera, cuando penetra en la laguna desde el Mediterráneo. Aunque coloniza prácticamente todo el perímetro lagunar en fase juvenil, muestra cierta preferencia por sectores con mayor influencia mediterránea (Verdiell-Cubedo et al. 2012).

El análisis de la estructura de tallas indica que el reclutamiento juvenil de *C. auratus* comienza en invierno (Figura 4.55), con una moda cercana a los 25 mm de longitud total. Estos individuos permanecen en las zonas someras hasta la primavera, cuando alcanzan tallas próximas a 70 mm y se desplazan fuera de las áreas perimetrales. Este patrón se ha mantenido estable durante los ocho años de seguimiento, lo que convierte a esta especie en el mugílido con menor variabilidad de la serie temporal. Esta constancia parece estar relacionada con su escasa dependencia de los aportes de agua dulce, a diferencia de otros congéneres que parecen más sensibles a las fluctuaciones hidrológicas.

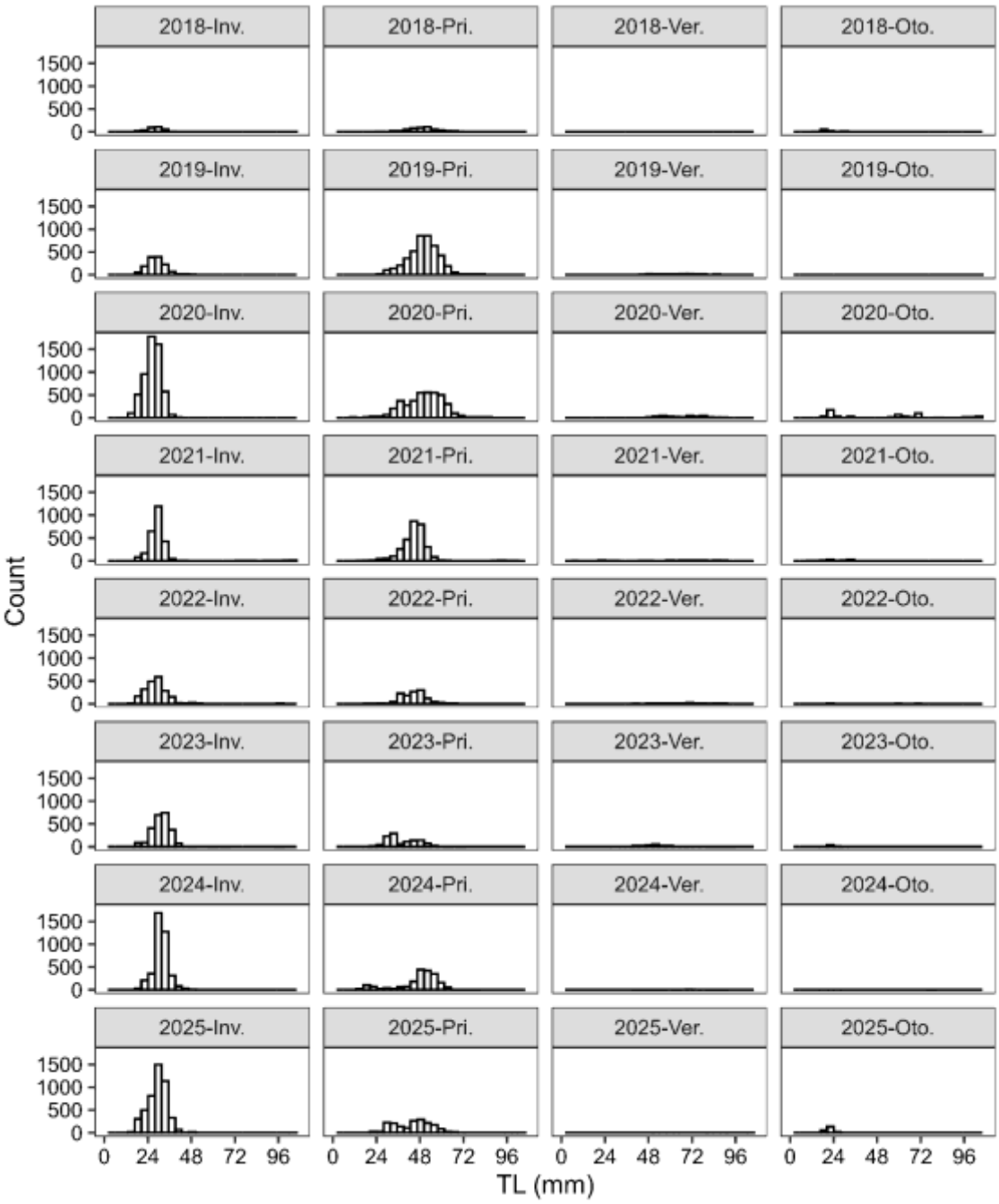


Figura 4.55. Diagramas de tallas estacionales de las poblaciones de *Chelon auratus* en las áreas someras del Mar Menor durante el periodo de seguimiento 2018-2025.

La presencia de *Chelon auratus* en las zonas someras del Mar Menor muestra una variación estacional significativa (Figura 4.56). En primavera, la frecuencia de aparición puede alcanzar hasta el 90%, mientras que en otoño suele descender a valores cercanos al 20%. A lo largo de los diferentes periodos, no se observan cambios importantes, aparte de las fluctuaciones interanuales típicas de algunas especies migratorias.

La tendencia temporal de abundancia reflejada por el GAM muestra un incremento en la abundancia de la especie entre 2018 y 2019, con una posterior bajada muy suave hasta el año 2025 (Figura 4.57). Determinados factores hidrodinámicos mediterráneos podrían ser los que modulasen los efectos de estos cambios interanuales en abundancia, siendo interesante continuar el seguimiento hasta llegar a un número de campañas óptimo que permita hacer una comparativa robusta entre los parámetros poblacionales de *C. auratus*, y dichos factores.

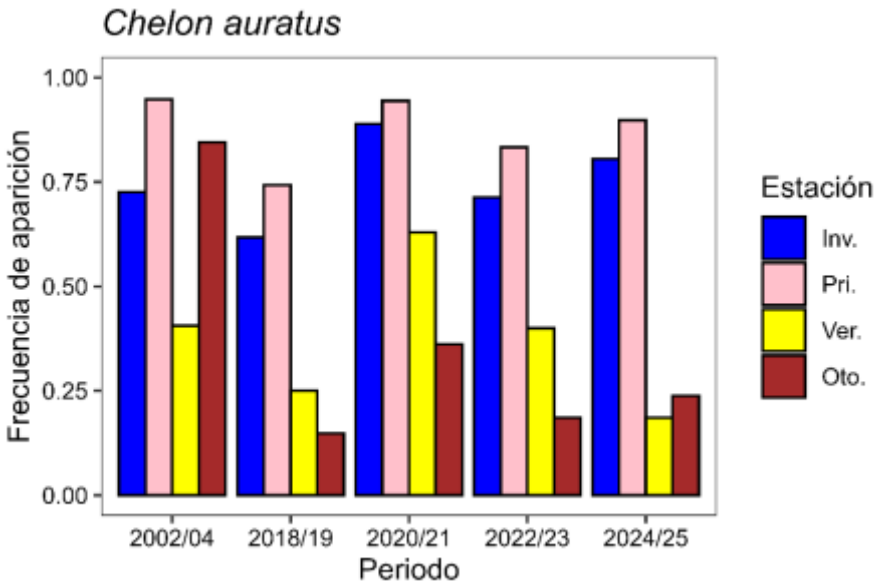


Figura 4.56. Evolución temporal de la frecuencia de aparición por arrastre de C*helon auratus* en las áras someras del Mar Menor.

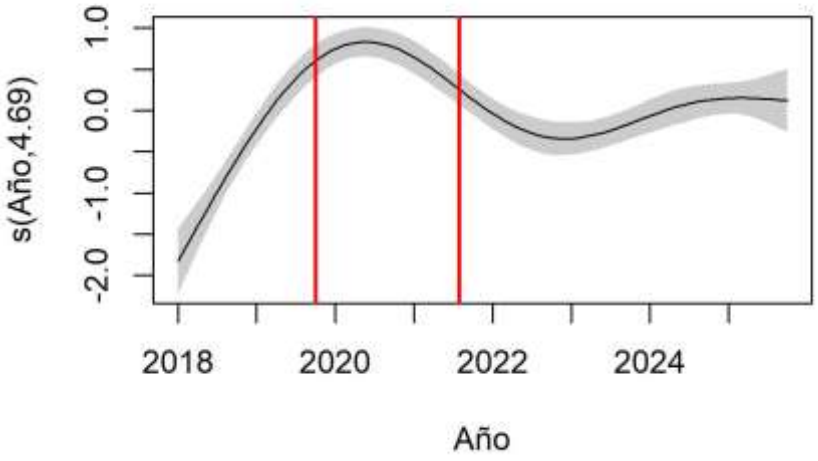


Figura 4.57. Modelo aditivo generalizado de la evolución trimestral del periodo 2018-2025 sobre la abundancia de *Chelon auratus.* El eje "y" muestra el efecto estandarizado de la variable predictora sobre la variable respuesta. Los factores estación y sector de muestreo están incluidos para controlar la estructura de los datos.

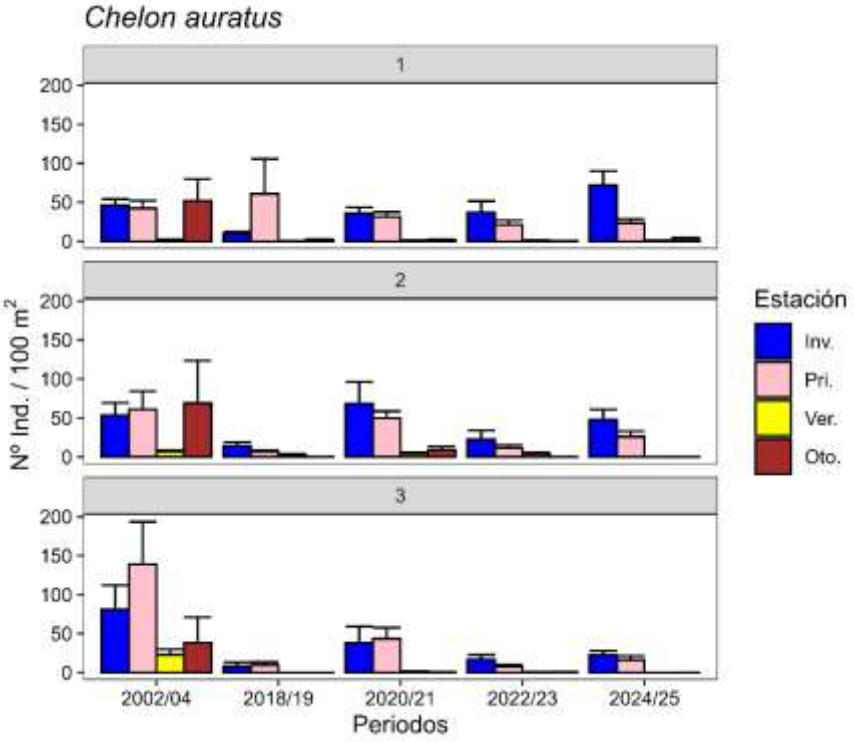


Figura 4.58. Evolución temporal de la abundancia de *Chelon auratus* en las áreas someras del Mar Menor según los tres niveles de confinamiento defnidos para las localidades. Un nivel de confinamiento superior indica una menor tasa de renovación de agua en la localidad.

Chelon ramada (Lisa)

Chelon ramada es un mugílido migratorio que muestra preferencia por entornos estuarinos y zonas influenciadas por agua dulce. Su dieta combina plancton, pequeños invertebrados y detritos orgánicos, recursos que obtiene tanto en la columna de agua como en el fondo. Se asocia a hábitats costeros poco profundos, arenosos o rocosos, y tolera un amplio rango de salinidad, desde condiciones dulciacuícolas hasta aguas hipersalinas. La reproducción es ovípara y tiene lugar en el mar, donde las hembras liberan millones de huevos pelágicos que son fecundados externamente. Tras la eclosión, las larvas se desarrollan en áreas costeras protegidas antes de iniciar sus desplazamientos migratorios. En el Mar Menor, su presencia en zonas someras es limitada y se concentra casi exclusivamente en invierno.

En el Mar Menor, la distribución de *Chelon ramada* se limita a zonas someras con marcada influencia continental, concentradas principalmente en la cubeta oeste. El análisis de tallas indica que el reclutamiento juvenil (0+) ocurre en invierno (Figura 4.59), con la mayoría de los individuos por debajo de los 20 mm de longitud total (LT). Durante los primeros meses de primavera, estos ejemplares incrementan su tamaño hasta aproximarse a los 40 mm, momento en el que tienden a abandonar las áreas más someras para desplazarse hacia otros sectores de la laguna.

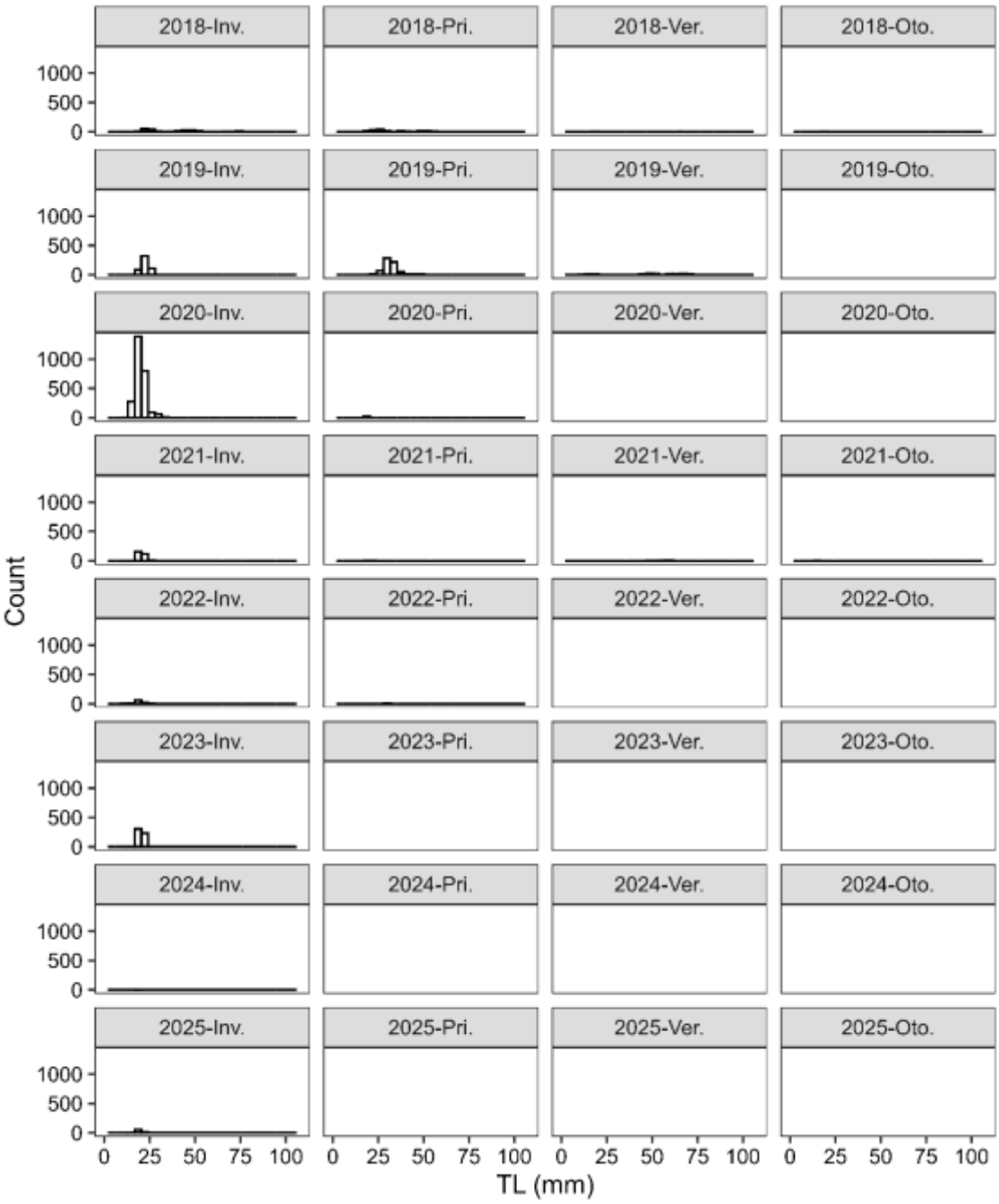


Figura 4.59. Diagramas de tallas estacionales de las poblaciones de *Chelon ramada* en las áreas someras del Mar Menor durante el periodo de seguimiento 2018-2025.

Durante los meses de invierno, la frecuencia de aparición de *Chelon ramada* en áreas someras del Mar Menor se mantuvo por encima del 40 % en los tres primeros periodos analizados, pero descendió notablemente en los años más recientes: alrededor del 15 % en 2022-2023 y por debajo del 5 % en 2024-2025 (Figura 4.60). Esta caída parece asociada a la falta de aportes hídricos desde la cuenca vertiente, ya que la sucesión de inviernos secos habría limitado el estímulo necesario para la entrada de juveniles en la laguna.

El análisis de la tendencia temporal confirma una disminución progresiva en la abundancia hasta 2025 (Figura 4.61), coincidiendo con la reducción de flujos de agua dulce durante las sequías de 2023 y 2024. El descenso es especialmente acusado en las zonas de confinamiento 2 (Figura 4.62), próximas a la cuenca de drenaje, lo que refuerza la hipótesis de que la disponibilidad de agua continental actúa como factor clave para el asentamiento de esta especie.

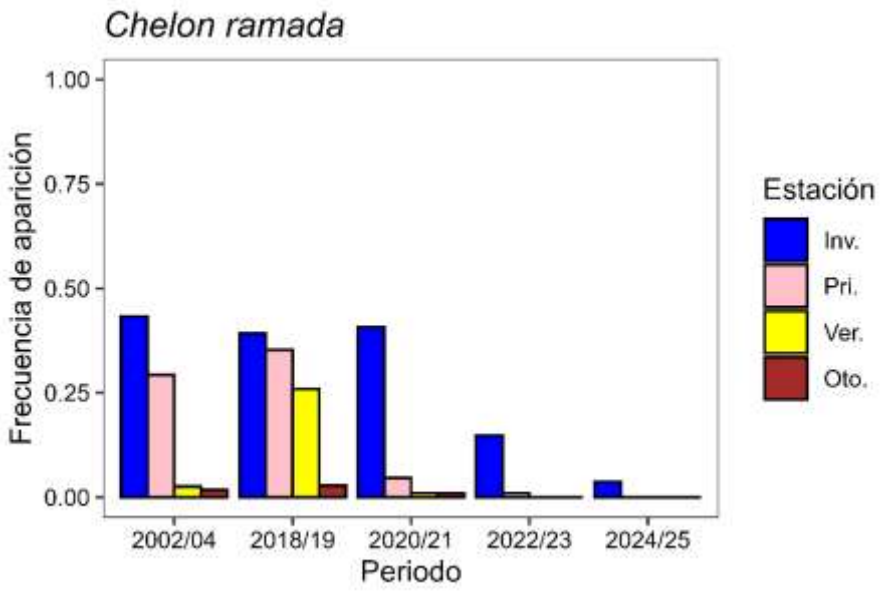


Figura 4.60. Evolución temporal de la frecuencia de aparición por arrastre de *Chelon ramada* en las áras someras del Mar Menor.

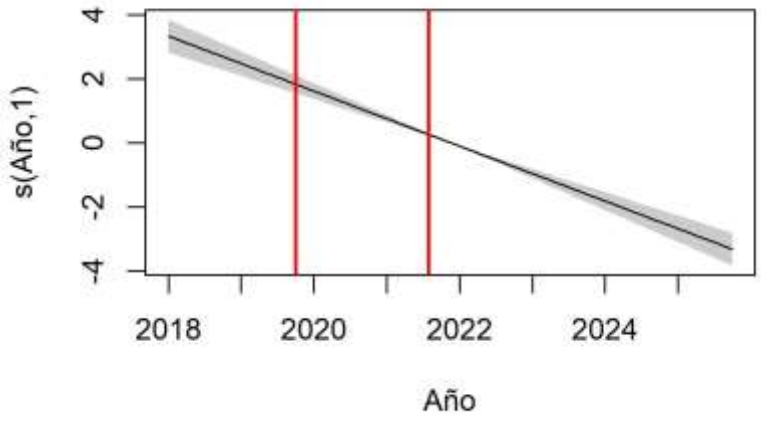


Figura 4.61. Modelo aditivo generalizado de la evolución trimestral del periodo 2018-2025 sobre la abundancia de *Chelon ramada.* El eje "y" muestra el efecto estandarizado de la variable predictora sobre la variable respuesta. Los factores estación y sector de muestreo están incluidos para controlar la estructura de los datos.

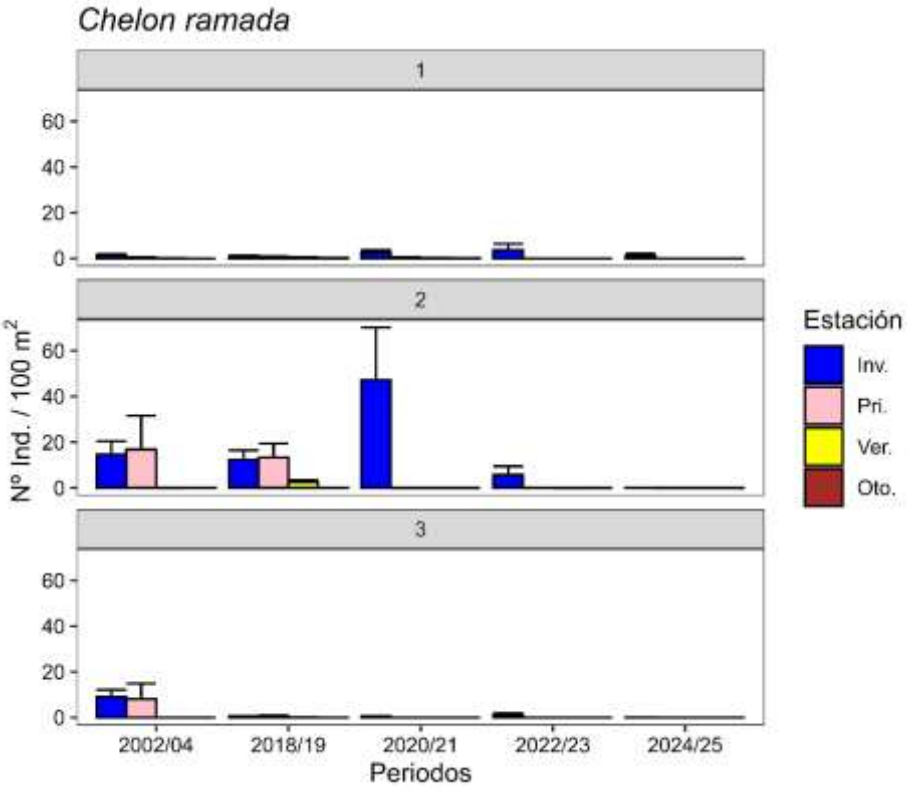


Figura 4.62. Evolución temporal de la abundancia de *Chelon ramada* en las áreas someras del Mar Menor según los tres niveles de confinamiento defnidos para las localidades. Un nivel de confinamiento superior indica una menor tasa de renovación de agua en la localidad.

Chelon saliens (Lisa o galúa)

Chelon saliens, uno de los mugílidos más representativos del Mar Menor, se distribuye principalmente en aguas costeras y estuarios, donde encuentra condiciones favorables para su alimentación y desarrollo. Su dieta está compuesta por materia vegetal y detritos orgánicos, lo que la define como una especie herbívora y detritívora. Puede alcanzar tallas de entre 30 y 40 cm y presenta un ciclo reproductivo estival, desovando en aguas abiertas. Los huevos pelágicos permanecen dispersos hasta la eclosión, tras la cual las larvas crecen rápidamente y se establecen en zonas tranquilas y someras. Se trata de una especie migratoria que utiliza las golas como vía de conexión entre el Mar Menor y el Mediterráneo. En la laguna, es el mugílido más abundante en áreas someras y una de las especies de mayor interés pesquero, junto con el pardete (*Mugil cephalus*) y el galupe (*Chelon auratus*). Su distribución es amplia a lo largo del perímetro lagunar, aunque las mayores densidades se registran en la cubeta occidental, donde las condiciones parecen más favorables para su asentamiento.

El análisis de la estructura de tallas revela un patrón bien definido en las poblaciones de *C. saliens*: el reclutamiento juvenil (0+) se concentra en otoño, con tallas iniciales inferiores a 20 mm (Figura 4.63). Aunque algunos individuos aparecen en verano, su densidad es mínima. Durante los meses fríos de invierno y primavera, esta cohorte experimenta un crecimiento rápido, alcanzando aproximadamente 50 mm antes de abandonar las zonas más someras. Este comportamiento se ha mantenido estable a lo largo de todo el periodo analizado (2018-2025), sugiriendo una estrategia reproductiva consistente y una fuerte dependencia de los hábitats someros para las primeras fases del ciclo vital.

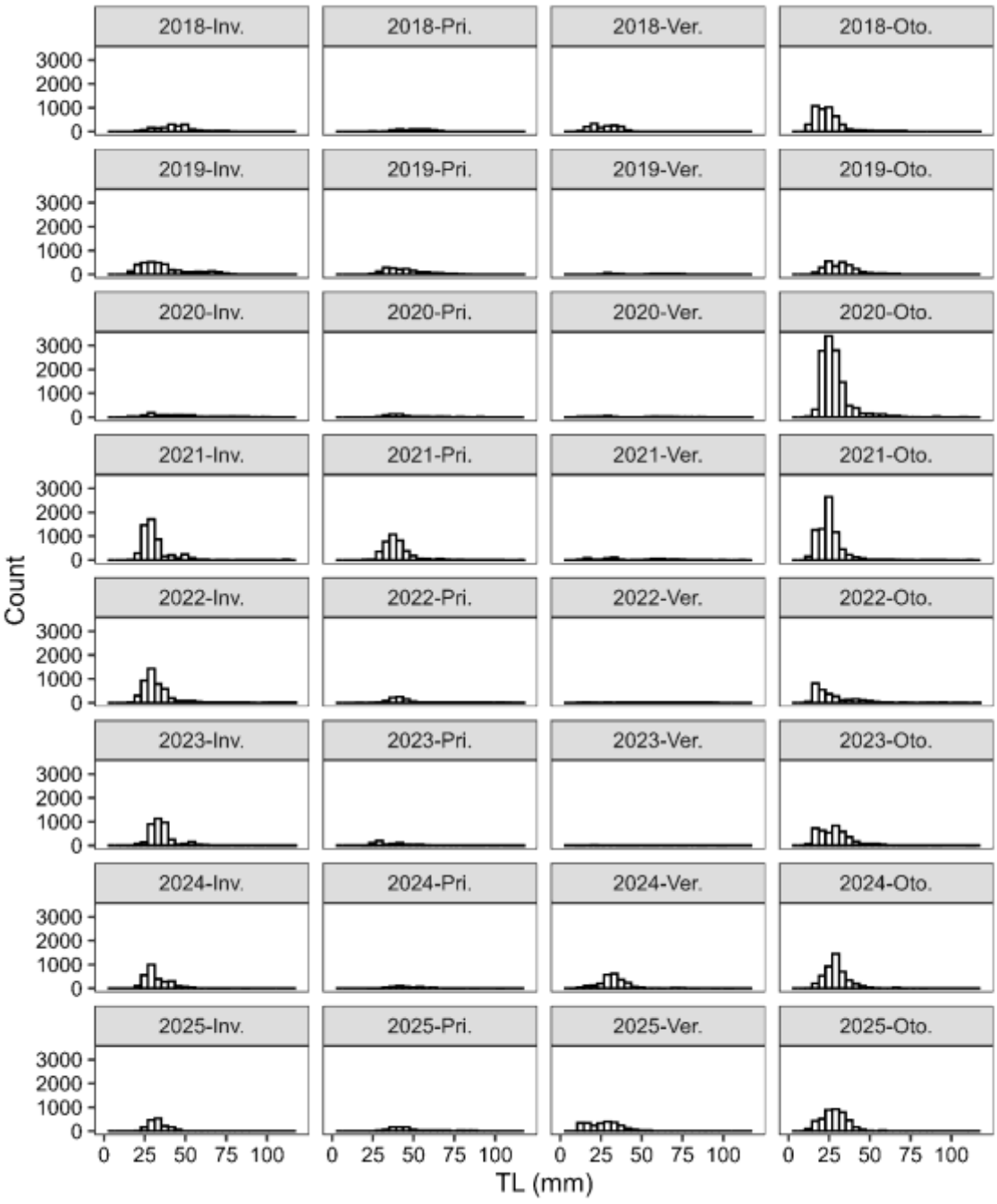


Figura 4.63. Diagramas de tallas estacionales de las poblaciones de *Chelon saliens* en las áreas someras del Mar Menor durante el periodo de seguimiento 2018-2025.

En el conjunto de periodos analizados, *C. saliens* mantiene una elevada presencia en capturas por arrastre, con promedios anuales cercanos al 75 % (Figura 4.64). Aunque la especie aparece todo el año en las áreas someras, se aprecia una ligera tendencia a concentrarse en otoño, sin diferencias significativas entre los distintos periodos evaluados. Por otro lado, la evolución temporal entre 2018 y 2025 muestra un patrón fluctuante: máximos en 2018, 2021 y 2025, y mínimos en 2019 y 2023 (Figura 4.65). Las fluctuaciones observadas parecen vinculadas a factores externos, en particular a procesos mediterráneos que influyen en la entrada de larvas al Mar Menor. En cuanto a la distribución por niveles de confinamiento, la especie muestra mayor abundancia en áreas semiconfinadas próximas a la cuenca de drenaje, aunque en 2018-2019 y 2022-2023 se registraron los valores más bajos para estas zonas (Figura 4.66). Para esclarecer los mecanismos que determinan el asentamiento, será necesario ampliar la serie temporal y analizar conjuntamente variables hidrodinámicas y fisicoquímicas, tanto internas de la laguna como externas del Mediterráneo. Este enfoque permitirá definir con mayor precisión las métricas que condicionan el reclutamiento de una especie de gran relevancia pesquera.

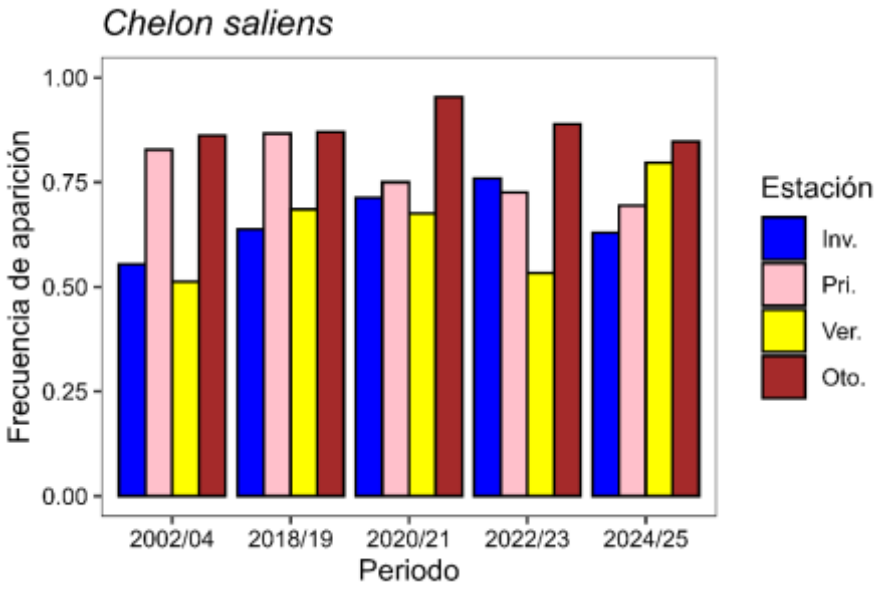


Figura 4.64. Evolución temporal de la frecuencia de aparición por arrastre de C*helon saliens* en las áras someras del Mar Menor.

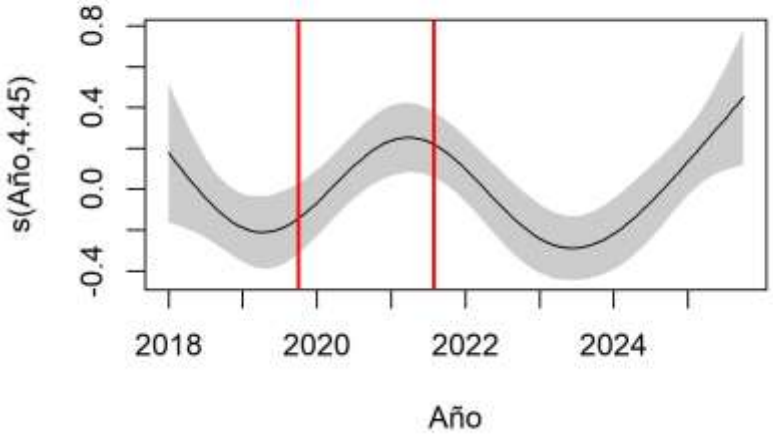


Figura 4.65. Modelo aditivo generalizado de la evolución trimestral del periodo 2018-2025 sobre la abundancia de *Chelon saliens.* El eje "y" muestra el efecto estandarizado de la variable predictora sobre la variable respuesta. Los factores estación y sector de muestreo están incluidos para controlar la estructura de los datos.

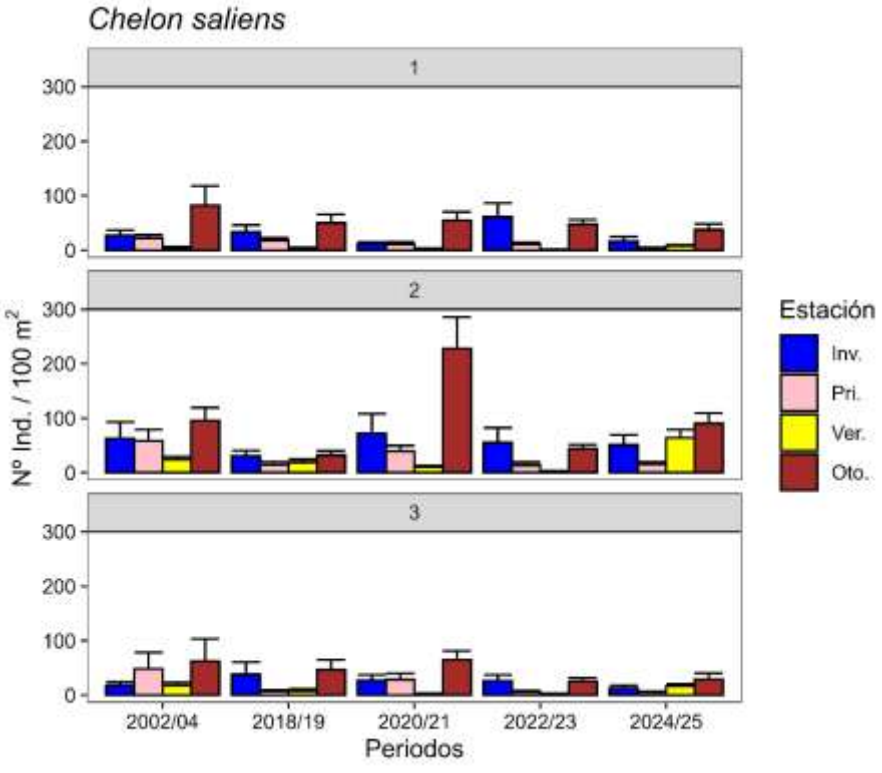


Figura 4.66. Evolución temporal de la abundancia de *Chelon saliens* en las áreas someras del Mar Menor según los tres niveles de confinamiento defnidos para las localidades. Un nivel de confinamiento superior indica una menor tasa de renovación de agua en la localidad.

Financiado por la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia

Mugil cephalus (Pardete)

El pardete (*Mugil cephalus*), pez eurihalino, ocupa preferentemente aguas costeras, estuarios y desembocaduras fluviales. Su dieta incluye zooplancton, algas y materia orgánica en descomposición. Aunque puede adaptarse a ambientes dulciacuícolas, migra al mar para reproducirse entre otoño e invierno, formando grandes bancos. Como otros mugílidos, presenta una elevada fecundidad, con puestas que pueden superar los dos millones de huevos (Harrison, 1995). Tras la eclosión, las larvas se agrupan en cardúmenes y se desplazan hacia estuarios y aguas interiores para completar su desarrollo. En el Mar Menor, aunque no es el mugílido dominante, tiene relevancia pesquera, existiendo ejemplares de más de 1 m. Su presencia en áreas someras es escasa en la cubeta este, donde la influencia mediterránea hace el hábitat menos atractivo para la especie.

El asentamiento juvenil (0+) se concentra en otoño, con tallas iniciales inferiores a 25 mm (Figura 4.67). Durante el invierno, estos individuos incrementan su tamaño hasta aproximarse a los 50 mm, momento en que abandonan las zonas más someras. La entrada de juveniles parece condicionada por los aportes de agua dulce procedentes de la cuenca vertiente, lo que explica que en otoños secos como los de 2023 y 2024 el reclutamiento fuera prácticamente nulo. En contraste, tras las lluvias de primavera y otoño de 2025, se observa nuevamente un asentamiento significativo, lo que refuerza la hipótesis de una relación directa entre la dinámica hidrológica y la incorporación de juveniles.

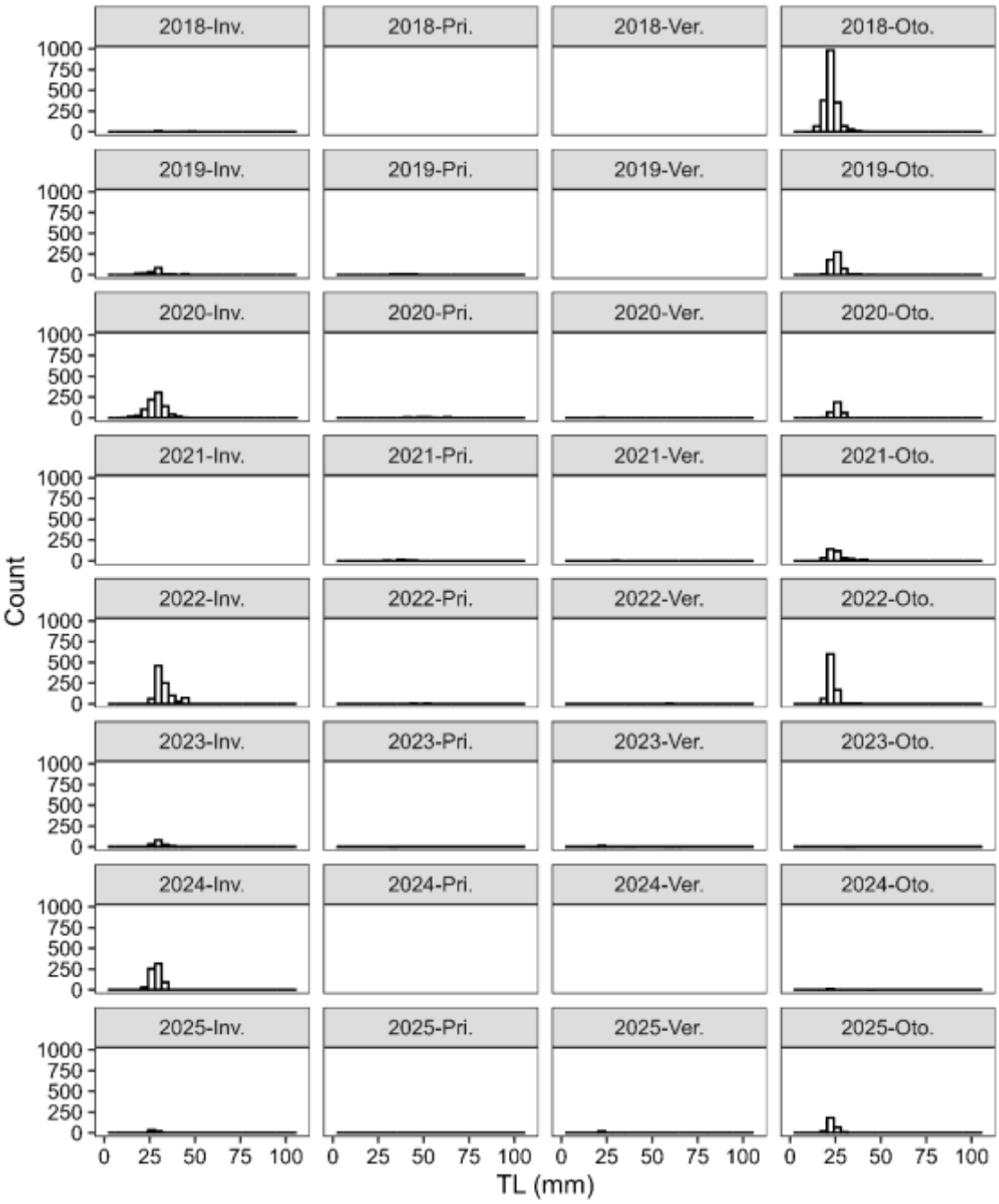


Figura 4.67. Diagramas de tallas estacionales de las poblaciones de *Mugil cephalus* en las áreas someras del Mar Menor durante el periodo de seguimiento 2018-2025.

El análisis de la frecuencia de aparición de *Mugil cephalus* evidencia una marcada estacionalidad, con máximos concentrados en otoño (Figura 4.68). Durante el periodo de referencia (2002-2004), la especie alcanzó valores cercanos al 60 % en esta estación, mientras que en los periodos posteriores las cifras fueron considerablemente menores, situándose en torno al 25 % en 2024-2025.

La serie temporal 2018-2025 refleja un comportamiento irregular (Figura 4.69): tras el incremento observado en 2019-2020, probablemente asociado a los aportes de agua dulce generados por episodios de lluvias torrenciales, la abundancia disminuye de forma progresiva, con un descenso más acusado durante la sequía de 2023-2024. En 2025 se aprecia una recuperación parcial, coincidiendo con un régimen más húmedo. Tal y como muestra la (Figura 4.70), la mayor parte de los ejemplares se concentran en la zona de confinamiento 2 y, en años especialmente lluviosos como 2018-2019, también en la 3, áreas que reciben los principales aportes de agua continental durante periodos de elevada pluviometría.

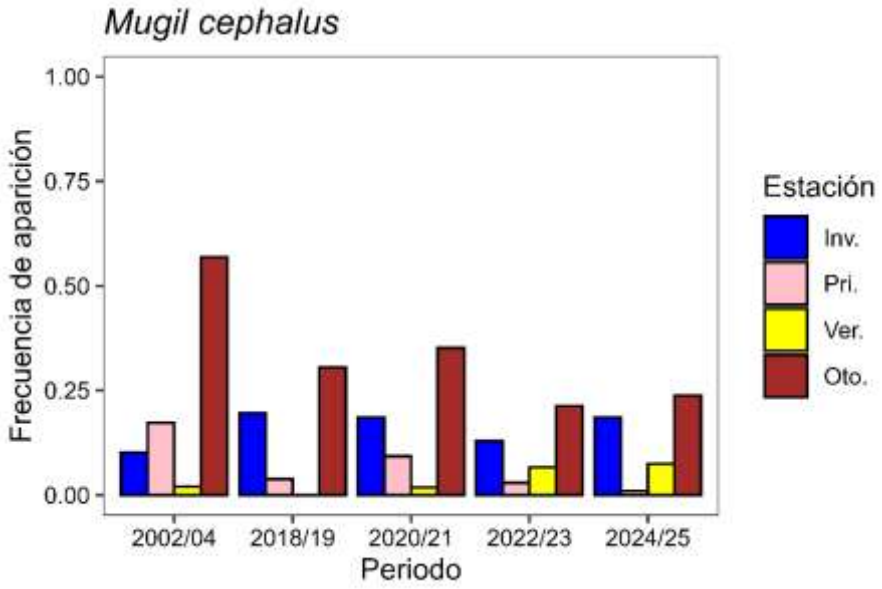


Figura 4.68. Evolución temporal de la frecuencia de aparición por arrastre de *Mugil cephalus* en las áras someras del Mar Menor.

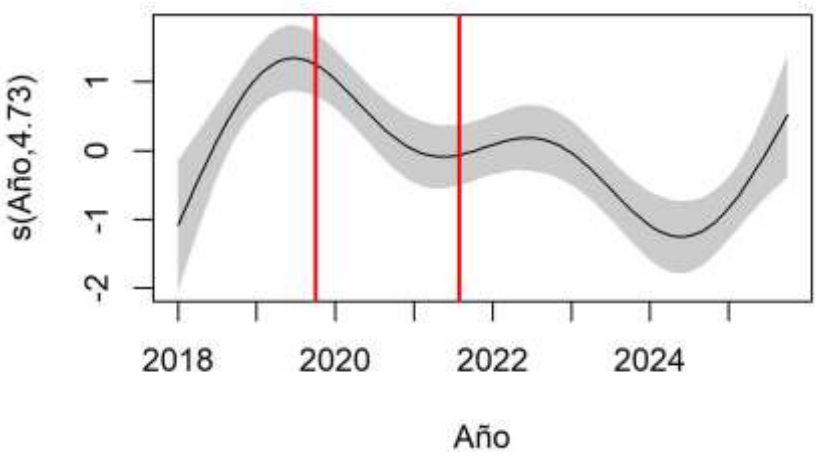


Figura 4.69. Modelo aditivo generalizado de la evolución trimestral del periodo 2018-2025 sobre la abundancia de *Mugil cephalus.* El eje "y" muestra el efecto estandarizado de la variable predictora sobre la variable respuesta. Los factores estación y sector de muestreo están incluidos para controlar la estructura de los datos.

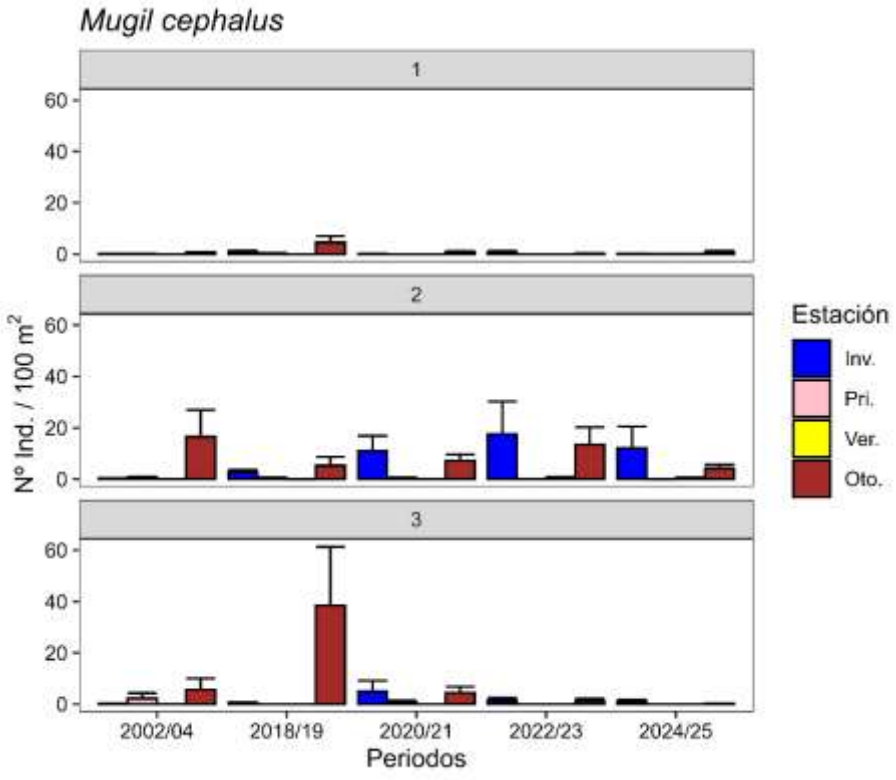


Figura 4.70. Evolución temporal de la abundancia de *Mugil cephalus* en las áreas someras del Mar Menor según los tres niveles de confinamiento defnidos para las localidades. Un nivel de confinamiento superior indica una menor tasa de renovación de agua en la localidad.

Sparus aurata (Dorada)

La dorada (*Sparus aurata*), perteneciente a la familia Sparidae, es una especie común en ambientes marinos y salobres, incluyendo lagunas costeras y estuarios, donde suele encontrarse en sus primeras fases de desarrollo. Su dieta es macrobentívora, compuesta principalmente por moluscos, crustáceos y peces de pequeño tamaño, y se asocia a fondos arenosos, fangosos o con vegetación, que le ofrecen refugio y recursos alimenticios. Esta especie presenta hermafroditismo protándrico: los individuos nacen como machos y se transforman en hembras al alcanzar entre 200 y 300 mm de longitud. La madurez sexual se alcanza generalmente entre los dos y tres años, y la reproducción tiene lugar cerca de la costa entre octubre y diciembre. Tras el desove, los juveniles se desplazan hacia aguas someras a finales del invierno y en primavera, permaneciendo allí hasta el otoño, momento en que migran nuevamente hacia el mar abierto. En el Mar Menor, la dorada es una especie de gran relevancia pesquera, y sus juveniles se concentran principalmente en la cubeta norte, probablemente debido a la entrada por las golas septentrionales y a la influencia mediterránea en estas áreas.

Los primeros individuos juveniles (0+) comienzan a incorporarse a la población durante el invierno, presentando tallas generalmente inferiores a 24 mm de longitud total (LT) (Figura 4.71). Permanecen en las zonas someras hasta la primavera, momento en el que superan los 50 mm y se desplazan hacia otros sectores de la laguna.

El análisis temporal revela tres hitos relevantes: el máximo registrado en invierno de 2021, la marcada reducción del reclutamiento en 2024 y el repunte moderado observado en invierno y primavera de 2025. Este patrón sugiere que la dinámica de reclutamiento no responde únicamente a factores internos de la laguna, sino que podría estar condicionada por una interacción compleja entre variables fisicoquímicas locales y procesos hidrodinámicos que conectan el Mar Menor con el Mediterráneo.

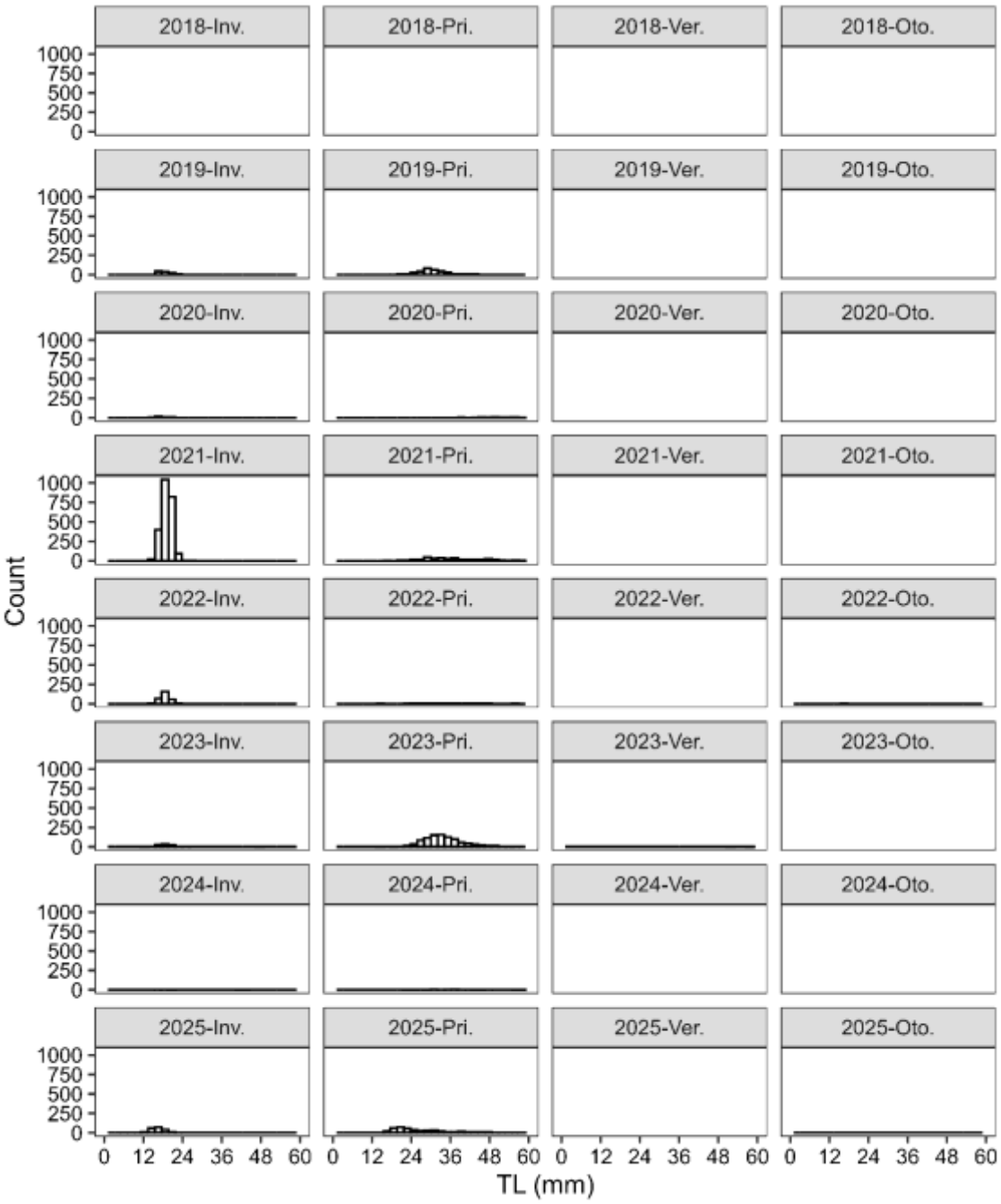


Figura 4.71. Diagramas de tallas estacionales de las poblaciones de *Sparus aurata* en las áreas someras del Mar Menor durante el periodo de seguimiento 2018-2025.

El análisis de la frecuencia de aparición revela una marcada estacionalidad en la presencia de la especie en zonas someras, concentrándose casi exclusivamente en invierno y primavera (Figura 4.72). Durante los años previos a 2023, estos valores se situaron habitualmente entre el 50 % y el 75 %. En cambio, en el periodo 2024-2025 se observa un descenso significativo, con frecuencias reducidas que oscilan entre el 30 % y el 45 %, lo que indica una menor ocupación de estos hábitats en comparación con etapas anteriores.

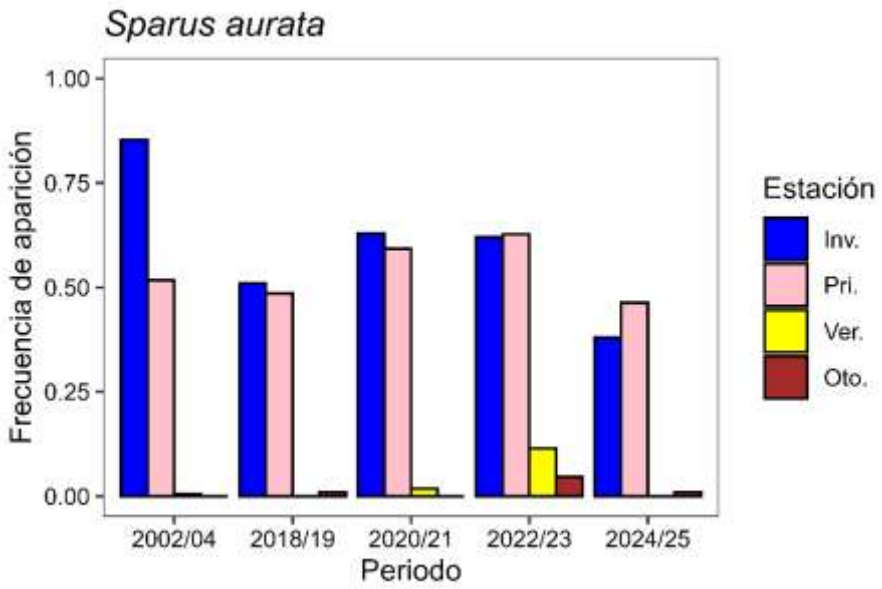


Figura 4.72. Evolución temporal de la frecuencia de aparición por arrastre de *Sparus aurata* en las áreas someras del Mar Menor.

El análisis trimestral de abundancia evidencia una tendencia ascendente hasta 2022, seguida de una caída pronunciada que alcanza sus mínimos en 2024 y 2025 (Figura 4.73). Esta reducción, sumada a la ya observada tras el periodo de referencia (no contemplada en el modelo GAM), apunta a una pérdida progresiva del papel de las zonas someras como áreas de guardería para esta especie de interés comercial. Para comprender las causas, será necesario un seguimiento prolongado que considere simultáneamente las condiciones fisicoquímicas internas del Mar Menor y los procesos mediterráneos que influyen en la conectividad hidrodinámica. El declive se concentra principalmente en sectores semiconfinados y próximos a la cuenca de drenaje (Figura 4.74), lo que sugiere una interacción compleja entre factores locales y externos.

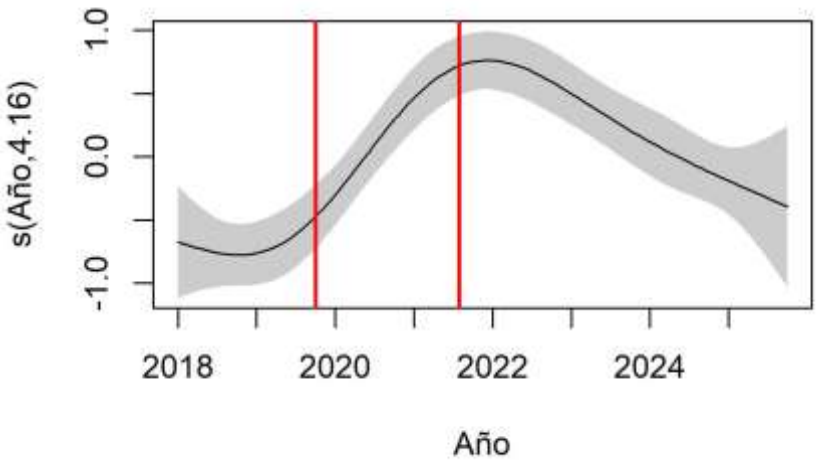


Figura 4.73. Modelo aditivo generalizado de la evolución trimestral del periodo 2018-2025 sobre la abundancia de *Sparus aurata.* El eje “y” muestra el efecto estandarizado de la variable predictora sobre la variable respuesta. Los factores estación y sector de muestreo están incluidos para controlar la estructura de los datos.

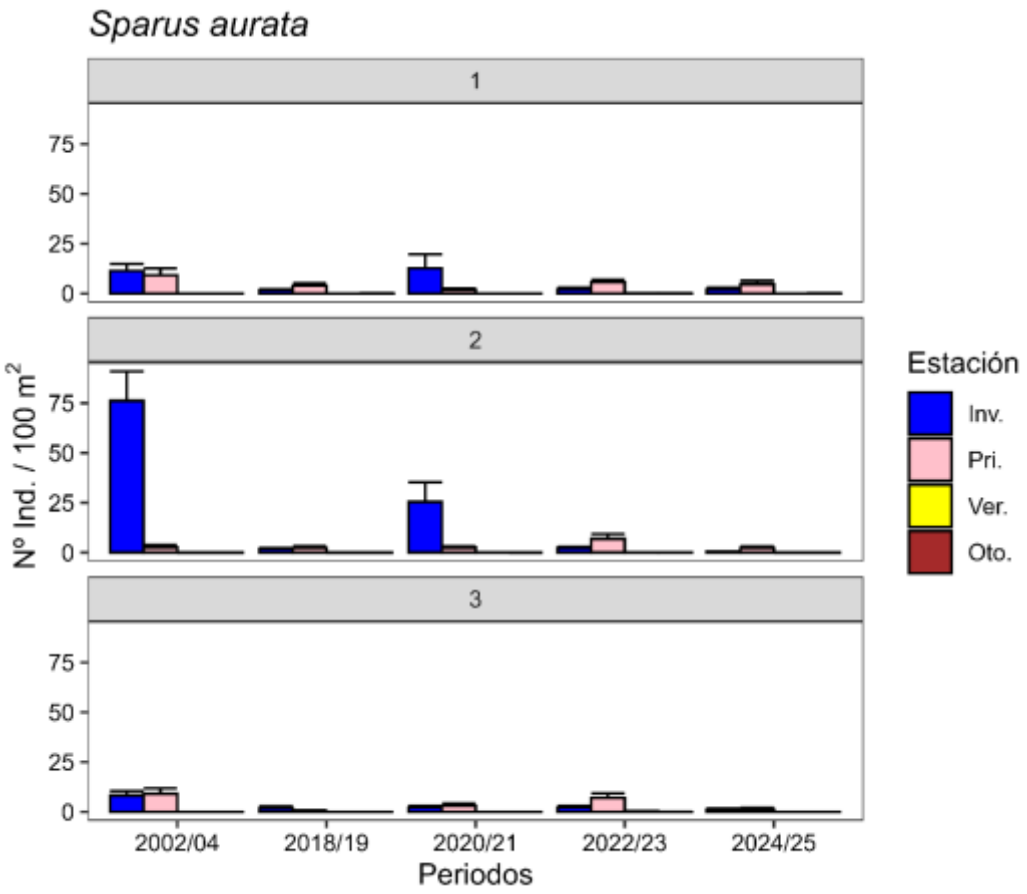


Figura 4.74. Evolución temporal de la abundancia de *Sparus aurata* en las áreas someras del Mar Menor según los tres niveles de confinamiento defnidos para las localidades. Un nivel de confinamiento superior indica una menor tasa de renovación de agua en la localidad.

Syngnathus abaster (Aguja de río)

Syngnathus abaster es el syngnátido más característico de las zonas someras del Mar Menor. Se trata de una especie propia de lagunas costeras y estuarios, con marcada tolerancia a variaciones de salinidad. Su dieta es fundamentalmente zoobentívora, basada en pequeños invertebrados que captura entre la vegetación del fondo. La estrecha vinculación con las praderas marinas y la relevancia ecológica de estos hábitats han consolidado su uso como indicador ambiental en los últimos años (Shokri et al. 2009, Scapin et al. 2016; Scapin et al. 2018, Guerrero-Gómez et al. 2024). La aguja de río presenta un ciclo vital generalmente anual, aunque se han registrado individuos que superan los cuatro años. La reproducción se extiende desde primavera hasta otoño, con puestas que varían geográficamente entre 69 y 109 huevos. Como en otros signátidos, el macho asume el cuidado de los huevos hasta la eclosión (Monteiro et al., 2017). En el Mar Menor, la especie se distribuye en hábitats vegetados de áreas someras (praderas de *Cymodocea nodosa*, *Caulerpa prolifera* y mixtas), así como en la extensa pradera de *C. prolifera* en zonas profundas.

El análisis de la estructura de tallas en áreas someras revela cambios notables a lo largo del tiempo (Figura 4.75). En 2018 y 2019, antes de los episodios de mortandad, se mantenía un patrón estacional definido: el reclutamiento de juveniles (0+) ocurría principalmente en primavera y verano, mientras que en otoño e invierno predominaban ejemplares de mayor talla. Tras las mortandades, el aporte de juveniles disminuyó y la distribución de tallas se amplió en verano y otoño, sin que ninguna cohorte resultara claramente dominante.

En verano de 2024 se detecta un reclutamiento intenso de juveniles, que alcanzan la talla adulta en otoño, favoreciendo una recuperación parcial de la abundancia que continúa en 2025. Además, las temperaturas excepcionalmente cálidas a finales de 2024 propiciaron reproducción invernal (Guerrero-Gómez et al., 2025), reflejada en la presencia de individuos de menor talla en primavera (<81 mm), en contraste con años anteriores.

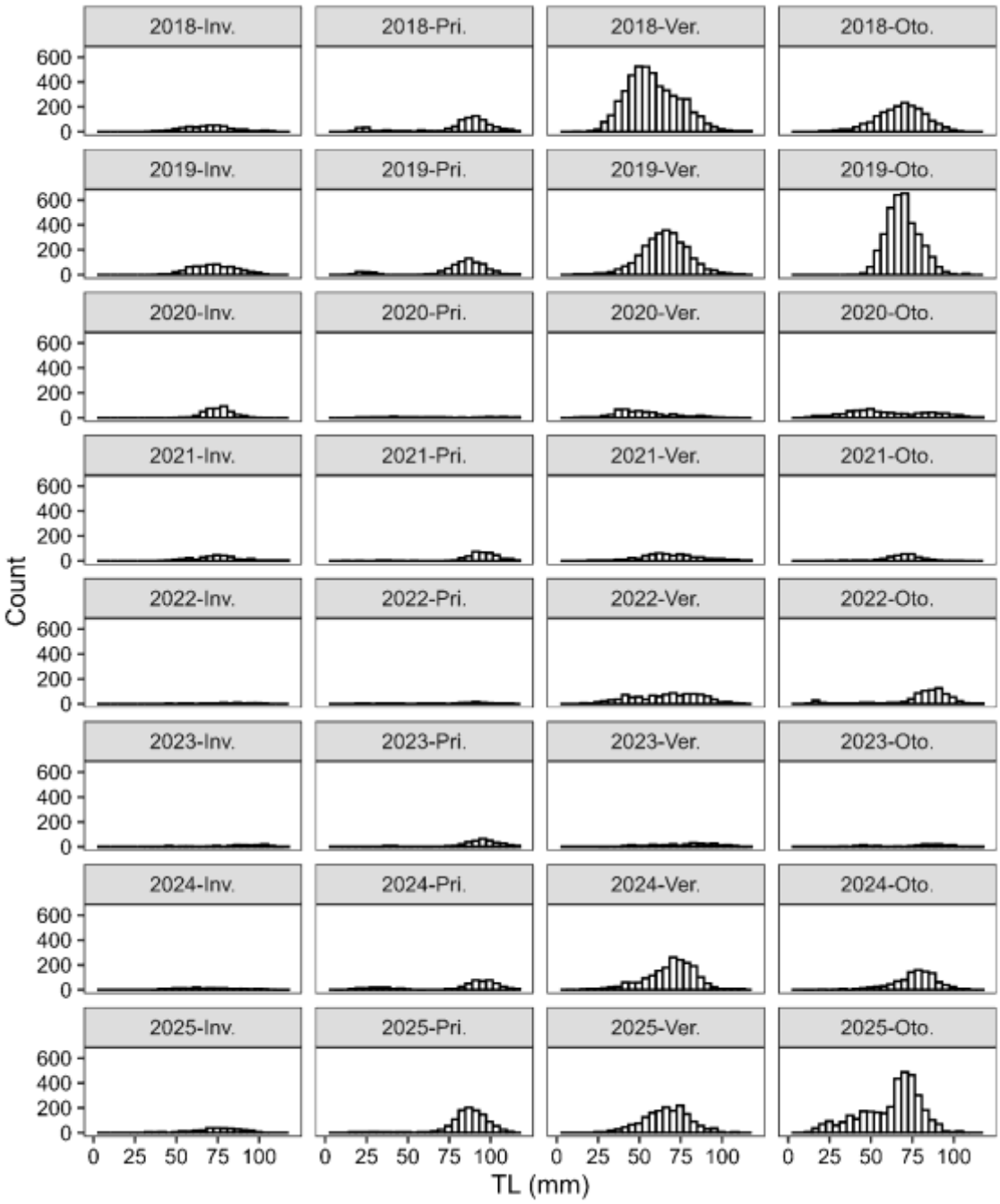


Figura 4.75. Diagramas de tallas estacionales de las poblaciones de *Syngnathus abaster* en las áreas someras del Mar Menor durante el periodo de seguimiento 2018-2025.

En las zonas someras del Mar Menor, *S. abaster* presenta una frecuencia de aparición relativamente constante a lo largo del año (Figura 4.76), con un ligero incremento durante el otoño. A lo largo de todo el periodo analizado, la especie se mantiene por encima del 50 %, alcanzando valores superiores al 80 % en otoño durante la fase eutrófica previa a las mortandades (2018-2019).

Tras los episodios de mortalidad masiva, se observa una disminución en la frecuencia de aparición durante los intervalos 2020-2021 y 2022-2023. Sin

embargo, a partir de la primavera de 2024 se inicia una recuperación progresiva, que culmina en 2024-2025 con valores próximos a los registrados en el periodo previo a las mortandades.

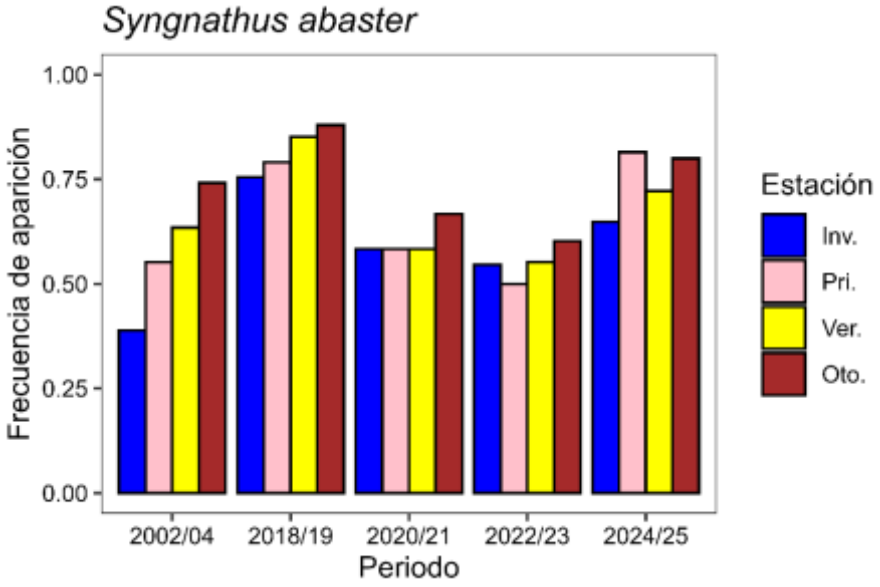


Figura 4.76. Evolución temporal de la frecuencia de aparición por arrastre de *Syngnathus abaster* en las áreas someras del Mar Menor.

El modelo GAM aplicado a la abundancia de *S. abaster* refleja una disminución progresiva tras 2019 (Figura 4.77), atribuida al impacto severo de los episodios de mortandad masiva. La especie no muestra señales de recuperación hasta 2023, coincidiendo con la mejora en los parámetros de calidad del agua, y alcanza en 2024-2025 niveles comparables a los registrados en 2018-2019.

Esta recuperación resulta especialmente evidente en las zonas de confinamiento 1 y 3 (Figura 4.78), las más alejadas de la cuenca de drenaje. Aunque estos resultados son alentadores para una especie de alto valor en conservación, será necesario evaluar el efecto de las lluvias torrenciales de octubre de 2025 en campañas futuras.

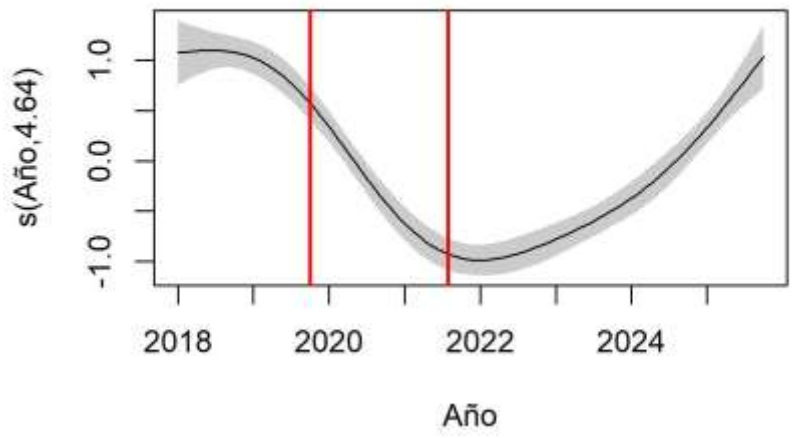


Figura 4.77. Modelo aditivo generalizado de la evolución trimestral del periodo 2018-2025 sobre la abundancia de *Syngnathus abaster.* El eje y muestra el efecto estandarizado de la variable predictora sobre la variable respuesta. Los factores estación y sector de muestreo están incluidos para controlar la estructura de los datos.

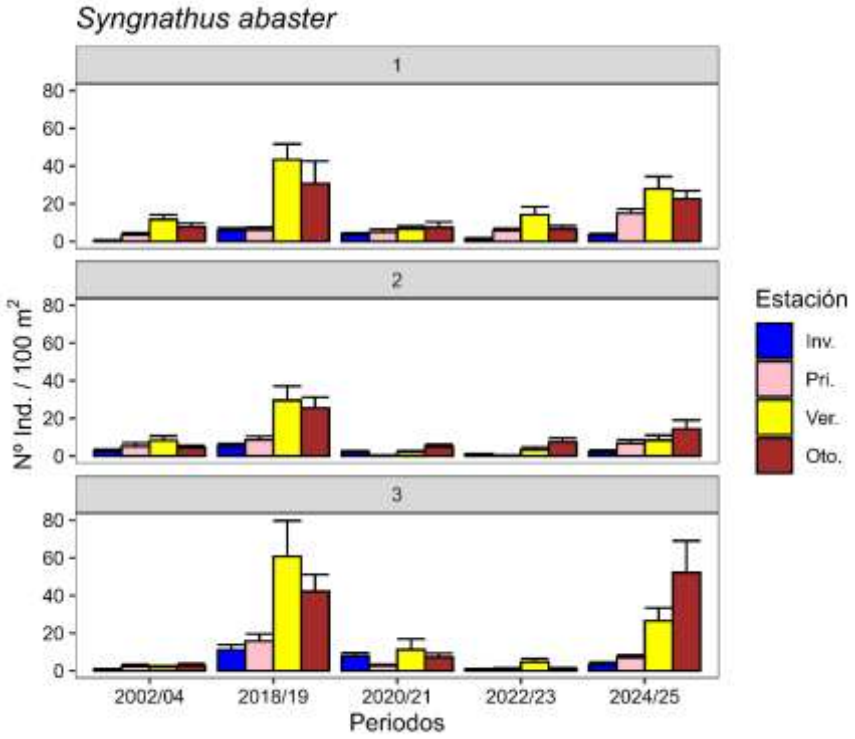


Figura 4.78. Evolución temporal de la abundancia de *Syngnathus abaster* en las áreas someras del Mar Menor según los tres niveles de confinamiento defnidos para las localidades. Un nivel de confinamiento superior indica una menor tasa de renovación de agua en la localidad.

Syngnathus typhle (Aguja mula)

Entre los signátidos presentes en la laguna, *Syngnathus typhle* se diferencia de *Syngnathus abaster* tanto por rasgos morfológicos como por aspectos ecológicos. Ambas especies comparten una marcada asociación con hábitats vegetados, lo que las convierte en potenciales indicadores de la calidad de estos ecosistemas (Scapin et al., 2016; Scapin et al., 2018). Sin embargo, mientras *S. abaster* mantiene poblaciones residentes durante todo el año en las áreas someras, *S. typhle* es una especie cuya presencia en dichos ambientes es más escasa, limitada principalmente a primavera, verano y otoño, cuando las temperaturas son más elevadas. Durante estos periodos, su dieta incluye invertebrados de tamaño medio e incluso alevines de otras especies (Dawson, 1986), lo que refleja un comportamiento trófico más amplio. Además, su ciclo vital es más prolongado y alcanza tallas superiores a las de *S. abaster*. La aguja mula presenta una distribución amplia y relativamente homogénea a lo largo del perímetro del Mar Menor, siempre que exista cobertura de praderas marinas con hojas de longitud suficiente, como las formadas por *Cymodocea nodosa* (Guerrero-Gómez et al., 2025).

El reducido número de capturas de *S. typhle* dificulta el análisis de la dinámica de su estructura de tallas, así como posibles cambios asociados a eventos críticos acontecidos en la laguna (Figura 4.79). No obstante, con una elevada fluctuación interanual, se aprecia durante primavera, verano y otoño el reclutamiento de ejemplares juveniles (< 110 mm). Esta información, junto con la puntual detección de individuos grávidos durante los muestreos, parece indicar que parte de la población de esta especie puede cerrar el ciclo en la laguna.

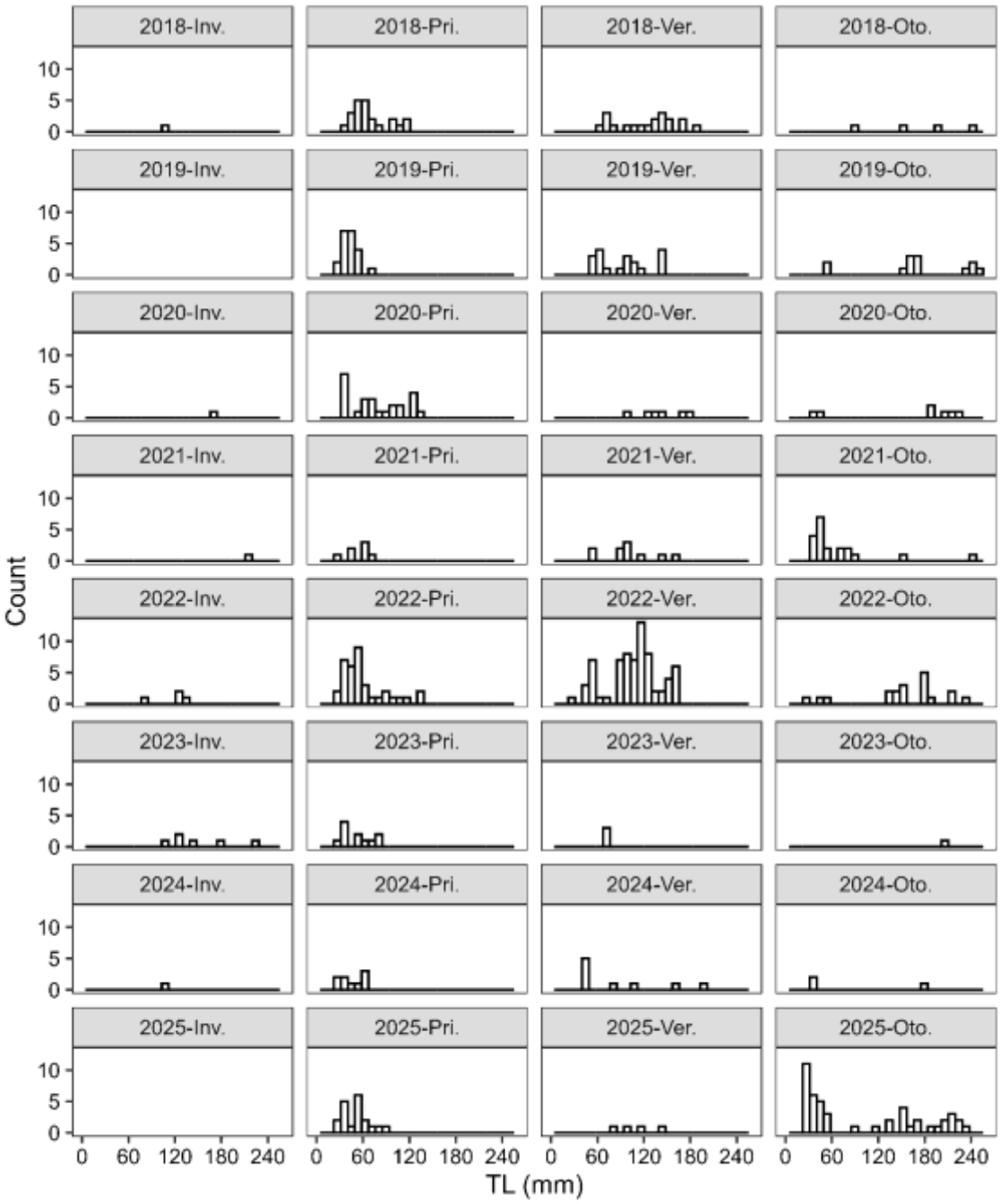


Figura 4.79. Diagramas de tallas estacionales de las poblaciones de *Syngnathus typhle* en las áreas someras del Mar Menor durante el periodo de seguimiento 2018-2025.

Los datos recientes muestran un incremento notable en la presencia de *S. typhle* en las zonas someras del Mar Menor en comparación con el periodo de referencia (2002-2004), cuando la especie apenas alcanzaba valores medios próximos al 10 % (Figura 4.80). En cuanto a la evolución temporal, se aprecia un aumento sostenido de la abundancia entre 2021 y 2023, seguido de una caída marcada tras este último año, probablemente vinculada al incremento de salinidad asociado a la fuerte sequía registrada en 2023 y 2024. Posteriormente, en 2025 se observa un nuevo repunte, coincidente con la disminución de salinidad derivada de las lluvias de primavera y otoño (Figura 4.81). Este repunte fue especialmente patente en las zonas de confinamiento 1 y 3, que parecen albergar las praderas de *C. nodosa* con mayores longitudes de hoja (Figura 4.82).

En contraste con *S. abaster*, la abundancia de *S. typhle* no se vio afectada por los episodios de mortandad masiva; por el contrario, llegó a superar los valores previos a dichos eventos. Este comportamiento parece vinculado a la convergencia de condiciones de salinidad entre el Mediterráneo y el Mar Menor durante 2020-2021, lo que habría facilitado la entrada y establecimiento de ejemplares procedentes del mar abierto. Un fenómeno similar se habría producido en 2025, aunque en este caso la reducción de salinidad fue menos acusada.

Los muestreos preliminares en áreas profundas confirman la baja ocurrencia de la especie en la extensa pradera de *Caulerpa prolifera*, en concordancia con estudios previos (Scapin et al., 2018), que señalan su preferencia por praderas de fanerógamas marinas y el rechazo de fondos dominados por macroalgas. Por tanto, parte de las fluctuaciones observadas podrían explicarse por movimientos de ejemplares entre praderas mediterráneas y marminorenses, condicionados principalmente por la salinidad. No obstante, la baja representatividad de la especie en las comunidades de aguas someras subraya la necesidad de mantener un seguimiento más frecuente para validar estas hipótesis.

.

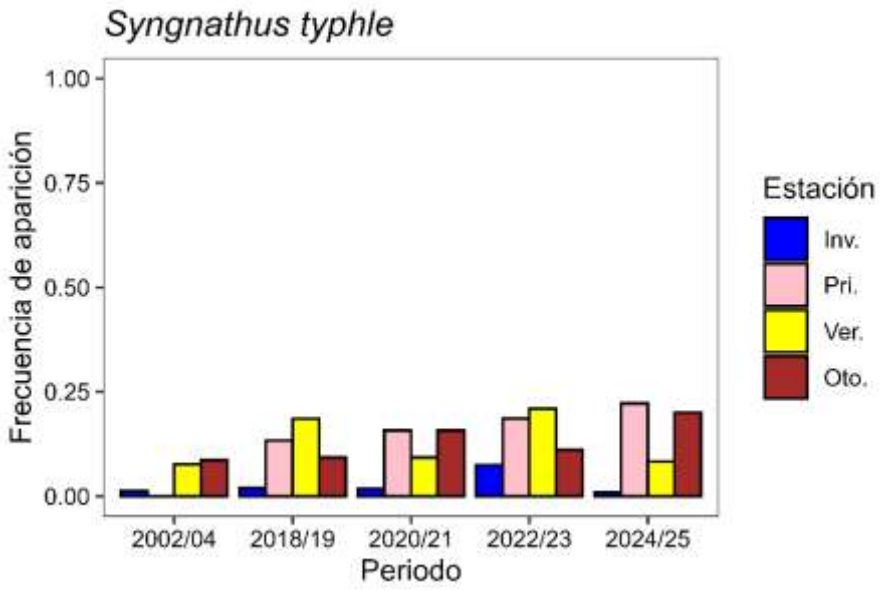


Figura 4.80. Evolución temporal de la frecuencia de aparición por arrastre de *Syngnathus typhle* en las áreas someras del Mar Menor.

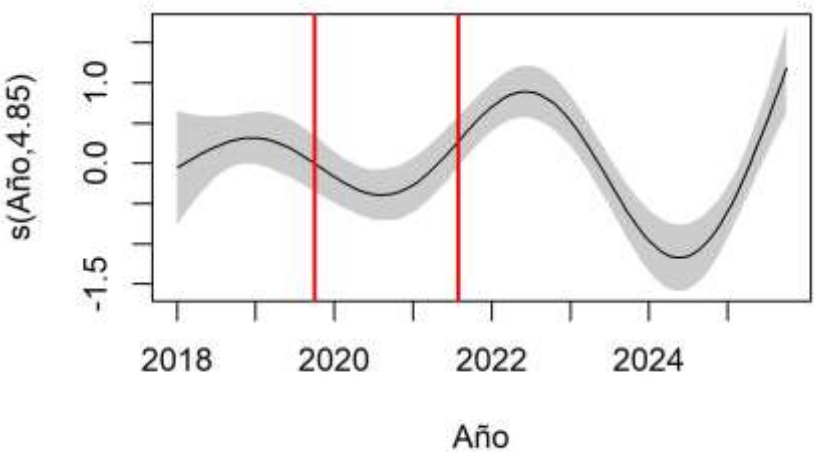


Figura 4.81. Modelo aditivo generalizado de la evolución trimestral del periodo 2018-2025 sobre la abundancia de *Syngnathus typhle.* El eje "y" muestra el efecto estandarizado de la variable predictora sobre la variable respuesta. Los factores estación y sector de muestreo están incluidos para controlar la estructura de los datos.

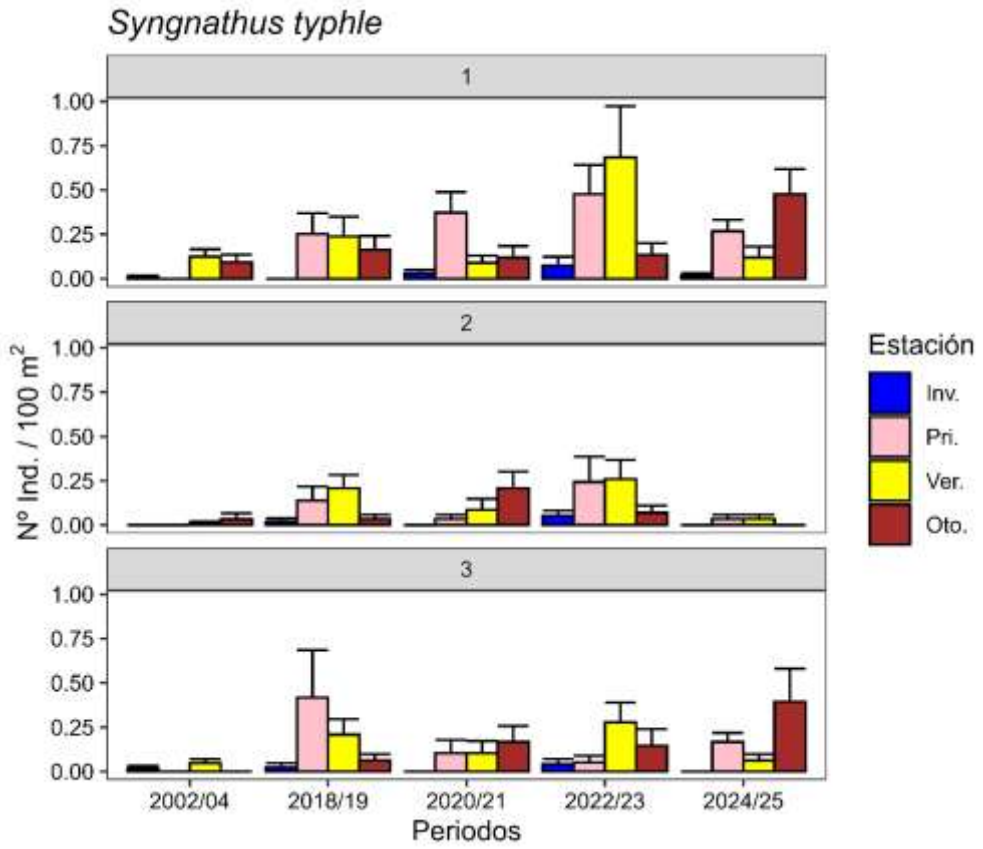


Figura 4.82. Evolución temporal de la abundancia de *Syngnathus typhle* en las áreas someras del Mar Menor según los tres niveles de confinamiento defnidos para las localidades. Un nivel de confinamiento superior indica una menor tasa de renovación de agua en la localidad.

Hippocampus guttulatus (Caballito de mar)

El caballito de mar (*Hippocampus guttulatus*) es un signátido zoobentívoro que habita en aguas salobres y marinas, generalmente asociado a praderas marinas y fondos rocosos (Lourie et al., 1999). En la laguna del Mar Menor, constituye el representante más emblemático de su familia, despertando un notable interés social y científico. Aunque se trata de una especie residente, su presencia en las zonas someras es más frecuente durante las estaciones de verano y otoño. Estudios de ictioplancton indican que su abundancia relativa es superior a la de otros signátidos (Quispe-Becerra, 2014); sin embargo, en áreas someras su densidad es menor que la de *Syngnathus abaster* y *Syngnathus typhle*, probablemente debido a la escasez de sustratos duros, que son preferidos por la especie. *H. guttulatus* presenta una alta fidelidad al territorio y una capacidad de desplazamiento muy limitada, lo que incrementa su vulnerabilidad frente a la degradación de los hábitats donde se establece (King y McFarlane, 2003).

Durante 2018 y 2019, la especie se encontraba distribuida en diferentes áreas someras del Mar Menor, principalmente asociada a zonas vegetadas o pequeños espigones en sectores con mayor renovación de agua (Guerrero-Gómez et al., 2025). Los ejemplares capturados correspondían mayoritariamente a individuos juveniles (<60 mm; Curtis et al., 2004) (Figura 4.82), lo que pone de manifiesto la importancia de las áreas someras para las primeras fases del ciclo vital de la especie. Esta situación se produjo antes de la drástica reducción poblacional registrada tras la mortandad de 2019, que marcó un punto de inflexión en su dinámica.

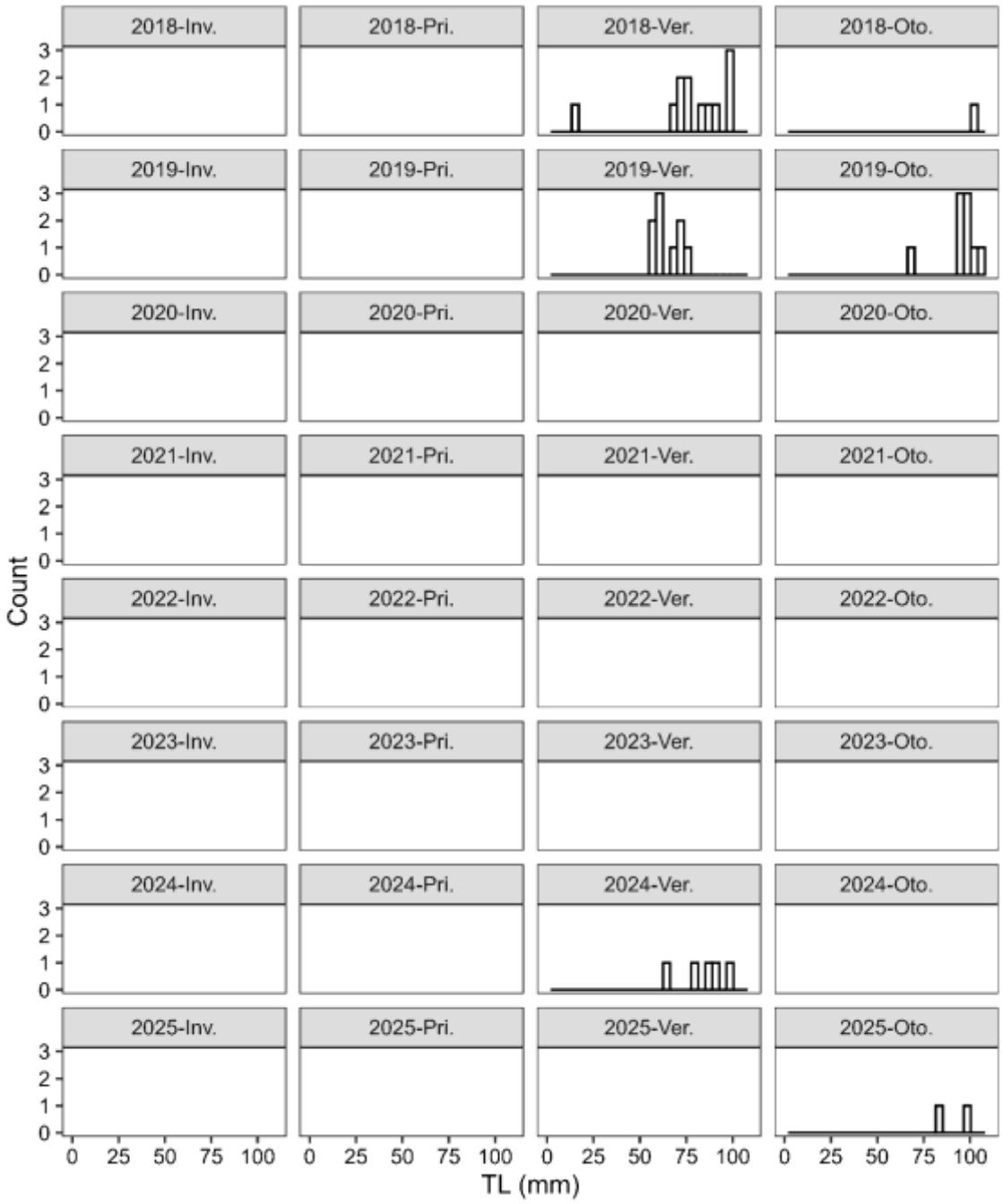


Figura 4.82. Diagramas de tallas estacionales de las poblaciones de *Hippocampus guttulatus*.en las áreas someras del Mar Menor durante el periodo de seguimiento 2018-2025.

Tras el incremento de ocurrencia registrado en 2018-2019 en sectores con mayor renovación hídrica, el caballito de mar experimentó una desaparición prolongada en las áreas someras, sin detectarse ejemplares durante varios años consecutivos. Esta ausencia se mantuvo hasta el verano de 2024, cuando se registraron nuevamente individuos juveniles en puntos concretos asociados a los niveles de confinamiento 1 y 3, es decir, en zonas alejadas de la cuenca vertiente y menos expuestas a aportes continentales (Figura 4.83). Posteriormente, en otoño de 2025, se constató la presencia de ejemplares en

áreas menos confinadas, lo que sugiere una recuperación incipiente tras los episodios críticos ocurridos entre 2019 y 2021.

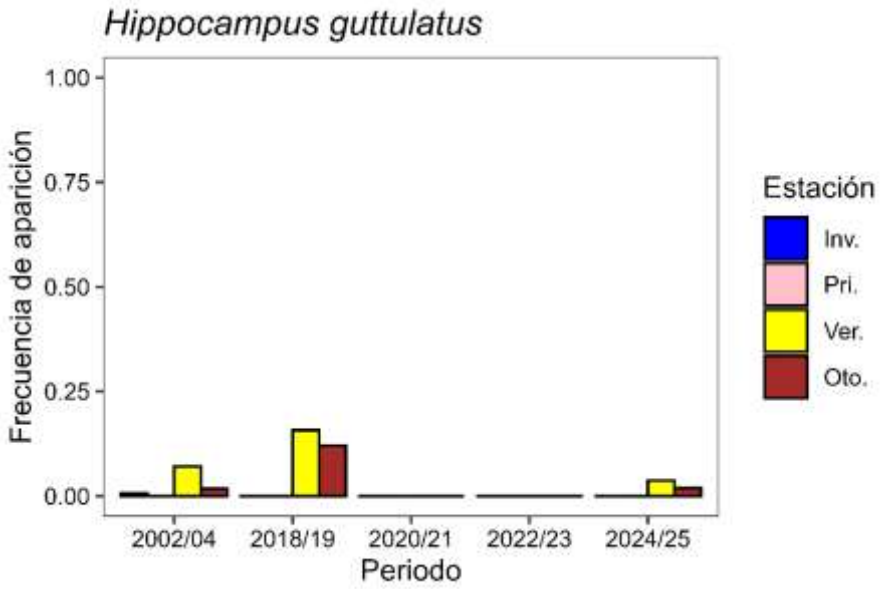


Figura 4.83. Evolución temporal de la frecuencia de aparición por arrastre de *Hippocampus guttulatus* en las áreas someras del Mar Menor.

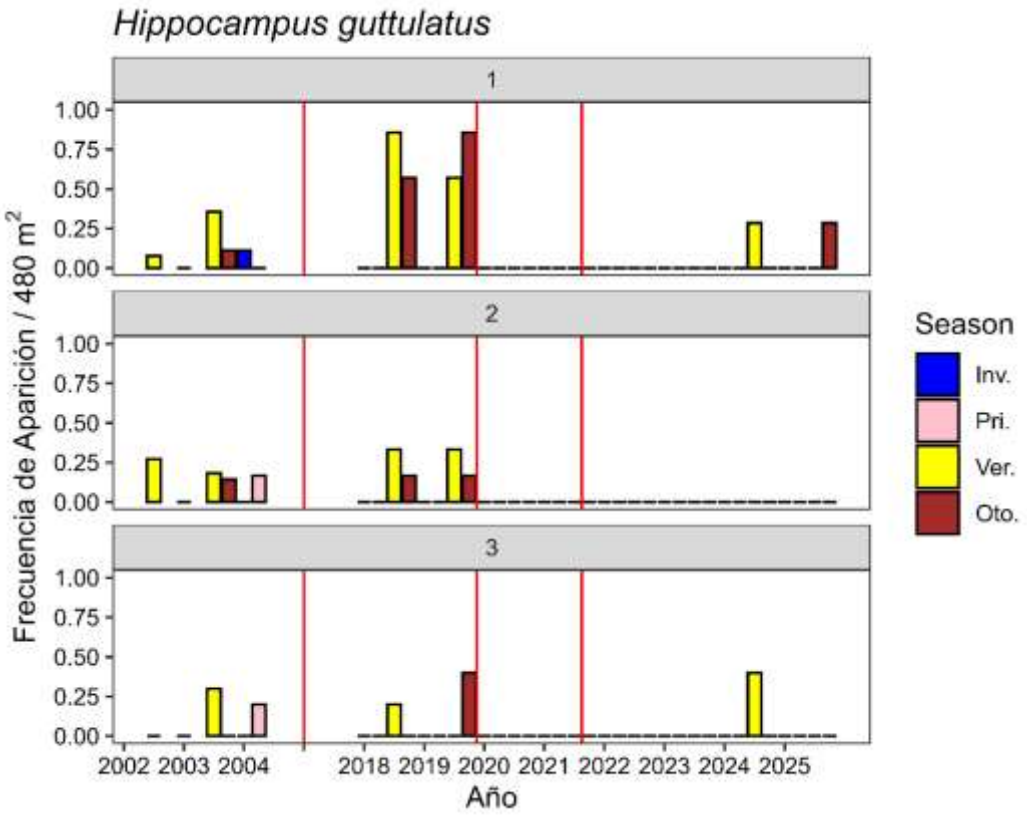


Figura 4.84. Evolución temporal de la frecuencia de aparición, por localidad y nivel de confinamiento, de *Hippocampus guttulatus* en las áreas someras del Mar Menor. Las líneas rojas representan las crisis acontecidas en la laguna (mortandad de praderas marinas de 2016, mortandad de peces de 2019, mortandad de peces de 2021).

El análisis temporal de la abundancia de la especie entre 2018 y 2025 revela una dinámica marcada por fases contrastadas (Figura 4.85). Durante 2019 se observa un incremento en las áreas someras, probablemente asociado al desplazamiento de ejemplares desde zonas profundas en busca de refugio, ante el deterioro progresivo de estos ambientes durante el primer episodio crítico. Tras la mortandad masiva, la población experimentó un colapso significativo, manteniendo ausencias durante varios años.

A partir de 2023 se aprecia un cambio de tendencia, coincidiendo con un periodo prolongado de condiciones áridas que favorecieron la mejora de la calidad del agua en la laguna. Este escenario parece haber permitido una recuperación parcial de la especie, aunque todavía limitada. Resulta prioritario evaluar en los próximos muestreos el impacto que puedan tener los aportes derivados de los episodios torrenciales de octubre de 2025, dado que podrían revertir esta tendencia positiva y comprometer nuevamente la estabilidad de la población.

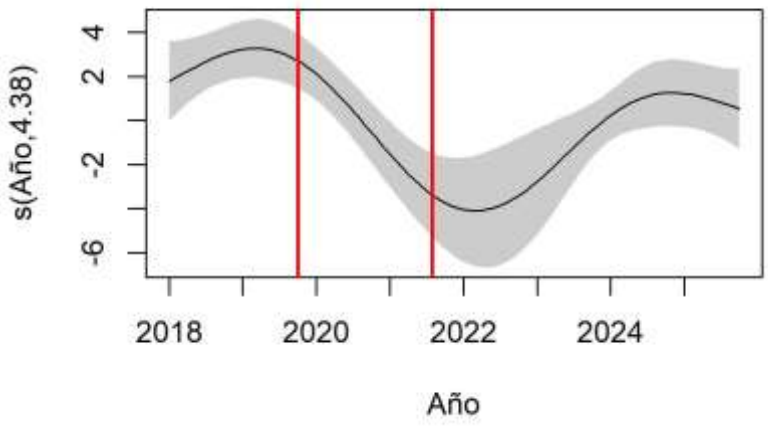


Figura 4.86. Modelo aditivo generalizado de la evolución trimestral del periodo 2018-2025 sobre la abundancia de *Hippocampus guttulatus.* El eje “y” muestra el efecto estandarizado de la variable predictora sobre la variable respuesta. Los factores estación y sector de muestreo están incluidos para controlar la estructura de los datos.

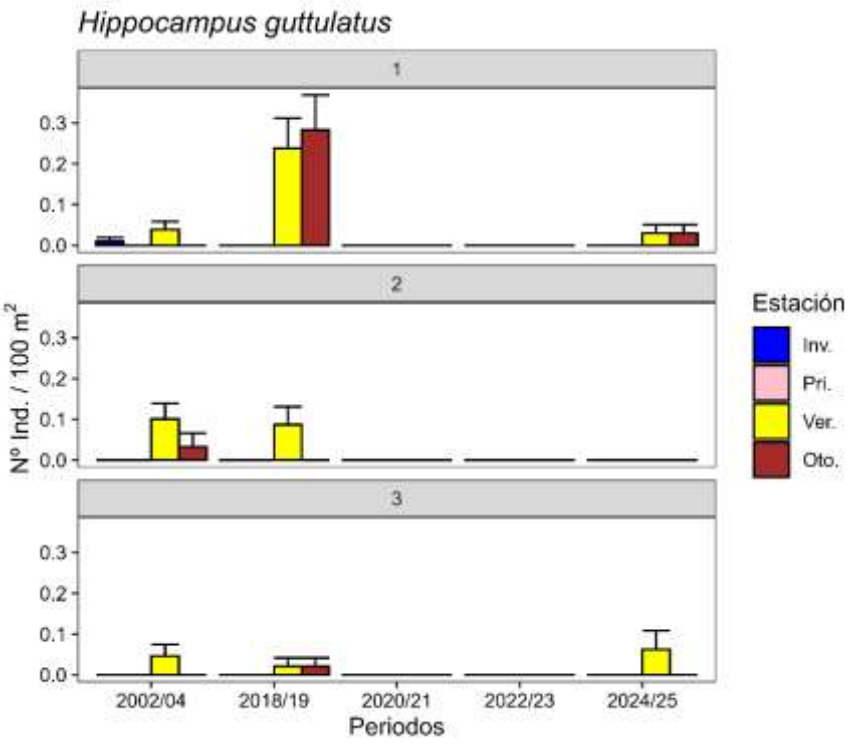


Figura 4.87. Evolución temporal de la abundancia de *Hippocampus guttulatus* en las áreas someras del Mar Menor según los tres niveles de confinamiento defnidos para las localidades. Un nivel de confinamiento superior indica una menor tasa de renovación de agua en la localidad.

4.5. Análisis temporal de la evolución de las variables de hábitats.

En el presente apartado se detalla la evolución temporal de las variables descriptoras del hábitat de las áreas someras del Mar Menor. La exposición de resultados aparece disgregada en los niveles espaciales del factor confinamiento.

Vegetación sumergida

Respecto a las métricas que describen la vegetación, se observa un incremento notable del recubrimiento total a partir de 2018, especialmente marcado en áreas más confinadas, donde la acumulación de nutrientes es mayor. Este patrón parece vinculado al aumento de nitratos y fosfatos asociado al proceso de eutrofización, lo que ha favorecido un desarrollo más intenso de la vegetación en zonas donde la falta de luz no constituye una limitación. Asimismo, la reducción de dragados y otras actuaciones orientadas a la regeneración artificial de playas habría contribuido a consolidar esta tendencia. Como resultado, el crecimiento continúa prolongándose en el tiempo, alcanzando los valores máximos de toda la serie durante el periodo 2024-2025 (Figura 4.87).

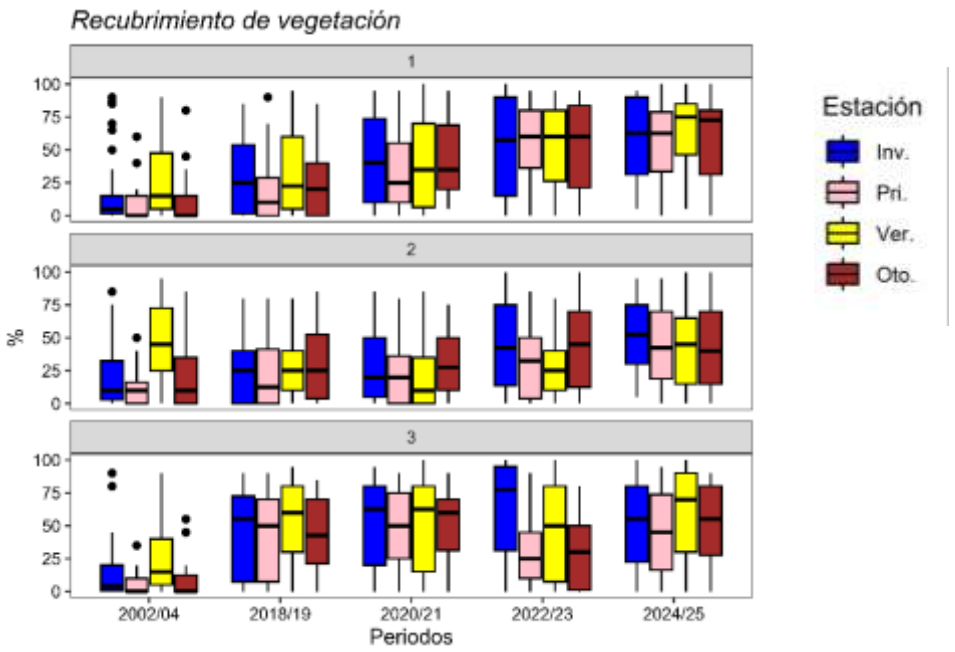


Figura 4.87. Evolución espaciotemporal del recubrimiento de vegetación, en relación a los periodos de estudio y los niveles de confinamiento (1: 250 días de tasa de renovación de agua; 2: 250-350; 3: > 350).

En cuanto al volumen de vegetación, la evolución es similar: se aprecia un incremento desde 2018, ligado a los factores mencionados, aunque con una

estabilización en niveles semejantes entre los intervalos 2022-2023 y 2024-2025 (Figura 4.88).

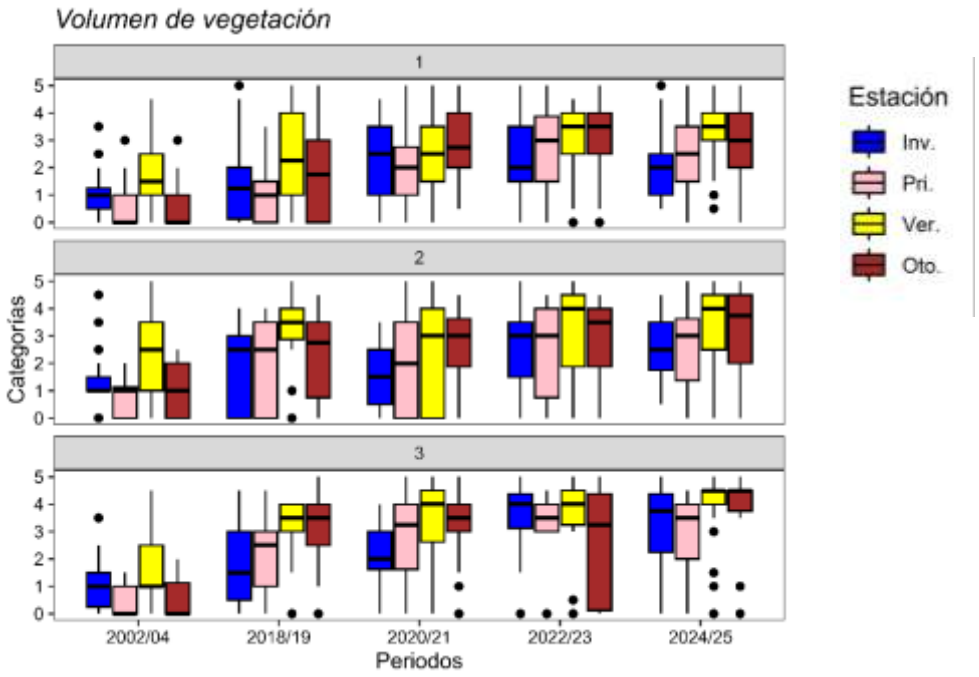


Figura 4.88. Evolución espaciotemporal del volumen de vegetación, en relación a los periodos de estudio y los niveles de confinamiento (1: 250 días de tasa de renovación de agua; 2: 250-350; 3: > 350).

En el análisis de la serie temporal 2018-2025, que permite una visión detallada de los principales grupos vegetales, se observa que en las áreas menos confinadas el recubrimiento de la fanerógama *Cymodocea nodosa* fue reducido hasta el periodo 2022-2023 (Figura 4.89), momento en el que comienza a adquirir una relevancia similar a la registrada en otros niveles de confinamiento. Durante 2024-2025 alcanza sus valores máximos, con promedios superiores al 25% en verano y otoño. Este incremento, aunque más moderado, también se detecta en zonas semiconfinadas. En contraste, la tendencia en los ambientes más confinados fue inversa: inicialmente (2018-2019 y 2020-2021) presentaron los mayores porcentajes de cobertura, pero en los intervalos 2022-2023 y 2024-2025 se aprecia una ligera disminución, posiblemente atribuido a la expansión de *C. prolifera* (Figura 4.90). Respecto a esta macroalga *C. prolifera*, tras el aumento general observado en 2022-2023, se registra un nuevo incremento en las zonas más confinadas durante el verano de 2024-2025 (Figura 4.90). Es probable que las poblaciones interiores estén desarrollando una mayor tolerancia a la luz solar (menor fotosensibilidad) y que se beneficien tanto del aumento de turbidez asociado al proceso eutrófico como del enriquecimiento en nutrientes. No obstante, cuando la laguna alcanza temperaturas muy elevadas, estas condiciones parecen perjudicar a la especie en áreas someras. En cuanto a otros taxones minoritarios, como la macroalga

Bathophora sp., se aprecia un incremento significativo en los últimos periodos en zonas menos confinadas y semiconfinadas, con un aumento especialmente marcado en estas últimas durante 2024-2025 (Figura 4.91). Este comportamiento podría estar relacionado con la disminución de salinidad registrada en los episodios de lluvia entre 2019 y 2021, que habría favorecido el establecimiento de este taxón, característico de aguas mediterráneas. Por su parte, la fanerógama *Ruppia cirrhosa* se detecta de forma anecdótica, apareciendo en todos los niveles de confinamiento en 2024-2025 (Figura 4.92).

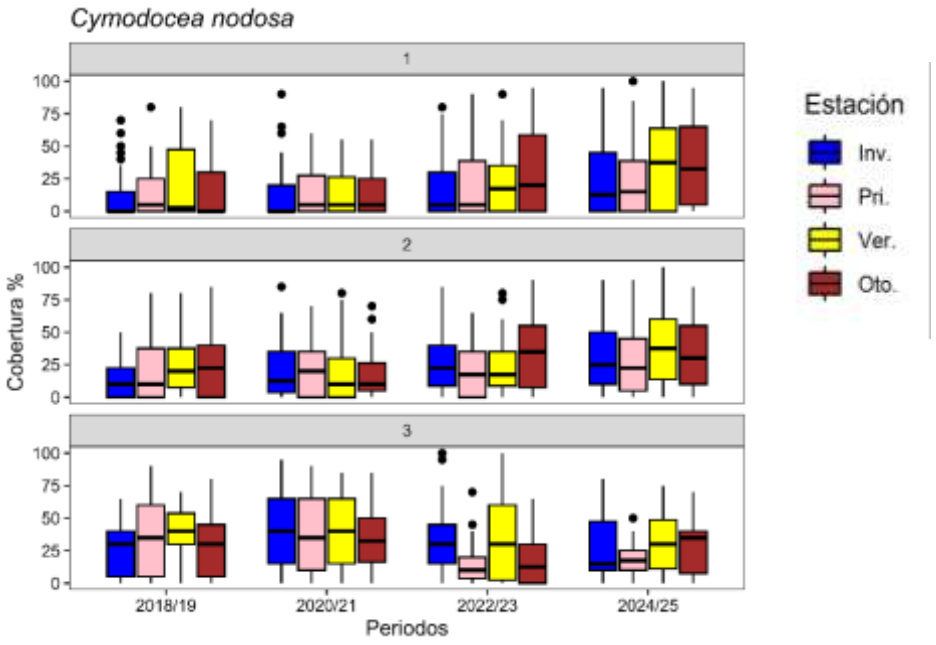


Figura 4.89. Evolución espaciotemporal del recubrimiento de *Cymodocea nodosa*, en relación con los periodos de estudio y los niveles de confinamiento (1: 250 días de tasa de renovación de agua; 2: 250-350; 3: > 350).

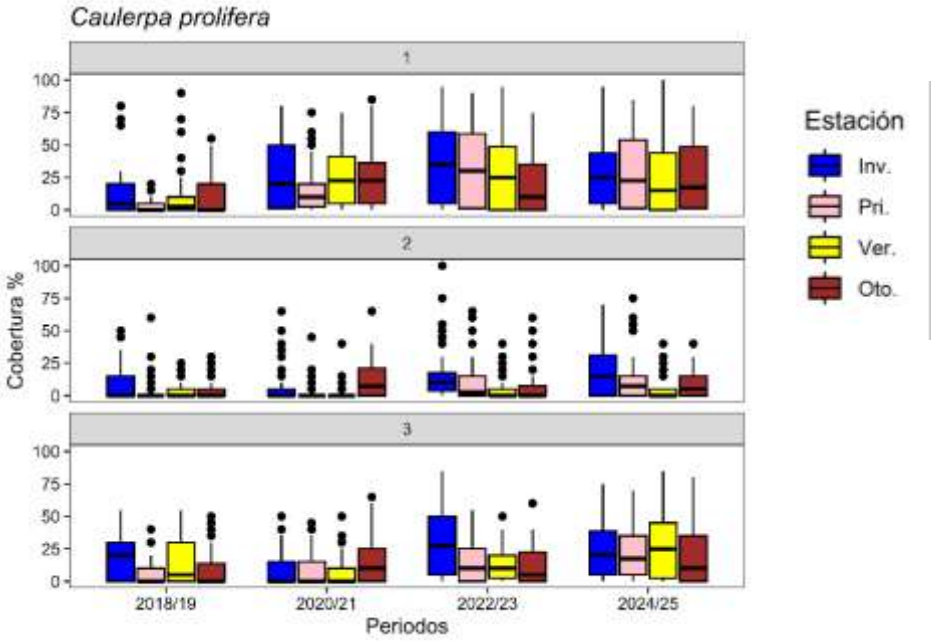


Figura 4.90. Evolución espaciotemporal del recubrimiento de *Caulerpa prolifera*, en relación a los periodos de estudio y los niveles de confinamiento (1: 250 días de tasa de renovación de agua; 2: 250-350; 3: > 350).

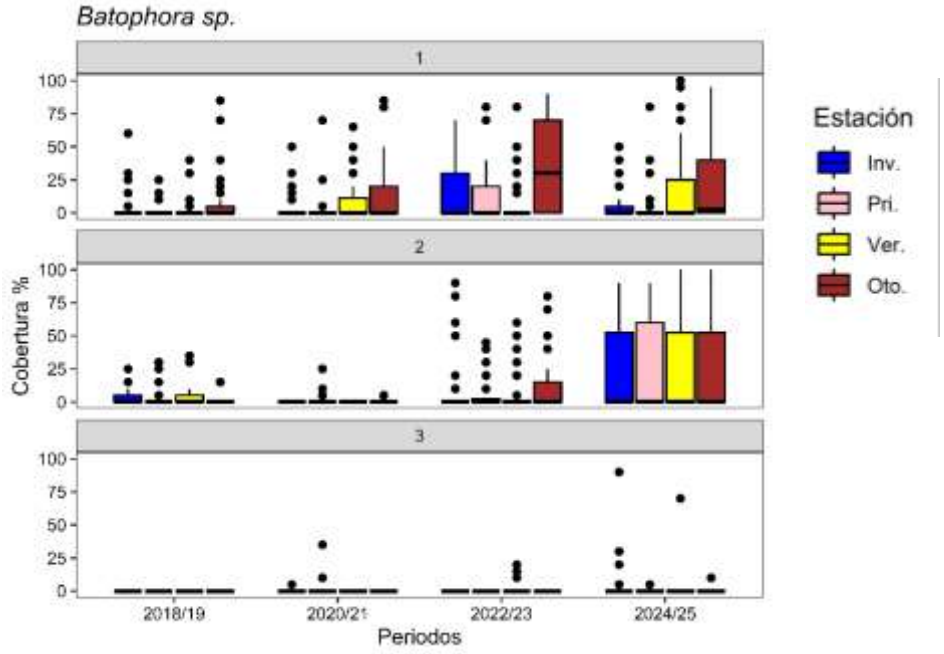


Figura 4.91. Evolución espaciotemporal del recubrimiento de *Batophora* sp, en relación a los periodos de estudio y los niveles de confinamiento (1: 250 días de tasa de renovación de agua; 2: 250-350; 3: > 350).

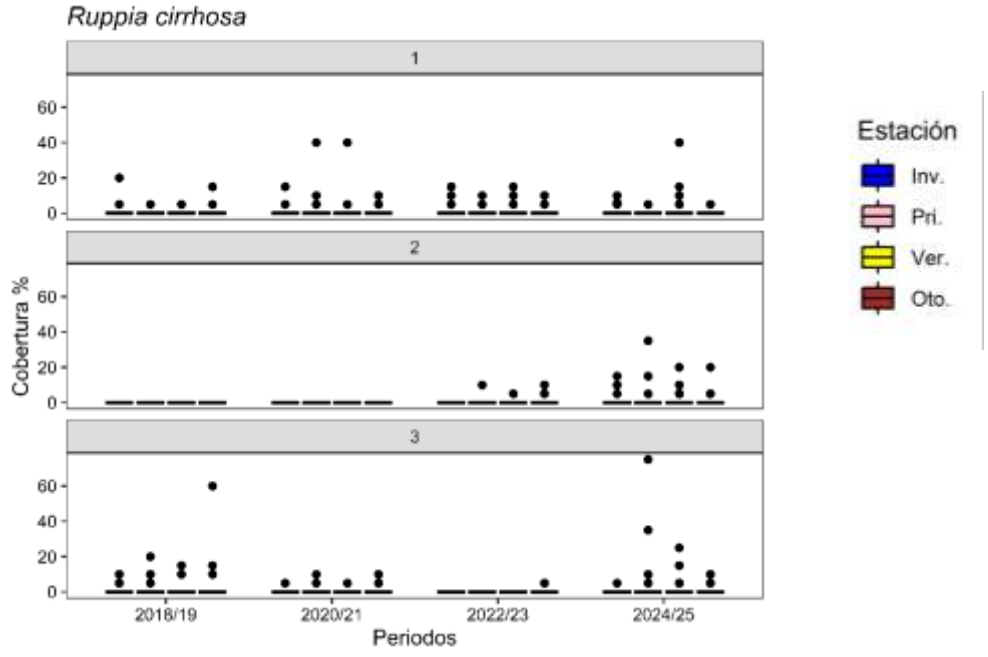


Figura 4.92. Evolución espaciotemporal del recubrimiento de *Ruppia cirrhosa*, en relación a los periodos de estudio y los niveles de confinamiento (1: 250 días de tasa de renovación de agua; 2: 250-350; 3: > 350).

Naturaleza del fondo

En cuanto a las variables asociadas al sustrato (granulometría y heterogeneidad), se observa una marcada reducción en el tamaño medio de las partículas a partir de 2018, consecuencia del incremento de la fracción limosa (Figura 4.93). Este cambio se traduce en un aumento de la heterogeneidad del sustrato (Figura 4.94), al disminuir la dominancia de la fracción arenosa previamente predominante. La tendencia hacia una granulometría más fina se prolonga de forma gradual hasta el periodo 2024-2025, lo que parece vincularse tanto al aporte continuo de limos asociado al proceso eutrófico como a la expansión de *Caulerpa prolifera* en áreas someras. No obstante, esta disminución comienza a mostrar una menor intensidad en el último intervalo analizado.

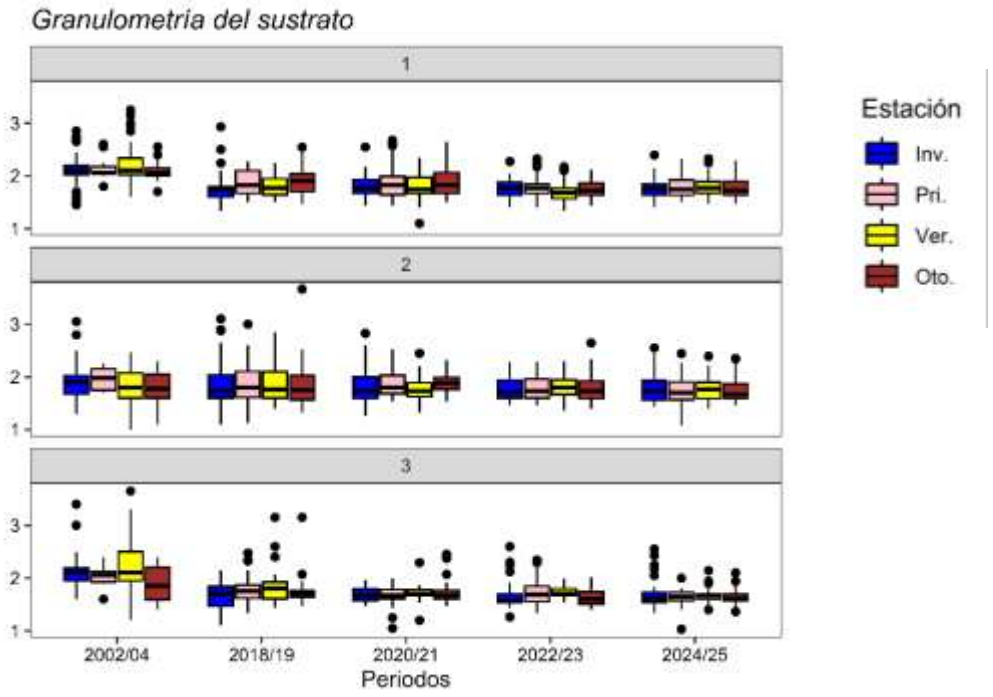


Figura 4.93. Evolución espaciotemporal de la granulometría del sustrato, en relación a los periodos de estudio y los niveles de confinamiento (1: 250 días de tasa de renovación de agua; 2: 250-350; 3: > 350).

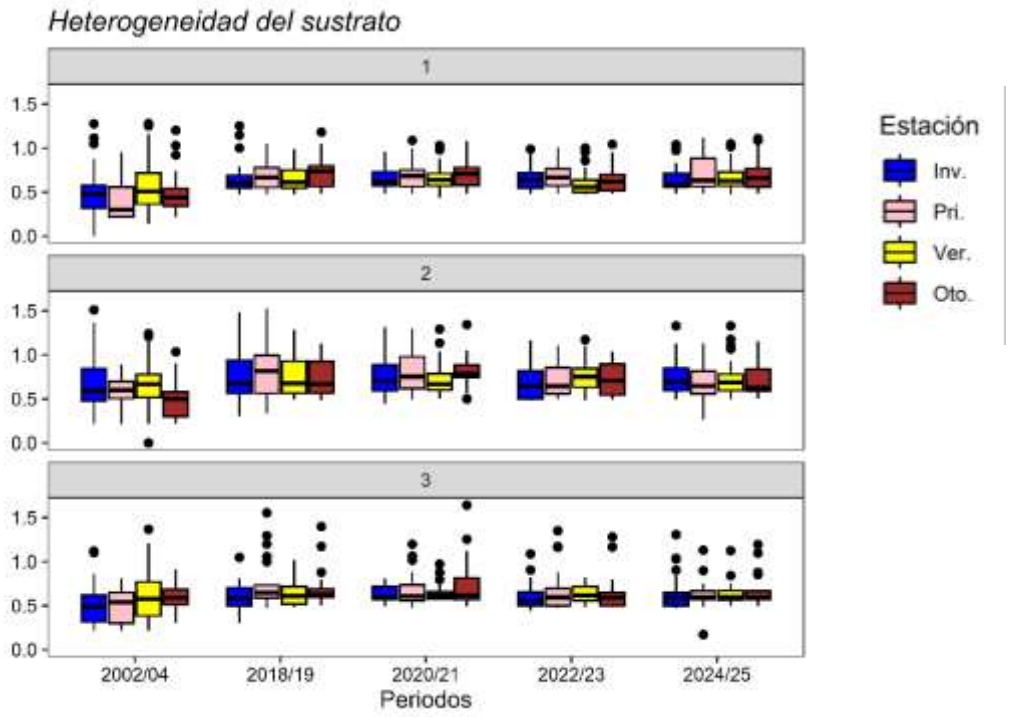


Figura 4.94. Evolución espaciotemporal de la heterogeneidad del sustrato, en relación a los periodos de estudio y los niveles de confinamiento (1: 250 días de tasa de renovación de agua; 2: 250-350; 3: > 350).

Variables físicoquímicas

En relación con la salinidad, este parámetro presenta variaciones significativas asociadas a episodios de lluvias torrenciales (Figura 4.95), que provocan descensos acusados, especialmente en las zonas de confinamiento 2, donde se concentran las escorrentías procedentes de los principales cauces de agua dulce. En periodos con menor precipitación, la salinidad recupera valores elevados, como ocurrió en 2022-2023. Durante 2024-2025 se registró un año particularmente seco seguido de otro con alta pluviometría en primavera y otoño, lo que generó una combinación de valores altos y bajos, sobre todo en áreas próximas a la cuenca de drenaje (zonas semiconfinadas). Por su parte, las zonas menos confinadas, influenciadas por el mar Mediterráneo, muestran la mayor estabilidad en esta métrica.

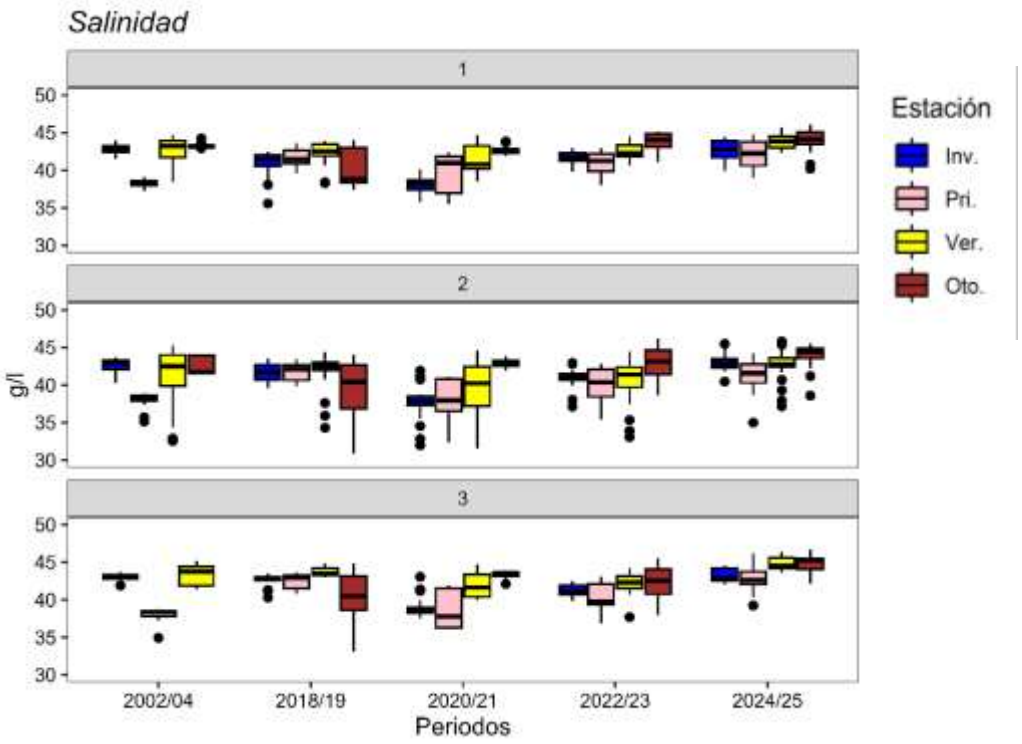


Figura 4.95. Evolución espaciotemporal de la salinidad, en relación a los periodos de estudio y los niveles de confinamiento (1: 250 días de tasa de renovación de agua; 2: 250-350; 3: > 350).

Por otro lado, la temperatura presenta variaciones estacionales muy marcadas (Figura 4.96), con valores extremos (6–35 ºC) que superan ampliamente los rangos habituales para el conjunto lagunar. Destacan las diferencias interanuales en otoño, con un incremento sostenido desde 2018 que podría vincularse al calentamiento global y a las elevadas temperaturas estivales registradas en el Mar Mediterráneo durante los últimos seis años. Este patrón se refuerza en las zonas con mayor intercambio con dicho mar (confinamiento 1), donde el aumento resulta especialmente evidente. El periodo 2024-2025 se postula como el más cálido de toda la serie, con máximos en invierno y verano. Esta situación ha tenido repercusiones en la comunidad íctica, registrándose las primeras citas de reproducción invernal de *Syngnathus abaster* y *Syngnathus typhle* (Guerrero-Gómez et al., 2025), así como localidades con abundancias estivales mínimas (6 ejemplares) cuando la temperatura media se aproximó a los 35 ºC y superó los 37 ºC en las mediciones más cercanas a la orilla.

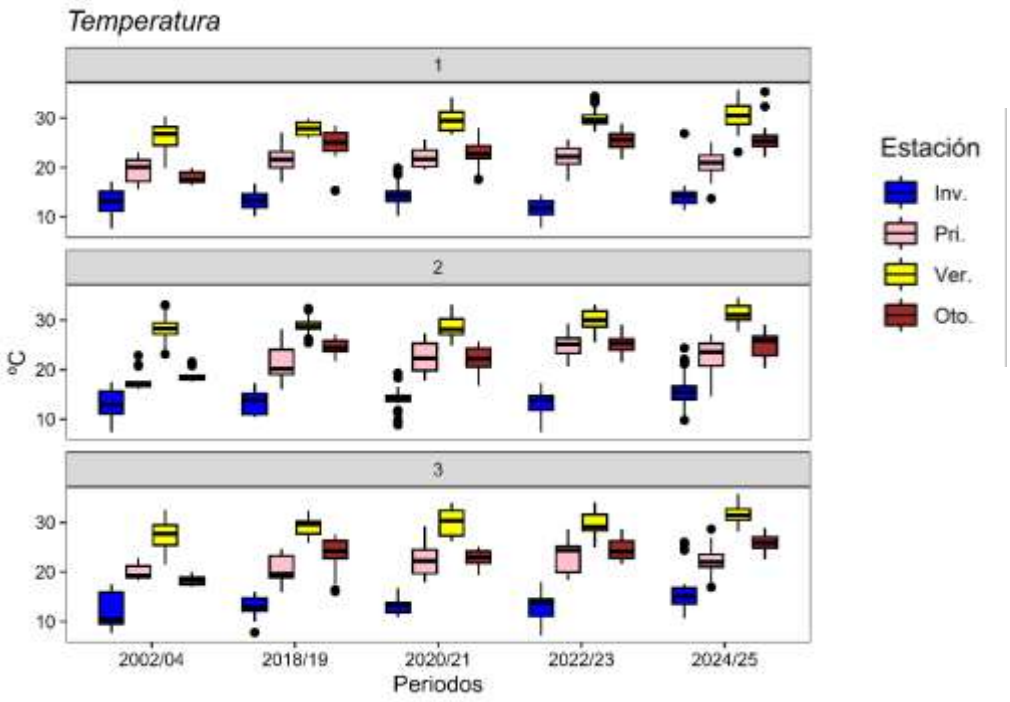


Figura 4.96. Evolución espaciotemporal de la temperatura, en relación a los periodos de estudio y los niveles de confinamiento (1: 250 días de tasa de renovación de agua; 2: 250-350; 3: > 350).

Aunque el oxígeno solo se ha evaluado en tres periodos, se aprecia un descenso en 2022-2023, especialmente en las zonas de confinamiento 2 y 3. En 2024-2025, esta reducción persiste en el área próxima a la cuenca vertiente (confinamiento 2), donde se han registrado valores puntuales de hipoxia (< 4 mg/l) en todas las estaciones, con mayor frecuencia en verano y otoño (Figura 4.97). No obstante, estas situaciones son puntuales y se registraron en muestreos realizados a primera hora de la mañana, sin alcanzar la severidad de la hipoxia detectada en áreas profundas de la zona más confinada, donde afortunadamente los niveles de oxígeno se recuperaron progresivamente en los días posteriores.

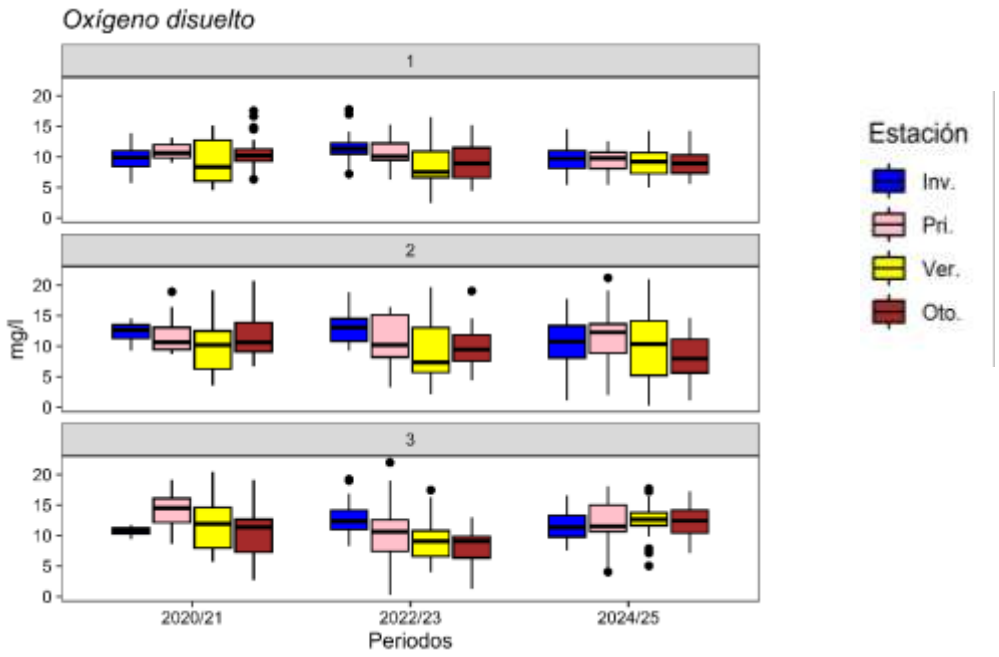


Figura 4.97. Evolución espaciotemporal del oxígeno disuelto, en relación a los periodos de estudio y los niveles de confinamiento (1: 250 días de tasa de renovación de agua; 2: 250-350; 3: > 350).

Estructura de orilla

Respecto a la estructura de la orilla, evaluada mediante la profundidad y la pendiente en los tramos muestreados, las fluctuaciones más destacadas se observan en el primer parámetro (Figuras 4.98 y 4.99). Desde 2018 se registra una reducción progresiva de la profundidad, probablemente asociada al aporte de materia orgánica y limos procedentes del proceso eutrófico y de las escorrentías, alcanzando los valores mínimos en 2020-2021 y manteniéndose en rangos similares durante 2022-2023 y 2024-2025. Este patrón es especialmente evidente en las zonas semiconfinadas y confinadas, que reciben los principales cauces temporales. Desde 2020 también se aprecia en áreas menos confinadas, posiblemente por la redistribución de sedimentos favorecida por las corrientes en el conjunto lagunar. En cuanto a la pendiente, no se aprecian variaciones significativas entre periodos, lo que podría estar relacionado con las limitaciones en las actuaciones de regeneración artificial de playas.

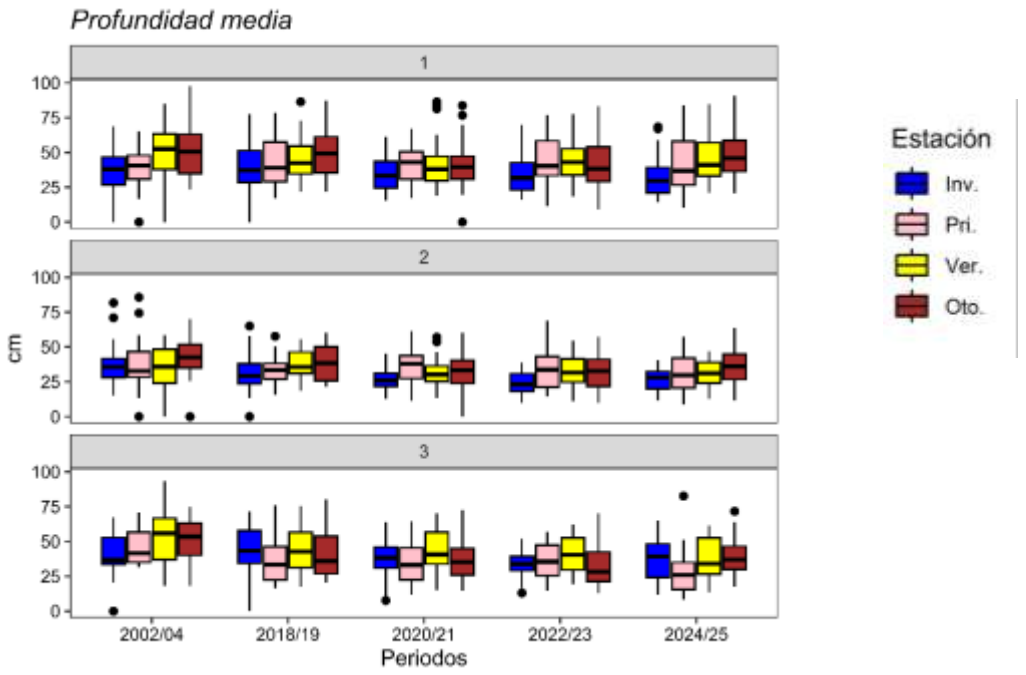


Figura 4.98. Evolución espaciotemporal de la profundidad, en relación a los periodos de estudio y los niveles de confinamiento (1: 250 días de tasa de renovación de agua; 2: 250-350; 3: > 350).

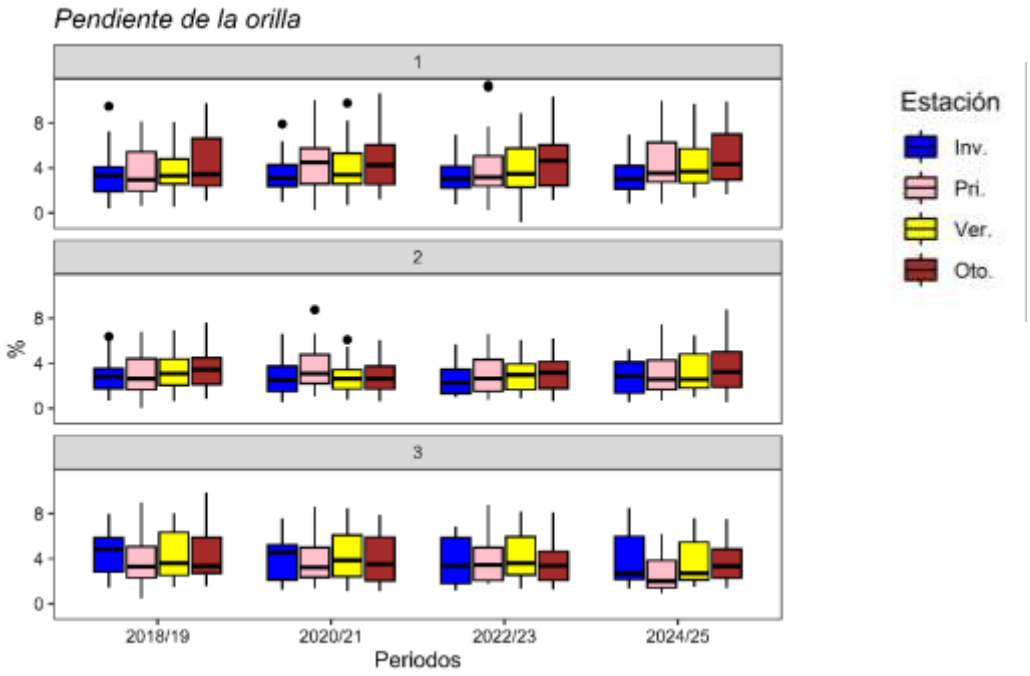


Figura 4.99. Evolución espaciotemporal de la pendiente de orilla, en relación a los periodos de estudio y los niveles de confinamiento (1: 250 días de tasa de renovación de agua; 2: 250-350; 3: > 350).

4.6. Análisis del efecto de la temperatura sobre los parámetros descriptores de la comunidad de peces

A continuación, se presentan los resultados relativos al efecto de la temperatura sobre los parámetros que describen la comunidad de peces. Tras controlar la variación espaciotemporal en los modelos (incluyendo el factor sector de muestreo y la interacción entre estación y año), se observa que la temperatura ejerce un efecto significativo sobre todas las métricas evaluadas: abundancia, biomasa, riqueza, diversidad (índice de Shannon) y calidad ecológica medida mediante el índice EMFI (Figuras 4.100-104).

En términos generales, la calidad ecológica (EMFI) muestra la respuesta más consistente frente a la temperatura (Figura 4.100). El índice aumenta de manera clara conforme se incrementa esta variable, alcanzando una asíntota en torno a los 27 ºC. Este comportamiento parece vinculado a la mejora de parámetros como la diversidad, equitatividad y riqueza, que tienden a incrementarse en aguas cálidas, favoreciendo la presencia de especies residentes. Estas especies suelen estar ausentes cuando las áreas someras se enfrían en invierno (<10 ºC), momento en el que la comunidad queda dominada por taxones migrantes como los mugílidos. Sin embargo, en temperaturas extremas (>30 ºC) se aprecia una estabilización del EMFI, lo que indica que el aumento térmico no continúa generando ensamblajes más complejos. La ausencia de un descenso marcado en estos valores se explica, en parte, por la varianza absorbida por la estación de verano, que tiende a mostrar valores inferiores de EMFI respecto a primavera y otoño, enmascarando el posible efecto negativo que estas temperaturas extremas podrían tener, algo que sí se refleja en otras métricas.

La riqueza específica también presenta un efecto muy acusado de la temperatura (Figura 4.101), con un incremento sostenido hasta aproximadamente 29 ºC, momento en el que se produce un descenso abrupto. Este patrón refleja que temperaturas muy elevadas provocan el abandono de las áreas someras por parte de varias especies, reduciendo la complejidad del ensamblaje antes mencionado. En el caso de la biomasa, el efecto es menos intenso, aunque sigue una tendencia similar (Figura 4.102): aumenta de forma progresiva hasta los 26 ºC, para después disminuir notablemente en rangos térmicos superiores. Esto sugiere que el estrés térmico limita la permanencia de ejemplares de gran tamaño en áreas someras. En cuanto a la abundancia, el efecto es más moderado que en biomasa, alcanzando sus valores máximos entre 20 y 25 ºC y descendiendo hacia los extremos térmicos (Figura 4.103). Por último, la diversidad (índice de Shannon) muestra una respuesta positiva, aunque débil, con un incremento lineal conforme aumenta la temperatura, sin cambios bruscos (Figura 4.104).

Financiado por la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia

En conjunto, estos resultados evidencian que la temperatura actúa como un factor determinante en la estructura y funcionalidad de la comunidad íctica en áreas someras, favoreciendo la complejidad y estabilidad hasta ciertos umbrales, a partir de los cuales se observan efectos negativos. La anomalía térmica de julio de 2025 pone de manifiesto que las áreas someras, consideradas zonas de refugio frente a la eutrofia, pueden perder esta función bajo episodios de calor extremo. Este cambio reduciría la capacidad del sistema para amortiguar impactos y plantea un riesgo adicional para la conservación de la comunidad íctica en escenarios de calentamiento de sus aguas.

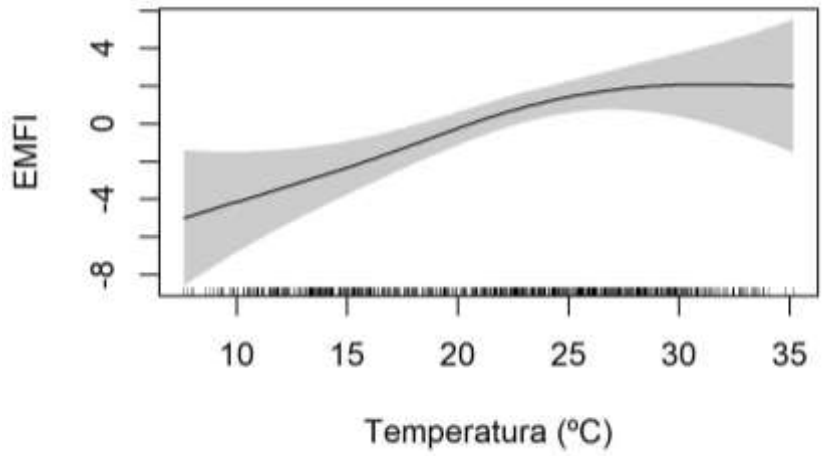


Figura 100. Efecto estandarizado de la temperatura sobre el índice de calidad ecológica EMFI tras incorporar aditivamente el factor sector de muestreo y la interacción estación y año con el fin de controlar la variabilidad espaciotemporal.

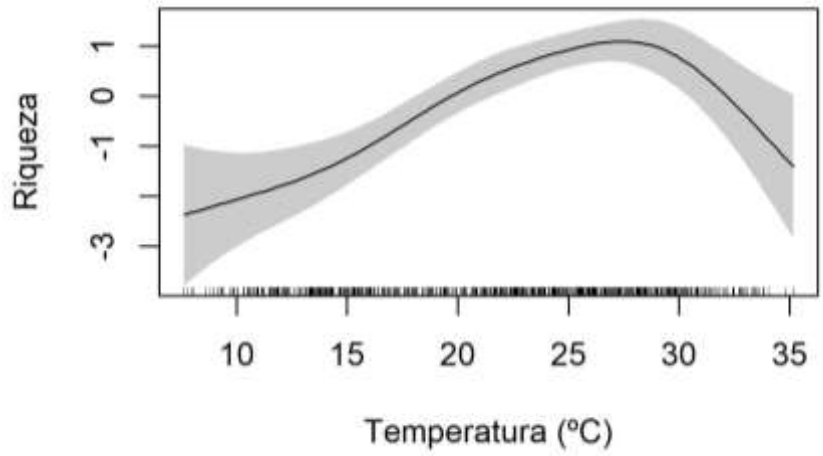


Figura 101. Efecto estandarizado de la temperatura sobre la riqueza de peces tras incorporar aditivamente el factor sector de muestreo y la interacción estación y año con el fin de controlar la variabilidad espaciotemporal.

Financiado por la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia

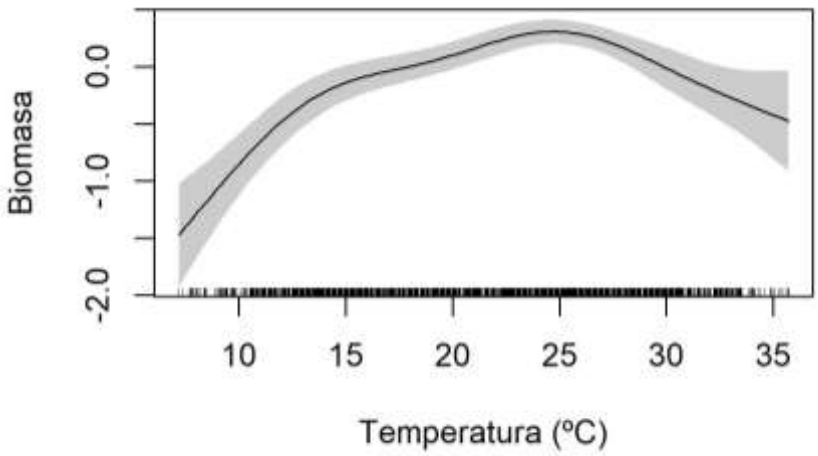


Figura 102. Efecto estandarizado de la temperatura sobre la biomasa de peces tras incorporar aditivamente el factor sector de muestreo y la interacción estación y año con el fin de controlar la variabilidad espaciotemporal.

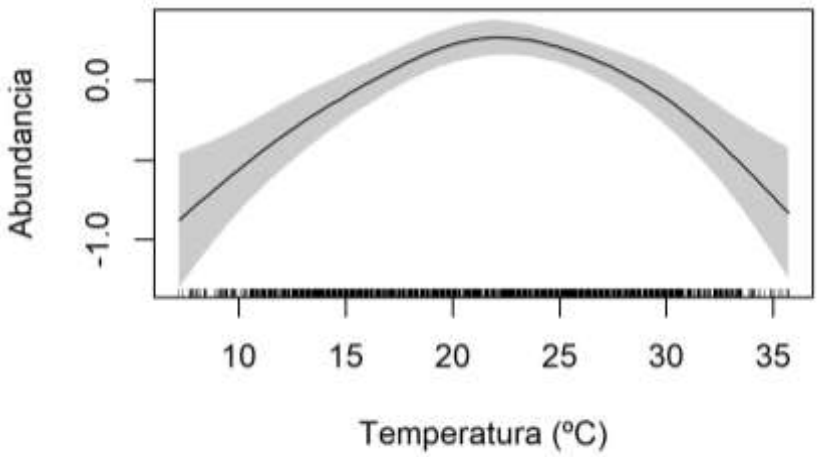


Figura 103. Efecto estandarizado de la temperatura sobre la abundancia de peces tras incorporar aditivamente el factor sector de muestreo y la interacción estación y año con el fin de controlar la variabilidad espaciotemporal.

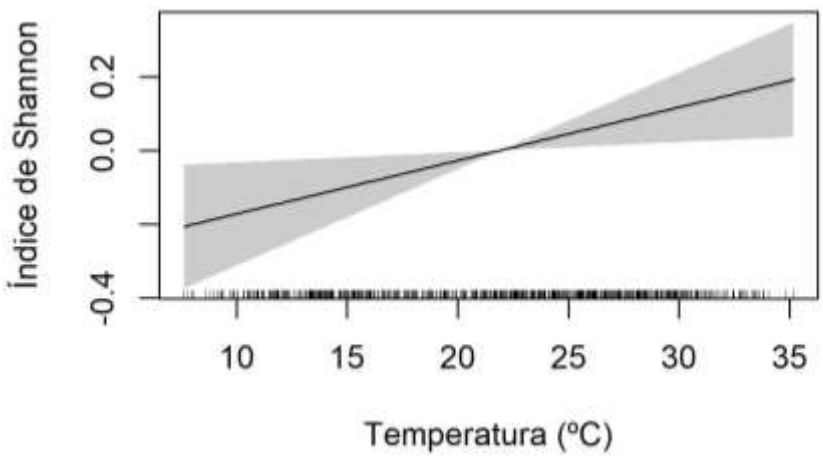


Figura 104. Efecto estandarizado de la temperatura sobre la diversidad de peces tras incorporar aditivamente el factor sector de muestreo y la interacción estación y año con el fin de controlar la variabilidad espaciotemporal.

4.7. Resultados de la evaluación poblacional de ***Callinectes sapidus*** en Las Encañizadas del Mar Menor.

El cangrejo azul es una especie exótica invasora que está colonizando distintos ecosistemas estuarinos mediterráneos en la última década, con un impacto considerable (Zamora-Marín et al., 2023). En el contexto del Mar Menor, la especie se empieza a detectar anecdóticamente en 2004, no considerándose establecida hasta 2015 (Giménez-Casalduero et al., 2016). Se trata de una especie adaptada a ecosistemas de transición, en la que los machos y hembras no ovígeras ocupan la parte de mayor influencia continental, mientras que las hembras ovígeras tienden a aparecer en los ambientes con mayor influencia mediterránea (Aguilar et al. 2005). **En total se completaron seis réplicas mensuales de muestreo entre noviembre de 2024 y abril de 2025 en los dos sectores de estudio predefinidos.** Cada réplica requirió **dos jornadas consecutivas de trabajo de campo destinadas a la colocación y retirada de trampas**, así como a la caracterización de hábitat y procesado de capturas, suponiendo **un total de 12 jornadas de campo**. Cuatro de estas réplicas fueron financiadas con cargo a la presente subvención, mientras que dos de ellas (noviembre de 2024 y abril de 2025) fueron ejecutadas mediante fondos propios del grupo de investigación para garantizar la finalización del ciclo anual de seguimiento de la especie. Debido a condiciones meteorológicas adversas, los muestreos previstos para marzo y abril de 2025 debieron desplazarse temporalmente a comienzos de abril y mayo, respectivamente, manteniéndose la periodicidad necesaria para el análisis de la dinámica poblacional anual de *Callinectes sapidus*.

A continuación, se detallan las fechas de trabajo de campo y las actividades desarrolladas en cada jornada:

Tabla 4.5. Muestreos mensuales de cangrejo azul (*Callinectes sapidus*) realizados en el marco del Proyecto en Las Encañizadas del Mar Menor.

Fecha	Trabajo realizado
05/11/2024	Colocación de trampas y caracterización de hábitat
06/11/2024	Retirada de trampas, procesado y registro de capturas
03/12/2024	Colocación de trampas y caracterización de hábitat
04/12/2024	Retirada de trampas, procesado y registro de capturas
02/01/2025	Colocación de trampas y caracterización de hábitat
03/01/2025	Retirada de trampas, procesado y registro de capturas
20/02/2025	Colocación de trampas y caracterización de hábitat
21/02/2025	Retirada de trampas, procesado y registro de capturas
03/04/2025	Colocación de trampas y caracterización de hábitat (réplica correspondiente a marzo de 2025)
04/04/2025	Retirada de trampas, procesado y registro de capturas
07/05/2025	Colocación de trampas y caracterización de hábitat (réplica correspondiente a abril de 2025)
08/05/2025	Retirada de trampas, procesado y registro de capturas

Estas réplicas cierran el año completo de ciclo de vida de la especie, complementando los muestreos realizados en la subvención nominativa del año previo. Se observó un cambio notable en la dinámica de capturas de *Callinectes sapidus* respecto a los meses del proyecto previo. Esta etapa coincide con la transición desde el final del periodo cálido al pleno invierno y posterior inicio de la primavera, lo que se refleja claramente en los valores de CPUE y en la composición por sexos en cada sector. Durante este periodo de 6 meses se han capturado un total de 200 ejemplares de cangrejo azul, de los cuales 182 – el 91% – fueron machos. Esta proporción claramente balanceada hacia los machos concuerda con lo visto en resultados previos, donde el sex-ratio fue de 4,88:1, también balanceado hacia los machos.

En un contexto anual, los resultados muestran una reducción gradual significativa de las CPUEs con el tiempo, patente en estos 6 meses de muestreo, principalmente a partir de diciembre 2024 y en especial en los meses de enero y febrero de 2025 (Figura 4.105). Igualmente, se registraron diferencias significativas en las capturas según el sector, el sexo y la relación de ambos. Durante este periodo, el sector MM mantuvo su principal característica: alta presencia de machos respecto a las hembras. Este es un patrón que ya se observó antes del invierno, pero en este caso se muestra de forma más acentuada, ya que durante los meses fríos las hembras prácticamente desaparecen de los registros. En comparación con el verano, donde se aprecia un incremento de hembras en junio-agosto, durante el invierno, las capturas de este sexo son casi testimoniales en el sector MM. A partir de abril de 2025, se observó de nuevo un aumento de las CPUEs de machos. Esto indica el inicio del ciclo anual de actividad, coincidiendo con la subida de temperatura.

En el sector MED (de mayor influencia mediterránea), por otro lado, tras el pico registrado en junio-septiembre 2024, las CPUEs descienden drásticamente y no se registran prácticamente capturas. Este patrón concuerda con la idea de que en este sector no se encuentran poblaciones establecidas, ya que se trata de un corredor para la migración reproductiva y por lo tanto, las CPUEs están significativamente ligadas a la estacionalidad, al sexo y al sector.

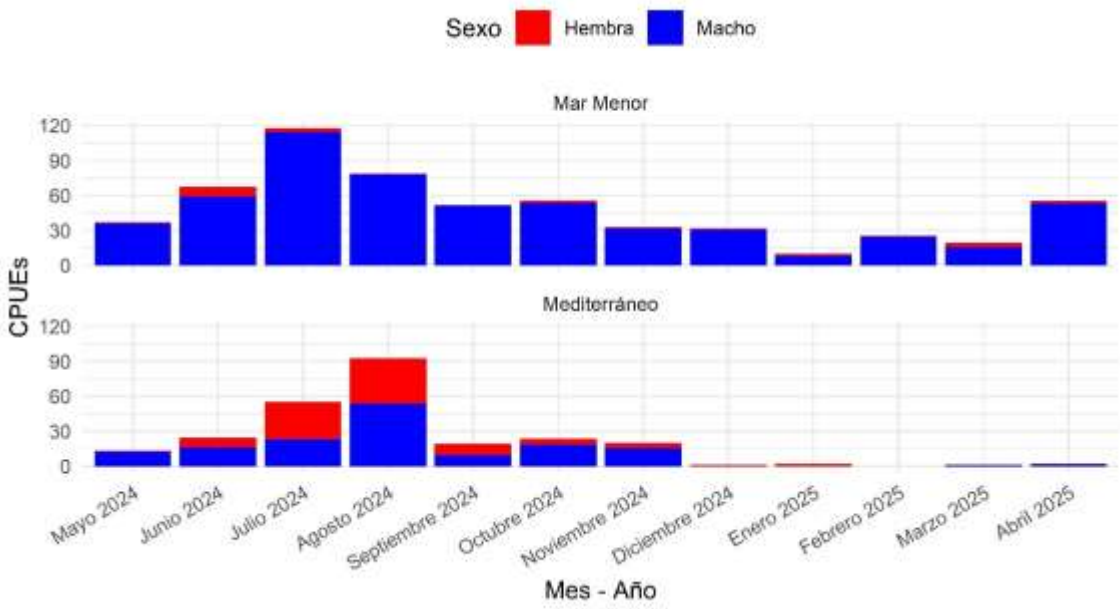


Figura 4.105. CPUEs totales de *Callinectes sapidus*, según temperatura, sector y sexo. Se muestran los factores significativos del análisis (*).

El análisis de las variables morfométricas registradas —peso (P), ancho del caparazón (AC), ancho del abdomen (AA) y longitud del caparazón (LC)— permite evaluar cómo evoluciona la estructura corporal de *Callinectes sapidus* a lo largo de su desarrollo y cómo estas dimensiones cambian al alcanzar la madurez (Figura 4.106). Los cangrejos inmaduros de ambos sexos presentan rangos más estrechos para todas las variables. Son distribuciones más lineales, con menos dispersión. Las distribuciones marginales muestran valores bajos para todas las variables. En esta etapa las diferencias entre sexos eran mínimas y no estructuraban aún el patrón morfométrico. Machos y hembras se solapan fuertemente, observándose solo una leve diferencia en el ancho de abdomen (AA), por lo que ninguno muestra rasgos característicos de dimorfismo sexual.

En los ejemplares maduros se observa un gran cambio respecto a los inmaduros. En general, el conjunto de relaciones morfométricas en los ejemplares maduros presenta una mayor dispersión que en la fase inmadura. Esto sugiere que dentro del grupo de ejemplares maduros coexisten individuos en distintos estados fisiológicos y con grados variables de inversión en las distintas estructuras corporales. Los machos presentan un rango mayor y una distribución que alcanza pesos máximos superiores a los de las hembras. Estos presentan además una mayor variabilidad morfofuncional que las hembras, con una mayor dispersión en los valores del peso para una variable dada. La relación AC-LC nos muestra que, a una misma anchura de caparazón, los cangrejos una mayor longitud antero-posterior que las hembras.

En conjunto, la Figura 4.106 evidencia que el paso a la madurez implica no solo un incremento general de tamaño, sino también una reorganización de las proporciones del cuerpo, donde machos y hembras desarrollan dimensiones corporales distintas en función de sus necesidades durante la etapa adulta. Estos cambios permiten entender mejor la estructura interna de la población y las diferencias en la trayectoria de crecimiento entre ambos sexos una vez alcanzada la madurez.

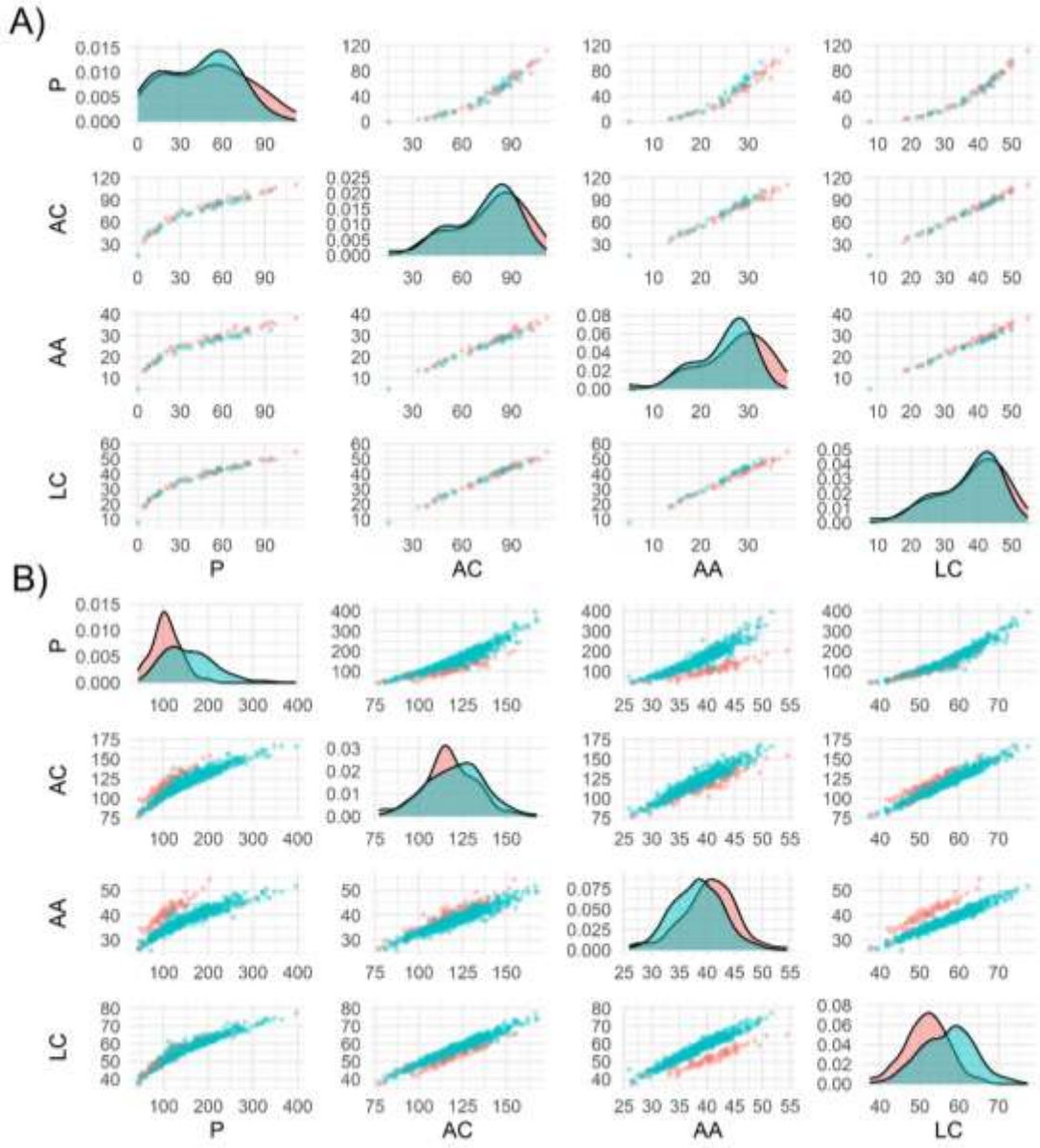


Figura 4.106. La figura comparativa presenta dos bloques: A) ejemplares inmaduros y B) ejemplares maduros, y en cada uno se muestran las relaciones entre estas variables diferenciadas por sexo (azul: machos; rojo: hembras). P = Peso; AC = Ancho de caparazón; AA = Ancho de abdomen; LC = Longitud de caparazón.

Con el objetivo de visualizar de forma más clara la relación entre las medidas morfométricas y la madurez en base al sexo, se ha realizado un análisis estadístico ANOVA, el cual indica que existe una relación significativa en la relación peso:madurez y peso:sexo, así como en la triple interacción peso:sexo:madurez. En este caso, el análisis se ha podido realizar a partir de un conjunto de datos ampliado, resultado de la integración de los registros obtenidos en el proyecto anterior y los recopilados durante estos 6 meses. Esta combinación ofrece una base de datos más robusta, que abarca un rango mayor de tallas, pesos y estados de desarrollo, permitiendo evaluar con mayor precisión el patrón de crecimiento del cangrejo azul en la zona de estudio. La representación conjunta de los datos permite observar un patrón claro y coherente de crecimiento para ambos sexos (Figura 4.107). En los machos, la tendencia muestra un incremento continuo del peso conforme aumenta el ancho del caparazón (AC), mientras que, en las hembras, la relación entre AC y peso sigue también un patrón progresivo, pero distribuido en un rango de tallas moderadamente inferior al observado en los machos. En ambos sexos se aprecia cómo los ejemplares inmaduros se agrupan en un tramo inicial con aumentos proporcionales de peso, mientras que los maduros presentan un ascenso más marcado ligado al cambio fisiológico asociado a la fase adulta. Sin embargo, existe un mayor solapamiento morfométrico entre hembras inmaduras y maduras que en los machos.

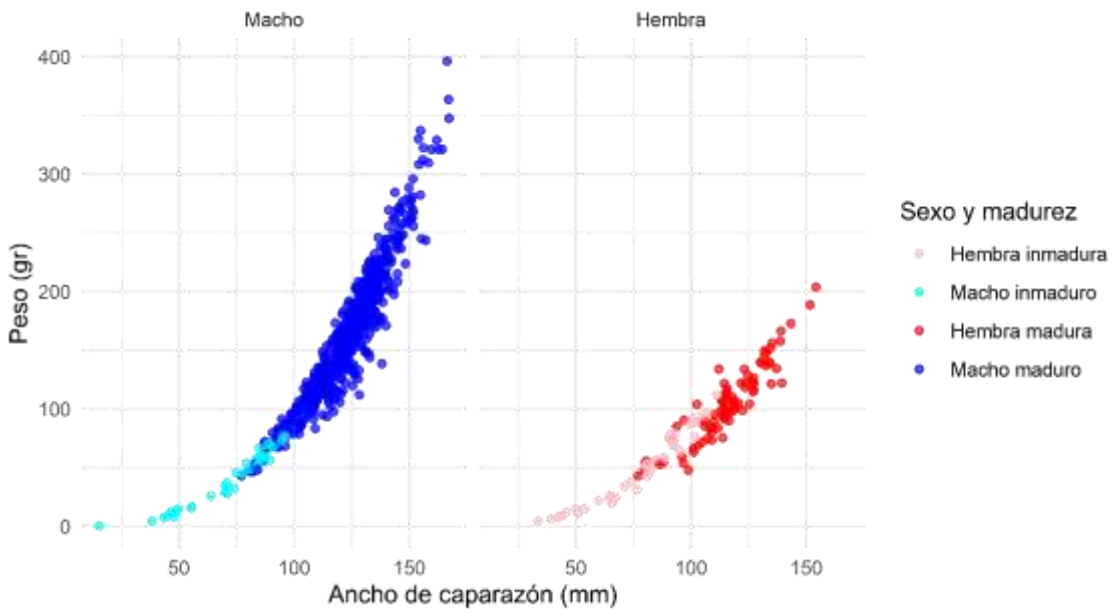


Figura 4.107. Relación entre el ancho del caparazón y el peso de cada ejemplar, según el sexo y la etapa de madurez.

Los cangrejos azules registrados en este proyecto se suman al total de cangrejos ya procesados desde el inicio del seguimiento en 2021, dando lugar a una cifra total de 1340 ejemplares, de los cuales el 1084 fueron machos y los 256 restantes hembras. El análisis de la evolución temporal de las capturas de *Callinectes sapidus* en los distintos sectores de estudio permite comprender cómo se ha distribuido la especie a lo largo de los años y cuál ha sido su dinámica poblacional. La evolución temporal de las capturas muestra un comportamiento muy distinto entre ambos sectores, algo que se hace especialmente evidente cuando se tiene en cuenta toda la serie histórica disponible. Esta visión permite identificar patrones que, de otro modo, podrían quedar diluidos en una serie temporal más corta.

En el sector Mediterráneo, las capturas aparecieron de forma esporádica y concentrada en periodos muy concretos. Durante buena parte de la serie, especialmente en 2022 y comienzos de 2023, apenas se registraron individuos. Sin embargo, con la llegada de periodos cálidos, se observaba un cambio notable. El verano de 2024 fue el ejemplo más evidente (Figura 4.108). Esta aparición intensa y breve coincidió con los meses de mayor actividad general y de hembras en dicho sector. En este sentido, el sector Mediterráneo podría funcionar como un corredor migratorio, utilizado principalmente como vía de paso hacia áreas apropiadas para el desove en mar abierto. El rápido descenso de las capturas tras finalizar el verano refuerza esta hipótesis, ya que la presencia de individuos disminuyó drásticamente conforme terminó el periodo cálido.

El sector Mar Menor mostró un patrón completamente distinto. En esta zona, se registraron ejemplares durante todos los meses muestreados, sin interrupciones prolongadas. La continuidad registrada en los proyectos previos se mantuvo en los registros más recientes, indicando un comportamiento estable en el tiempo y confirmando el asentamiento de la especie en Las Encañizadas del Mar Menor. En cada ciclo anual, las capturas aumentaron progresivamente en primavera, alcanzaron sus valores más elevados en verano y descendieron en otoño, aunque sin llegar a desaparecer. La comparación conjunta de la serie total de datos confirma que estas diferencias no se atribuyen a hechos aislados de un solo año, sino a patrones consistentes y repetidos.

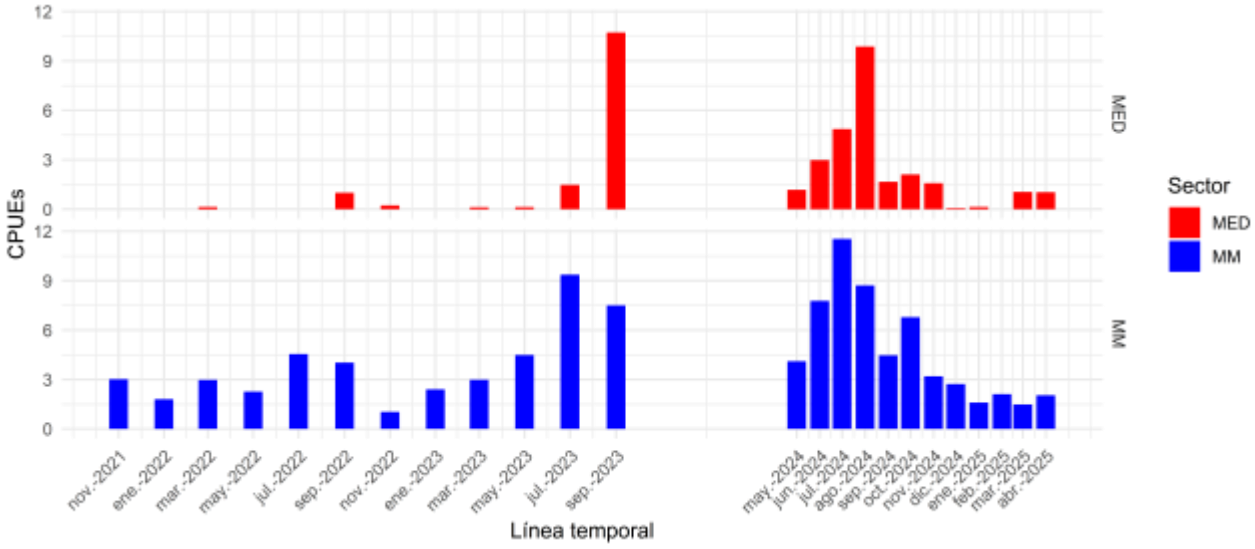


Figura 4.108. Evolución temporal de las capturas de *Callinectes sapidus* en los dos sectores de estudio ubicados en Las Encañizadas del Mar Menor durante el periodo 2021-2025. MED: sector de mayor influencia mediterránea; MM: sector de mayor influencia lagunar.

5. Conclusiones.

En el presente apartado, se incluyen las conclusiones más relevantes respecto a los datos e información recabada en el proyecto "*Estudio y seguimiento espaciotemporal de poblaciones faunísticas de gestión prioritaria (ictiofauna y la especie invasora Callinectes sapidus): situación actual en zonas someras e intermareales del Mar Menor*", ejecutado entre noviembre de 2024 y octubre de 2025:

- **En el último año, la abundancia de peces en las áreas someras del Mar Menor ha mostrado un incremento respecto a periodos anteriores**, alcanzando valores próximos a los registrados antes de las mortandades. Esta recuperación se ha producido de forma homogénea entre las localidades estudiadas, sin que el grado de confinamiento de sus aguas haya condicionado la respuesta. Por otro lado, **la biomasa refleja únicamente una tendencia positiva moderada**, sin evidenciar tampoco diferencias atribuibles al nivel de confinamiento. Por otro lado, **los niveles de riqueza y diversidad de especies se han mantenido estables en 2025**, sin variaciones respecto a los periodos anteriores.

- **Durante 2024-2025, la calidad ecológica de las áreas someras del Mar Menor, evaluada mediante el indicador EMFI basado en la comunidad de peces, se ha mantenido en niveles similares a los registrados tras los episodios de mortandad, sin recuperar aún los valores previos a dichos eventos.** Aunque se observan señales de recuperación en algunas especies residentes, la baja incorporación de juveniles de taxones migradores durante invierno y primavera continúa limitando de forma significativa la mejora del indicador.

- **La estructura y composición de la comunidad de peces en 2025 se aproxima al patrón característico de las áreas someras del Mar Menor,** dominado por especies residentes microbentívoras y juveniles de especies marinas migrantes, mientras que las especies macrobentívoras, propias de zonas más profundas, mantienen una presencia marginal**.** Según los indicadores aplicados, las especies más representativas del periodo 2024-2025 han sido *Gobius paganellus*, *Syngnathus abaster* y *Salaria pavo*.

- **Los patrones de dominancia y los valores de densidad observados en 2025 sugieren un proceso de recuperación de la fracción residente de la comunidad de peces en las áreas someras del Mar Menor.** Sin embargo, esta interpretación debe realizarse con cautela, ya que solo un seguimiento continuado permitirá confirmar si la tendencia se consolida o responde a fluctuaciones puntuales asociadas

a factores estocásticos. En este contexto, la recuperación paralela de especies residentes y de los parámetros de calidad del agua podría verse condicionada en los próximos muestreos, dado que aún no se cuenta con una serie temporal suficiente para evaluar el impacto de los eventos de precipitaciones torrenciales ocurridos en octubre de 2025**.**

- **La presencia muy limitada de especies bentónicas propias de zonas profundas, como *Gobius niger* o *Symphodus cinereus*, indica la retirada de sus poblaciones de las áreas someras, donde se habían asentado durante los episodios de eutrofización severa.** La mejora de las condiciones en el fondo, al reducirse factores de estrés como la hipoxia, parece haber favorecido este desplazamiento. **Será necesario evaluar en próximas campañas el efecto de las lluvias torrenciales de octubre de 2025**, dado que en la campaña de otoño se observó en *Salaria pavo* un patrón similar al registrado antes de las mortandades masivas de 2019 y 2021, probablemente como respuesta de refugio ante condiciones críticas. No obstante, la ausencia casi total de otras especies bentónicas de zonas profundas sugiere que estos picos poblacionales podrían reflejar también un incremento real en la abundancia de *S. pavo* en áreas someras, más allá de una respuesta puntual al estrés ambiental. Este patrón refuerza la necesidad de mantener un seguimiento continuado que permita evaluar cómo, ante futuros episodios de hipoxia, se manifiestan cambios relevantes en la estructura de la comunidad.

- **Durante 2025, la frecuencia de aparición y la abundancia del fartet (*Apricahanius iberus*) aumentaron respecto a años anteriores**. Aunque la especie había reducido su presencia en el perímetro lagunar, especialmente en la cubeta oeste, **las lluvias registradas este año favorecieron la creación y remodelación de criptohumedales, así como la proliferación masiva de algas flotantes filamentosas, generando hábitats adecuados para la especie**. La formación natural de nuevos criptohumedales podría contribuir a reforzar la estabilidad del fartet en el entorno lagunar, lo que hace prioritario su evaluación y seguimiento. La información obtenida será clave para diseñar y orientar futuras acciones de gestión dirigidas a mejorar el estado de conservación de esta especie amenazada.

- **Desde 2018, los parámetros que describen la estructura del hábitat en áreas someras mantienen su tendencia hacia un incremento de la fracción limosa del sustrato y una mayor representatividad de hábitats vegetados,** principalmente *Cymodocea nodosa* y *Caulerpa prolifera***.** Ambas especies, pese a sus diferencias ecológicas**,** parecen aprovechar positivamente el escenario de exceso

de nutrientes, así como las limitaciones en las acciones de regeneración de playas**. Además, el análisis del efecto de la temperatura sobre las métricas de la comunidad íctiológica de áreas someras indica que los eventos extremos, tanto de temperaturas mínimas en invierno como máximas en verano, reducen su complejidad al forzar a los ejemplares a desplazarse hacia aguas más estables térmicamente, que resultan más cálidas en invierno y más frescas en verano.** La coincidencia de temperaturas extremas en áreas someras (>35 °C) con episodios de eutrofia severa en el fondo lagunar podría limitar la función de refugio de estos ambientes, comprometiendo la resiliencia del sistema lagunar en su conjunto.

- **Los cambios persistentes en la estructura del hábitat de las áreas someras, junto con las marcadas fluctuaciones en la composición y abundancia de peces en los últimos años, hacen imprescindible mantener programas de seguimiento a largo plazo que permitan comprender con mayor precisión la respuesta de las comunidades ictiológicas en estos ambientes críticos**. Además, en episodios extremos como la bolsa anóxica desencadenada por las precipitaciones torrenciales de octubre de 2025, **resulta necesario evaluar la respuesta de las comunidades bentónicas del fondo laguna**r (> 2 m de profundidad), con el fin de comprender cómo las especies pueden alternar el uso de hábitats profundos y someros en situaciones críticas.

- **La monitorización intensiva de la especie exótica e invasora *Callinectes sapidus* en las aguas intermareales de Las Encañizadas del Mar Menor, realizada entre noviembre de 2024 y abril de 2025, ha permitido complementar los resultados relativos al periodo mayo-octubre de 2024 de la subvención nominativa previa, y, por tanto, profundizar en el conocimiento de su estrategia de vida durante la fase de menor actividad, evidenciando diferencias entre los sectores analizados.** El sector con influencia lagunar mostró cierta estabilidad en el número de capturas y en la proporción de sexos, con un marcado desbalance hacia los machos (sex ratio 14,8:1). Por el contrario, en el sector con influencia mediterránea las capturas descendieron drásticamente entre diciembre y abril, con presencias puntuales y una proporción más equilibrada entre sexos (sex ratio 2,7:1). **Estos resultados refuerzan la hipótesis del uso de esta zona intermareal como corredor hacia el Mediterráneo por parte de hembras sexualmente maduras, en una dinámica asociada al evento reproductor y al desove, desapareciendo prácticamente los ejemplares fuera de este periodo.**

- **En relación con la estrategia de control y gestión de *Callinectes sapidus*,** los patrones espaciales y temporales observados refuerzan la conveniencia de **orientar las actuaciones de control hacia las zonas de conexión entre el Mar Menor y el Mediterráneo**, al constituir áreas estratégicas para interceptar los movimientos de la especie entre la laguna y el litoral mediterráneo. En este sentido, la **evaluación de sistemas de captura fijos, selectivos y mantenidos en el tiempo, como redes morunas u otros dispositivos adaptados a zonas intermareales y canales**, permitiría valorar la viabilidad técnica de actuaciones. Estas medidas deberían plantearse inicialmente con carácter experimental, incorporando el registro sistemático de capturas, tallas, sexos, estado reproductor y estacionalidad, con el fin de determinar su eficacia real y minimizar posibles efectos sobre la fauna asociada.

- La identificación de desplazamientos reproductivos de hembras maduras hacia el Mediterráneo permite considerar la migración a mar abierto como una fase especialmente sensible para la gestión de *Callinectes sapidus*. En este contexto, **la detección y captura dirigida de hembras grávidas o en estado de madurez reproductora durante los periodos de tránsito podría constituir una medida prioritaria para reducir el potencial reproductivo de la población invasora y limitar el reclutamiento posterior en el sistema lagunar**. No obstante, la aplicación de esta estrategia requiere precisar con mayor detalle las ventanas temporales de mayor incidencia y las golas utilizadas de forma preferente por las hembras reproductoras, de forma que las actuaciones puedan concentrarse en momentos y enclaves de máxima eficacia.

- Los resultados obtenidos ponen de manifiesto la **necesidad de extender el seguimiento de *Callinectes sapidus* a otros humedales y áreas de interés de conservación del entorno del Mar Menor**, con el fin de completar el conocimiento de sus movimientos reproductivos, áreas de asentamiento juvenil y uso diferencial de hábitats. Esta información resulta esencial para identificar fases del ciclo biológico especialmente vulnerables a las actuaciones de control, optimizar la localización y temporalidad de los esfuerzos de captura y avanzar hacia el diseño de protocolos de gestión adaptativa basados en evidencias científicas, capaces de maximizar la eficiencia de los recursos destinados a la contención de la especie.

6. Bibliografía.

Aguilar, R., Hines, A. H., Wolcott, T. G., Wolcott, D. L., Kramer, M. A., & Lipcius, R. N. 2005. The timing and route of movement and migration of post-copulatory female blue crabs, Callinectes sapidus Rathbun, from the upper Chesapeake Bay. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology. **319(1–2)**: 117–128

Arias, A.M. & P. Drake. 1990. Estados juveniles de la Ictiofauna de los caños de las Salinas de la Bahía de Cádiz. Instituto de Ciencias Marinas de Andalucía. Consejo Superior de Investigaciones Científicas. 163 pp.

Anderson, M.J. 2017. Permutational Multivariate Analysis of Variance (PERMANOVA) . Wiley StatsRef: Statistics Reference Online, 1–15.

Andreu-Soler, A., Oliva-Paterna, F. J., Fernández-Delgado, C., & Torralva, M. 2006. Estrategia de vida de Atherina boyeri Risso, 1810 (Pisces, Atherinidae) en la laguna costera de Mar Menor (sureste de la península Ibérica). Boletín. Instituto Español de Oceanografía, 22(1–4), 23–39.

Bauchot, M.-L., 1987. Poissons osseux. En W. Fischer, ML Bauchot y M. Schneider (eds.) Fiches FAO d'identification pour les besoins de la pêche. (Rev. 1). Méditerranée et mer Noire. Zone de pêche 37. vol. II. Commission des Communautés Européennes y FAO, Roma. pags. 891-1421.

Bauchot, M.-L. y J.-C. Hureau, 1990. Sparidae. En JC Quero, JC Hureau, C. Karrer, A. Post y L. Saldanha (eds.) Lista de control de los peces del Atlántico tropical oriental (CLOFETA). JNICT, Lisboa; SEI, París; y UNESCO, París. vol. 2. pags. 790-812.

Bauchot, M.L. & A. Pras. 1993. Guía de los Peces de Mar de España y de Europa. *Ediciones Omega, S.A.* Barcelona. 432 pp.

Buxton, C.D. and P.A. Garratt, 1990. Alternative reproductive styles in seabreams (Pisces: Sparidae). Environ. Biol. Fishes 28(1-4):113-124.

Bellard, C., Cassey, P., Blackburn, T.M., 2016. Alien pecies as a driver of recent extinctions. Biol. Lett. 12 (2).

Clarke K.R. 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. Austral Ecol. 18:117–143

Clarke, K.R & R.N. Gorley. 2005. PRIMER-E. v6.

Clarkson, E., & Beseres-Pollack, J. 2020**.** Characterizing Fish–Habitat Associations through Paired Fisheries-Independent and In Situ Habitat

Assessments. North American Journal of Fisheries Management, 41(1): 49-63.

Corbera, J., A. Sabatés & A. García Rubies. 1996. Peces de Mar de la Península Ibérica. *Editorial Planeta, S.A*. Barcelona. 312 pp.

Curtis, J. M. R. 2004. Life history, ecology and conservation of European seahorses (PhD thesis). McGill University**.**

Dawson, C.E., 1986. Syngnathidae. p. 628-639. In P.J.P. Whitehead, M.-L. Bauchot, J.-C. Hureau, J. Nielsen and E. Tortonese (eds.) Fishes of the North-eastern Atlantic and the Mediterranean. Volume 2. Unesco, Paris.

Deegan, L.A., Finn, J.T., Ayvazian, S.G., Ryder-Kiefer, C.A. & Buonaccorsi, J., 1997. Development and validation of an estuarine biotic integrity index. *Estuaries* 20: 601–617 1108**.**

Essl F., Bacher S., Blackburn T., Booy O., Brundu G., Brunel S., Cardoso A.C., Eschen R., Gallardo B., Galil B., García-Berthou E., Genovesi P., Groom Q., Harrower C., Hulme P.E., Katsanevakis S., Kenis M., Kühn I., Kumschick S., Martinou A.F., Nentwig W., O'Flynn C., Pagad S., Pergl J., Pyšek P., Rabitsch W., Richardson D.M., Roques A., Roy H.E., Scalera R., Schindler S., Seebens H., Vanderhoeven S., Vilà M., Wilson J.R.U., Zenetos A., Jeschke J.M. 2015**.** Crossing frontiers in tackling pathways of biological invasions. BioScience, 65: 769–782.

Fernández-Delgado, C., Drake, P. Arias, A.M. & D. García. 2000. Peces de Doñana y su entorno. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid. 272 pp.

Fouda, M. M., Hanna, M. Y., & Fouda, F. M. 1993. Reproductive biology of a Red Sea goby, Silhouettea aegyptia, and a Mediterranean goby, Pomatoschistus marmoratus, in Lake Timsah, Suez Canal. In *Journal of Fish Biology* (Vol. 43, Issue 1, pp. 139–151).

Franco, A., Elliott, M., Franzoi, P. & Torricelli, P. 2008. Life strategies of fishes in European estuaries: The functional guild approach. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 354: 219–228.

Franco, A., Pérez-Ruzafa, A., Drouineau, H., Franzoi, P., Koutrakis, E.T., Lepage, M., Verdiell-Cubedo, D., Bouchoucha, M., López-Capel, A., Riccato, F., Sapounidis, A., Marcos, C., Oliva-Paterna, F.J., Torralva-Forero, M. & Torricelli, P. 2012. Assessment of fish assemblages in coastal lagoon habitats: Effect of sampling method. *Estuar. Coast. Shelf Sci*. 112: 115–125.

García-Oliva, M., Pérez-Ruzafa, Á., Umgiesser, G., McKiver, W., Ghezzo, M., De Pascalis, F., Marcos, C., 2018. Assessing the hydrodynamic

response of the Mar Menor lagoon to dredging inlets interventions through numerical modelling. Water (Switzerland) 10.

Giménez-Casalduero F, Ramos-Esplá AA, Izquierdo-Muñoz A. 2016. Invertebrados marinos alóctonos en el Mar Menor. Capítulo 6, pp. 157-178 en: León, V.M. y Bellido, J. M. (Eds) Mar Menor: una laguna singular y sensible: evaluación científica de su estado. Instituto Español de Oceanografía, Ministerio de Economía y Competitividad, Madrid

Guerrero-Gómez, A., Zamora-lópez, A., Torralva, M., Zamora-Marín, J.M., Guillén-Beltrán, A. & Oliva-Paterna F.J. 2024. Population dynamics of resident fish in a coastal lagoon under eutrophication-mediated habitat changes. *Mediterranean Marine Science*, *25*(3), 621-640.

Guerrero-Gómez, A., Zamora-López, A., Zamora-Marín, J.M., Oliva-Paterna, F.J. & Torralva, M., 2025. Spatiotemporal dynamics and species-habitat relationships in syngnathid assemblages from a coastal lagoon under eutrophication stress. *Marine Environmental Research*. 211, 107452.

Guerrero-Gómez, A., Zamora-López, A., Herrero-Reyes, A.A., Oliva-Paterna, F.J., Madrid-Ruiz, J., Álvarez-Navarro, V.M., Peñalver, R., Torralva, M., 2025. First record of winter pregnant males of two pipefish species in a Mediterranean coastal lagoon. *Journal of Fish Biology*. 1–5.

Hallett, C.S., Valesini, F.J. & Clarke, K.R., 2012. A method for selecting health index metrics in the absence of independent measures of ecological condition. Ecol. Indic. 19: 240–252.

Harrison, I.J., 1995. Mugilidae. Lisas. p. 1293-1298. In W. Fischer, F. Krupp, W. Schneider, C. Sommer, K.E. Carpenter and V. Niem (eds.) Guia FAO para Identification de Especies para lo Fines de la Pesca. Pacifico Centro-Oriental. 3 Vols. FAO, Rome**.**

Harrison, T.D. & Kelly, F.L. 2013. Development of an estuarine multi-metric fish index and its application to Irish transitional waters. *Ecol. Indic*. 34: 494–506.

Harrison, T.D. & Whitfield, A.K.,2006. Application of a multimetric fish index to assess the environmental condition of South African estuaries. *Estuar. Coast*. 29.

Herrero-Reyes, A. A., Guerrero-Gómez, A., Zamora-López, A., Torralva, M., Zamora-Marín, J. M., & Oliva-Paterna, F. J. 2025. Population dynamics, habitat use and trapping efficiency of the invasive crab Callinectes sapidus in a Mediterranean hypersaline coastal lagoon. NeoBiota, 102, 351-375.

Hughes, J.E., Deegan, L.A., Weaver, M.J. & Costa, J.E., 2002. Regional application of an index of estuarine biotic integrity based on fish communities. *Estuaries* 25: 250–263.

Ingram G. & Marler R., 1998. Fishing the Delaware Valley. Fishing Tales from the Delaware Valley. *Temple University Press*. 1: 248 pp.

Jari Oksanen, F. Guillaume Blanchet, Michael Friendly, Roeland Kindt, Pierre Legendre, Dan McGlinn, Peter R. Minchin, R. B. O'Hara, Gavin L. Simpson, Peter Solymos, M. Henry H. Stevens, Eduard Szoecs and Helene Wagner 2019. vegan: Community Ecology Package. R package version 2.5-4. https://CRAN.R-project.org/package=vegan

Jordan, S.J., Lewis, M.A., Harwell, L.M. & Goodman, L.R. 2010. Summer fish communities in northern Gulf of Mexico estuaries: indices of ecological condition. *Ecol. Indic.* 10: 504–515.

King, J. R., & Mcfarlane, G. A. 2003. Marine fish life history strategies: applications to fishery management. Fisheries Management and E, 10, 249–264.

Kottelat, M. y J. Freyhof , 2007. Manual de peces de agua dulce europeos. Publicaciones Kottelat, Cornol y Freyhof, Berlín. 646 págs.

Koutrakis, E. T., & Tskliras, A. C. 2009. Reproductive biology of the marbled goby, Pomatoschistus marmoratus (Pisces, Gobiidae), in a northern Aegean estuarine system (Greece). *Folia Zoologica*, *58*(4), 447–456.

Lenth, R. 2024. emmeans: Estimated Marginal Means, aka Least-Squares Means_. R package version 1.10.5, <https://CRAN.R-project.org/package=emmeans>.

Lloret, J., Palomera, I., Salat, J., & Sole, I. 2004. Impact of freshwater input and wind on landings of anchovy (Engraulis encrasicolus) and sardine (Sardina pilchardus) in shelf waters surrounding the Ebre (Ebro) River delta (north-western Mediterranean). Fisheries Oceanography, 13(2), 102–110. doi:10.1046/j.1365-2419.2003.00279.x.

Lloris, D., 2002. Panorama mundial de las especies de interés para la pesca. Capítulo: Dicentrarchus labrax. Fichas técnicas de especies de FIGIS. Programa de Identificación y Datos de Especies-SIDP, FAO-FIGIS.

Lourie, S.A., A.C.J. Vincent and H.J. Hall, 1999. Seahorses: an identification guide to the world's species and their conservation. Project Seahorse, London. 214 p.

Maci, S., & Basset, A. 2010. Spatio-temporal patterns of abundance, size structure and body condition of Atherina boyeri (Pisces: Atherinidae) in a small non-tidal Mediterranean lagoon. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, *87*(1), 125–134.

Mancinelli, G., Carrozzo, L., Costantini, M.L., Rossi, L., Marini, G., & Pinna, M. 2013. Occurrence of the Atlantic Blue Crab Callinectes Sapidus Rathbun, 1896 in Two Mediterranean Coastal Habitats: Temporary Visitor

or Permanent Resident? Estuarine, Coastal and Shelf Science, 135, 46–56.

Mancinelli, G., Glamuzina, B., Petric, M., Carrozzo, L., Glamuzina, L., Zotti, M., … Vizzini, S. 2016. The Trophic Position of the Atlantic Blue Crab Callinectes Sapidus Rathbun 1896 in the Food Web of Parila Lagoon (South Eastern Adriatic, Croatia): A First Assessment Using Stable Isotopes. *Mediterranean Marine Science*, *17*, 634–643.

Mancinelli, G., Guerra, M. T., Alujević, K., Raho, D., Zotti, M., & Vizzini, S. 2017. Trophic Flexibility of the Atlantic Blue Crab Callinectes Sapidus in Invaded Coastal Systems of the Apulia Region (SE Italy): A Stable Isotope Analysis. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*.

Maugé, L.A., 1990. Atherinidae. In J.C. Quero, J.C. Hureau, C. Karrer, A. Post and L. Saldanha (eds.) Check-list of the fishes of the eastern tropical Atlantic (CLOFETA). JNICT, Lisbon; SEI, Paris; and UNESCO. p. 604-605

Maugé, L.A., 1986. Gobiidae. In J. Daget, J.-P. Gosse and D.F.E. Thys van den Audenaerde (eds.) Check-list of the freshwater fishes of Africa (CLOFFA). ISNB, Brussels; MRAC, Tervuren; and ORSTOM, Paris. Vol. 2. p. 358-388.

Mazzoldi, C., & Rasotto, M. B. 2001. Extended breeding season in the marbled goby, Pomatoschistus marmoratus (Teleostei: Gobiidae), in the Venetian Lagoon. *Environmental Biology of Fishes*, *61*(2), 175–183.

Miller, PJ, 1986. Gobiidae. En PJP Whitehead, M.-L. Bauchot, J.-C. Hureau, J. Nielsen y E. Tortonese (eds.) Peces del Atlántico nororiental y el Mediterráneo. Volumen 3. UNESCO, París. pags. 1019-1085.

Miller, D.L., Leonard, P.M., Hughes, R.M., Karr, J.R., Moyle, P.B., Schrader, L.H., Thompson, B.A., Daniels, R.A., Fausch, K.D., Fitzhugh, G.A., Gammon, J.R., Haliwell, D.B., Angermeier, P.L., Orth, D.J., 1988. Regional applications of an index of biotic integrity for use in water resource management. *Fisheries* 13: 12–20 –1120.

Monteiro, N. M., & Vieira, M. N. 2017. Rendez-Vous at the Baltic? The Ongoing Dispersion of the Black-Striped Pipefish, Syngnathus abaster. *Oceanography & Fisheries Open Access Journal*, *3*(2), 1–6.

Muñoz A, Vivas M, García E, Guijarro E. 2019**.** El cangrejo azul (Callinectes sapidus) en el Mar Menor (Murcia)

Nehring, S. 2011**.** Invasion History and Success of the American Blue Crab Callinectes Sapidus in European and Adjacent Waters. In *In the Wrong Place - Alien Marine Crustaceans: Distribution, Biology and Impacts* (Galil, B. S., ed), pp. 607–624 Dordrecht: Springer Netherlands.

Occhipinti-Ambrogi A. 2007. Global change and marine communities: Alien species and climate change. Mar Pollut Bull 55: 342–352.

Oksanen, J; Blanchet, F.G.; Friendly, M.; Kindt, R.; Legendre, P.; McGlinn,D.; Minchin, P.R.; O'Hara, R. B.; Simpson, G.L.; Solymos, P.; Stevens, M.H.H.; Szoecs, E. & Wagner, H. 2020. vegan: Community Ecology Package. R package version 2.5-7. https://CRAN.R-project.org/package=vegan

Oliva Paterna, F., Andreu Soler, M., Miñano, P., Verdiell Cubedo, D., Caballero, J., Egea Serrano, A., Maya, J., Ruiz Navarro, A. & Torralva Forero, M. 2003. Ictiofauna de zonas someras del Mar menor (SE Península Ibérica): Especies con presencia de alevines y juveniles. *An. Biol.* 206–208.

Oliva-Paterna F.J., Ribeiro F., Miranda R., Anastácio P.M., García-Murillo P., Cobo F., Gallardo B., García-Berthou E., Boix D., Medina L., Morcillo F., Oscoz J., Guillén A., Arias A., Cuesta J.A., Aguiar F., Almeida D., Ayres C., Banha F., Barca S., Biurrun I., Cabezas M.P., Calero S., Campos J.A., Capdevila-Argüelles L., Capinha C., Carapeto A., Casals F., Chainho P., Cirujano S., Clavero M., Del Toro V., Encarnação J.P., Fernández-Delgado C., Franco J., García-Meseguer A.J., Guareschi S., Guerrero A., Hermoso V., Machordom A., Martelo J., Mellado-Díaz A., Moreno J.C., Oficialdegui F.J., Olivo del Amo R., Otero J.C., Perdices A., Pou-Rovira Q., Rodríguez-Merino A., Ros M., Sánchez-Gullón E., Sánchez M.I., Sánchez-Fernández D., Sánchez-González J.R., Soriano O., Teodósio M.A., Torralva M., Vieira-Lanero R., Zamora-López, A. & Zamora-Marín J.M. 2021. LISTA DE ESPECIES EXÓTICAS ACUÁTICAS DE LA PENINSULA IBÉRICA. Informe técnico preparado por LIFE INVASAQUA (LIFE17 GIE/ES/000515). 64 pp. (in press)

Oliva-Paterna, F.J., Andreu, A., Miñano, P.A., Verdiell, D., Egea, A., de Maya, J.A., Ruiz-Navarro, A., García-Alonso, J., Fernández-Delgado, C. & Torralva, M. 2006. Y-O-Y fish species richness in the littoral shallows of the meso-saline coastal lagoon (Mar Menor, Mediterranean coast of the Iberian Peninsula). *J. Appl. Ichthyol.* **22**: 235–237.

Oliva-Paterna, F. J. 2006. *Biología y Conservación de Apricaphanius iberus (Valenciennes, 1846) en la Región de Murcia.* http://www.tesisenred.net/bitstream/handle/10803/11082/TFJO03.pdf?sequence=4

Oliva-Paterna, F.J., Zamora, A., Guillén, A., Guerrero, A. & Torralva-Forrero, M. 2017. Estudio del estado de la ictiofauna indicadora de zonas someras, mejora de la información y aplicación en la redacción de

proyectos en zona sumergida del Mar Menor. Informe 2 – Diseño y medotología de seguimiento. Universidad de Murcia".

Oliveira, RF, DM Gonçalves y A. Ros, 2009. Tácticas Reproductivas Alternativas en Blenios. págs. 279-308. En Patzner, RA, EJ Gonçalves, PA Hastings y BG Kapoor (eds.) La biología de los blenios. Enfield, NH: Science Publishers, 482 p.

Prado, P., Peñas, A., Ibáñez, C., Cabanes, P., Jornet, L., Álvarez, N., & Caiola, N. 2020**.** Prey Size and Species Preferences in the Invasive Blue Crab, Callinectes Sapidus: Potential Effects in Marine and Freshwater Ecosystems. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, *245*.

Pyšek P., Hulme P.E., Simberloff D., Bacher S., Blackburn T.M., Carlton J.T., Dawson W., Essl F., Foxcroft L.C., Genovesi P., Jeschke J.M., Kühn I., Liebhold A.M., Mandrak N.E., Meyerson L.A., Pauchard A., Pergl J., Roy H.E., Seebens H., Kleunen M., Vilà M., Wingfield M.J., Richardson D.M. 2020**.** Scientists' warning on invasive alien species. Biological Reviews, 95: 1511-1534.

Quignard, J.-P. y A. Pras, 1986. Labridae. En PJP Whitehead, M.-L. Bauchot, J.-C. Hureau, J. Nielsen y E. Tortonese (eds.) Peces del Atlántico nororiental y del Mediterráneo. UNESCO, París. vol. 2. pags. 919-942.

Quispe-Becerra, J. 2014. Dinámica espacio-temporal del ictioplancton del Mar Menor (SE de España) y factores ambientales asociados. Universidad de Murcia.

R Core Team. 2021. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL https://www.R-project.org/.

Richardson DM, Pyšek P. 2008. Fifty years of invasion ecology-the legacy of Charles Elton. Divers Distrib 14:161–168.

Roberts, D. W. 2012. labdsv: ordination and multivariate analy- sis for ecology. R package version 1.5-0. R Project for Statistical Computing, Vienna, Austria. (Available from: http:// CRAN.R-project.org/package=labdsv)

Robledano, F.; Calvo, F. & Hernández, V. (coordinadores). 2006. *Libro Rojo de los Vertebrados de la Región de Murcia*. pp. 104-105. Dirección General del Medio Natural, Consejería de Industria y Medio Ambiente.

Roques A., Auger-Rozenberg M.A., Blackburn T.M., Garnas J.R., Pyšek P., Rabitsch W., Richardson D.M., Wingfield M.J., Liebhold A.M., Duncan R.P. 2016**.** Temporal and interspecific variation in rates of spread for insect species invading Europe during the last 200 years. Biological Invasions, 18: 907-920.

Ruiz-Navarro, A., & Oliva-Paterna, F. J. 2017. *Fartet – Apricaphanius iberus (Valenciennes in Cuvier y Valenciennes, 1846)*. Enciclopedia Virtual de Los Vertebrados Españoles; Museo Nacional de Ciencias Naturales. http://www.vertebradosibericos.org/

Scapin, L., Zucchetta, M., Facca, C., Sfriso, A., & Franzoi, P. 2016. Using fish assemblage to identify success criteria for seagrass habitat restoration. *Web Ecology*, *16*(1), 33–36.

Scapin, L., Cavraro, F., Malavasi, S., Riccato, F., Zucchetta, M., & Franzoi, P. 2018. Linking pipefishes and seahorses to seagrass meadows in the Venice lagoon: Implications for conservation. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, *28*(2), 282–295.

Smith, CL , 1990. Moronidae. En JC Quero, JC Hureau, C. Karrer, A. Post y L. Saldanha (eds.) Lista de control de los peces del Atlántico tropical oriental (CLOFETA). JNICT, Lisboa; SEI, París; y UNESCO, París. vol. 2. pags. 692-694.

Shokri, M. R., Gladstone, W., & Jelbart, J. 2009. The effectiveness of seahorses and pipefish (Pisces: Syngnathidae) as a flagship group to evaluate the conservation value of estuarine seagrass beds. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, *19*(November 2008), 588–595.

Spellerberg, I. F. 2008. Shannon–Wiener Index. *Encyclopedia of Ecology*, 3249–3252.

Taybi, A. F., & Mabrouki, Y. (2020). The American Blue Crab Callinectes Sapidus Rathbun, 1896 (Crustacea: Decapoda: Portunidae) Is Rapidly Expanding Through the Mediterranean Coast of Morocco. Thalassas, 36, 267–271.

Thiel, R., H. Cabral & M.J. Costa. 2003. Composition, temporal changes and ecological guild classification of the ichthyofaunas of large European estuaries - a comparison between the Tagus (Portugal) and the Elbe (Germany). *J. Appl. Ichthyol*. **19**(5):330-342.

Thomson, JM , 1986. Mugilidae. En J. Daget, J.-P. Gosse y DFE Thys van den Audenaerde (eds.) Lista de control de los peces de agua dulce de África (CLOFFA). ISNB, Bruselas, MRAC; tervuren; y ORSTOM, París. vol. 2. pags. 344-349.

U.S. Environmental Protection Agency (USEPA) 2000. Estuarine and Coastal Marine Waters: Bioassessment and Biocriteria Technical Guidance. Office of Water EPA822-B-00-024. U.S. Environmental Protection Agency (USEPA), Washington, DC.

Verdiell-Cubedo, D., Oliva-Paterna, F. J., Egea-Serrano, A., & Torralva, M. 2008. Population biology and habitat associations of benthic fish species in the shallow areas of a Mediterranean coastal lagoon (SE Iberian Peninsula). *Scientia Marina*, *72(2)*, 319–328.

Verdiell-Cubedo, D., Oliva-Paterna, F.J. & Torralva-Forero, M. 2007. Fish assemblages associated with *Cymodocea nodosa* and *Caulerpa prolifera* meadows in the shallow areas of the Mar Menor coastal lagoon. *Limnetica* **26**: 341–350.

Verdiell-Cubedo, D., Torralva, M., Andreu-Soler, A., Oliva-Paterna, F.J. 2012. Effects of Shoreline Urban Modification on Habitat Structure and Fish Community in Littoral Areas of a Mediterranean Coastal Lagoon (Mar Menor, Spain). Wetlands. **32**: 631–641.

Verdiell-Cubedo, D., Oliva-Paterna, F.J., Ruiz-Navarro, A. & Torralva, M. 2013. Assessing the nursery role for marine fish species in a hypersaline coastal lagoon (Mar Menor, Mediterranean Sea). *Mar. Biol. Res.* **9**: 739–748.

Whitehead, P.J.P., Bauchot, M.L., Hureau, J.C., J. Nielsen & E. Tortonese. 1984. Fishes of the North-eastern Atlantic and the Mediterranean. Volume I, II y III. UNESCO, París. 1443 pp.

Whitehead, PJP, GJ Nelson y T. Wongratana, 1988. Catálogo de especies de la FAO. vol. 7. Peces clupeoides del mundo (Suborden Clupeoidei). Un catálogo comentado e ilustrado de los arenques, sardinas, sardinas, espadines, sábalos, anchoas y arenques lobo. Pescado de la FAO. Sinop. 125 (7/2): 305-579. Roma: FAO.

Whitfield, A.K. & Elliott, M. 2002. Fishes as indicators of environmental and ecological changes within estuaries: A review of progress and some suggestions for the future. *J. Fish Biol*. **61**: 229–250.

Wickham, H. 2016 ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis. Springer-Verlag New York.

Wood, S.N. 2017. Generalized Additive Models: An Introduction with R (2nd edition). Chapman and Hall/CRC.

Zamora-Marín J.M., Zamora-López A., Torralva-Forero M. & Oliva-Paterna F.J. 2016. Presencia de la especie invasora *Pacifastacus leniusculus* (Dana, 1852) (Decapoda, Astacidae) en la Cuenca del Río Segura (SE, España). *Anales de Biología*. **38**.

Zamora-Marín, J.M., Herrero-Reyes, A.A., Ruiz-Navarro, A., Oliva-Paterna, F.J. 2023. Non-indigenous aquatic fauna in transitional waters from the

Spanish Mediterranean coast: A comprehensive assessment. *Marine Pollution Bulletin*. 191, 114893.

Zamora-López, A., Guerrero-Gómez, A., Torralva, M., Zamora-Marín, J.M., Guillén-Beltrán, A. & Oliva-Paterna, F.J., 2023. Shallow waters as critical habitats for fish assemblages under eutrophication-mediated events in a coastal lagoon. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 291, 108447.

Zamora-López, A., Guerrero-Gómez, A., Torralva, M., Zamora-Marín, J.M. & Oliva-Paterna, F.J., 2025. Eutrophication-induced shifts in fish assemblages from a Mediterranean coastal lagoon. Science of the Total Environment. 1004.

Zander, CD, 1986. Blenniidae. En PJP Whitehead, M.-L. Bauchot, J.-C. Hureau, J. Nielsen y E. Tortonese (eds.) Fishes of the North-eastern Atlantic and the Mediterranean, volumen 3. UNESCO, París. pags. 1096-1112.

Financiado por la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia

ANEXO I. Estuarine Multimetrix Fish Index.

Consideraciones para la adaptación y aplicación del índice Estuarine Multimetrix Fish-Index (EMFI) a las áreas someras del Mar Menor.

En este anexo se detallan las principales características y modificaciones metodológicas necesarias para la integración de los datos relativos a las comunidades de peces de las áreas someras del Mar Menor en el ***"Estuarine Multi-metric Fish Index"*** **(EMFI)** (Harrison & Kelly 2013). En primer lugar, destacar la robustez de este bioindicador, ya que integra 14 métricas (ANEXO 1; Tabla 1) que han sido seleccionadas de una amplia bibliografía referente al desarrollo y aplicación de índices para las comunidades de peces de ambientes estuáricos (e.j. Miller et al., 1988; Deegan et al., 1997; USEPA, 2000; Hughes et al., 2002; Whitfield and Elliott, 2002; Harrison & Whitfield, 2006; Jordan et al., 2010; Hallett et al., 2012).

Las métricas que integran la adaptación del EMFI recogen las principales características que definen la correcta estructuración y el grado de complejidad de las comunidades de peces. Las condiciones de referencia utilizadas para la aplicación de este índice se han elaborado a partir de la integración de datos históricos, información sobre biología y ecología de las especies y el conocimiento científico. En este sentido, se elaboró un **listado de referencia** de las especies que habitan en las áreas someras del Mar Menor (ANEXO 1; Tabla 2) (Oliva-Paterna *et al.* 2003 y 2006, Verdiell-Cubedo *et al.* 2007, 2013). Los rasgos funcionales de las especies fueron extraídos de bibliografía específica del Mar Mediterráneo (Whitfield & Elliott 2002, Franco *et al.* 2008) y del área de estudio (Oliva-Paterna *et al.* 2003 y 2006).

Tabla 1. Métricas utilizadas para el desarrollo de la adaptación del EMFI a las áreas someras del Mar Menor.

Métrica		Descripción
Diversidad y composición de especies		
1	Riqueza específica	Proporción del nº de especies detectadas respecto a las esperadas.
2	Estatus de conservación de la comunidad	Nº de especies incluidas en catálogos o listas de conservación (categorías de amenaza a nivel autonómico, nacional, UE/mundial).
3	Composición de especies	% de similitud (presencia/ausencia) respecto a la comunidad de referencia.
Abundancia		
4	Abundancia de especies	% de similitud de la abundancia respecto a la comunidad de referencia.
5	Dominancia	Nº de taxones que conforman el 90 % de la abundancia total.
Uso de las áreas someras		
6	Nº especies diádromas	Nº de especies anádromas o catádromas detectadas.
7	Riqueza de especies residentes	Proporción del nº de especies residentes detectadas respecto a las esperadas.
8	Riqueza de especies migradoras	Proporción del nº de especies migradoras detectadas respecto a las esperadas.
9	Abundancia de especies residentes	Abundancia relativa de especies residentes del área de estudio respecto al total.
10	Abundancia de especies migradoras	Abundancia relativa de especies migradoras respecto al total.
Integridad trófica		
11	Riqueza de especies zoobentívoras	Proporción del nº de especies zoobentívoras detectadas respecto a esperadas.
12	Riqueza de especies piscívoras	Proporción del nº de especies piscívoras detectadas respecto a esperadas.
13	Abundancia de especies zoobentívoras	Abundancia relativa de especies zoobentívoras respecto a la abundancia total.
14	Abundancia de especies piscívoras	Abundancia relativa de especies piscívoras respecto a la abundancia total.

Tabla 2. Listado de referencia de la comunidad de peces asociada a las áreas someras del Mar Menor: Categoría de abundancia teórica establecida a nivel estacional.

Especies	**Categorización de abundancias teóricas**			
	Invierno	**Primavera**	**Verano**	**Otoño**
Anguilla anguilla	Muy escaso	Muy escaso	Muy escaso	Muy escaso
Apricaphanius iberus	Escaso	Escaso	Moderado	Moderado
Atherina boyeri	Abundante	Abundante	Muy abundante	Abundante
Belone belone	Muy escaso	Muy escaso	Muy escaso	Ausente
Callionymus pusillus	Ausente	Ausente	Muy escaso	Muy escaso
Chelon labrossus	Ausente	Muy escaso	Muy escaso	Ausente
Dicentrarchus labrax	Ausente	Escaso	Ausente	Ausente
Diplodus puntazzo	Escaso	Escaso	Ausente	Escaso
Diplodus sargus	Ausente	Escaso	Escaso	Ausente
Diplodus vulgaris	Muy escaso	Muy escaso	Ausente	Ausente
Engraulis encrasicolus	Muy escaso	Muy escaso	Escaso	Escaso
Gobius cobitis	Muy escaso	Muy escaso	Escaso	Escaso
Gobius niger	Muy escaso	Muy escaso	Muy escaso	Escaso
Gobius paganellus	Muy escaso	Muy escaso	Muy escaso	Muy escaso
Hippocampus guttulatus	Ausente	Ausente	Muy escaso	Muy escaso
Lipophrys dalmatinus	Muy escaso	Muy escaso	Muy escaso	Muy escaso
Chelon auratus	Muy abundante	Muy abundante	Moderado	Moderado
Chelon ramada	Abundante	Escaso	Muy escaso	Muy escaso
Chelon saliens	Muy abundante	Abundante	Muy abundante	Muy abundante
Mugil cephalus	Moderado	Escaso	Muy escaso	Abundante
Mullus barbatus	Muy escaso	Muy escaso	Muy escaso	Muy escaso
Pomatomus saltatrix	Ausente	Ausente	Ausente	Muy escaso
Pomatoschistus marmoratus	Muy	Muy	Muy	Muy

Especies	**Categorización de abundancias teóricas**			
	Invierno	**Primavera**	**Verano**	**Otoño**
	abundante	abundante	abundante	abundante
Salaria pavo	Muy escaso	Muy escaso	Moderado	Escaso
Sardina pilchardus	Muy escaso	Muy escaso	Ausente	Ausente
Sardinella aurita	Ausente	Ausente	Ausente	Muy escaso
Sarpa salpa	Ausente	Moderado	Muy escaso	Ausente
Solea senegalensis	Ausente	Muy escaso	Muy escaso	Ausente
Solea solea	Ausente	Muy escaso	Muy escaso	Ausente
Sparus aurata	Muy abundante	Abundante	Ausente	Ausente
Symphodus cinereus	Muy escaso	Muy escaso	Muy escaso	Escaso
Syngnathus abaster	Moderado	Abundante	Muy abundante	Muy abundante
Syngnathus acus	Muy escaso	Muy escaso	Muy escaso	Muy escaso
Syngnathus typhle	Muy escaso	Muy escaso	Muy escaso	Muy escaso
Tylosurus acus	Muy escaso	Ausente	Muy escaso	Muy escaso

Las abundancias han sido categorizadas con el objetivo de facilitar su implementación en el índice EMFI (ANEXO 1; Tabla 3). Por su parte, el *"Estatus de conservación de la comunidad de peces"* (métrica 3), fue entendido como el número de especies incluidas en Catálogos de protección y/o Listas Rojas internacionales, nacionales y regionales, que fueron registradas en cada una de las unidades de muestreo (ANEXO 1; Tabla 4).

Tabla 3. Categorías y puntuaciones establecidas para los diferentes rangos de abundancias.

Categoría	Rango	Puntuación
Muy abundante	>500	5
Numeroso	150 - 500	4
Moderado	50 – 150	3
Escaso	10 – 50	2
Muy escaso	1 – 10	1
Ausente	0	0

Tabla 4. Listado de especies incluidas en catálogos de conservación. **DD:** datos insuficientes; **LC:** preocupación menor; **NT:** casi amenazada; **VU:** Vulnerable; **EN:** en peligro; **CR:** en peligro crítico

Especie	UICN	D. hábitat Anexo II	C. Berna Anexo III	C. Barcelona Anexo II	Libro Rojo Nacional	Libro rojo R. Murcia
Anguilla anguilla	CR				VU	NT
Atherina boyeri	LC				VU	VU
Apricaphanius iberus	EN	X	X	X	EN	EN
Hippocampus guttulatus	DD		X	X		CR
Pomatoschistus marmoratus	LC					VU
Syngnathus abaster	LC		X		LT	NT
Syngnathus acus	LC					DD
Solea solea	DD					VU
Syngnathus typhle	LC					DD

Para el cálculo de las métricas 1 (riqueza de especies), 7 (riqueza de especies residentes), 8 (riqueza de especies migradoras marinas), 11 (riqueza de especies zoobentívoras) y 12 (riqueza de especies piscívoras) se procedió a la elaboración de **curvas de acumulación** que reflejan el número máximo de especies detectadas (total de especies, residentes, migrantes, zoobentívoras y piscívoras), en relación a la superficie de muestreo (ANEXO I; Figs. 1 - 5). Las ecuaciones resultantes permiten obtener los valores máximos teóricos del número de especies, según sea la métrica, para cada superficie de muestreo.

De esta forma, el cálculo de cada una de las métricas en las diferentes unidades de muestreo se realizó como la proporción de especies, obtenida en cada localidad y periodo, respecto a la riqueza teórica reflejada para una superficie de 480 m^2. La métrica 5 (dominancia), debido a sus particularidades no alberga relación proporcional con curvas de acumulación y/o diferentes unidades espaciales, por lo que se utilizó el valor más alto obtenido en una localidad durante toda la serie temporal para cada estación de muestreo.

Financiado por la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia

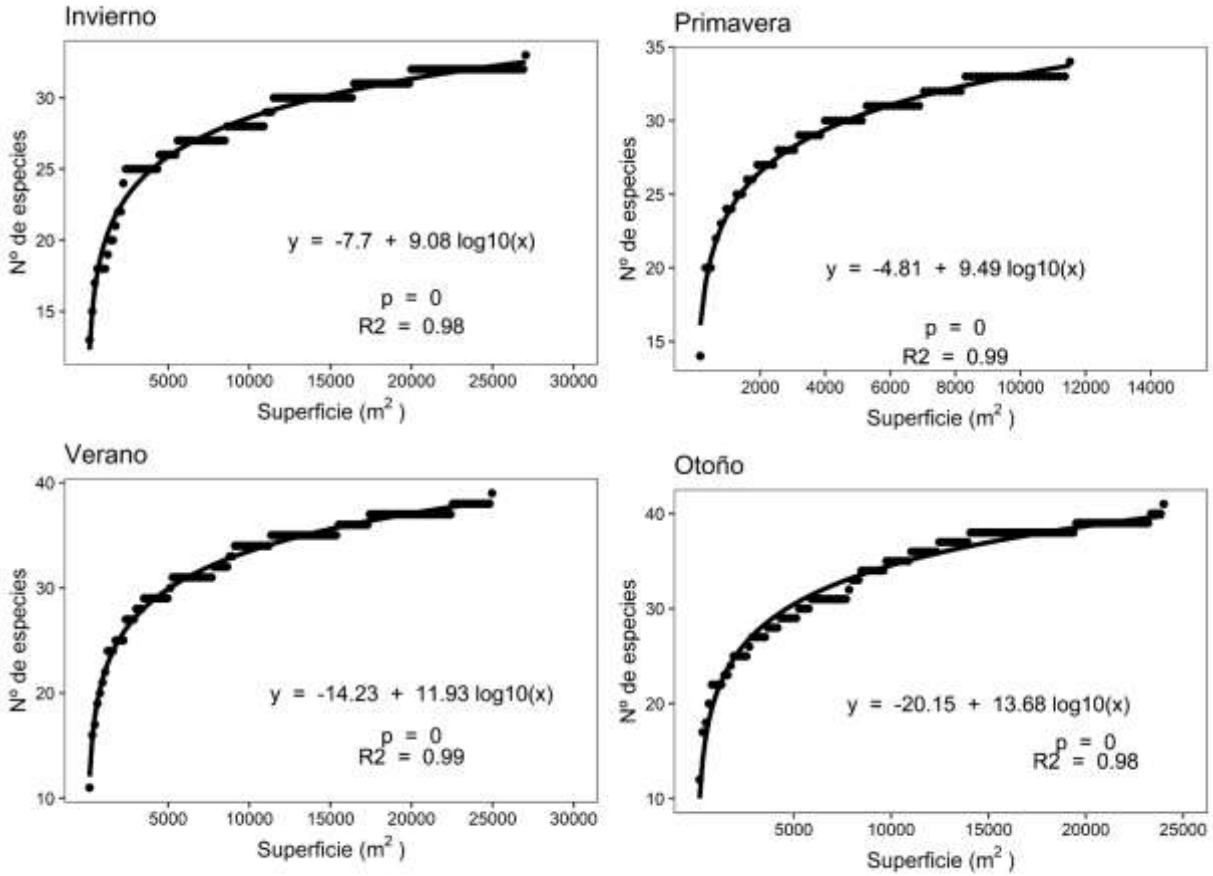


Figura 1. Regresiones establecidas entre la riqueza total de especies y la superficie de la unidad de muestreo para las 4 estaciones del año muestreadas.

Financiado por la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia

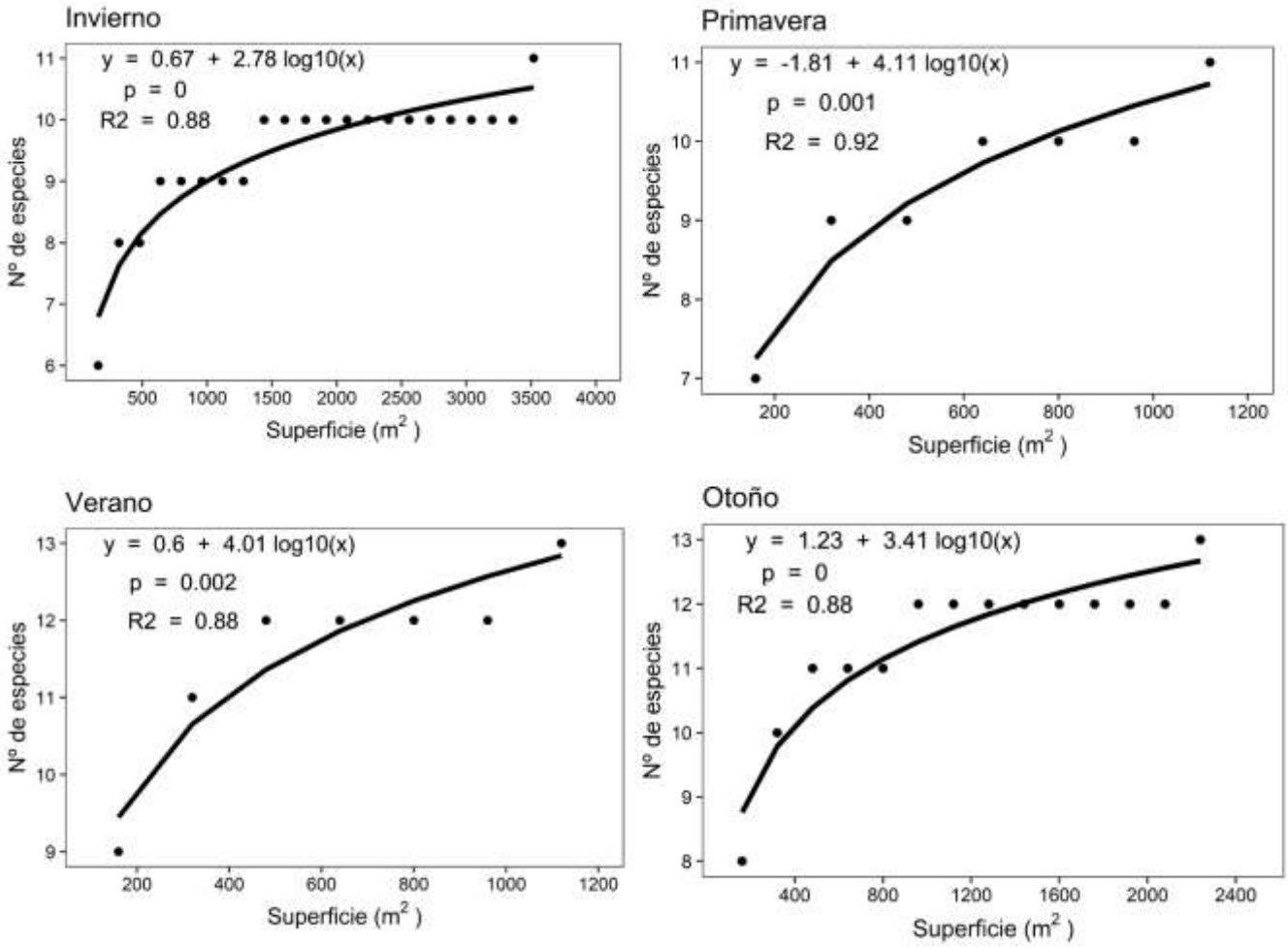


Figura 2. Regresiones establecidas entre la riqueza de especies residentes y la superficie de la unidad de muestreo para las 4 estaciones del año muestreadas.

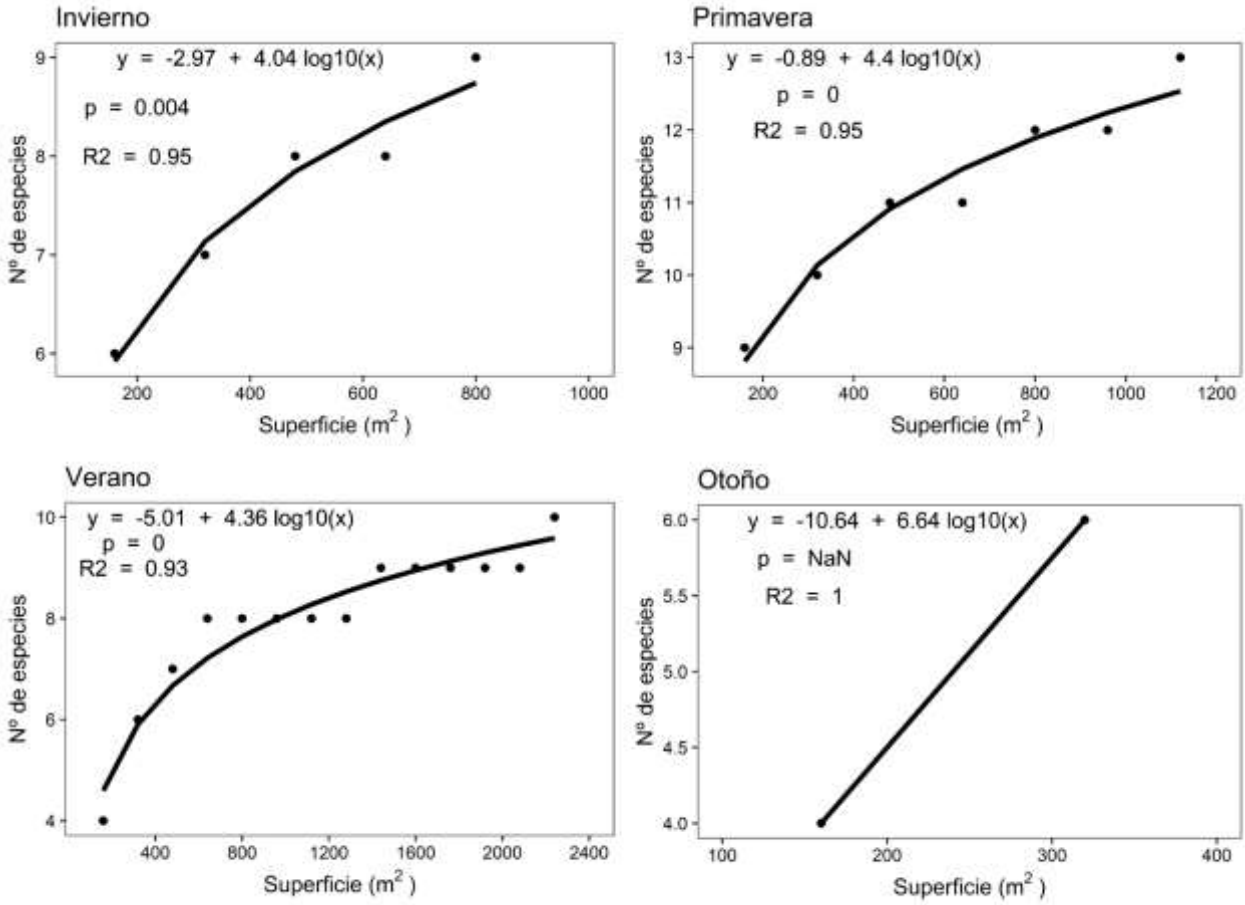


Figura 3. Regresiones establecidas entre la riqueza de especies migrantes y la superficie de la unidad de muestreo para las 4 estaciones del año muestreadas.

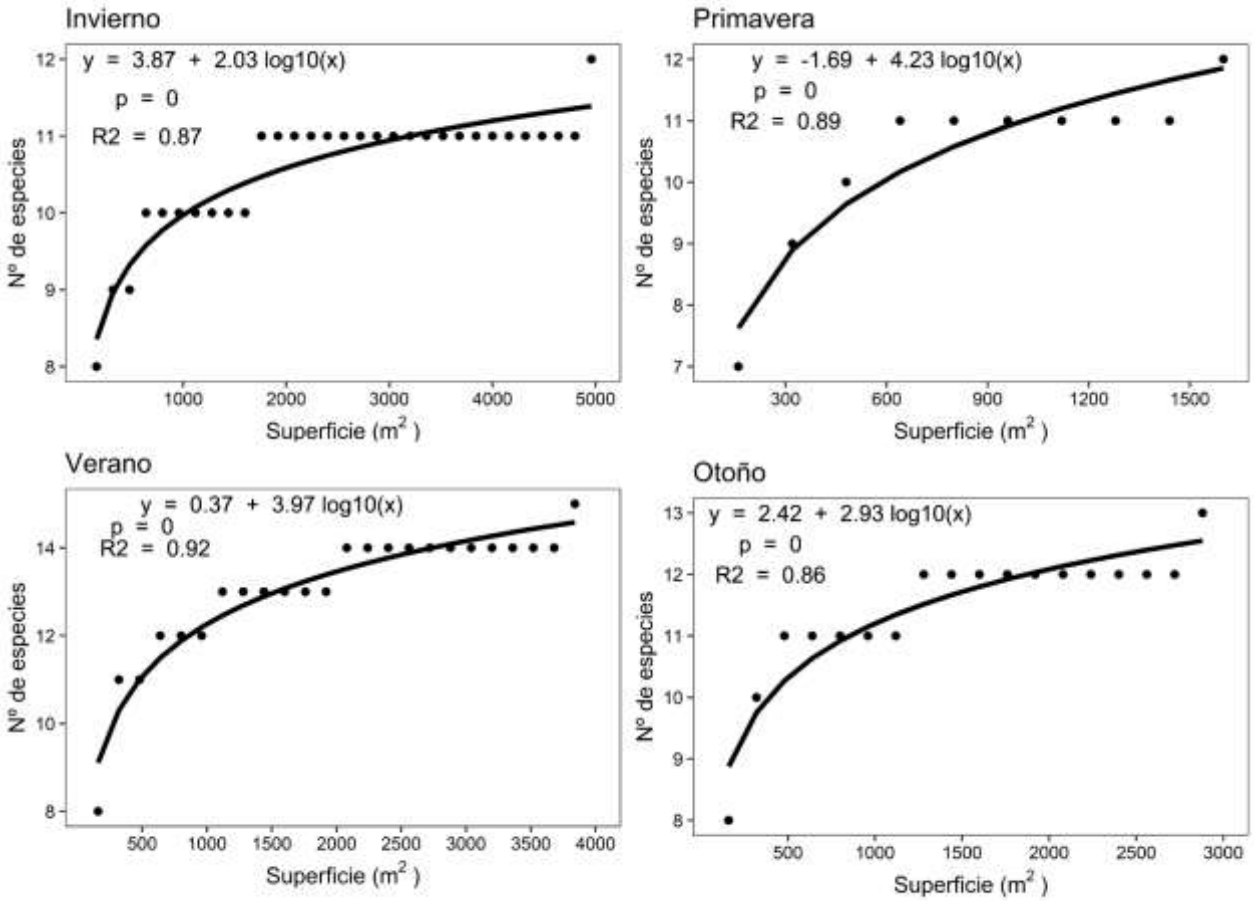


Figura 4. Regresiones establecidas entre la riqueza de especies zoobentívoras y la superficie de la unidad de muestreo para las 4 estaciones del año muestreadas.

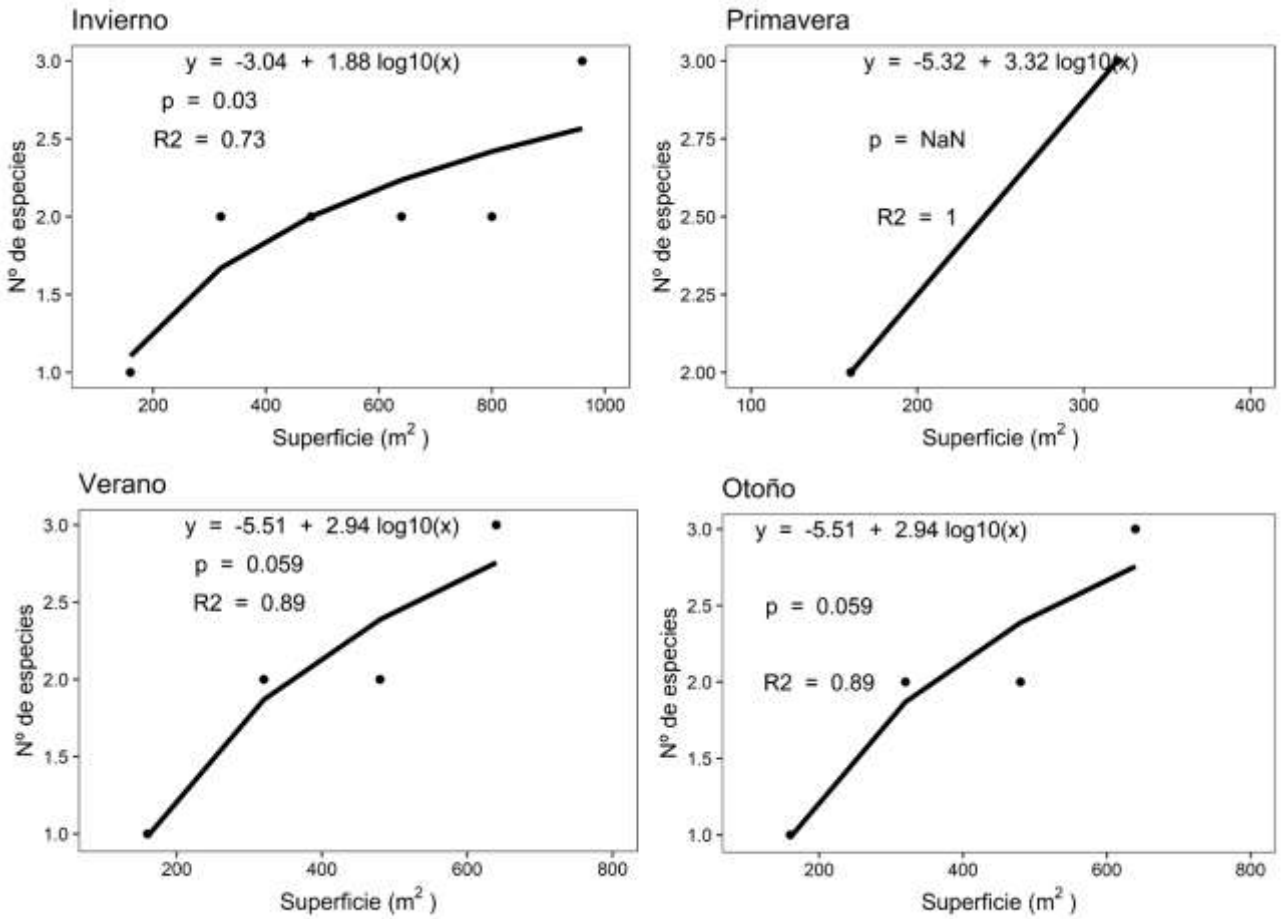


Figura 5. Regresiones establecidas entre la riqueza de especies piscívoras y la superficie de la unidad de muestreo para las 4 estaciones del año muestreadas.

Las diferentes métricas se calcularon de forma individual para cada una de las localidades de estudio en las diferentes réplicas temporales. Los valores obtenidos para cada métrica se han ponderado atendiendo a los criterios y umbrales de puntuación expuestos en la (ANEXO 1; Tabla 5).

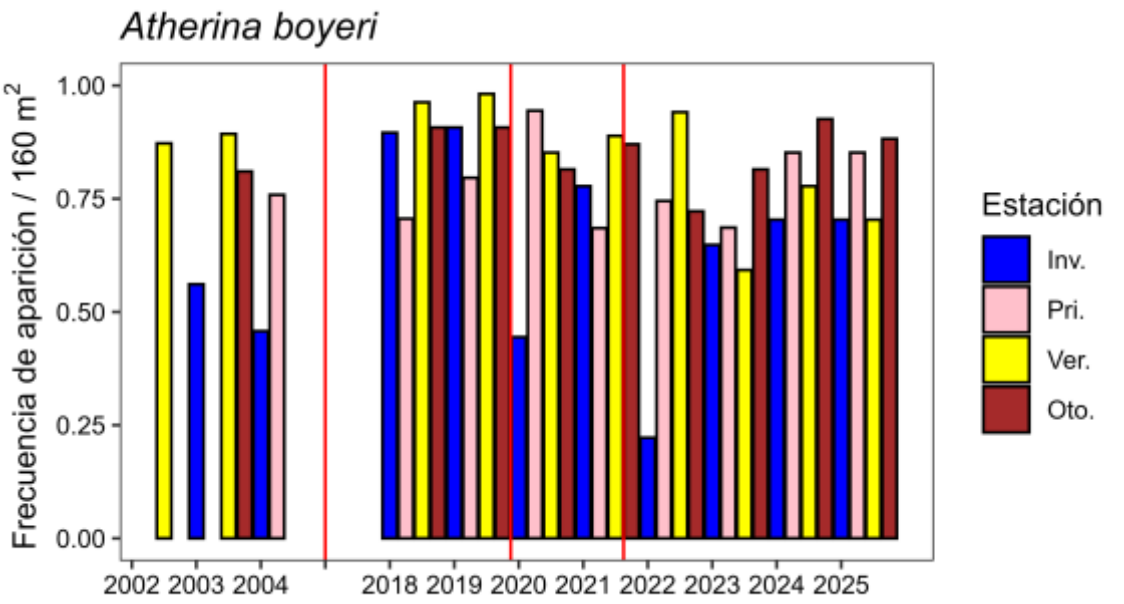
Tabla 5. Adaptación del índice EMFI. Rangos de valores de las métricas y criterios de puntuación.

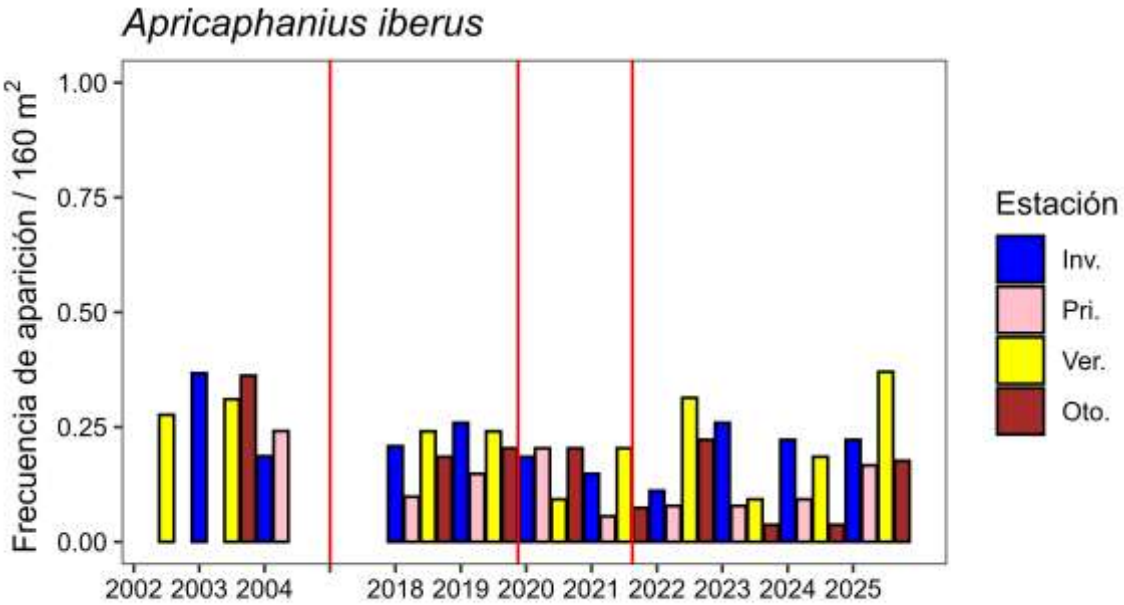
Métrica		Puntuación				
		1	**2**	**3**	**4**	**5**
Diversidad y composición de especies						
1	Riqueza específica	<20%	≥20% - <40%	≥40% - <60%	≥60% - <80%	≥80%
2	Estatus de conservación de la comunidad	0	1-2	3-4	5-6	≥7
3	Composición de especies	<20%	≥20% - <40%	≥40% - <60%	≥60% - <80%	≥80%
Abundancia						
4	Abundancia de especies	<10%	≥10% - <20%	≥20% - <30%	≥30% - <40%	≥40%
5	Dominancia	<20%	≥20% - <40%	≥40% - <60%	≥60% - <80%	≥80%
Uso de las áreas someras						
6	Nº especies diádromas	0	1	2-3	4-5	≥6
7	Riqueza de especies residentes	<20%	≥20% - <40%	≥40% - <60%	≥60% - <80%	≥80%
8	Riqueza de especies migradoras	<20%	≥20% - <40%	≥40% - <60%	≥60% - <80%	≥80%
9	Abundancia de especies residentes	<5% o >95%	≥5% - <15% o >85% - ≤95%	≥15% - <25% o >75% - ≤85%	≥25% - <40% o >60% - ≤75%	≥40% - ≤60%
10	Abundancia de especies migradoras	<5% o >95%	≥5% - <15% o >85% - ≤95%	≥15% - <25% o >75% - ≤85%	≥25% - <40% o >60% - ≤75%	≥40% - ≤60%
Integridad trófica						
11	Riqueza de especies zoobentívoras	<20%	≥20% - <40%	≥40% - <60%	≥60% - <80%	≥80%
12	Riqueza de especies piscívoras	<20%	≥20% - <40%	≥40% - <60%	≥60% - <80%	≥80%
13	Abundancia de especies zoobentívoras	<5% o >95%	≥5% - <10% o >90% - ≤95%	≥10% - <25% o >75% - ≤90%	≥25% - <40% o >60% - ≤75%	≥40% - ≤60%
14	Abundancia de especies piscívoras	0%	0% - <1%	≥1% - <5%	≥5% - <10%	≥10%

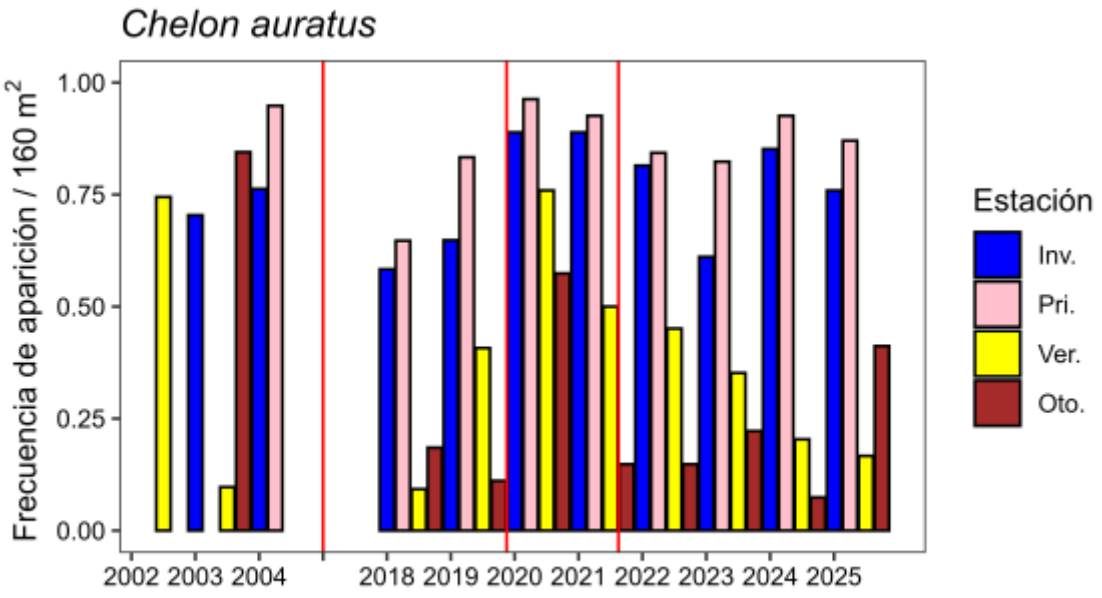
Financiado por la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia

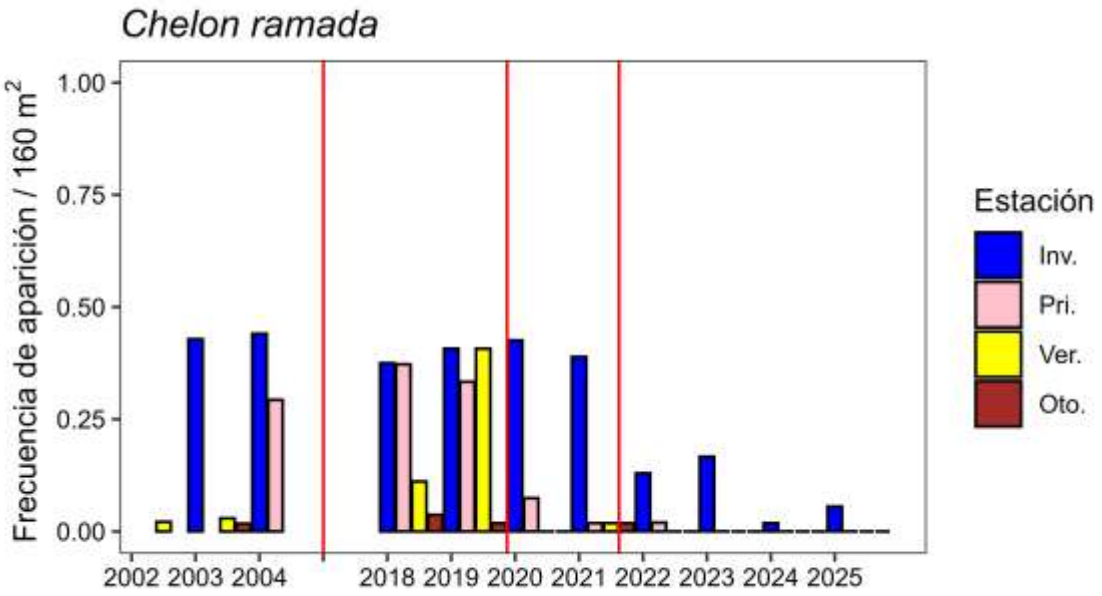
ANEXO II. Evolución temporal de la frecuencia de aparición de taxones prioritarios

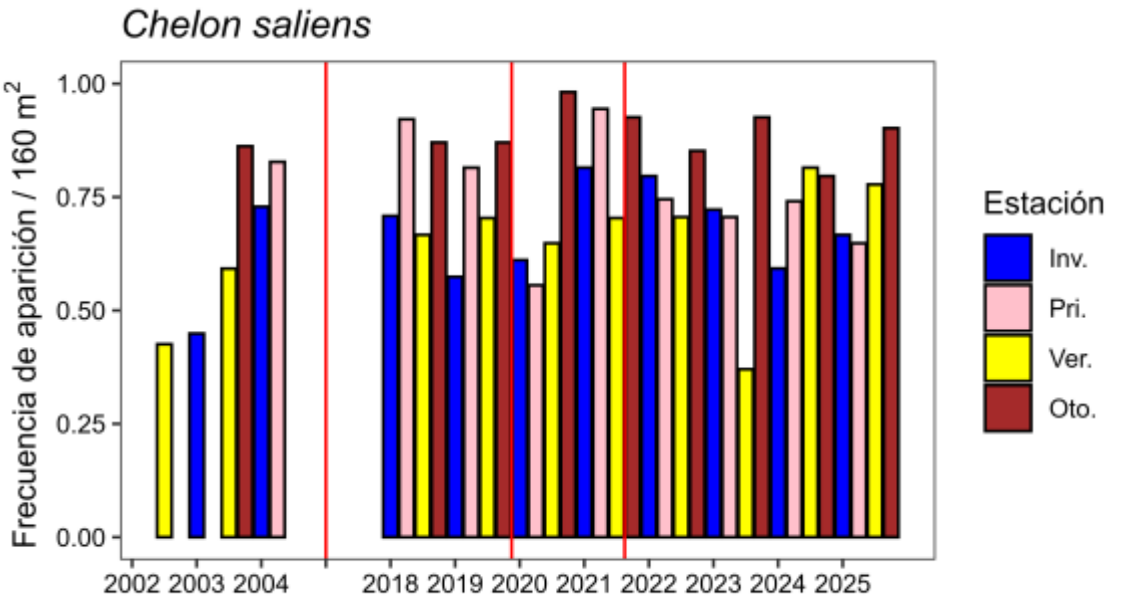
A continuación, se presenta la frecuencia de aparición de los taxones más relevantes en función de las distintas campañas de muestreo realizadas en las áreas someras. Además, también se expone este parámetro para *C. sapidus*.

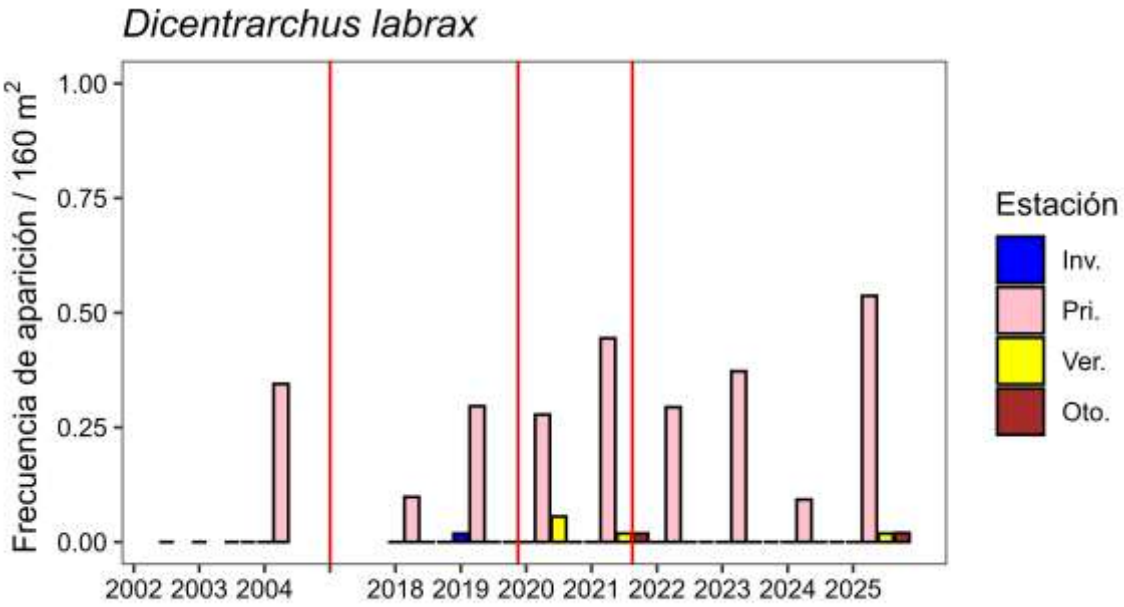


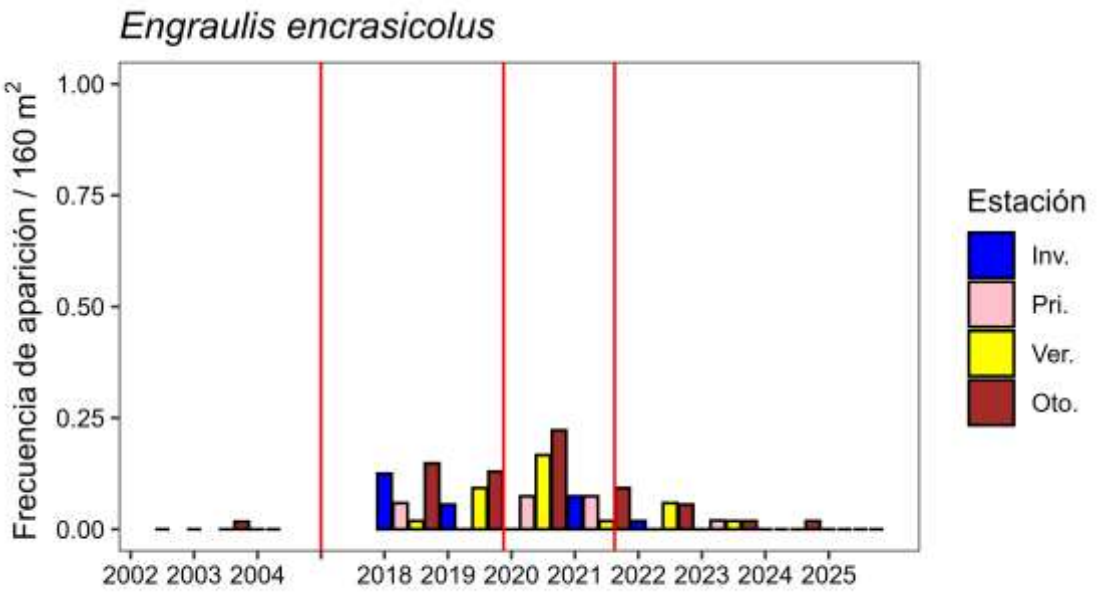


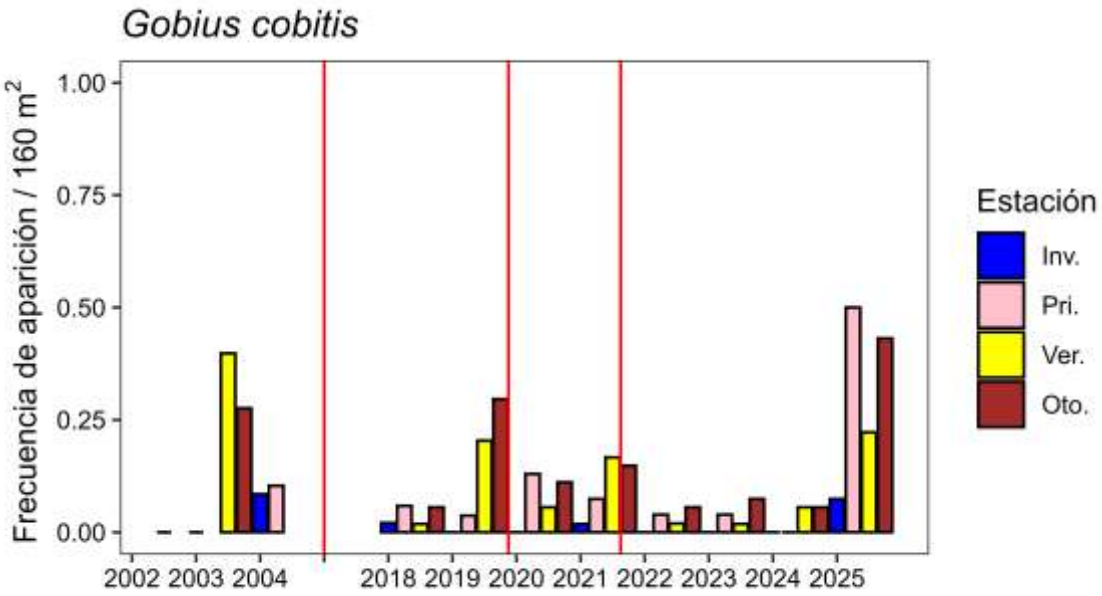

Chelon auratus
Frecuencia de aparición / 160 m2
1.00
0.75
0.50
0.25
0.00
2002 2003 2004
2018 2019 2020 2021 2022 2023 2024 2025
Estación
Inv.
Pri.
Ver.
Oto.

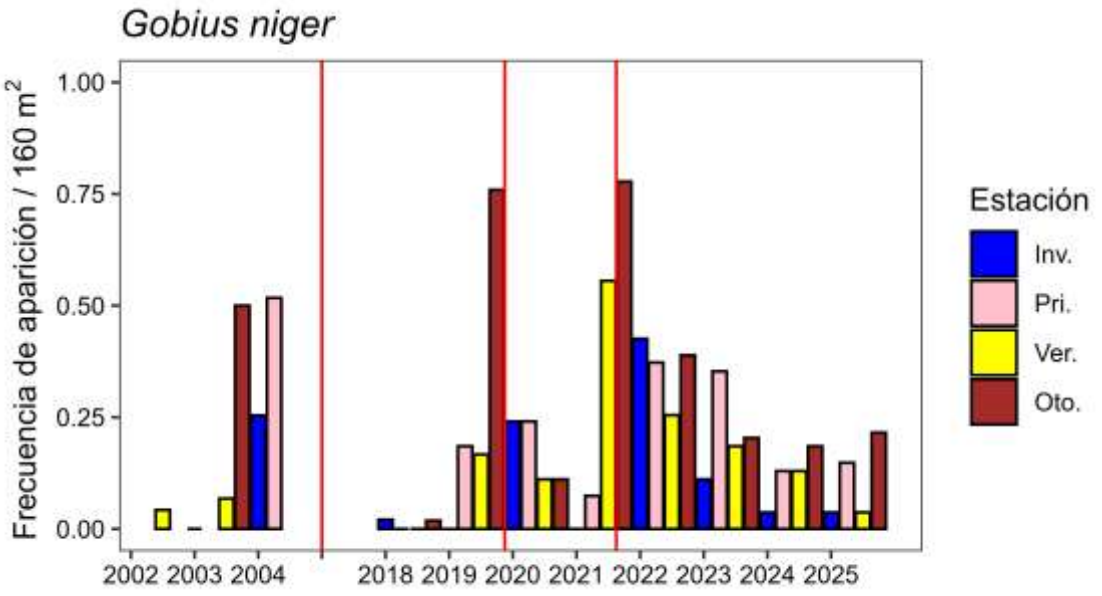

Chelon ramada
Frecuencia de aparición / 160 m2
1.00
0.75
0.50
0.25
0.00
2002 2003 2004
2018 2019 2020 2021 2022 2023 2024 2025
Estación
Inv.
Pri.
Ver.
Oto.

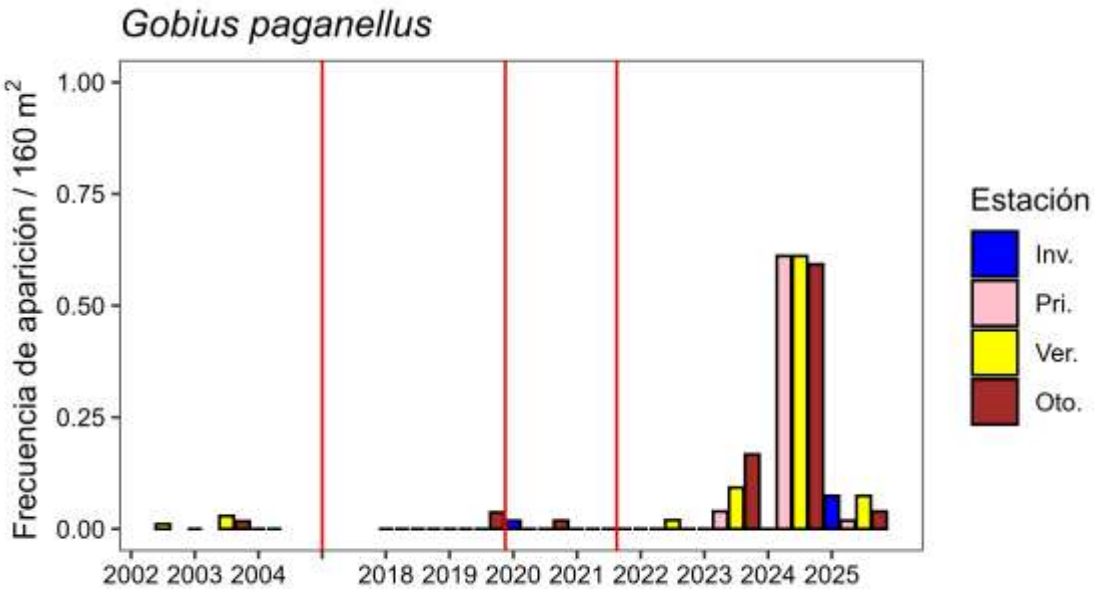

Chelon saliens
Frecuencia de aparición / 160 m2
1.00
0.75
0.50
0.25
0.00
2002 2003 2004
2018 2019 2020 2021 2022 2023 2024 2025
Estación
Inv.
Pri.
Ver.
Oto.

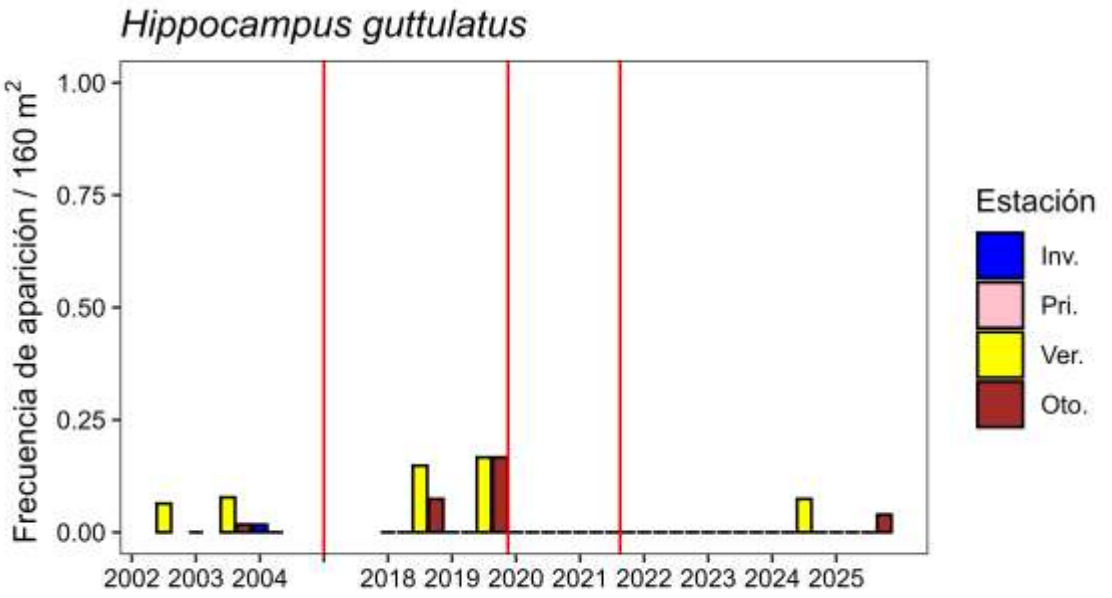

Dicentrarchus labrax
Frecuencia de aparición / 160 m2
1.00
0.75
0.50
0.25
0.00
2002 2003 2004
2018 2019 2020 2021 2022 2023 2024 2025
Estación
Inv.
Pri.
Ver.
Oto.

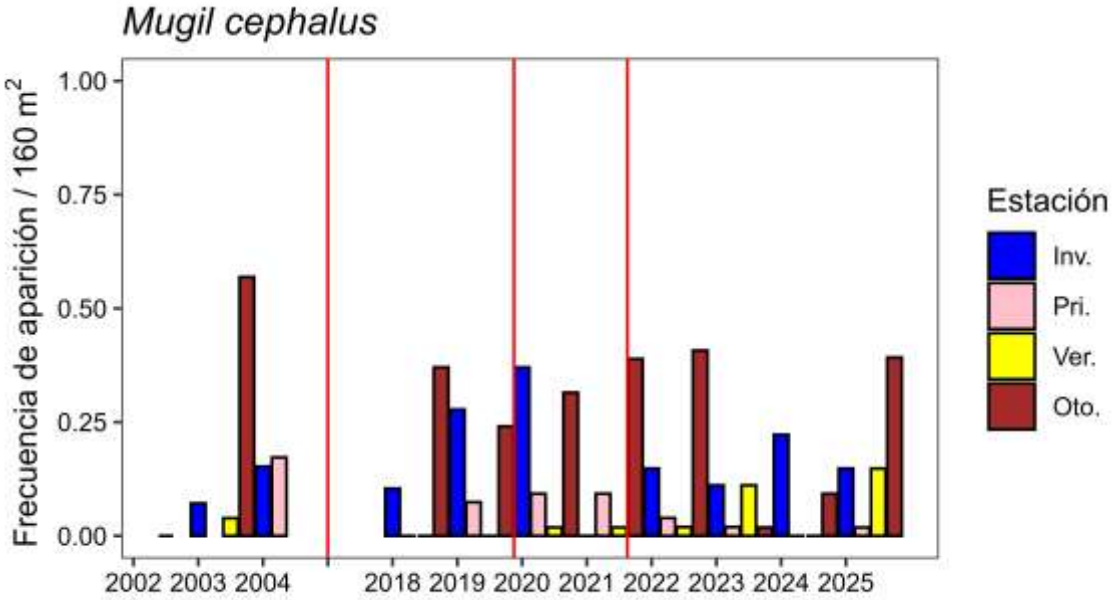

Engraulis encrasicolus
Frecuencia de aparición / 160 m2
1.00
0.75
0.50
0.25
0.00
2002 2003 2004
2018 2019 2020 2021 2022 2023 2024 2025
Estación
Inv.
Pri.
Ver.
Oto.

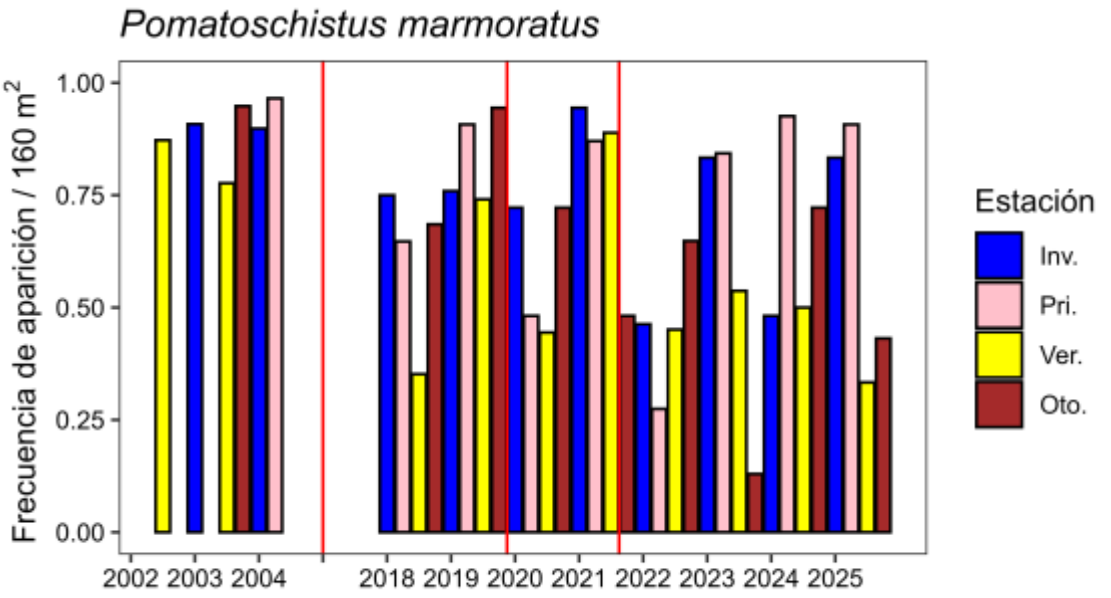

Gobius cobitis
Frecuencia de aparición / 160 m2
1.00
0.75
0.50
0.25
0.00
2002 2003 2004
2018 2019 2020 2021 2022 2023 2024 2025
Estación
Inv.
Pri.
Ver.
Oto.

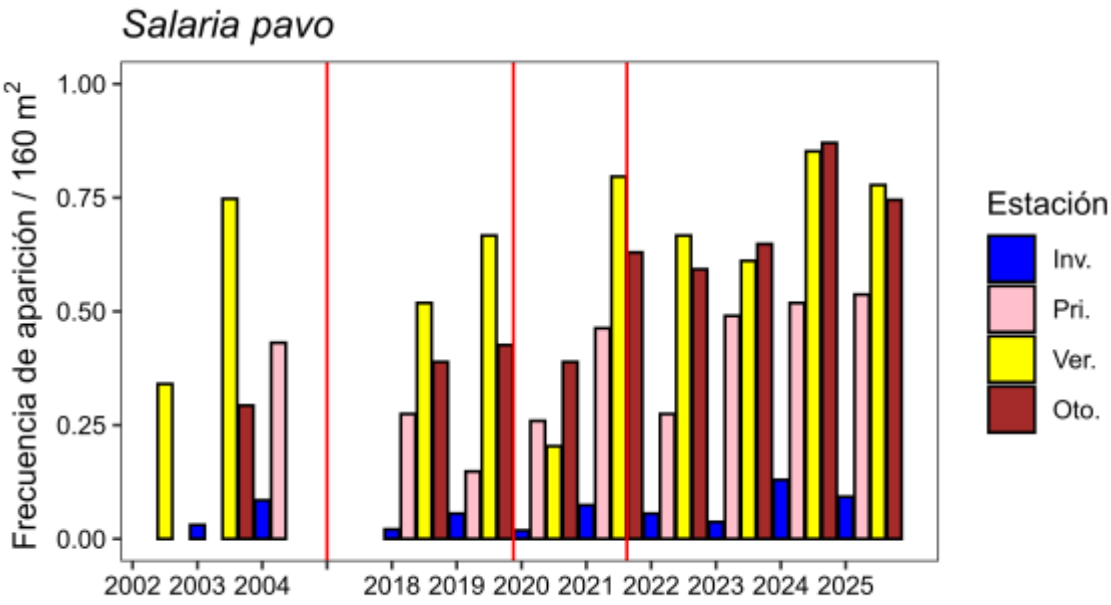

Gobius niger
Frecuencia de aparición / 160 m2
1.00
0.75
0.50
0.25
0.00
2002 2003 2004
2018 2019 2020 2021 2022 2023 2024 2025
Estación
Inv.
Pri.
Ver.
Oto.

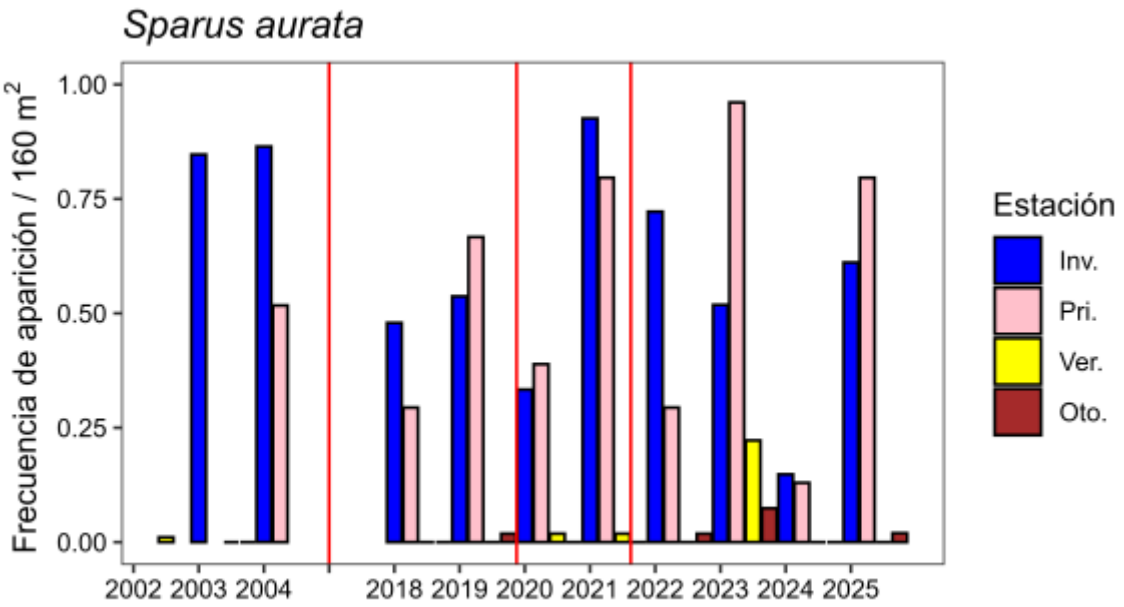

Gobius paganellus
Frecuencia de aparición / 160 m2
1.00
0.75
0.50
0.25
0.00
2002 2003 2004
2018 2019 2020 2021 2022 2023 2024 2025
Estación
Inv.
Pri.
Ver.
Oto.

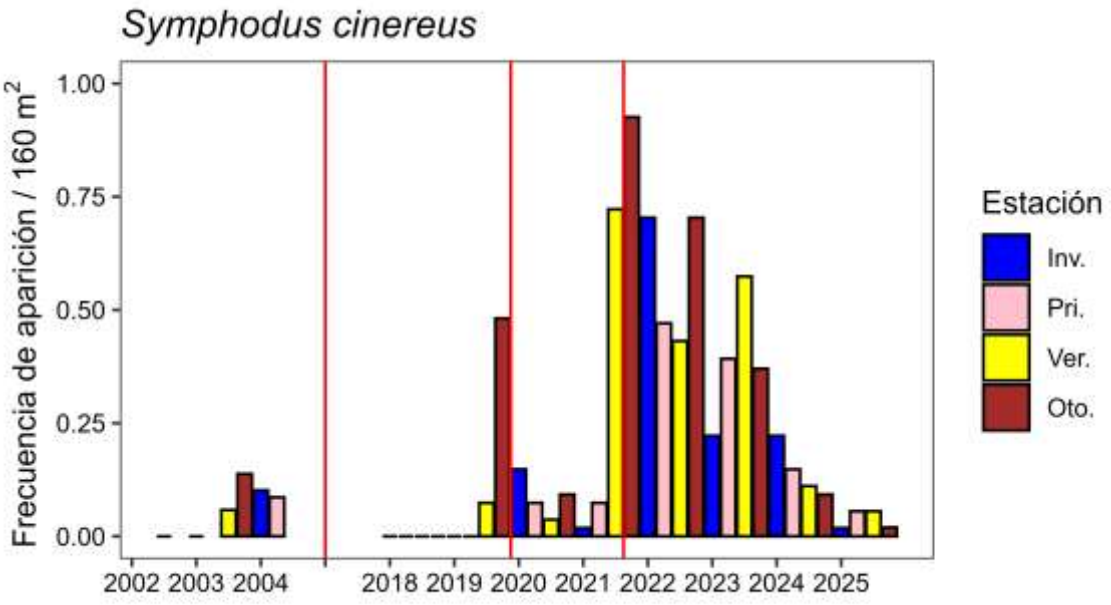

Hippocampus guttulatus
Frecuencia de aparición / 160 m2
1.00
0.75
0.50
0.25
0.00
2002 2003 2004
2018 2019 2020 2021 2022 2023 2024 2025
Estación
Inv.
Pri.
Ver.
Oto.

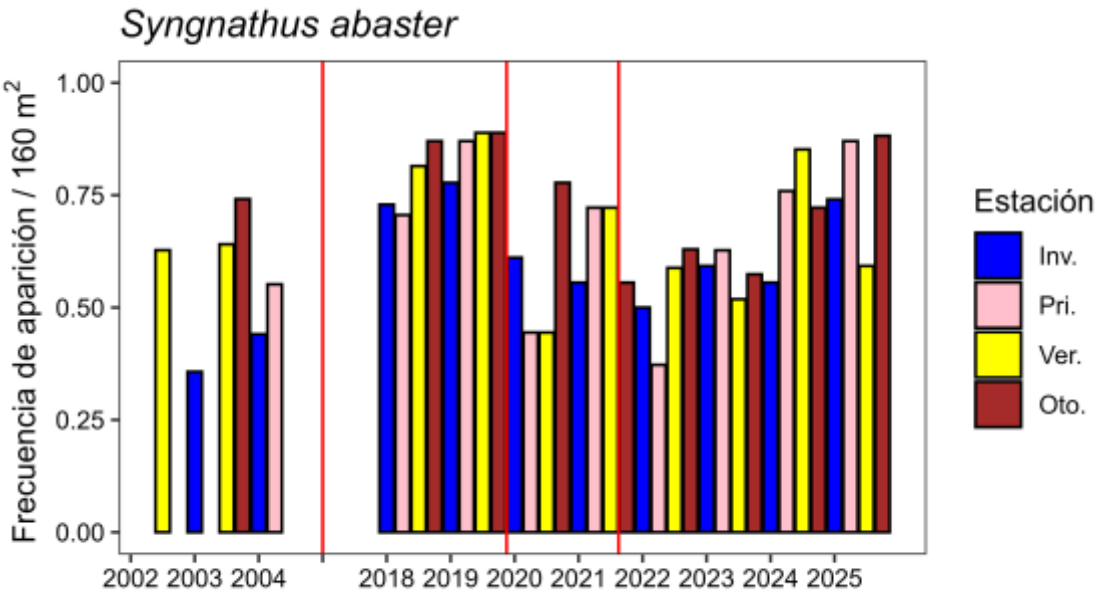

Mugil cephalus
Frecuencia de aparición / 160 m2
1.00
0.75
0.50
0.25
0.00
2002 2003 2004
2018 2019 2020 2021 2022 2023 2024 2025
Estación
Inv.
Pri.
Ver.
Oto.

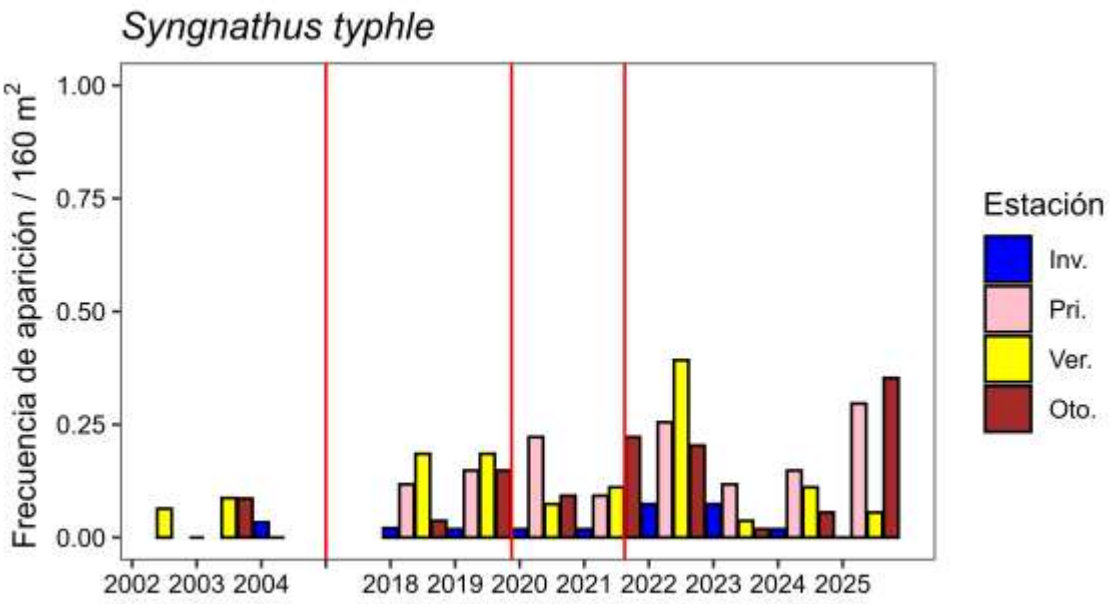

Pomatoschistus marmoratus
Frecuencia de aparición / 160 m2
1.00
0.75
0.50
0.25
0.00
2002 2003 2004
2018 2019 2020 2021 2022 2023 2024 2025
Estación
Inv.
Pri.
Ver.
Oto.

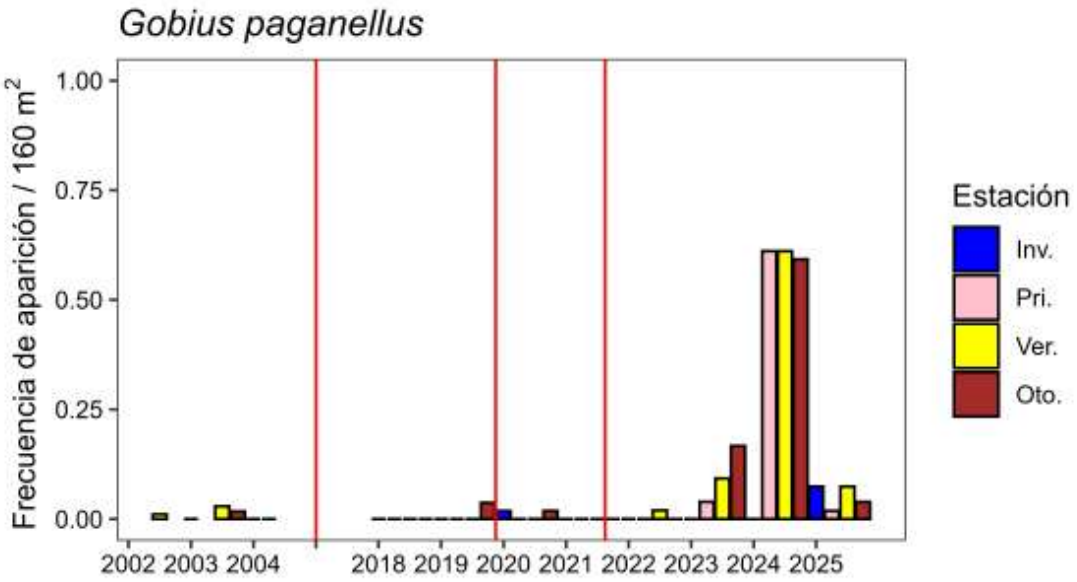

Salaria pavo
Frecuencia de aparición / 160 m2
1.00
0.75
0.50
0.25
0.00
2002 2003 2004
2018 2019 2020 2021 2022 2023 2024 2025
Estación
Inv.
Pri.
Ver.
Oto.


Sparus aurata
Frecuencia de aparición / 160 m2
1.00
0.75
0.50
0.25
0.00
2002 2003 2004
2018 2019 2020 2021 2022 2023 2024 2025
Estación
Inv.
Pri.
Ver.
Oto.


Symphodus cinereus
Frecuencia de aparición / 160 m2
1.00
0.75
0.50
0.25
0.00
2002 2003 2004
2018 2019 2020 2021 2022 2023 2024 2025
Estación
Inv.
Pri.
Ver.
Oto.

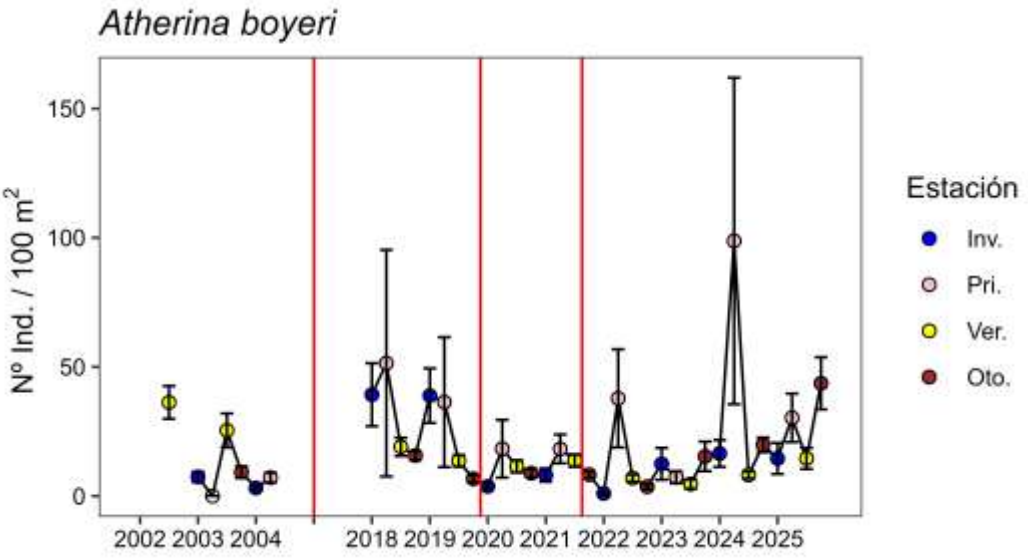

Syngnathus abaster
Frecuencia de aparición / 160 m2
1.00
0.75
0.50
0.25
0.00
2002 2003 2004
2018 2019 2020 2021 2022 2023 2024 2025
Estación
Inv.
Pri.
Ver.
Oto.

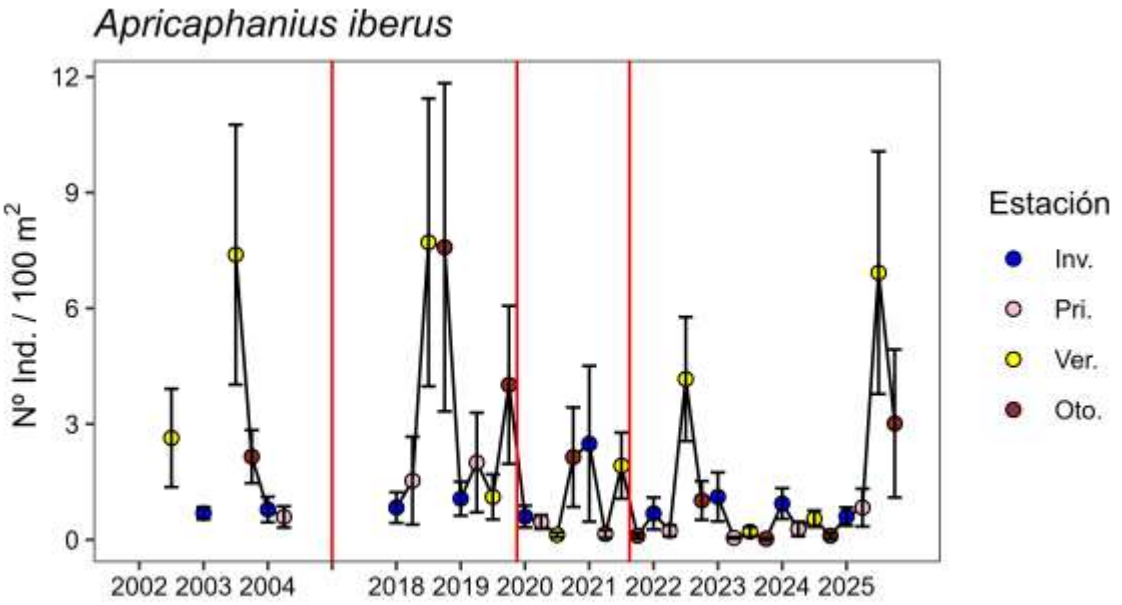

Syngnathus typhle
Frecuencia de aparición / 160 m2
1.00
0.75
0.50
0.25
0.00
2002 2003 2004
2018 2019 2020 2021 2022 2023 2024 2025
Estación
Inv.
Pri.
Ver.
Oto.


Gobius paganellus
Frecuencia de aparición / 160 m2
1.00
0.75
0.50
0.25
0.00
2002 2003 2004
2018 2019 2020 2021 2022 2023 2024 2025
Estación
Inv.
Pri.
Ver.
Oto.

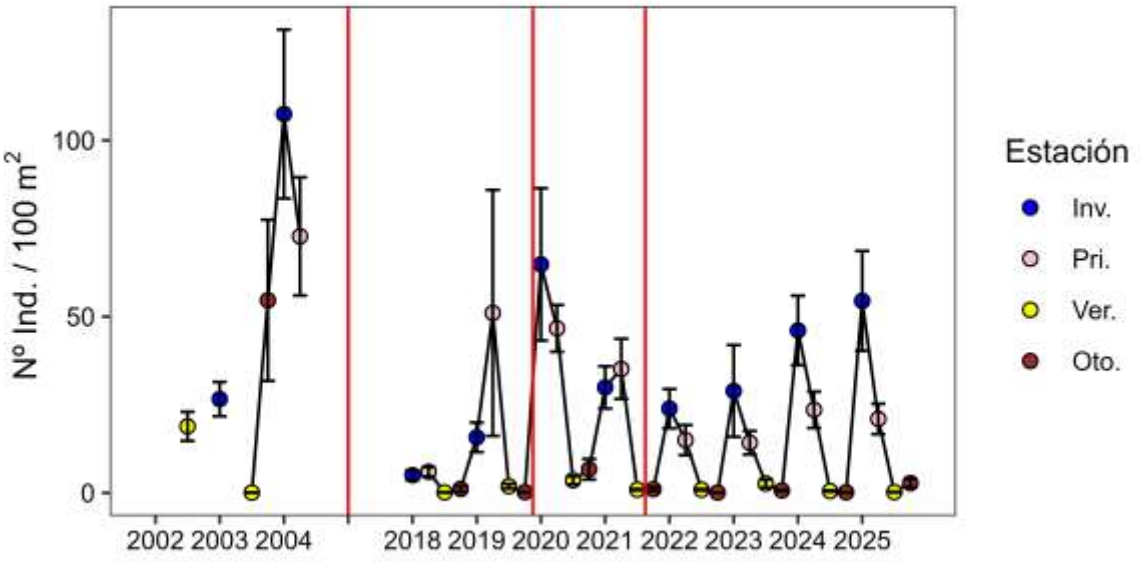
ANEXO III. Evolución temporal de la abundancia de taxones prioritarios

A continuación, se presenta la abundancia (media ± error estándar) de los taxones más relevantes en función de las distintas campañas de muestreo realizadas en las áreas someras. Además, también se expone este parámetro para *C. sapidus*.

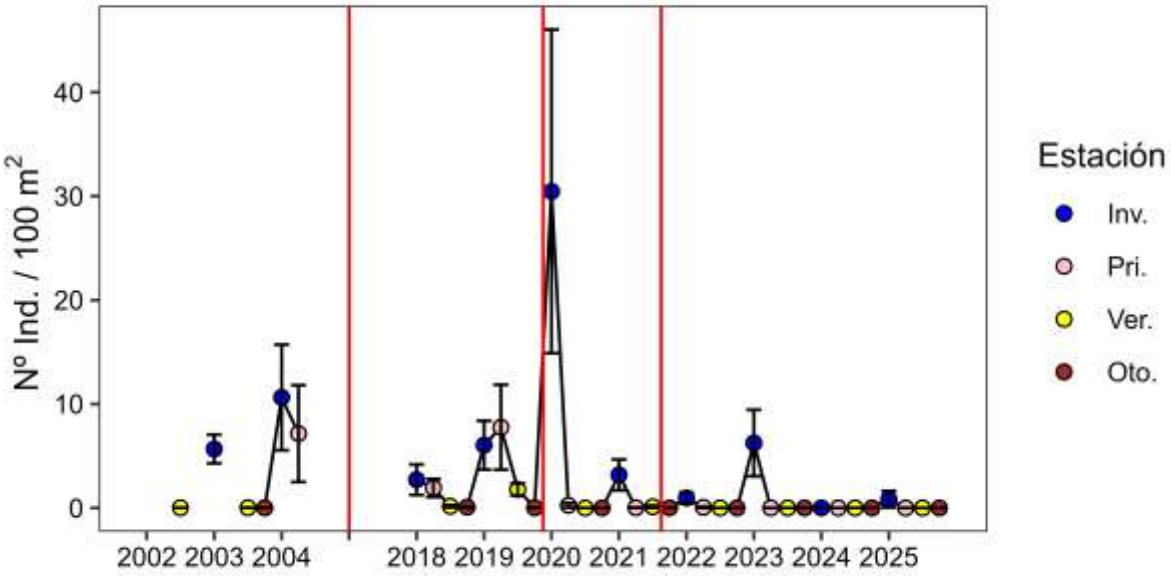


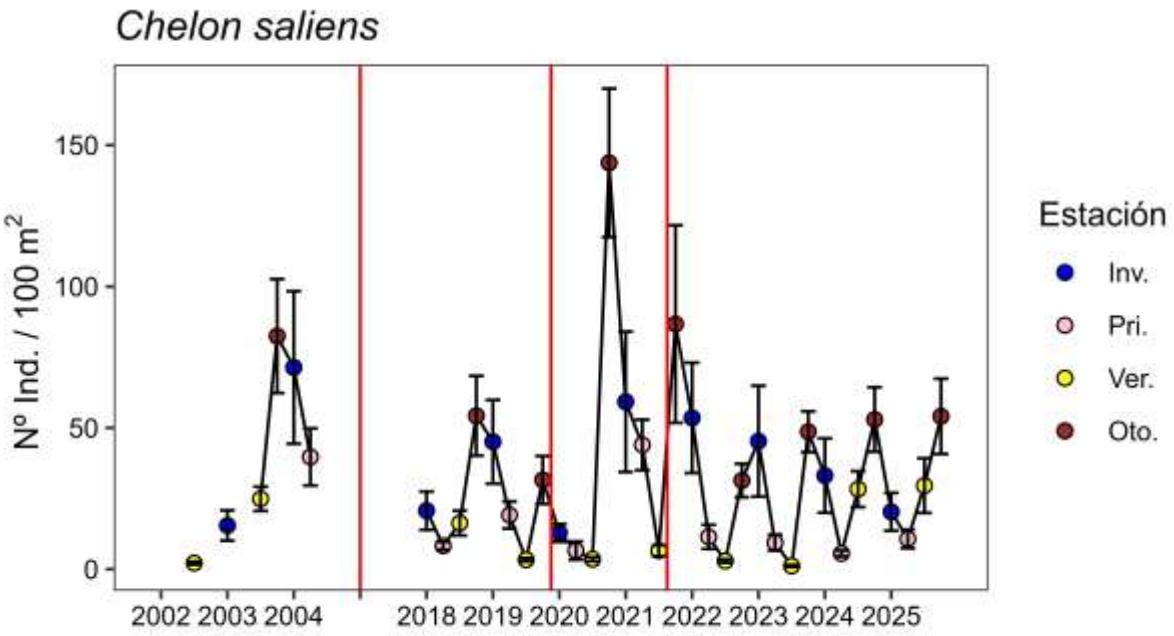


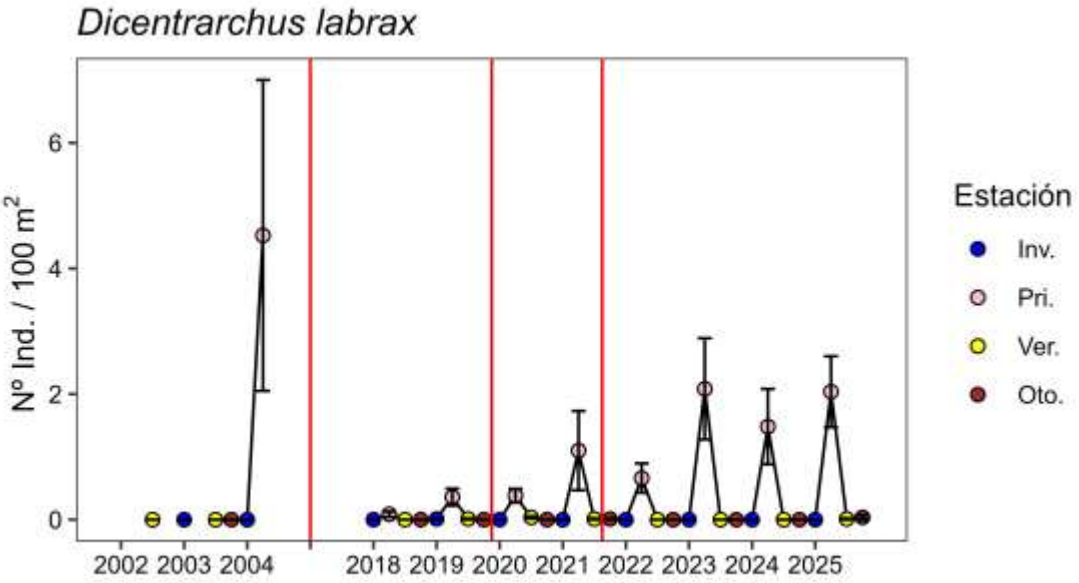
Chelon auratus



Chelon ramada

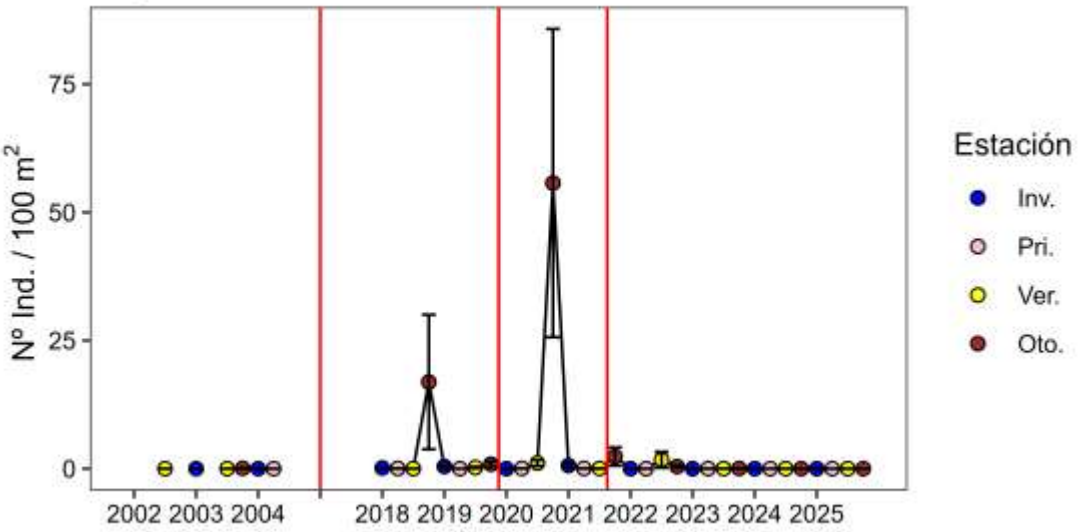



Chelon saliens
Nº Ind. / 100 m2
150
100
50
0
2002 2003 2004
2018 2019 2020 2021 2022 2023 2024 2025
Estación
Inv.
Pri.
Ver.
Oto.

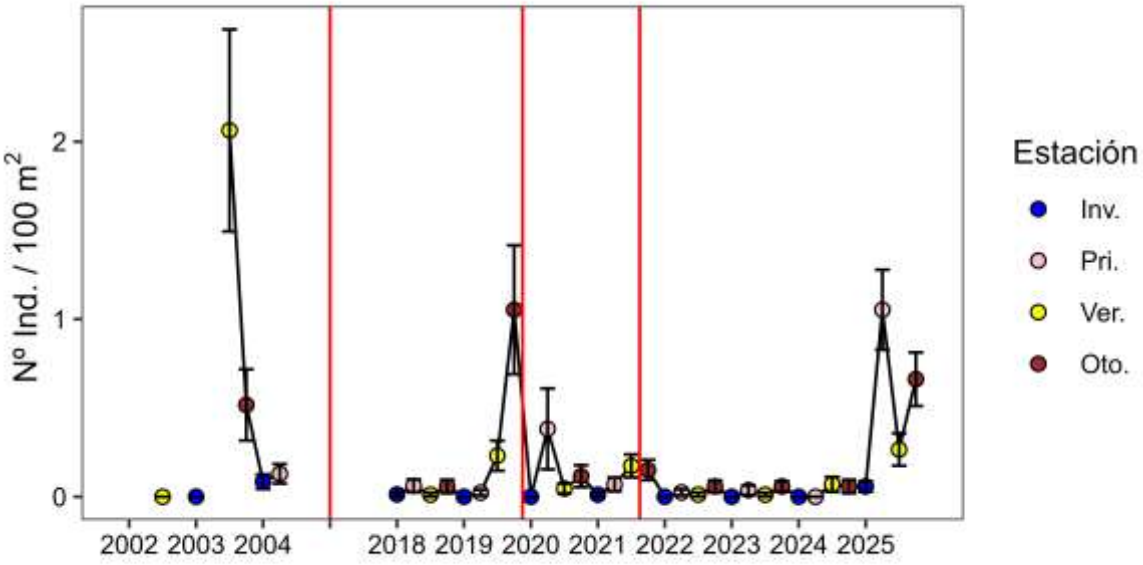

Dicentrarchus labrax
Nº Ind. / 100 m2
6
4
2
0
2002 2003 2004
2018 2019 2020 2021 2022 2023 2024 2025
Estación
Inv.
Pri.
Ver.
Oto.

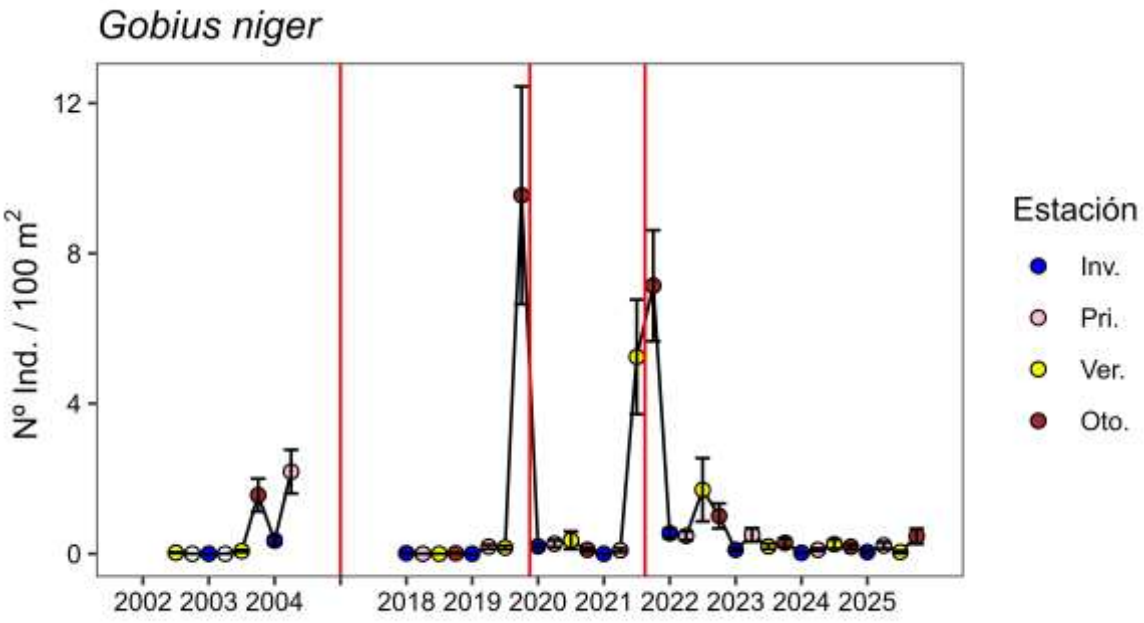
Financiado por la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia

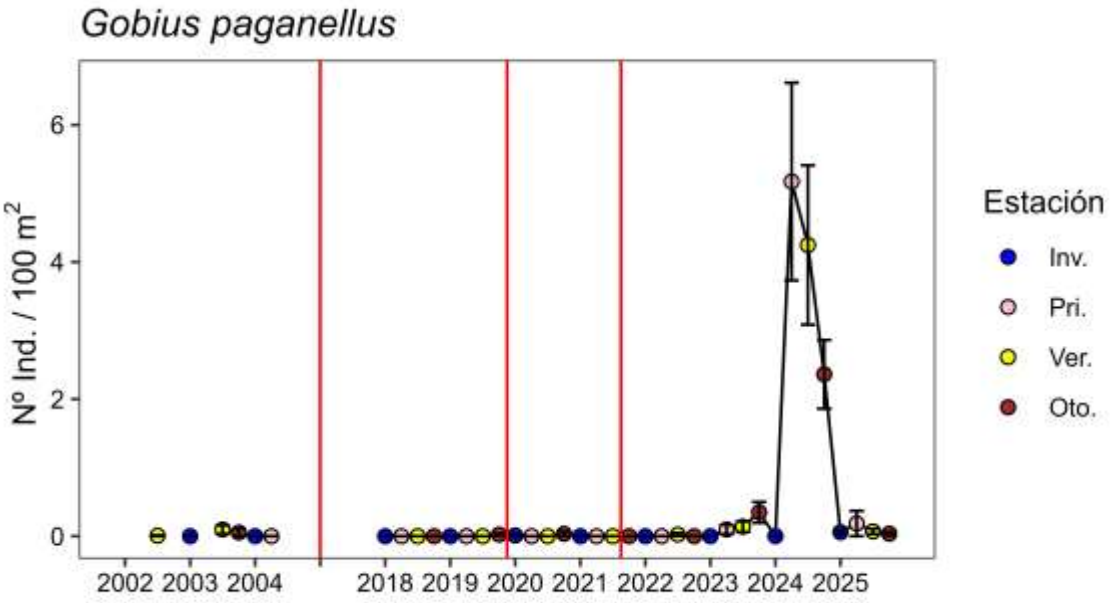
Engraulis encrasicolus

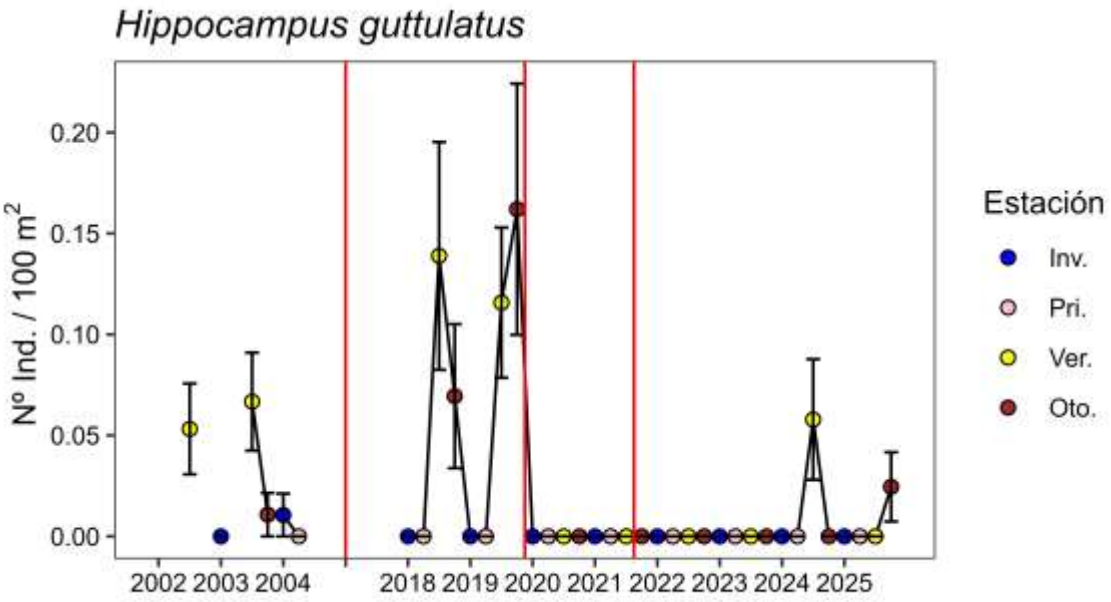


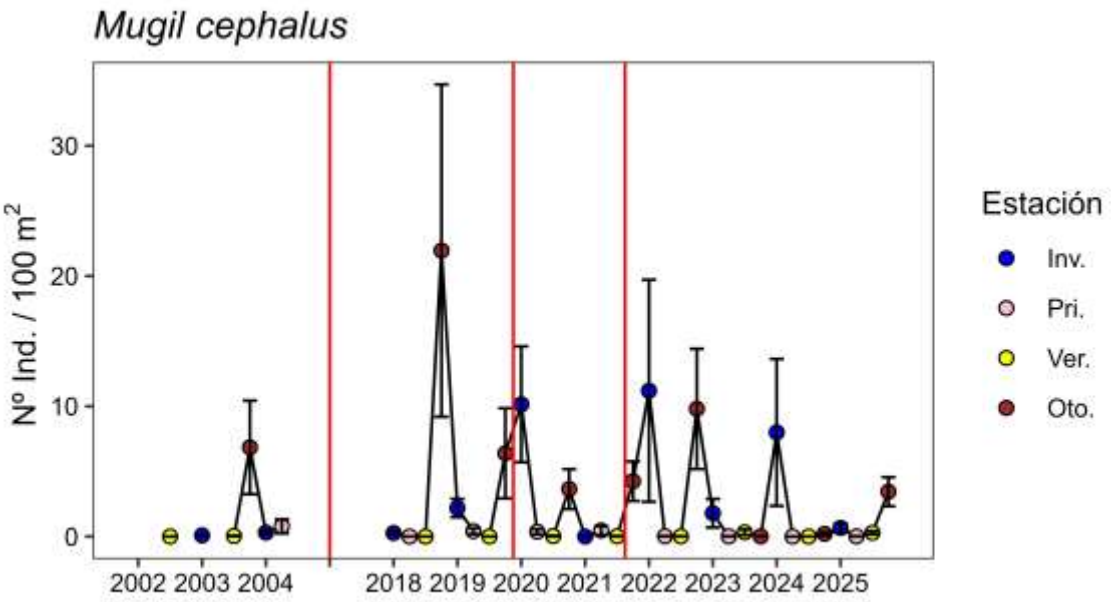
Gobius cobitis



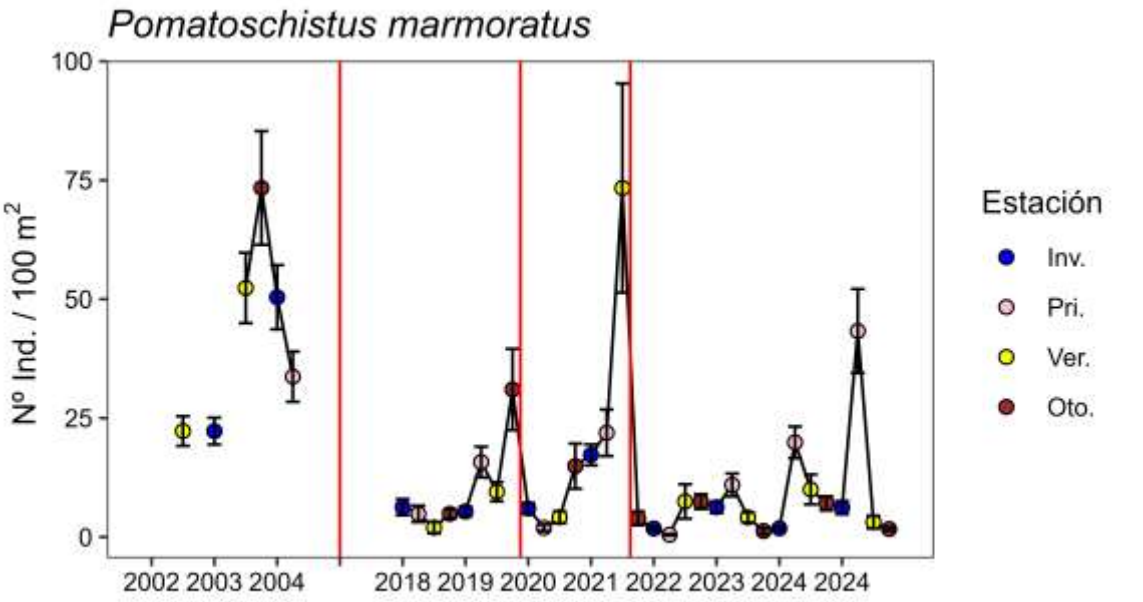

Gobius niger
Nº Ind. / 100 m²
12
8
4
0
2002 2003 2004
2018 2019 2020 2021 2022 2023 2024 2025
Estación
Inv.
Pri.
Ver.
Oto.

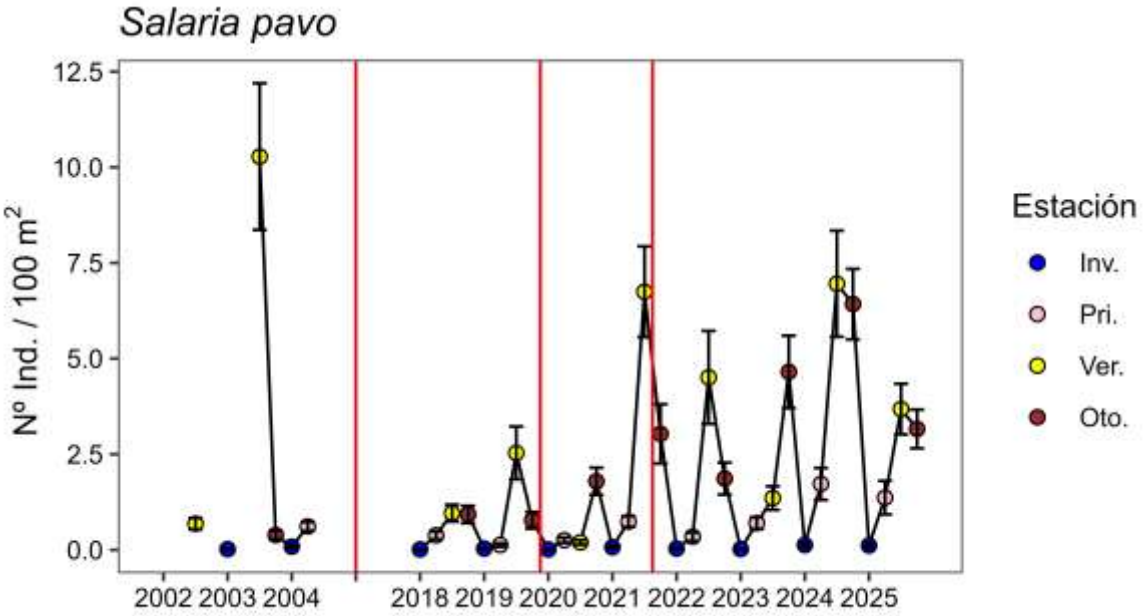

Gobius paganellus
Nº Ind. / 100 m²
6
4
2
0
2002 2003 2004
2018 2019 2020 2021 2022 2023 2024 2025
Estación
Inv.
Pri.
Ver.
Oto.

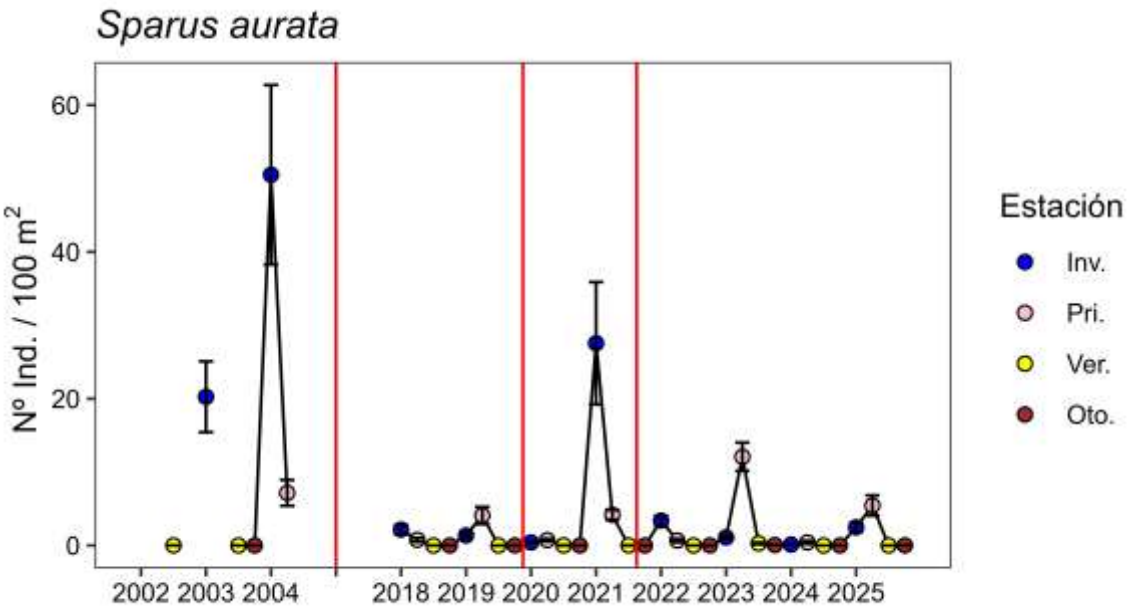

Hippocampus guttulatus
Nº Ind. / 100 m²
0.20
0.15
0.10
0.05
0.00
2002 2003 2004
2018 2019 2020 2021 2022 2023 2024 2025
Estación
Inv.
Pri.
Ver.
Oto.

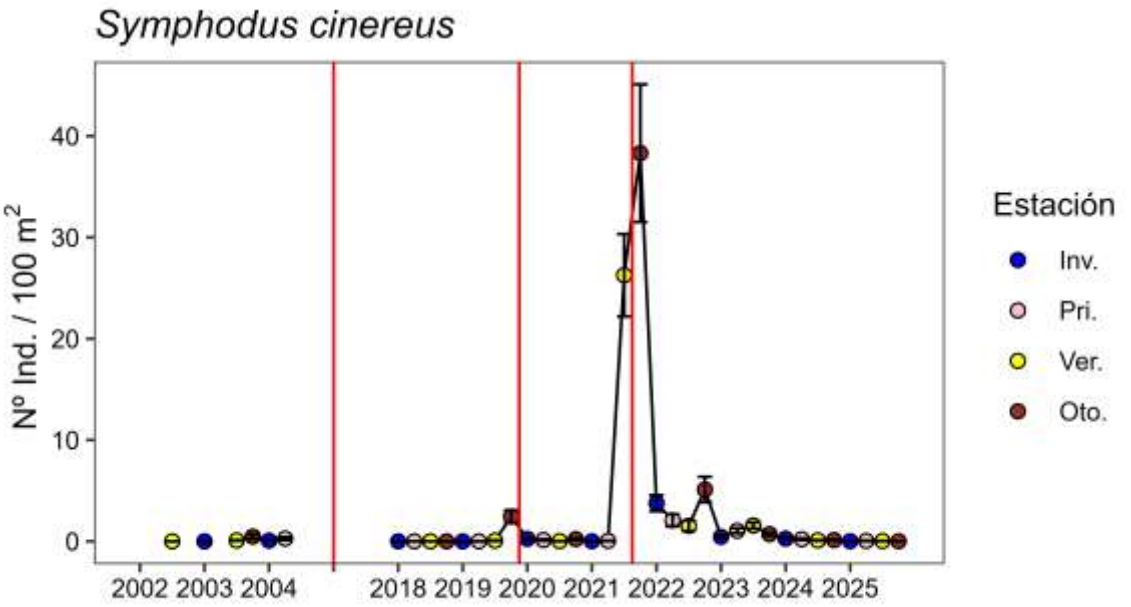

Mugil cephalus
Nº Ind. / 100 m²
30
20
10
0
2002 2003 2004
2018 2019 2020 2021 2022 2023 2024 2025
Estación
Inv.
Pri.
Ver.
Oto.

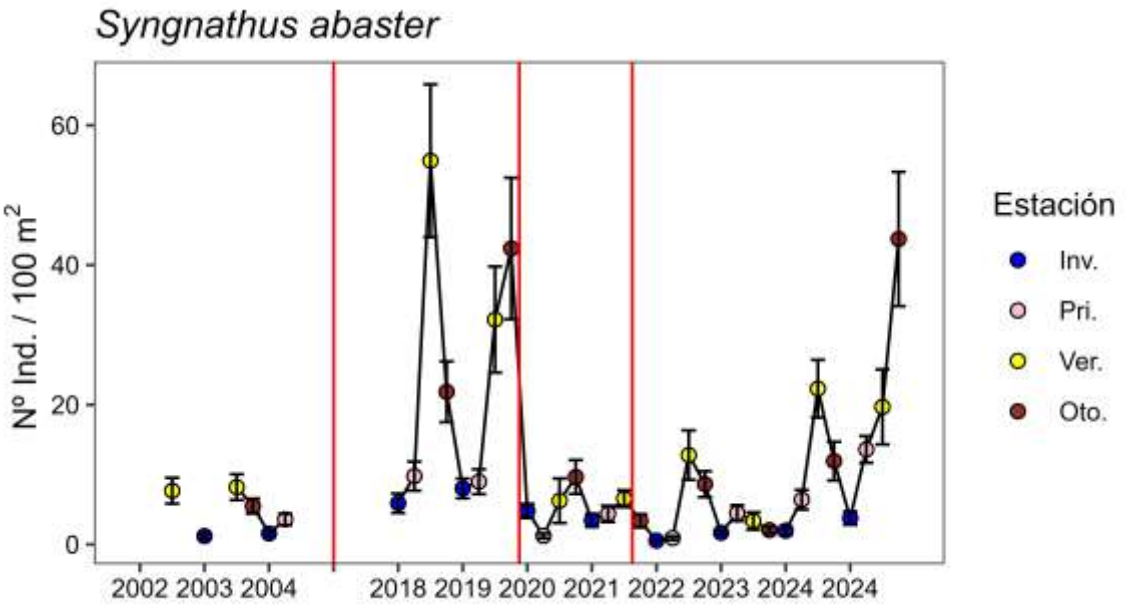
Financiado por la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia

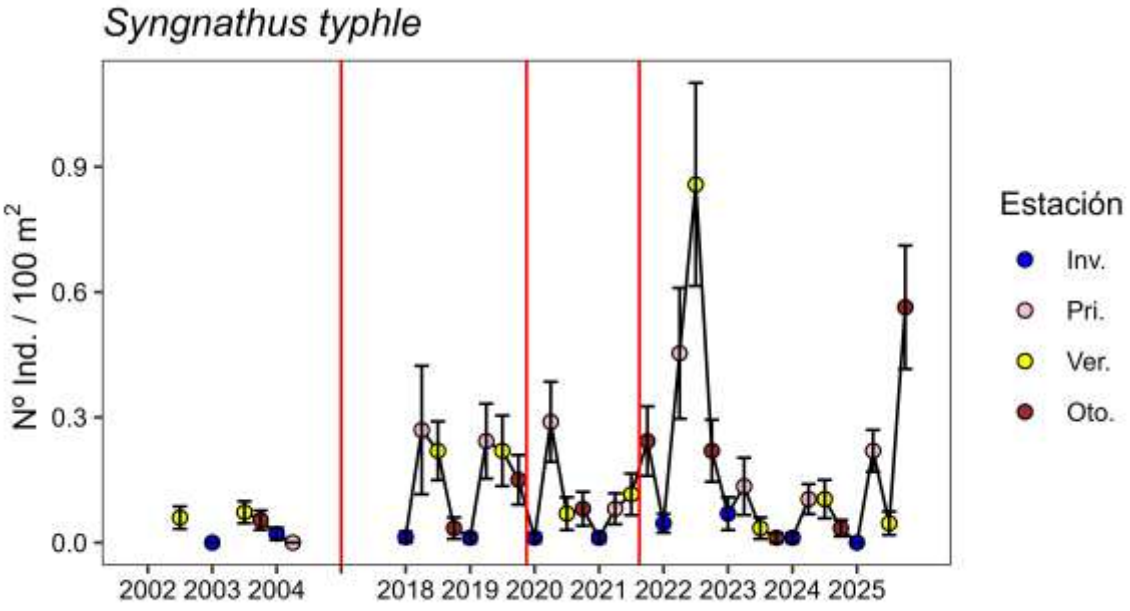


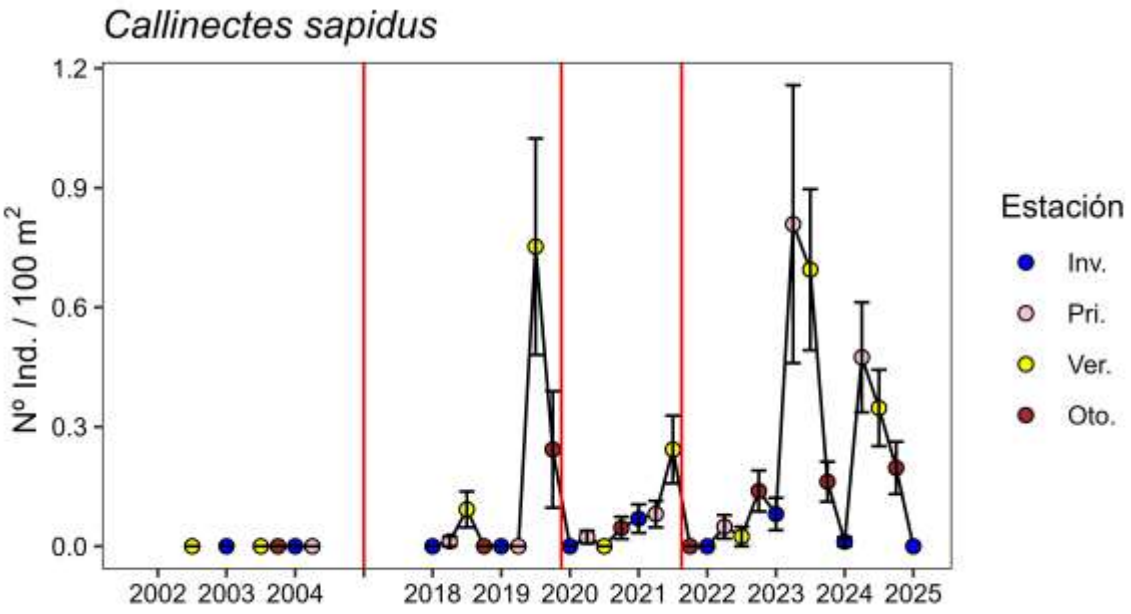



Sparus aurata
Nº Ind. / 100 m2
60
40
20
0
2002 2003 2004
2018 2019 2020 2021 2022 2023 2024 2025
Estación
Inv.
Pri.
Ver.
Oto.


Symphodus cinereus
Nº Ind. / 100 m2
40
30
20
10
0
2002 2003 2004
2018 2019 2020 2021 2022 2023 2024 2025
Estación
Inv.
Pri.
Ver.
Oto.

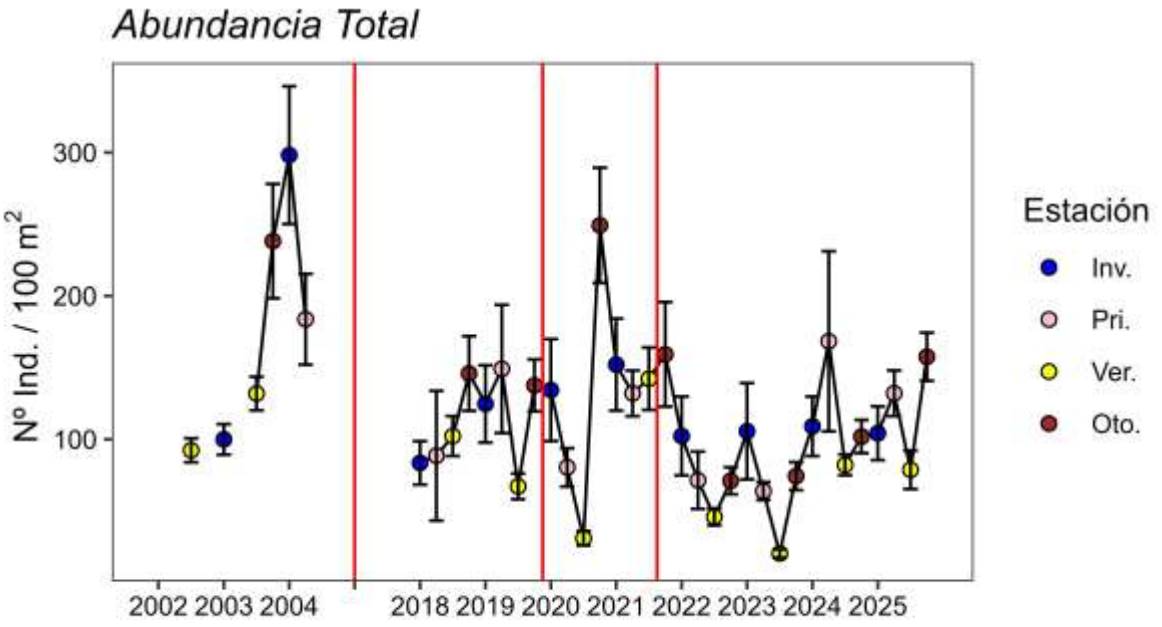

Syngnathus abaster
Nº Ind. / 100 m²
60
40
20
0
2002 2003 2004
2018 2019 2020 2021 2022 2023 2024 2024
Estación
Inv.
Pri.
Ver.
Oto.

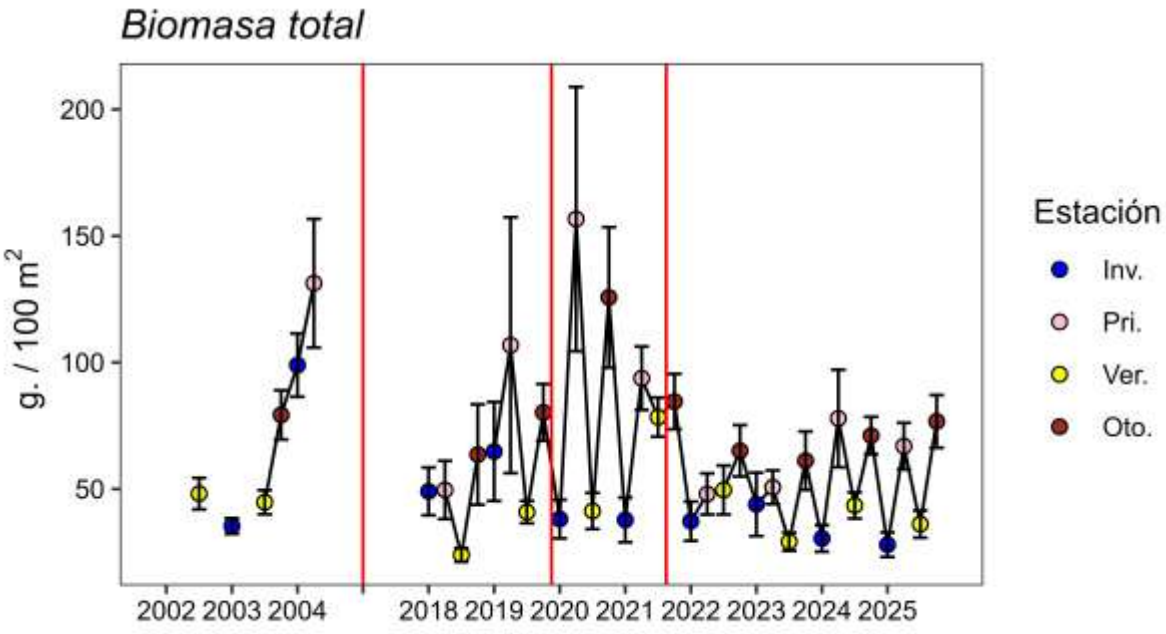

Syngnathus typhle
Nº Ind. / 100 m²
0.9
0.6
0.3
0.0
2002 2003 2004
2018 2019 2020 2021 2022 2023 2024 2025
Estación
Inv.
Pri.
Ver.
Oto.


Callinectes sapidus
Nº Ind. / 100 m2
1.2
0.9
0.6
0.3
0.0
2002
2003
2004
2018
2019
2020
2021
2022
2023
2024
2025
Estación
Inv.
Pri.
Ver.
Oto.

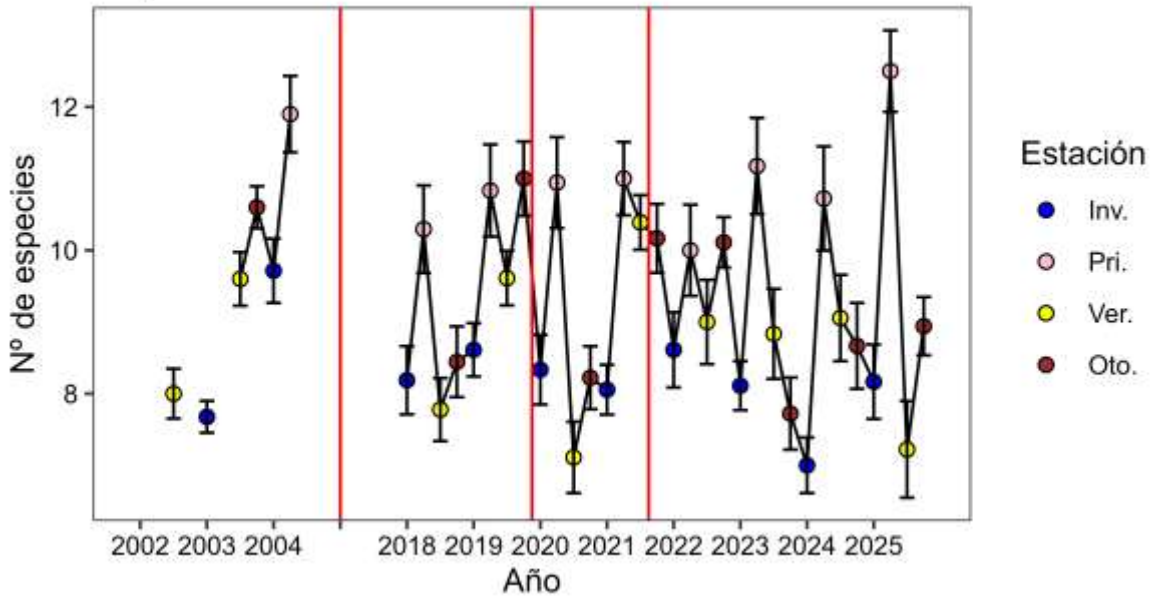
ANEXO IV. Evolución temporal de las métricas descriptoras de la comunidad

A continuación, se presentan los resultados (media ± error estándar) de las métricas descriptoras de la comunidad en función de las distintas campañas de muestreo realizadas en las áreas someras.

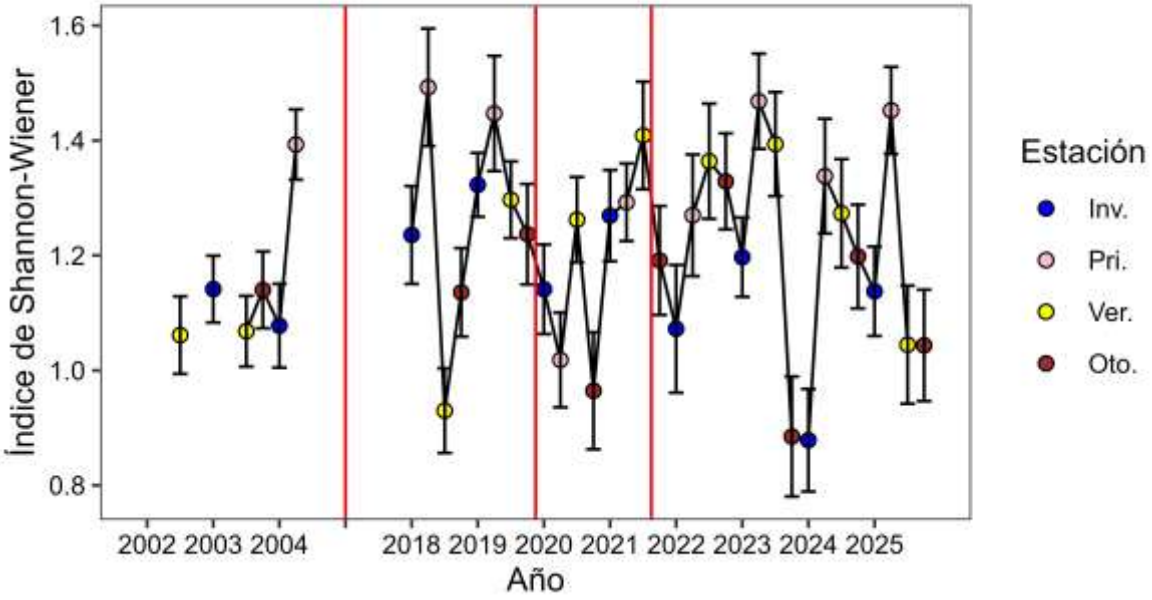


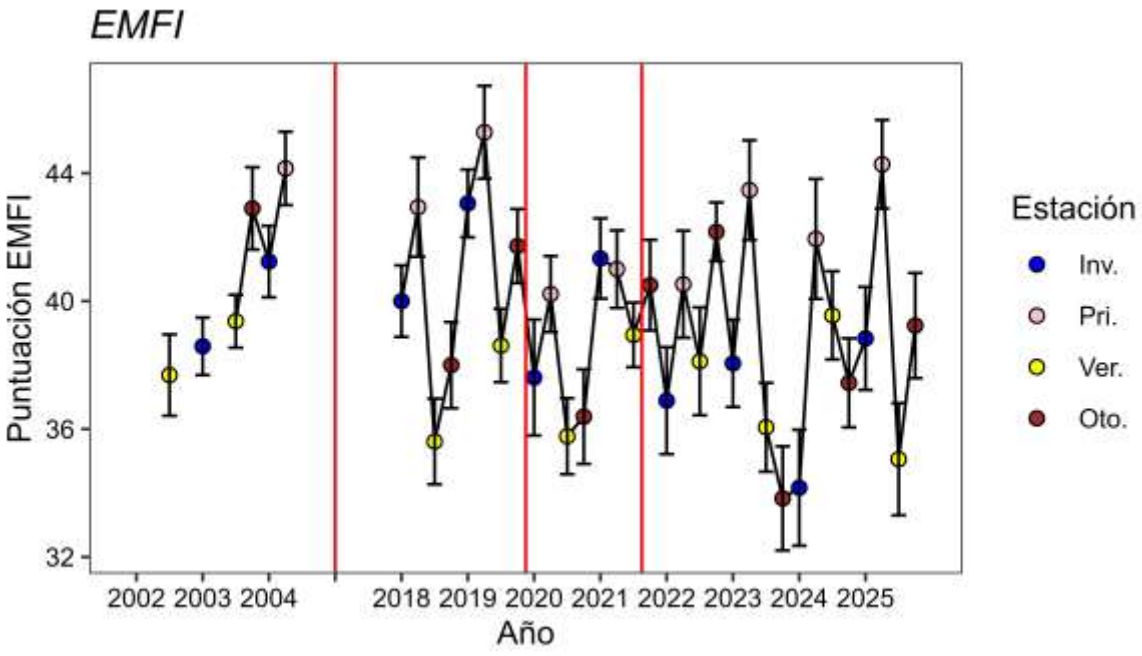


Riqueza



Diversidad




EMFI
Puntuación EMFI
44
40
36
32
2002 2003 2004
2018 2019 2020 2021 2022 2023 2024 2025
Año
Estación
Inv.
Pri.
Ver.
Oto.

ANEXO V. Difusión científica

En el presente anexo se indican las publicaciones científicas que han tenido lugar durante el desarrollo de la presente subvención nominativa.

Guerrero-Gómez, A., Zamora-López, A., Zamora-Marín, J.M., Oliva-Paterna, F.J., Torralva, M., 2025. Spatiotemporal dynamics and species-habitat relationships in syngnathid assemblages from a coastal lagoon under eutrophication stress. *Mar. Environ. Res*. 211, 107452. https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2025.107452

Guerrero-Gómez, A., Zamora-López, A., Herrero-Reyes, A.A., Oliva-Paterna, F.J., Madrid-Ruiz, J., Álvarez-Navarro, V.M., Peñalver, R., Torralva, M., 2025. First record of winter pregnant males of two pipefish species in a Mediterranean coastal lagoon. *J. Fish Biol*. 1–5. https://doi.org/10.1111/jfb.70195

Zamora-López, A., Guerrero-Gómez, A., Torralva, M., Zamora-Marín, J.M., Oliva-Paterna, F.J., 2025. Eutrophication-induced shifts in fish assemblages from a Mediterranean coastal lagoon. *Sci. Total Environ*. 1004. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2025.180765

Herrero-Reyes, A.A., Guerrero-Gómez, A., Zamora-López, A., Torralva, M., Zamora-Marín, J.M., Oliva-Paterna, F.J., 2025. Population dynamics, habitat use and trapping efficiency of the invasive crab Callinectes sapidus in a Mediterranean hypersaline coastal lagoon. *NeoBiota* 102, 351–375. https://doi.org/10.3897/neobiota.102.148388